

INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo
Integral Regional – Unidad Oaxaca



**Determinación de patrones de uso de
suelo mediante teledetección para
diferentes bosques templados húmedos
de Oaxaca**

T E S I S

para obtener el grado de
Maestro en Ciencias

Presenta:

MIGUEL HERNÁNDEZ CUEVAS

Director de tesis:

Dr. Rafael Felipe del Castillo Sánchez

Maestría en Ciencias en Conservación y Aprovechamiento de Recursos Naturales

Santa Cruz Xoxocotlán, noviembre, 2021



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

ACTA DE REGISTRO DE TEMA DE TESIS Y DESIGNACIÓN DE DIRECTOR DE TESIS

Ciudad de México, a 30 de abril del 2021

El Colegio de Profesores de Posgrado de **CIIDIR UNIDAD OAXACA** en su Sesión
(Unidad Académica)

Ordinaria No. 4 celebrada el día 12 del mes abril de 2021, conoció la solicitud

presentada por el alumno:

Apellido Paterno:	Hernández	Apellido Materno:	Cuevas	Nombre (s):	Miguel
-------------------	-----------	-------------------	--------	-------------	--------

Número de registro: B 1 9 0 1 6 2

del Programa Académico de Posgrado: Maestría en Ciencias en Conservación y Aprovechamiento de Recursos Naturales

Referente al registro de su tema de tesis; acordando lo siguiente:

1.- Se designa al aspirante el tema de tesis titulado:

"Determinación de patrones de uso de suelo mediante teledetección de bosques templados húmedos de Oaxaca"

Objetivo general del trabajo de tesis:

Monitorear los patrones temporales (1986-2020) de vegetación en diferentes bosques templados húmedos de Oaxaca, y explorar si comparten la misma tendencia de la deforestación global.

2.- Se designa como Director de Tesis al profesor:

Director: Dr. Rafael Felipe del Castillo Sánchez 2° Director:

No aplica:

3.- El Trabajo de investigación base para el desarrollo de la tesis será elaborado por el alumno en:

Bosques templados húmedos de la región Sierran Norte y Mixteca de Oaxaca, y en las instalaciones de teledetección del CIIDIR-Oaxaca.

que cuenta con los recursos e infraestructura necesarios.

4.- El interesado deberá asistir a los seminarios desarrollados en el área de adscripción del trabajo desde la fecha en que se suscribe la presente, hasta la aprobación de la versión completa de la tesis por parte de la Comisión Revisora correspondiente.

Director de Tesis

2° Director de Tesis (en su caso)

Dr. Rafael Felipe del Castillo Sánchez

Aspirante

Presidente del Colegio

Hernández Cuevas Miguel

Dr. Salvador Isidro Belmonte Jiménez



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO
DE INVESTIGACIÓN PARA EL
DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL
UNIDAD OAXACA



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

SIP-14
REP 2017

ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de siendo las horas del día del mes de del se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de la Tesis, designada

por el Colegio del

() para examinar la tesis titulada:

del alumno:

Apellido Paterno:	Hernández	Apellido Materno:	Cuevas	Nombre (s):	Miguel
-------------------	-----------	-------------------	--------	-------------	--------

Número de registro:

Aspirante del Programa Académico de Posgrado:

Una vez que se realizó un análisis de similitud de texto, utilizando el software antiplagio, se encontró que el trabajo de tesis tiene 6 % de similitud. **Se adjunta reporte de software utilizado.**

Después que esta Comisión revisó exhaustivamente el contenido, estructura, intención y ubicación de los textos de la tesis identificados como coincidentes con otros documentos, concluyó que en el presente trabajo **SI** **NO** **SE CONSTITUYE UN POSIBLE PLAGIO.**

JUSTIFICACIÓN DE LA CONCLUSIÓN

El trabajo del estudiante es inédito

****Es responsabilidad del alumno como autor de la tesis la verificación antiplagio, y del Director o Directores de tesis el análisis del % de similitud para establecer el riesgo o la existencia de un posible plagio.**

Finalmente, y posterior a la lectura, revisión individual, así como el análisis e intercambio de opiniones, los miembros de la Comisión manifestaron **APROBAR** **SUSPENDER** **NO APROBAR** la tesis por **UNANIMIDAD** o **MAYORÍA** en virtud de los motivos siguientes:

El documento presenta los fundamentos teóricos que sustentan su pregunta de estudio, una metodología adecuada para contestarla, resultados concretos y una discusión solida de las implicaciones de dichos resultados

COMISIÓN REVISORA DE TESIS

Dr. Rafael Felipe del Castillo Sánchez

Director de Tesis
Nombre completo y firma

M.C. María de los Angeles
Ladrón de Guevara Torres

Nombre completo y firma

Dra. Demetria Martha Mondragón Chaparro

Nombre completo y firma

Dr. Matthias Rös

Nombre completo y firma

Dr. Edward Alan Ellis

Nombre completo y firma

Dr. Salvador Isidro Belmonte Jiménez

Nombre completo y firma
PRESIDENTE DEL COLEGIO DE
PROFESORES



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO
DE INVESTIGACIÓN PARA EL
DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL
UNIDAD OAXACA



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de Oaxaca de Juárez, el día 30 del mes de noviembre del año 2021, el que suscribe **Hernández Cuevas Miguel**, alumno del Programa de **Maestría en Ciencias en Conservación y Aprovechamiento de Recursos Naturales**, con número de registro **B190162**, adscrito al Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca, manifiesta que es autor intelectual del presente trabajo de Tesis bajo la dirección del **Dr. Rafael Felipe del Castillo Sánchez** y cede los derechos del trabajo intitulado: **“Determinación de patrones de uso de suelo mediante teledetección de bosques templados húmedos de Oaxaca”** al Instituto Politécnico Nacional para su difusión, con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Este puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección **posgrado_oax@ipn.mx** o **mhernandezc1900@alumno.ipn.mx**. Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

Hernández Cuevas Miguel

Nombre y firma



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO
DE INVESTIGACIÓN PARA EL
DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL
UNIDAD OAXACA

Agradecimientos

Al Instituto Politécnico Nacional por brindarme la oportunidad de continuar con mi preparación y desarrollo académico.

Al Dr. Rafael F. del Castillo Sánchez por sus excelentes enseñanzas académicas, por la confianza depositada en mí, por su disposición y apoyo para comprender la esencia del mundo de la ecología y de los bosques.

A la M.C. María de los Ángeles Ladrón de Guevara, a la Dra. Demetria Mondragón, al Dr. Matthias Rös, por la aceptación y tiempo incondicional dedicado para revisar este trabajo y enriquecer el escrito con sus valiosas sugerencias.

Al Biol. Raúl Rivera, por su valiosa asesoría en los procesos SIG y de teledetección.

A mis amigos que hicieron todo lo posible por ayudarme en lo relacionado a los trabajos de campo y de tesis en general.

Al CONACYT (Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología), por la beca otorgada para realizar mi investigación científica.

A los proyectos SIP: “Identificación de plantas del bosque templado de la mixteca baja Oaxaca por medio de código de barras genético I” (20201673) e “Identificación molecular de plantas, etnobotánica y dinámica de bosques secundarios asociados con las milpas” (20211341), por las becas otorgadas para financiar los gastos de campo y de gabinete.

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN	6
ABSTRACT	7
INTRODUCCIÓN	8
OBJETIVOS	10
Objetivo general.....	10
Objetivos específicos.....	10
MARCO TEÓRICO.....	10
Bosque Templado Húmedo.....	10
Agricultura Tradicional	11
Monitoreo de coberturas forestales.....	13
MATERIALES Y MÉTODOS.....	13
Área de estudio	13
Herramientas de teledetección y preprocesamiento de imágenes.....	16
Preparación de datos y cálculo del NDVI	17
Ensamblaje de las series temporales de precipitación	19
Transformación Z de datos.....	20
Análisis estadísticos.....	20
Análisis de regresión lineal múltiple: patrones de variación temporal y espacial del NDVI y de la precipitación.....	20
Análisis de correlación cruzada: relación entre las variaciones de precipitación por sitio y el NDVI	21
RESULTADOS	23
NDVI temporal de los sitios de estudio.....	23
Series temporales del NDVI y de precipitación.....	23
Comparativa gráfica de las series del NDVI y de precipitación mediante la transformación Z	23
Análisis de regresión lineal.....	24
Análisis de correlación cruzada	26
DISCUSIÓN.....	28
Patrones temporales ascendentes del NDVI.....	28
Comparación del NDVI entre sitios de estudios y las posibles implicaciones.....	31
Situación general de los tres bosques estudiados	31
CONCLUSIONES	32
LITERATURA CITADA.....	33

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1. MACRO LOCALIZACIÓN DE LOS SITIOS DE ESTUDIO. A. NUEVO ROSARIO–LA ESPERANZA, B. EL RINCÓN, Y C. SAN MIGUEL CUEVAS, TODAS ELLAS EN EL ESTADO DE OAXACA.	14
FIGURA 2. MICRO LOCALIZACIÓN DE LOS SITIOS DE ESTUDIO. A. NUEVO ROSARIO-LA ESPERANZA (SIERRA NORTE), CON UN ÁREA TOTAL DE 1,320 HA., B. EL RINCÓN (SIERRA NORTE), CON ÁREA DE 4,600 HA, Y C. SAN MIGUEL CUEVAS (LA MIXTECA), CON UN ÁREA DE 3,650 HA. TODOS LOS POBLADOS FUERON EXCLUIDOS EN LOS ANÁLISIS DE LAS IMÁGENES.....	15
FIGURA 3. A. REFLECTANCIA DE LOS VALORES DE LAS BANDAS DEL ESPECTRO VISIBLE Y LA BANDA INFRARROJA PARA DIFERENTES CONDICIONES DE VEGETACIÓN. B. COMPARACIÓN DE LA REFLECTANCIA EN DOS CONDICIONES DE VEGETACIÓN Y UNA COBERTURA SIN VEGETACIÓN (SUELO). MODIFICADO DE MIDOPT (2021).....	17
FIGURA 4. VALORES MEDIANOS DEL NDVI PARA CADA SITIO DE ESTUDIO, OBTENIDOS POR LOS SATÉLITES LANDSAT 5 Y 7 EN EL INTERVALO 1986-2020. LOS VALORES ALINEADOS VERTICALMENTE CORRESPONDEN A LOS NDVI DE DIFERENTES MESES EN CADA AÑO. EN CADA GRÁFICO SE PRESENTA LA LÍNEA DE REGRESIÓN LINEAL CON UN INTERVALO DE CONFIANZA DEL 95%.....	18
FIGURA 5. SERIES TEMPORALES DE LA MEDIANA ANUAL DEL NDVI (GRÁFICO SUPERIOR) Y LA PRECIPITACIÓN MEDIA ANUAL (GRÁFICO INFERIOR) DE LOS TRES SITIOS DE ESTUDIO, PARA EL INTERVALO 1986-2020. EL LAPSO TEMPORAL VACÍO DEL GRÁFICO SUPERIOR SE DEBE A QUE NO SE ENCONTRARON IMÁGENES SATELITALES PARA CALCULAR EL NDVI.	19
FIGURA 6. EJEMPLO DE DOS SERIES TEMPORALES DERIVADAS DEL SITIO DE NUEVO ROSARIO-LA ESPERANZA. LA SERIE DEL NDVI PARECE TENER UNA FUERTE CORRELACIÓN POSITIVA CON EL TIEMPO, INDICANDO SU CONDICIÓN DE NO ESTACIONARIEDAD, PERO LA SERIE DE PRECIPITACIÓN APARENTA SER ESTACIONARIA.	22
FIGURA 7. GRÁFICO DERIVADO DE LA TRANSFORMACIÓN Z DE LAS SERIES DEL NDVI Y LA PRECIPITACIÓN MEDIA DE LOS TRES SITIOS DE ESTUDIOS, PARA EL INTERVALO 1993-2020. .	24
FIGURA 8. COEFICIENTES DE LA CORRELACIÓN CRUZADA ENTRE LAS SERIES TEMPORALES DE LA MEDIANA DEL NDVI Y LA PRECIPITACIÓN MEDIA DE LOS TRES SITIOS DE ESTUDIO PARA EL INTERVALO 1993-2020. LOS VALORES POR ARRIBA DE LAS LÍNEAS PUNTEADAS SON ESTADÍSTICAMENTE SIGNIFICATIVOS.	28

ÍNDICE DE CUADROS

CUADRO 1. PARÁMETROS E INDICADORES DE LA BONDAD DE AJUSTE DEL MODELO DE REGRESIÓN MÚLTIPLE CON INTERACCIONES POR EL CRITERIO DE INFORMACIÓN DE AKAIKE PARA LA VARIABLE NDVI COMO RESPUESTA.....	25
CUADRO 2. PARÁMETROS E INDICADORES DE LA BONDAD DE AJUSTE DEL MODELO DE REGRESIÓN MÚLTIPLE CON INTERACCIONES POR EL CRITERIO DE INFORMACIÓN DE AKAIKE PARA LA VARIABLE PRECIPITACIÓN COMO RESPUESTA.....	25

RESUMEN

Identificar patrones opuestos a la tendencia global de deforestación es esencial para diseñar estrategias de manejo que contribuyan a la conservación de los bosques y el bienestar humano. Aunque en regiones templadas del globo hay ejemplos notables de recuperación de la vegetación, en los trópicos estos casos son poco conocidos, más bien raros, y no se han estudiado. Este estudio identificó patrones temporales (1986-2020) de índices de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) de tres bosques templados húmedos (BTH) con diferentes niveles de precipitación en Oaxaca, México. Los objetivos específicos fueron: 1) conocer si los patrones del NDVI estaban asociados con los niveles de precipitación en todo el intervalo temporal, y 2) conocer las variaciones del NDVI entre sitios con base en sus variaciones en precipitación. Los estudios se realizaron en tres BTH de dos regiones de Oaxaca que varían en precipitación media anual, de mayor a menor: Nuevo Rosario–La Esperanza (Sierra Norte), El Rincón (Sierra Norte) y San Miguel Cuevas (La Mixteca). En la plataforma de Google Earth Engine, mediante imágenes satelitales Landsat 5 y 7 se calcularon y construyeron series temporales de la mediana anual del NDVI, y con la herramienta CHIRPS (The Climate Hazards group Infrared Precipitation with Stations), series temporales de la precipitación media anual para cada sitio. Se realizaron ajustes de modelos de regresión para conocer la tendencia temporal general de los NDVI en todo el intervalo temporal y para su comparación entre sitios. Para conocer la asociación entre la precipitación y NDVI se realizaron análisis de correlación cruzada. Los resultados indican que todos los bosques estudiados incrementaron significativamente el NDVI en los últimos 35 años y no estuvieron correlacionados con los patrones de precipitación, los cuales no mostraron tendencias significativas en todo el intervalo estudiado. Asimismo, los bosques más húmedos presentaron los niveles más altos de NDVI. El uso de la milpa tradicional y combinado con la emigración humana probablemente expliquen los indicios de revegetación observados en todos los bosques estudiados. Se recomienda explorar estas hipótesis y evaluar hasta qué punto las prácticas agrícolas de manejo tradicional son factibles para ser usadas como modelos de mitigación y disminución de las tasas de deforestación mundial, y que, al mismo tiempo, generen alimento para las poblaciones humanas.

Palabras clave: *agricultura tradicional, CHIRPS, deforestación mundial, Google Earth Engine, imágenes Landsat, revegetación natural.*

ABSTRACT

Identifying opposite patterns to the global deforestation trend is essential to design management strategies aimed to drive forest conservation and human well-being. Although there are noteworthy examples of vegetation recovery in temperate regions, in the tropics, these cases are poorly understood, relatively rare, and have not been studied. Here, we identified the temporal patterns (1986-2020) of the normalized difference vegetation index (NDVI) of three humid tropical forests (HF) with different precipitation levels of Oaxaca, Mexico. The specific objectives of this study are: 1) to detect if the temporal trends in NDVI are associated with precipitation levels throughout the time interval, and 2) to know the variations of the NDVI between sites based on their variations in precipitation. We studied three HFs in two regions of Oaxaca: Nuevo Rosario–La Esperanza (Sierra Norte), El Rincón (Sierra Norte) and San Miguel Cuevas (La Mixteca), with decreasing precipitation levels, respectively. Google Earth Engine platform was used to compute and construct median annual NDVI time series through Landsat 5 and 7 satellite images, and CHIRPS (The Climate Hazards group Infrared Precipitation with Stations) for the mean annual precipitation time series for each site. A regression model was computed to estimate the NDVI's general time trend throughout the studied period and detect if such trends vary among sites. To explore temporal associations between precipitation and NDVI patterns, a cross-correlation analysis was performed. The results indicate that the NDVI significantly increased in the last 35 years and were not correlated with the precipitation patterns, which did not display significant tendencies throughout the studied interval. Likewise, the most humid forests presented the highest NDVI levels. Traditional agriculture (milpa) practice and human emigration are two factors that probably contribute to maintaining or increasing the study site's forest areas. We recommend exploring these hypotheses and evaluating to what extent traditional agricultural management practices can be applied as models for forest conservation and food production.

Keywords: CHIRPS, Google Earth Engine, Landsat imagery, milpa shifting cultivation, natural revegetation, world deforestation.

INTRODUCCIÓN

Existe una preocupación general por la pérdida de cobertura forestal y el cambio de uso de suelo a nivel mundial, el cual puede ser detonante de otros eventos de gran magnitud (Foley et al., 2005). La deforestación es un proceso generalmente inducido por el humano, que consiste en una disminución en la cobertura arbórea, y comúnmente se debe a eventos como cambios de uso de suelo o por disturbios de gran magnitud como incendios forestales (Curtis et al., 2018). Se estima que entre el 2000 - 2012 se han perdido 2.3 millones km² de bosque a nivel global. La franja del trópico ha sido la más afectada, esta región mostró una deforestación de 2,101 km² por año. El saldo particular de México en ese periodo fue de 23,862 km² de bosque en todo el país (Hansen et al., 2013); sin embargo, las tasas de deforestación disminuyeron para los periodos posteriores a 2004 (CONAFOR, 2012).

Unos de los ecosistemas boscosos más amenazados a escala planetaria son los bosques templados húmedos (BTH) (Aldrich et al., 1997; Bruijnzeel et al., 2011; Hamilton et al., 1995; Rzedowski, 2006). Estos bosques generalmente ocurren en intervalos altitudinales estrechos, donde la presencia de nubes a nivel vegetación predomina la mayor parte del año, por ello, la humedad es constante. En comparación con las selvas altas y medianas, los BTH poseen árboles de menor estatura y de mayor densidad de tallos. El endemismo de especies suele ser alto en estos ecosistemas (Hamilton et al., 1995). Cerca del 43% de los BTH se distribuyen en la franja tropical de Asia, 41% en diversos países tropicales de América y 16% en África (Bruijnzeel et al., 2011). A pesar de que los BTH son de importancia mundial por su alta diversidad biológica, endemismo de especies, alto valor de recarga y ciclos hidrológicos, y considerados como ecosistemas prioritarios para la conservación, estos ecosistema siguen en constante declive (Bruijnzeel, 2001; Hamilton et al., 1995).

Las principales actividades productivas desarrolladas dentro de estos bosques son la agricultura tradicional bajo el sistema de roza, tumba y quema, y la implementación de cafetales (Rzedowski, 2006). Por ejemplo, en algunas zonas del neotrópico mexicano, los BTH han estado fuertemente afectados por la práctica de la milpa tradicional (del Castillo & Blanco-Macías, 2007; Rzedowski, 2006), donde comúnmente los agricultores designan terrenos relativamente pequeños, cerca de 1 ha en cada ciclo de cultivo (Pérez-García & del Castillo, 2016 , 2017). Sin embargo, dado que en algunos lugares del neotrópico, la magnitud de la perturbación generada es moderada, ha permitido que se generen bosques en diferentes estadios sucesionales y enriquecido la diversidad de especies (del Castillo & Blanco-Macías, 2007).

Como resultado de la dinámica itinerante de agricultura tradicional, los campos quedan convertidos en mosaicos de comunidades vegetales de diferentes edades, comúnmente llamados acahuals (Miranda y Hernández-X., 1963; Rzedowski, 2006). En la fase de recuperación del suelo, el campo entra en un proceso de sucesión secundaria, el cual es favorecido por la presencia de remanentes de vegetación derivados del proceso de cultivo (Denevan & Padoch, 1987; Uhl, 1987). Por ello, dependiendo del grado de perturbación

antrópica en la vegetación original, el ecosistema se puede regenerar por el proceso de sucesión secundaria (del Castillo & Blanco-Macías, 2007). Asimismo, diversos estudios han demostrado que niveles moderados de perturbación pueden favorecer a la biodiversidad desde nivel de paisaje hasta el genético (del Castillo & Blanco-Macías, 2007; del Castillo et al., 2011; Fahrig, 2017; Radford et al., 2005; Young et al., 2000). Por ello, es posible que en algunas regiones del neotrópico mexicano existan casos excepcionales, en donde se garantice al mismo tiempo la regeneración exitosa de los bosques y la generación de alimentos para cubrir las necesidades básicas de la población humana residente. Sin embargo, se requieren estudios de la dinámica del paisaje para poder conocer si realmente las masas forestales de estas regiones se han mantenido, disminuido, o aumentado (Arroyo-Rodríguez et al., 2017; del Castillo, 2015).

Entender la dinámica temporal del paisaje es fundamental para la toma de decisiones y la implementación de planes de manejo que permitan la coexistencia de las poblaciones humanas y los ecosistemas naturales (Bettinger et al., 2017; Haddad et al., 2015). En este sentido, la teledetección al ser uno de los campos más poderosos para el monitoreo de cambios en la cobertura terrestre, es una herramienta esencial para alcanzar dichos objetivos (Jongman et al., 2017; Kennedy et al., 2014; Meneses-Tovar, 2011). Además, resulta más rápida y relativamente económica en comparación con los métodos tradicionales de campo (Turner et al., 2003; Jongman et al., 2017). Los satélites Landsat toman especial relevancia al ser pioneros en el campo de la teledetección, con cerca de 50 años de monitoreo (Jongman et al., 2017; Shroder, 2016).

Los métodos empleados para el monitoreo terrestre comúnmente se clasifican en 2 grupos: medición directa e indirecta (Chuvieco, 2008). Los primeros implican mediciones y colecta de datos de campo, y posteriormente, los análisis en gabinete. Mientras que, en los segundos métodos, solo se requieren cálculos algebraicos entre las bandas espectrales de las imágenes satelitales. La elección del método a emplear depende de los objetivos del proyecto y de los recursos disponibles (Geller et al., 2017).

En este estudio, para evaluar la evolución temporal de las coberturas del BTH se empleará un método indirecto; el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI, por sus siglas en inglés). El NDVI, al interactuar con los valores de la absorción y reflectancia de la radiación del espectro electromagnético de la banda roja e infrarroja permite monitorear las condiciones fenológicas y biofísicas de la vegetación a corto y largo plazo (Huete et al., 2002).

OBJETIVOS

Objetivo general

Evaluar mediante teledetección los patrones temporales (1986-2020) de vegetación de tres zonas de bosque templado húmedo del estado de Oaxaca y conocer si comparten la tendencia global general de deforestación.

Objetivos específicos

1. Evaluar las tendencias temporales (1986-2020) del NDVI en los bosques de: Nuevo Rosario–La Esperanza (Región Sierra Norte), El Rincón (Región Sierra Norte), San Miguel Cuevas (Región Mixteca).
2. Explorar la relación entre las variaciones temporales de los índices de vegetación y los niveles de precipitación en cada sitio.
3. Explorar la posible relación entre las variaciones del NDVI entre localidades con las variaciones en precipitación entre sitios.

MARCO TEÓRICO

Bosque Templado Húmedo

A escala planetaria, no existe un consenso para unificar un término para referirse a los bosques húmedos montanos. Diferentes formas de nombrar a este ecosistema a menudo generan ambigüedad en precisar el tipo de bosque en estudio. Por ejemplo, Rzedowski (2006), examina la nomenclatura usada por diferentes autores para referirse a este tipo de bosque desde 1930 a 1971. En orden cronológico estas son: aestisilvae, laurisilvae, bosque mesófilo de montaña, bosque nuboso, bosques deciduos, selva baja siempre verde, bosque montano, bosque elfin, selva mediana o baja perennifolia, bosque caducifolio, bosque deciduo templado, bosque ombrófito siempre verde de montaña y bosque ombrófito de altura. Dicho autor ha extendido el término bosque mesófilo de montaña a todo el territorio nacional (México) (Rzedowski, 1978). Por su parte, Hamilton et al. (1995) afirman que, en diversos puntos del globo los investigadores usan los siguientes términos para referirse a estos bosques: bosque de musgo, matorral montano, bosque nuboso enano, nuboselva, bosque montano nebuloso, selva de neblina, entre otros. Este autor, en particular, emplea el término tropical montane cloud forest (bosque nuboso montano tropical o TMCF, por sus siglas en inglés). Sin embargo, de acuerdo con Villaseñor (2010), es prudente no emplear el término “tropical” o “neotropical”, ya que diversos autores han registrado este tipo de bosques en latitudes superiores al trópico de cáncer. En este trabajo, por cuestiones descriptivas y con base en el argumento geográfico de Villaseñor (2010), se usará el término de bosque templado húmedo (BTH).

Este tipo de bosque se desarrolla en los climas húmedos de altura (Rzedowski, 2006) y generalmente en intervalos altitudinales estrechos donde la presencia de nubes predomina la mayor parte del año (Hamilton et al., 1995; Kappelle, 1996). Debido a estas condiciones, existe una interceptación directa del vapor de agua por el dosel, y la precipitación presente en estos bosques es relativamente más elevada que en otros ecosistemas, asimismo, la humedad en el suelo es constante (Hamilton et al., 1995). Dadas estas condiciones climáticas y atmosféricas restringidas, los bosques templados húmedos tienen una distribución limitada y dispersa, y son considerados como ecosistemas amenazados y prioritarios para conservación. Estos bosques han sido registrados desde altitudes de 400 – más de 2700 msnm (Rzedowski, 1978, 2006).

Los bosques templados húmedos poseen una alta diversidad florística. La vegetación que se desarrolla en estos bosques forma un dosel heterogéneo en sus dimensiones vertical y horizontal. En comparación con las selvas altas y medianas, los árboles desarrollados en los BTH generalmente son de menor altura, pero presentan mayor densidad de tallos. La mayoría de las especies arbóreas presentan troncos y ramas nudosas, copas densas y hojas pequeñas y duras, y una alta abundancia de epifitas (Hamilton et al., 1995). Asimismo, en estos bosques se intercalan especies típicas de los bosques boreales y de regiones tropicales (Miranda, 1947; Rzedowski, 2006).

La riqueza vegetal de los bosques templados húmedos en México oscila cerca de 6,790 especies, de los cuales, casi el 35% son endémicas del país, distribuidas en 1,625 géneros y 238 familias taxonómicas, pero el registro de nuevas especies sigue aumentando. Los estados de Chiapas, Oaxaca y Veracruz tienen alta relevancia por sus extensas zonas de BTH: cada uno cobija más de 4,000 especies, en donde Oaxaca registra la mayor cantidad de especies por estado; 4540, de las cuales 1189 son especies endémicas y 645 endémicas restringidas (Villaseñor, 2010).

A pesar de las condiciones accidentadas del terreno donde se desarrollan estos ecosistemas, el ambiente predominante en estas zonas ha impulsado una constante explotación, siendo la milpa el sistema de cultivo preferido por los campesinos, y como resultado postcosecha se obtienen mosaicos de comunidades vegetales de edades heterogéneas, comúnmente llamados acahuals. Así mismo, en algunas regiones con gradientes altitudinales adecuados, se ha preferido la implementación de cafetales (Rzedowski, 2006).

Agricultura Tradicional

La agricultura tradicional es practicada en diversos países del trópico (Manshard, 1974; van Vliet et al., 2012). Dependiendo de la región, este sistema recibe diferentes nombres, por ejemplo: “swidden cultivation”, “shifting cultivation” y “slash-and-burn”. Aunque en el sentido estricto, estos términos no son iguales, a menudo son empleados como sinónimos

(Mertz et al., 2009). La milpa implementada bajo el sistema roza, tumba y quema, posiblemente es el tipo de cultivo más común en el sistema agrícola del sureste mexicano (Soto-Pinto et al., 2011).

La milpa es una variante de la agricultura itinerante, ésta tiene su origen prehispánico y se conserva hasta la fecha (Linares & Bye, 2015). Este sistema consiste en un policultivo, la siembra de maíz se hace en combinación con otras especies, principalmente con el frijol y calabazas (del Castillo & Blanco-Macías, 2007; González-Espinosa et al., 2007; Soto-Pinto et al., 2011). La milpa es un sistema de cultivo versátil, pues provee al campesino de una seguridad alimentaria y en ocasiones representa una fuente de ingreso adicional por la venta directa de los productos cosechados (Warman, 1985).

El proceso para el cultivo de la milpa generalmente inicia con el sistema de roza, tumba y quema, el cual consiste en eliminar las especies herbáceas y juveniles arbóreas del terreno, generalmente con el uso de un machete y posteriormente, la tumba de árboles maduros. Existe un corto periodo de tiempo en donde los campesinos aprovechan los residuos forestales para usos domésticos, y finalmente, el fuego es aplicado para eliminar todos los remanentes vegetales (AIPP/IWGIA/IKAP, 2009; Cruz et al. 2007; Soto-Pinto et al., 2011). Dado que el fuego genera un campo libre de residuos y actúa como un impulsor en la liberación de los nutrientes, generalmente este sistema de agricultura es practicado sin el uso de herbicidas o fertilizantes adicionales (Jordan et al., 1983; Nye & Greenland, 1960).

Una vez que la cosecha haya finalizado, los terrenos son abandonados para la recuperación natural del suelo. En este periodo, los agricultores trabajan otros sitios bajo la misma dinámica. Por ello, los campos son rotados mediante el proceso de cultivo-descanso-cultivo (AIPP/IWGIA/IKAP, 2009; González-Espinosa et al., 2007; Soto-Pinto et al., 2011). Cuando el campo entra en la fase de recuperación, se produce el proceso de sucesión secundaria, en donde los terrenos son colonizados por propágulos, generalmente provenientes de áreas adyacentes (Denevan & Padoch, 1987; Uhl, 1987). Los complejos de parches producidos por la agricultura tradicional, compuestos por especies herbáceas, arbustivas y arbóreas de edades heterogéneas son conocidos como acahuals, los cuales evolucionan a nuevas masas boscosas, garantizando la permanencia de los bosques en el tiempo (Miranda y Hernández-X., 1963; Rzedowski, 2006). Por ello, diversos estudios argumentan que niveles moderados de perturbación derivados de la agricultura tradicional pueden favorecer a la biodiversidad del bosque (del Castillo & Blanco-Macías, 2007; del Castillo et al., 2011; Fahrig, 2017; Radford et al., 2005; Young et al., 2000). Este tipo de agricultura es la que predomina en las zonas rurales del sureste de México (del Castillo & Blanco-Macías, 2007; Lawrence et al., 2010; Soto-Pinto et al., 2011).

Monitoreo de coberturas forestales

Existen diferentes técnicas para evaluar los cambios y la condición de la vegetación en la cobertura, pero generalmente se agrupan en dos tipos: 1) los métodos directos, los cuales implican colecta de muestras en campo y análisis en gabinete, por ejemplo, las clasificaciones supervisadas, y 2) los métodos indirectos, que permiten inferir las coberturas presentes mediante cálculos algebraicos basados solamente en los valores espectrales de imágenes satelitales; en este grupo, los más comunes son las clasificaciones no supervisadas y los índices de vegetación (Geller et al., 2017).

Los índices de vegetación permiten estudiar las condiciones fenológicas y biofísicas de la vegetación a corto y largo plazo (Huete et al., 2002). El índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) es uno de los índices más utilizados, el cual se basa en la absorción y reflectancia de la radiación del espectro electromagnético de la banda roja (R) e infrarroja (NIR). Los valores van de -1 a 1, donde los valores positivos generalmente corresponden a suelos y vegetación (Volcani et al., 2005). Los valores ascendentes tienen correlación directa con una densa o saludable vegetación (Meneses-Tovar, 2011; Volcani et al., 2005). Este método está lejos de revelar con exactitud los tipos de uso de suelo o perturbaciones sometidas en las coberturas terrestres (Kennedy et al., 2014), pero es útil para inferir en la evolución de las coberturas forestales a través del tiempo (Meneses-Tovar, 2011).

Dado que el NDVI es un método de medición indirecto, puede ser afectado por factores externos no controlables, por ejemplo, por los niveles de humedad y de precipitación de la zona de estudio (Ding et al., 2007; Ghebregabher et al., 2020). Por ello, en estudios donde se emplea el NDVI para detectar cambios en la cobertura forestal, es ideal emplear métodos y herramientas que detecten el nivel del efecto generado por la interferencia de los agentes ambientales. Por ejemplo, un análisis de correlación cruzada (Guevara, 2014) podría ser útil para conocer el grado de efecto que tienen las variables ambientales sobre el comportamiento temporal del NDVI.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en tres sitios de BTH de dos diferentes regiones del estado de Oaxaca (Figura 1); 1) Nuevo Rosario-La Esperanza (región Sierra Norte), que involucra a dos comunidades chinantecas: Nuevo Rosario Temextitlán y La Esperanza Comaltepec, ambas pertenecientes a la región Sierra Norte, 2) El Rincón (región Sierra Norte), comprende de siete comunidades zapotecas: San Juan Juquila Vijanos, San Isidro Reforma, Tanetze de Zaragoza, Santa María Yaviche, Santiago Yagallo, Santa María Lachichina y San Juan Yae, y 3) San Miguel Cuevas (región Mixteca). Estas zonas tienen en común tener a los BTH como

vegetación original, la práctica de la milpa tradicional, y sus habitantes son predominantes de etnia indígena.

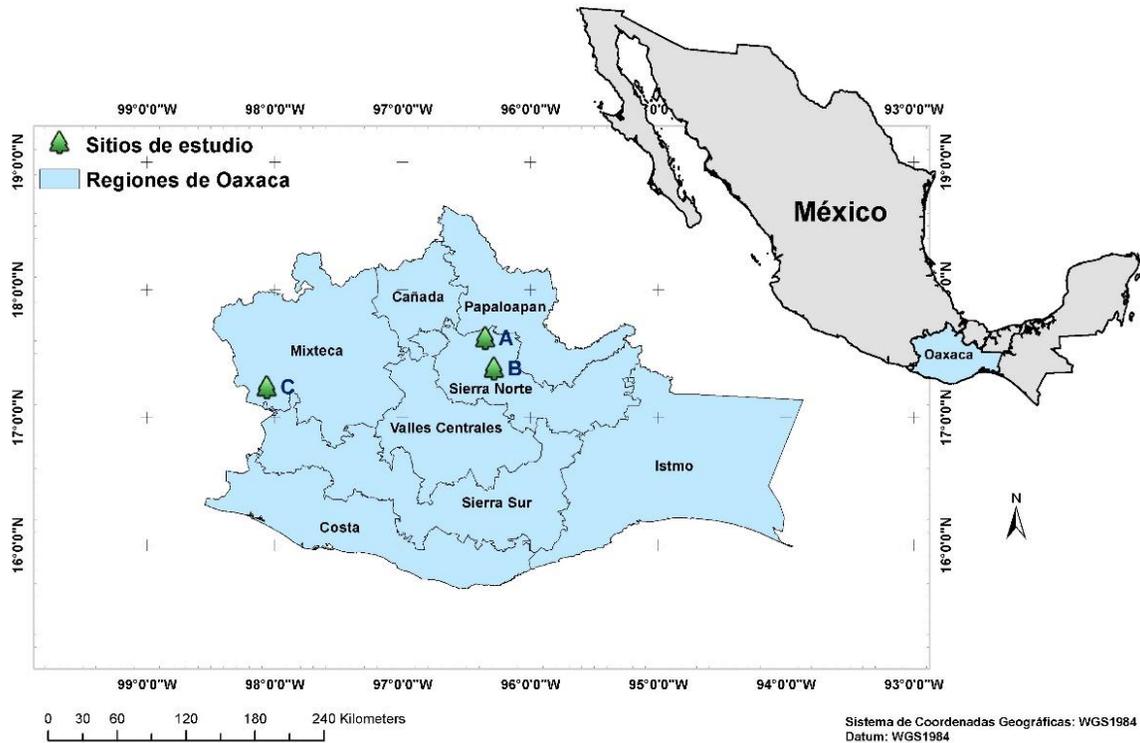


Figura 1. Macro localización de los sitios de estudio. A. Nuevo Rosario–La Esperanza, B. El Rincón, y C. San Miguel Cuevas, todas ellas en el estado de Oaxaca.

Los sitios de estudio fueron delimitados con base en la distribución de los bosques y la cercanía a los poblados. En todos los sitios se excluyó la zona urbana. Las áreas estudiadas consistieron en: 1,320 ha para Nuevo Rosario–La Esperanza, 4,600 ha del Rincón, y 3,650 ha para San Miguel Cuevas (Figura 2).

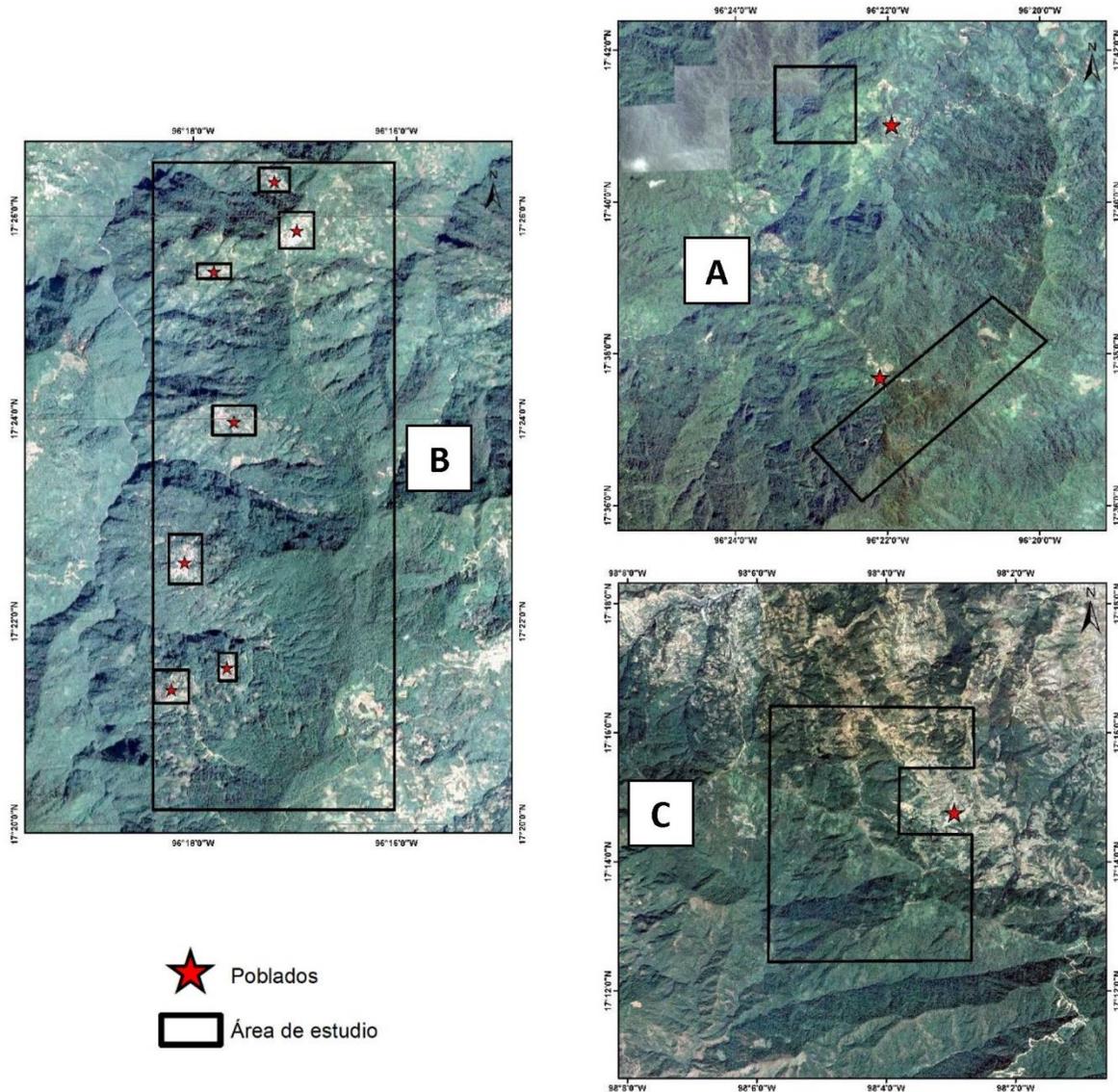


Figura 2. Micro localización de los sitios de estudio. A. Nuevo Rosario-La Esperanza (Sierra Norte), con un área total de 1,320 ha., B. El Rincón (Sierra Norte), con área de 4,600 ha, y C. San Miguel Cuevas (La Mixteca), con un área de 3,650 ha. Todos los poblados fueron excluidos en los análisis de las imágenes.

La elevación del bosque templado húmedo estudiado de Nuevo Rosario-La Esperanza varía entre 1,200-1,900 msnm. La temperatura media anual es de 15 °C (VIDAS, 2010), con una precipitación media anual de 1,750 mm en el intervalo 1986-2020 (Funk et al., 2015) (sitio con mayor precipitación). Los bosques en estudio de ambas comunidades han estado sometidos a programas de pagos gubernamentales por conservación al menos por una ocasión. El bosque de La Esperanza Comaltepec está sometido a pagos por servicios ambientales desde el año 2004 (Espinoza-Ramírez et al., 2017). Por su parte, Nuevo Rosario participó en este programa en 2008 (el contrato era por 5 años), pero actualmente no se cuenta con ninguna zona bajo conservación por apoyos gubernamentales. Sin embargo,

dada la lejanía respecto al poblado, el bosque estudiado está sometido a perturbaciones menores (VIDAS, 2010).

En el sitio del Rincón, la elevación que abarca el polígono de estudio varía entre 600–2,100 msnm. La temperatura media anual es de 18.7 °C (INEGI, 2008), con una precipitación media anual de 1,417 mm para todo el intervalo 1986-2020 (Funk et al., 2015) (sitio con precipitación intermedia). El ecosistema natural corresponde al BTH, con una alta abundancia relativa de *Pinus chiapensis* (del Castillo & Blanco-Macías, 2007). Las áreas agrícolas comprenden la mayor parte del área estudiada (INEGI, 2008b). No se cuenta con registros de que existan zonas conservadas bajo pagos gubernamentales dentro del polígono de estudio.

Para el sitio de San Miguel Cuevas, el bosque en estudio se encuentra entre 1,200-2,500 msnm, con temperatura media anual de 18 °C (INEGI, 2008a). La precipitación media anual del intervalo 1986-2020 es de 891 mm (Funk et al., 2015) (sitio con menor precipitación). Las coberturas de suelo corresponden principalmente a mosaicos de vegetación secundaria y de uso agrícola (INEGI, 2008a). No se cuenta con información que afirme que este bosque haya participado en programas de pagos por conservación.

Herramientas de teledetección y preprocesamiento de imágenes

El procesamiento de imágenes se llevó a cabo en la plataforma de Google Earth Engine (GEE). GEE es una plataforma en la red mundial de servidores (nube) para realizar análisis geoespaciales a escala planetaria. Su potencial deriva de la masiva capacidad computacional de Google. Esta plataforma contiene colecciones completas de imágenes de varios sensores (Landsat, Sentinel, MODIS, Aster, datos topográficos, entre otros) a diferentes niveles de pre-procesamiento. GEE provee una poderosa herramienta no sólo para teledetección, sino para resolver problemas de interés global. Además, es una herramienta de acceso gratuito. La forma común de realizar análisis en GEE es mediante lenguajes de programación como JavaScript o Python, aunque también es posible procesar los datos de forma manual (Gorelick et al., 2017).

Para cada zona de estudio se copiaron colecciones temporales (1986-2020) de imágenes preprocesadas (nivel de corrección atmosférica de reflectancia superficie) de los satélites Landsat 5 (TM) y Landsat 7 (ETM+) (imágenes de 30 m de resolución espacial) provistas por GEE. Aun disponiendo de datos del satélite Landsat 8, las diferencias en las longitudes de onda entre las bandas satelitales persistieron después de aplicar un proceso de armonización (Roy et al., 2016). Por ello, se optó por no usar imágenes derivadas de este satélite.

Sin embargo, en mayo, 2003 se presentó una falla en el sensor (Scan Line Corrector) del satélite Landsat 7 (Williams et al., 2006), que persiste hasta la fecha. El efecto del malfuncionamiento del sensor se traduce a franjas con datos nulos en las imágenes

satelitales de zonas geográficas específicas. Los sitios ubicados en la Sierra Norte se vieron poco afectados (los sitios coincidieron con las franjas afectadas en menos del 5%), mientras que el sitio de la región Mixteca se vio afectada en aproximadamente un 15%. Dado estos eventos, se corrigieron las franjas nulas de las imágenes afectadas mediante técnicas de regresión y proyección siguiendo el protocolo especializado establecido por la USGS (Servicio Geológico de los Estados Unidos) (Gorelick et al., 2017).

El filtrado de búsqueda de imágenes fue condicionado para seleccionar solo las escenas con una nubosidad menor al 15%. Posteriormente, con el algoritmo Fmask (Zhu et al., 2015) se aplicó una máscara de nube, para convertir a los pixeles con presencia de nubes a valores nulos, es decir, éstos quedaron excluidos de los cálculos algebraicos.

Preparación de datos y cálculo del NDVI

En la vegetación sana, la reflectancia en la banda infrarroja de la imagen satelital es mayor, y relativamente menor en la banda roja (espectro visible). Por el contrario, en una vegetación estresada o muerta, la reflectancia de la banda infrarroja desciende considerablemente a puntos cercanos a la reflectancia de la banda roja. Por ello, para el cálculo del NDVI se realizan operaciones algebraicas entre estas dos bandas espectrales (Volcani et al., 2005). Véase en la Figura 3 una aproximación al comportamiento de la reflectancia espectral de las bandas roja e infrarroja en diferentes tipos de vegetación.

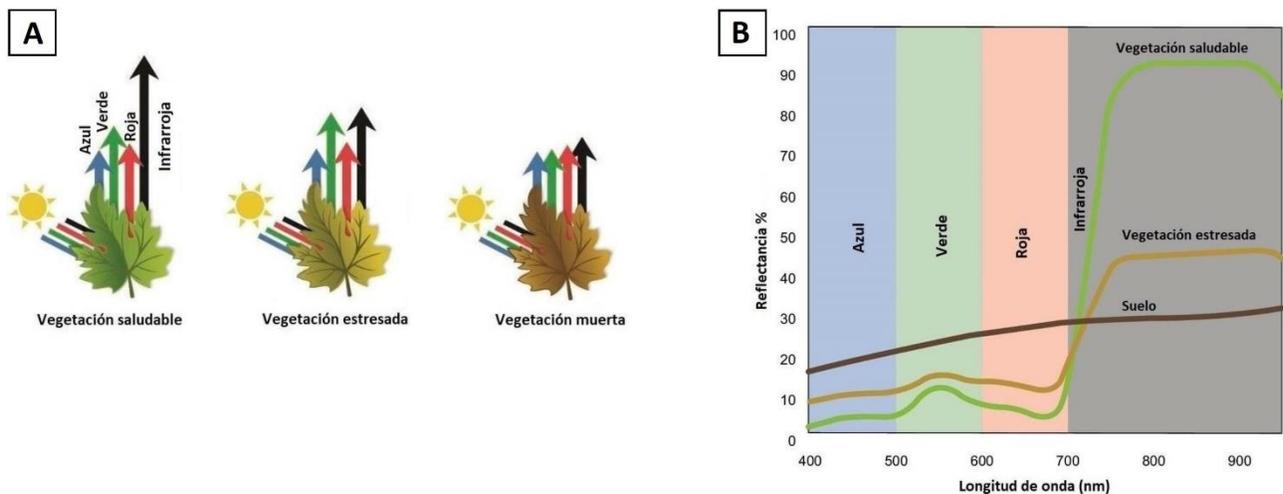


Figura 3. A. Reflectancia de los valores de las bandas del espectro visible y la banda infrarroja para diferentes condiciones de vegetación. B. Comparación de la reflectancia en dos condiciones de vegetación y una cobertura sin vegetación (suelo). Modificado de MIDOPT (2021).

La ecuación del NDVI es la siguiente (Huete et al., 2002; Volcani et al., 2005):

$$NDVI = \left(\frac{NIR - RED}{NIR + RED} \right)$$

Donde:

NIR: valor el espectro infrarrojo cercano

RED: valor del espectro visible rojo

En la ecuación es evidente que cuando los valores de las bandas rojas e infrarrojas son relativamente diferentes, el valor del NDVI se acercará a 1 o -1, y cuando son semejantes se aproximará a cero, los cuales indican una vegetación saludable o estresada, respectivamente.

Se obtuvieron dos bases de datos de NDVI:

1) se obtuvo la mediana del NDVI de cada sitio de estudio de cada imagen analizada en el intervalo 1986-2020. A partir de esta base de datos se generó el gráfico de dispersión (Figura 4). Nótese en el gráfico que existen lapsos vacíos de datos, esto se debe a que en esos años no se encontraron imágenes, mientras que en algunos años se hallaron varias imágenes correspondientes a diferentes meses del año (valores posicionados verticalmente en un solo año).

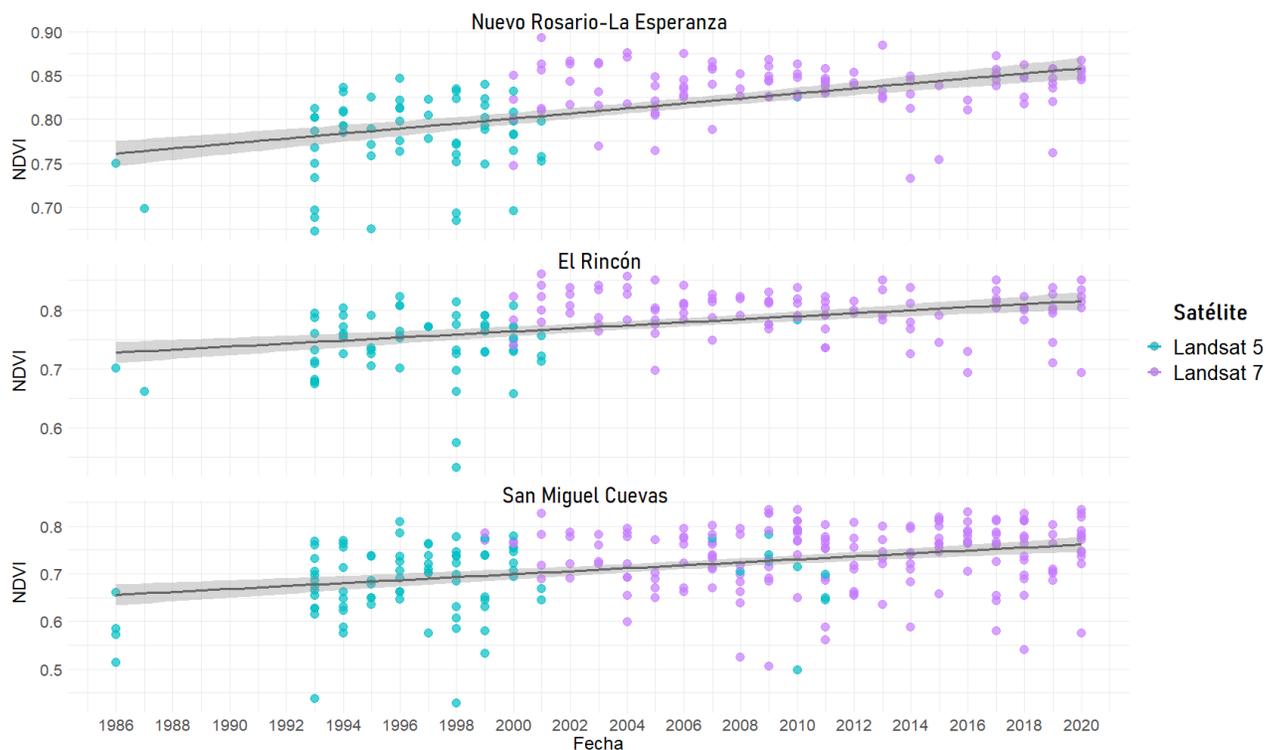


Figura 4. Valores medianos del NDVI para cada sitio de estudio, obtenidos por los satélites Landsat 5 y 7 en el intervalo 1986-2020. Los valores alineados verticalmente corresponden a los NDVI de diferentes meses en cada año. En cada gráfico se presenta la línea de regresión lineal con un intervalo de confianza del 95%.

2) A partir de la base de datos anterior se calcularon los valores medianos de NDVI para cada año, es decir, se agruparon los NDVI de todos los meses de cada año y se obtuvo la mediana. Las gráficas derivadas en este paso facilitan la interpretación de las tendencias históricas, pues permiten construir series temporales del NDVI (Figura 5, gráfico superior). Estos datos fueron los insumos para los análisis de regresión lineal y para el análisis de correlación cruzada con los valores de precipitación.

Ensamblaje de las series temporales de precipitación

Se obtuvieron datos de la precipitación media anual para cada sitio (Figura 5). Para ello se empleó la base de datos de CHIRPS (The Climate Hazards group Infrared Precipitation with Stations). CHIRPS es un ensamblaje de datos derivados de satélites geoestacionarios infrarrojos y estaciones meteorológicas terrestres de diferentes países. Se tiene una cobertura global de entre -50°S y 50°N, con una resolución espacial por pixel de 0.05° (~5.5 km), y cuentan con registros diarios desde 1981 hasta la fecha (Funk et al., 2015).

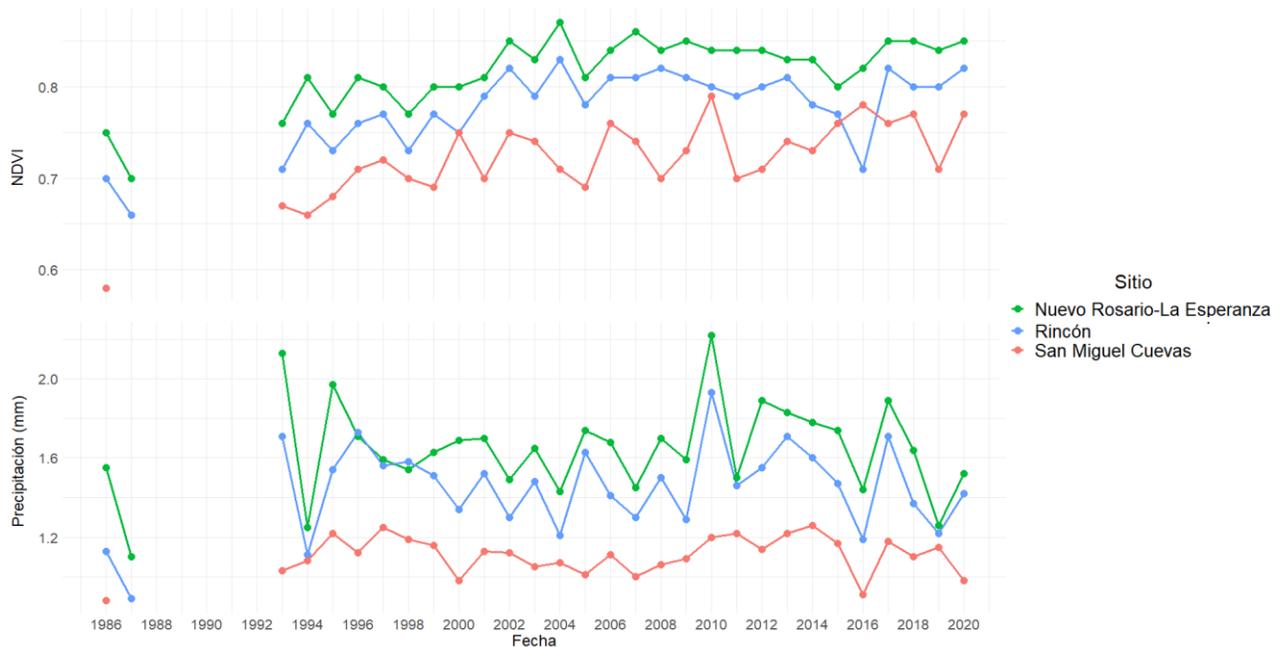


Figura 5. Series temporales de la mediana anual del NDVI (gráfico superior) y la precipitación media anual (gráfico inferior) de los tres sitios de estudio, para el intervalo 1986-2020. El lapso temporal vacío del gráfico superior se debe a que no se encontraron imágenes satelitales para calcular el NDVI.

Para el análisis de regresión lineal, se emplearon todos los datos del intervalo temporal (1986-2020). Mientras que, para el análisis de correlación cruzada sólo se emplearon los

datos correspondientes al intervalo 1993-2020, pues este análisis requiere de series de datos con los mismos espaciados temporales (Figura 5).

Transformación Z de datos

La finalidad de la transformación Z de datos es expresar a los valores en términos de su desviación estándar. Los nuevos valores generados permiten graficar en un mismo gráfico varias variables con unidades de medidas diferentes (Magerl et al., 2010). Por ejemplo, en la Figura 5, debido a que la precipitación y el NDVI poseen escalas diferentes en el eje Y, no fue posible trazar ambas series temporales en una sola gráfica. La transformación Z para cada serie en el mismo intervalo temporal (1993-2020) se hizo siguiendo la siguiente ecuación:

$$Z = \frac{u - \mu}{\sigma}$$

Donde, Z son los datos transformados de cada serie temporal, u son las variables originales para transformar (precipitación o NDVI), μ es la media de los datos originales y σ es la distribución estándar de los datos originales.

El gráfico generado a partir de los datos transformados fue un complemento visual para evaluar las oscilaciones respecto a la media y la desviación estándar de cada variable.

Análisis estadísticos

Análisis de regresión lineal múltiple: patrones de variación temporal y espacial del NDVI y de la precipitación

Para evaluar la tendencia temporal (1986-2020) lineal del NDVI y de la precipitación en todos los sitios y comparar el NDVI entre sitios, se realizó un análisis de regresión lineal múltiple con interacciones.

La regresión lineal múltiple es una extensión de la regresión lineal simple, en donde implica estimar los valores de la variable dependiente a partir de dos o más predictores (x_1, x_2, \dots, x_n). Asimismo, en ocasiones la relación de una variable independiente con Y , depende del nivel de otro predictor. Para este último caso, el ajuste del modelo se realiza mediante una ecuación de regresión lineal múltiple con interacciones (Eberly, 2007).

Se realizaron dos ajustes de modelos con interacciones: 1) considerando al NDVI como la variable respuesta, y a la precipitación y el tiempo como predictores. 2) Considerando a la precipitación como la variable respuesta y al tiempo como la variable independiente.

Los ajustes de modelo se llevaron a cabo por el método de mínimos cuadrados ordinarios, y consistió en dos pasos: 1) ajuste del modelo empleando todas las variables e interacciones

involucradas, el cual permitió conocer que variables e interacciones tenían un efecto significativo en la variación de las variables respuestas de interés (NDVI o precipitación). 2) Selección del modelo con la mejor bondad de ajuste mediante el criterio de información de Akaike (Akaike, 1974).

Los valores de precipitación y de NDVI empleados en los ajustes de modelos pueden visualizarse con mayor detalle en la Figura 5. Los valores de precipitación fueron expresados en 1000 litros de agua. Los análisis se llevaron a cabo en el entorno de programación R empleando los paquetes estadísticos MASS y car.

Análisis de correlación cruzada: relación entre las variaciones de precipitación por sitio y el NDVI

La correlación cruzada indica el grado de correlación entre dos series temporales. Específicamente mide si un cambio en la variable independiente tiene un efecto en la variable dependiente, ya sea de manera instantánea o con algún retardo temporal. Los valores de correlación varían de -1 a 1. Para conocer el grado de asociación temporal (1986-2020) entre la variable precipitación y NDVI de los sitios de estudio, se llevó a cabo una correlación cruzada entre ellos. Este análisis es complementario al análisis de regresión lineal previo. El análisis se realizó siguiendo a Guevara (2014) y Lee et al. (2006).

Antes de realizar un análisis de correlación cruzada es importante que ambas series temporales sean estacionarias. Esta condición significa que las medias y varianzas de las series cronológicas sean constantes; es decir, que no cambien en función del tiempo. En ocasiones, a simple vista es posible identificar series estacionarias, por ejemplo, en la Figura 6, el NDVI aparenta tener una fuerte correlación positiva con el tiempo, mientras que la precipitación no parece tener un patrón definido.

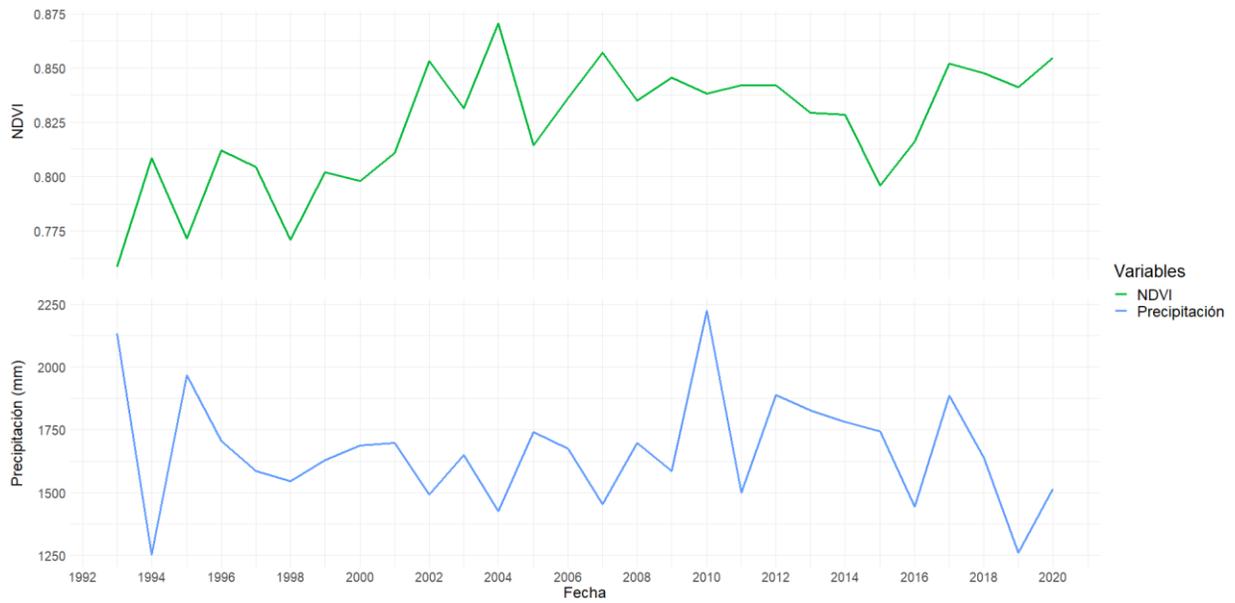


Figura 6. Ejemplo de dos series temporales derivadas del sitio de Nuevo Rosario-La Esperanza. La serie del NDVI parece tener una fuerte correlación positiva con el tiempo, indicando su condición de no estacionariedad, pero la serie de precipitación aparenta ser estacionaria.

La evaluación gráfica a menudo resulta ambigua, por ello fue necesario implementar pruebas adicionales para corroborar la condición de cada serie temporal. En un primer paso, se realizaron pruebas de estacionariedad mediante autocorrelogramas (gráfico de autocorrelación) y mediante dos pruebas estadísticas: Dickey Fuller (ADF) (Dickey & Fuller, 1979) y Phillips-Perron (PP) (Phillips & Perron, 1988).

Los autocorrelogramas y las pruebas estadísticas indicaron que las series del NDVI tenían condición no estacionaria, pero las series de precipitación resultaron ser estacionarias. Por consecuencia, en un segundo paso, se emplearon métodos para transformar a estacionarias las series no estacionarias.

Se implementó el método de transformación de las primeras diferencias (la diferencia entre el valor actual y su inmediato anterior) (véase en la siguiente ecuación), donde se obtuvieron nuevas series de diferencias de los valores sucesivos temporalmente, DX_t y DY_t , cuyas fórmulas fueron:

$$DX_t = (X_t - X_{t-1}) \text{ y } DY_t = (Y_t - Y_{t-1})$$

Donde, X_t , Y_t son los valores de la precipitación y del NDVI, respectivamente, en el tiempo t , X_{t-1} , Y_{t-1} son los valores de las variables retrasadas en una unidad temporal (un año).

Por último, se realizaron nuevamente las pruebas del paso 1. En esta ocasión, los indicadores mostraron que mediante las primeras diferencias se logró la estacionariedad

de todas las series, es decir, las medias y varianzas de ambas variables son constantes en el tiempo.

El análisis de correlación cruzada se realizó con la función base *ccf* (función de correlación cruzada) del lenguaje de programación R empleando las series transformadas previamente.

Dado que para el análisis de correlación cruzada se requieren datos seriados con los mismos espaciados temporales, solo se emplearon los datos correspondientes al intervalo 1993-2020 (Figura 5).

RESULTADOS

NDVI temporal de los sitios de estudio

Para el cálculo del NDVI se procesaron 162 imágenes para el sitio de Nuevo Rosario-La Esperanza, 165 para El Rincón y 261 para San Miguel Cuevas. Los niveles más bajos de nubosidad de la región mixteca permitieron que se hallaran más imágenes para el sitio de San Miguel Cuevas.

El gráfico de dispersión de los valores mediano del NDVI (Figura 4) resultó útil para detectar las fluctuaciones que se presentaron interanualmente en cada sitio de estudio.

Series temporales del NDVI y de precipitación

Las series temporales del NDVI y de la precipitación (Figura 5) fueron los insumos para los análisis de regresión lineal y de la correlación cruzada. Además, estos valores permitieron trazar las series en un espacio gráfico relativamente menor que la nube de puntos e inferir con mayor facilidad su evolución temporal en todos los sitios. Por ejemplo, la evaluación visual sugiere que la tendencia temporal general del NDVI en todos los sitios es ascendente, pero existen fluctuaciones entre años, los cuales posiblemente se deben a la actividad antropogénica desarrollada en cada zona.

Comparativa gráfica de las series del NDVI y de precipitación mediante la transformación Z

Los gráficos generados a partir de la transformación Z de datos son complementos de evaluación visual para inferir los patrones del comportamiento temporal del NDVI y de la precipitación (Figura 7).

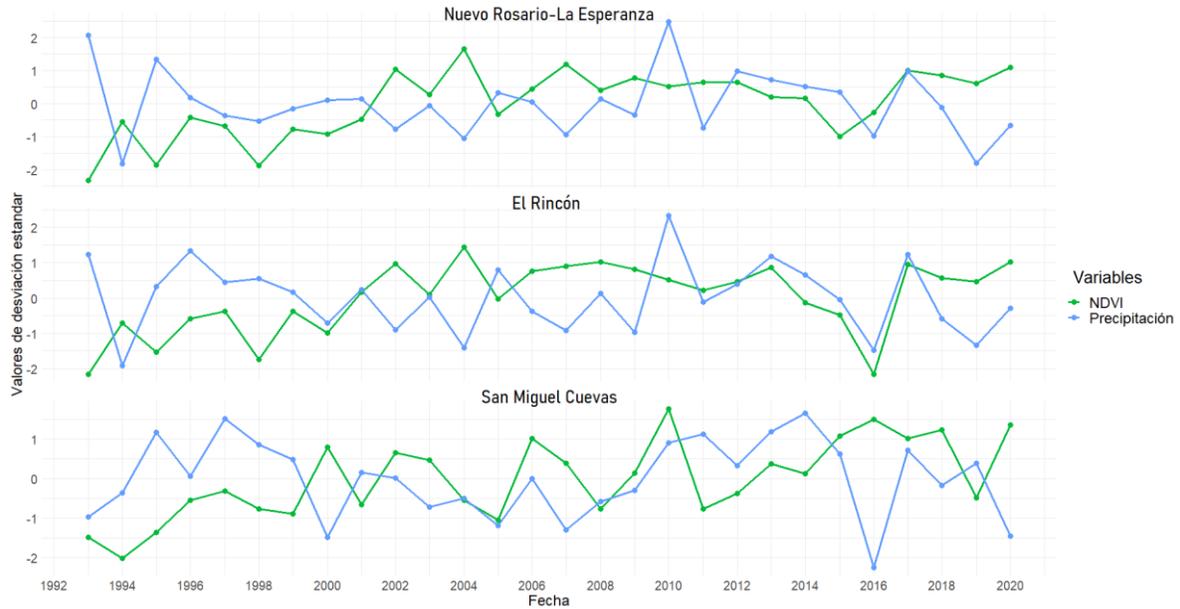


Figura 7. Gráfico derivado de la transformación Z de las series del NDVI y la precipitación media de los tres sitios de estudios, para el intervalo 1993-2020.

En todo el gráfico es posible apreciar que existen pocas asociaciones entre ambas variables y no se detectan patrones definidos en el comportamiento temporal general de ambas series.

Análisis de regresión lineal

En los Cuadros 1 y 2 se presentan los parámetros estimados y los indicadores de la bondad de ajuste del mejor modelo seleccionado por el criterio de información de Akaike (AIC) para las variables respuestas NDVI y precipitación, respectivamente. Los acrónimos NE, ER, SMC, corresponden a Nuevo Rosario-La Esperanza, el Rincón y San Miguel Cuevas, respectivamente. ER es el sitio de referencia (para evaluar si existen diferencias significativas de las variables analizadas con los otros sitios), por ello no se reporta en ambos cuadros.

En ambos Cuadros, los valores estimados y los indicadores estadísticos no reportados se deben a que en el ajuste del modelo empleando todas las variables no fueron significativos, por lo que el AIC los excluyó en los ajustes posteriores. El nivel de significancia estadística considerado fue del 95% ($P < 0.05$).

Cuadro 1. Parámetros e indicadores de la bondad de ajuste del modelo de regresión múltiple con interacciones por el criterio de información de Akaike para la variable NDVI como respuesta.

Coeficientes	Estimados	Error estándar	Valor <i>t</i>	<i>P</i>	R ² global del modelo ajustado
Intercepto	0.7143	0.0088	80.531	< 0.001	0.73
Tiempo	0.0031	0.0003	8.917	< 0.001	
Precipitación	-	-	-	-	
SitioNE	0.0403	0.0077	5.244	< 0.001	
SitioSMC	-0.0578	0.0077	-7.450	< 0.001	
Tiempo*SitioNE	-	-	-	-	
Tiempo*SitioSMC	-	-	-	-	
NE: Nuevo Rosario-La Esperanza, ER: El Rincón (sitio de referencia) y SMC (San Miguel Cuevas).					

En el Cuadro 1, el valor estimado y los indicadores estadísticos derivados de la variable tiempo, y su significancia estadística, indican que el NDVI aumenta en 0.0031 unidades por cada unidad de tiempo (un año) en todos los sitios. Por su parte, los niveles de precipitación no tienen un peso explicativo en el incremento temporal del NDVI en cada sitio. Por otro lado, el sitio de Nuevo Rosario-La Esperanza (sitio con mayor precipitación) presenta el NDVI mayor que el sitio del Rincón (sitio con precipitación intermedia), mientras que el sitio de San Miguel Cuevas (sitio con menor precipitación) presenta el NDVI menor que el sitio del Rincón, y por consecuencia, menor que el sitio de Nuevo Rosario-La Esperanza. En este sentido, aunado a las diferencias significativas entre los niveles de precipitación de cada sitio (Cuadro 2), es evidente que los sitios con mayor humedad presentan NDVI más altos en todo el intervalo temporal.

Dada la interacción no significativa entre tiempo*Sitio (Nuevo Rosario-La Esperanza, San Miguel Cuevas) se acepta la hipótesis nula de que, el aumento (pendiente) temporal del NDVI es igual en todos los sitios. Para una corroboración gráfica del paralelismo temporal del NDVI entre sitios, véase las Figuras 4 y 5.

El coeficiente de determinación R² para el modelo ajustado para la variable respuesta NDVI fue de 0.73, es decir, el 73% de la variabilidad del NDVI es explicada por la variable tiempo y los niveles de precipitación de cada sitio.

Cuadro 2. Parámetros e indicadores de la bondad de ajuste del modelo de regresión múltiple con interacciones por el criterio de información de Akaike para la variable precipitación como respuesta.

Coeficientes	Estimados	Error estándar	Valor <i>t</i>	<i>P</i>	R ² global del modelo ajustado
Intercepto	1.375	0.058569	23.492	< 0.001	0.57
Tiempo	-	-	-	-	
SitioNE	0.1966	0.0508	3.867	< 0.001	
SitioSMC	-0.3419	0.0513	-6.664	< 0.001	
Tiempo*SitioNE	-	-	-	-	
Tiempo*SitioSMC	-	-	-	-	
NE: Nuevo Rosario-La Esperanza, ER: El Rincón (sitio de referencia) y SMC (San Miguel Cuevas).					

Por otro lado, en el Cuadro 2, los estadísticos derivados de la variable tiempo y de las interacciones entre tiempo*Sitio (Nuevo Rosario-La Esperanza, San Miguel Cuevas) no significativos, apoyan la hipótesis de que no existe cambios en la precipitación en todo el intervalo temporal de ningún sitio. Para una corroboración gráfica del comportamiento temporal de la precipitación en todos los sitios, véase la Figura 5.

Asimismo, el sitio de Nuevo Rosario-La Esperanza presenta mayores niveles de precipitación que el sitio del Rincón, mientras que el sitio de San Miguel Cuevas presenta niveles de precipitación más bajos que el sitio del Rincón, y por consecuencia, menores que el de Nuevo Rosario-La Esperanza.

En este sentido, dado el incremento temporal significativo del NDVI y los cambios no significativos de precipitación en todo el intervalo temporal de todos los sitios, se concluye que, las tendencias crecientes del NDVI no están asociados con los patrones temporales de los niveles de precipitación de ningún sitio (este resultado es complementado con los análisis de correlación cruzada).

Por otro lado, es posible que el ajuste del modelo haya sido influenciado por valores extremos de NDVI presentes en cada sitio a lo largo de los intervalos temporales (Figura 4). Sin embargo, los valores atípicos presentes no fueron excluidos del análisis, debido a que son datos reales resultantes de condiciones extraordinarias, como condiciones anómalas del clima (por ejemplo, el fenómeno del Niño) o posibles perturbaciones presentes en la zona de estudio en diferentes puntos del intervalo temporal.

Análisis de correlación cruzada

En total se generaron tres gráficos de correlación cruzada entre las variables precipitación y NDVI, con un umbral de significancia de 95% (línea punteada) para el intervalo 1993-2020 (Figura 8). En este estudio, antes de interpretar y sacar conclusiones basadas en la correlación cruzada es importante considerar lo siguiente:

- 1) Se debe de reconocer cual es la variable independiente y dependiente adecuadamente, en este caso, la precipitación y el NDVI lo son respectivamente. Es decir, es probable que un cambio en la precipitación genere un efecto en el NDVI, pero no lo contrario (al menos en una escala regional de territorio).

- 2) El eje X se refiere a los retrasos temporales, los cuales indican las unidades de tiempo que un evento sucede al otro; es decir, un retraso en la respuesta del NDVI después de un cambio en la precipitación. Todas las unidades de tiempo son de un año (mediana anual del NDVI). El valor del coeficiente en el retraso cero (cuando ambos eventos ocurren simultáneamente) es igual al coeficiente de Pearson.

3) El eje Y se refiere al coeficiente de correlación, los cuales van de -1 a 1. Solo los valores que quedan por encima del umbral de significancia son estadísticamente significativos.

Ejemplificando los puntos anteriores: si algún gráfico mostrara una correlación positiva significativa en la unidad de tiempo 2, significa que existe una respuesta en el NDVI dos años después de un cambio en la precipitación. En este ejemplo, si la precipitación aumentó o disminuyó, la respuesta es un aumento o disminución en el NDVI, respectivamente.

En los resultados de la correlación cruzada de este estudio, la única correlación significativa (+0.4) hallada en todos los análisis se encuentra en el retraso temporal 6 del sitio de Nuevo Rosario-La Esperanza (Figura 8). Este resultado indica que existe un cambio en la misma dirección en el NDVI 6 años después de un cambio en la precipitación. Sin embargo, debido al espaciado temporal en la respuesta del NDVI es alejado no es prudente apoyar esta hipótesis, es probable que este fenómeno se deba a cuestiones azarosas, además, el grado de asociación no es fuerte.

Por otro lado, en el gráfico de correlación Z (Figura 7), la evaluación visual sugiere que, las únicas asociaciones entre ambas variables se encuentran en los cambios drásticos de los niveles de precipitación, especialmente en las caídas abruptas de precipitación del año 2016 para los sitios de Nuevo Rosario-La Esperanza y del Rincón, y en el 2005 para el sitio de San Miguel Cuevas.

Las asociaciones no significativas en el tiempo 0 en ningún sitio sugieren que los patrones temporales del NDVI y de la precipitación no se encuentran correlacionadas en todo el intervalo temporal (1986-2020). En otras palabras, los patrones temporales ascendentes del NDVI no son causados por los patrones temporales de la precipitación de ningún sitio (este mismo resultado se obtuvo en los análisis previos de regresión lineal). En este sentido, el incremento temporal del NDVI pudiera ser explicado por otras variables no consideradas en este estudio.

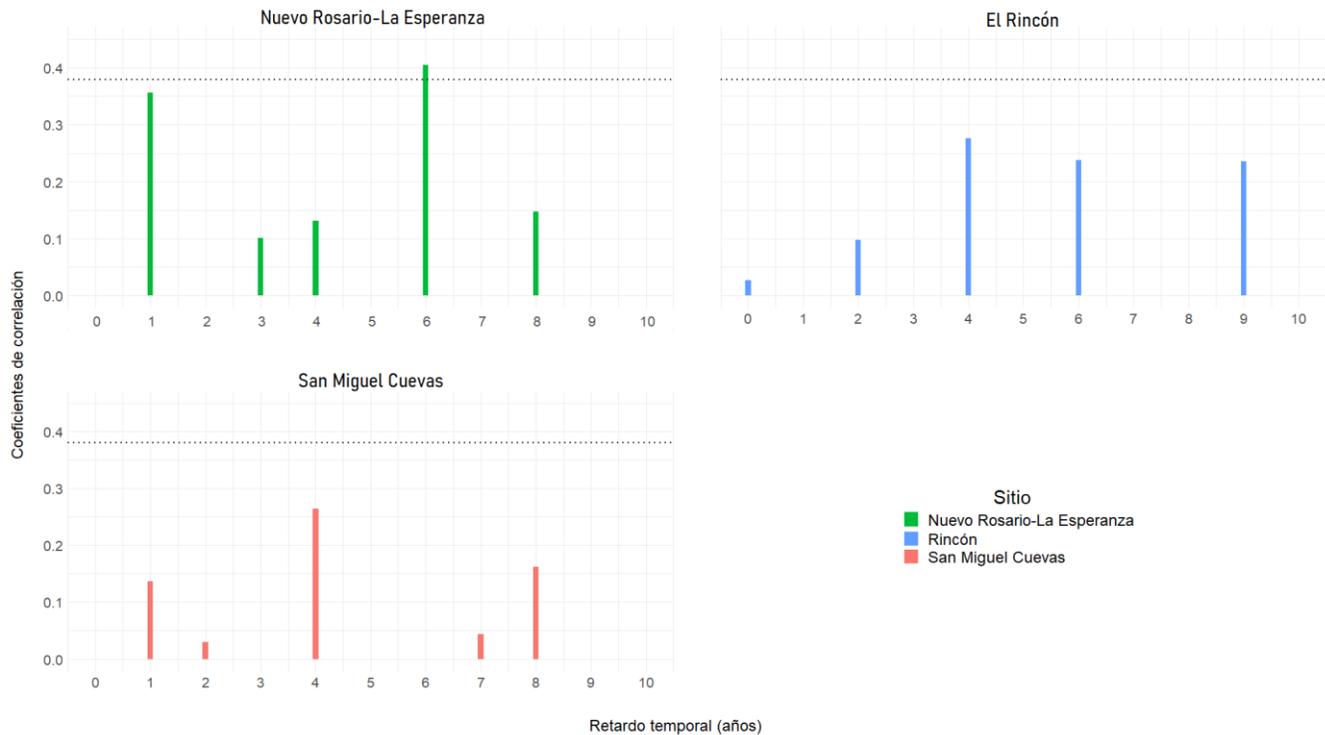


Figura 8. Coeficientes de la correlación cruzada entre las series temporales de la mediana del NDVI y la precipitación media de los tres sitios de estudio para el intervalo 1993-2020. Los valores por arriba de las líneas punteadas son estadísticamente significativos.

DISCUSIÓN

Patrones temporales ascendentes del NDVI

Los resultados de los análisis de regresión múltiple con interacciones y del análisis de correlación cruzada indican que el incremento temporal del NDVI en todo el intervalo (1986-2020) de todos los sitios no se encuentran correlacionados con los patrones de precipitación. En este sentido, las tendencias ascendentes del NDVI implican al menos tres posibles escenarios (hipótesis) (no excluyentes entre ellos):

- 1) En todos los sitios se presentan masas forestales cada vez más saludables (menos estresadas) al pasar el tiempo (Huete et al., 2002; Meneses-Tovar, 2011; Volcani et al., 2005).
- 2) Debido a que el NDVI tiene una correlación directa con la cantidad de vegetación presente en una superficie determinada (biomasa aérea) (Meneses-Tovar, 2011), es factible que en todo el intervalo temporal (1986-2020) exista una ganancia de cobertura forestal en todos los sitios de estudios (Morawitz et al., 2006), y probablemente relacionado con la edad de las masas arbóreas.

- 3) Dado que el escenario (2) puede ser consecuencia directa del nivel de actividad agrícola, ganadera o forestal desarrollada en los suelos, probablemente la intensidad de estas actividades ha estado disminuyendo en los últimos 35 años en todos los sitios de estudios.

Los patrones temporales de NDVI similares en los tres sitios sugieren que estos pudieran estar afectados por causas comunes. Aunque se ha comprobado que los índices de vegetación pueden revelar los tipos perturbaciones, naturales o intervenciones antropogénicas en zonas boscosas (Dutrieux et al., 2016; Kennedy et al., 2010), éstos solo pueden alcanzarse con datos adicionales, por ejemplo, entrevistas locales sobre el historial y tipos de uso del suelo (Dutrieux et al., 2016). Por ello, los factores responsables del incremento del NDVI en todo el intervalo temporal requieren estudios posteriores.

Las fluctuaciones intra anuales en los niveles de NDVI en todos los sitios (Figura 5 y 7), probablemente se deban a la actividad antrópica desarrollada en ellos. Sin embargo, dada la tendencia temporal general creciente de las masas forestales, es factible discutir sobre los estados de conservación de los bosques estudiados.

Los bosques de Nuevo Rosario–La Esperanza han estado sometidos por lo menos una vez a conservación apoyados por pagos gubernamentales. Nuevo Rosario participó en este programa de 2008-2013 (VIDAS, 2010) (en el contrato se especificaba que era de 5 años), y La Esperanza Comaltepec cuenta con programas de conservación desde el 2004 (Espinoza-Ramírez et al., 2017). Sin embargo, el incremento del NDVI aparenta ser constante en todo el intervalo temporal y no solo en las fechas en que los manchones boscosos estuvieron o han estado sometidos a un programa de conservación (Figura 4, 5 y 7). Por su parte, la zona del Rincón, que involucra a siete comunidades, no se cuentan con registros de que las áreas involucradas hayan sido sometidas a conservación bajo pagos gubernamentales. Sin embargo, al igual que en el sitio de estudio anterior, el NDVI presenta el mismo patrón ascendente en todo el intervalo temporal. Por último, para los bosques de San Miguel Cuevas no se cuenta con información que afirme que dicho predio haya participado en programas de pagos por conservación del bosque, y el NDVI comparte la misma tendencia temporal creciente que los sitios de la Sierra Norte.

Por otro lado, es común que muchas comunidades de la región Sierra Norte implementen iniciativas voluntarias para la conservación de la biodiversidad en los bosques (Anta 2007; Van Vleet et al., 2016), cuyas prácticas podrían jugar un rol importante en el incremento temporal del NDVI. Sin embargo, los sitios de estudio involucran una diversidad de usos del suelo, pero mayormente a las destinadas a la agricultura itinerante y la crianza de animales domésticos. Por ello, la conservación voluntaria no es la variable de mayor peso en los incrementos del NDVI temporal de los sitios de la Sierra Norte. Asimismo, para el sitio de la región Mixteca no se encontró ninguna información relacionada con la conservación voluntaria de sus bosques.

Dadas las circunstancias anteriores, los programas gubernamentales de pagos por conservación y las iniciativas de conservación de forma voluntaria no pueden ser las variables con mayor poder explicativo del incremento temporal del NDVI en todos los sitios. En este sentido, los factores más probables que pueden explicar estas tendencias son:

- I) Disminución de la intensidad de uso del suelo o al abandono de los campos de cultivo. Lo cuales pueden deberse en gran medida a la estructura demográfica y dinámica social de cada zona. Por ejemplo, los factores más comunes en los países practicantes de la agricultura tradicional del trópico son: la migración, los conflictos sociales, cambios en las actividades económicas, nuevas políticas públicas, entre otros, cuyos efectos son el abandono de las tierras o el cambio en la frecuencia de sus usos (Geist & Lambin, 2002; van Vliet et al., 2012). Por ejemplo, en el estado de Oaxaca se han presentado fuertes tasas de migración en las últimas décadas, especialmente en las zonas rurales más marginadas del estado (Alvarado, 2008). La combinación de algunos de estos factores puede implicar que la intensidad agrícola y forestal esté disminuyendo a través del tiempo, lo cual implicaría aperturas de claros cada vez menos frecuentes y por consecuencia, se reflejan mayores valores temporales de los índices de vegetación.
- II) La implementación de sistemas permanentes o semipermanentes de cultivo. En esta práctica, los campesinos generalmente empiezan a usar fertilizantes comerciales en sus cultivos en vez de depender del bosque para la regeneración natural del terreno. Como consecuencia, ya no es necesario practicar una agricultura itinerante, y la apertura de claros disminuye. Por ejemplo, Pérez-García & del Castillo (2016, 2017) reportan la sustitución parcial de la milpa tradicional itinerante por cultivos semipermanentes de pequeña escala en el Rincón, Sierra Norte, pero solo se conocen los efectos a nivel de la composición y estructura de las plantas que se desarrollan durante e inmediatamente posterior al cultivo, pero las consecuencias de estas prácticas aún son desconocidas en sus efectos en el paisaje.
- III) Probablemente la intensidad moderada del sistema agrícola tradicional sea una variable que explique gran parte los patrones temporales de los índices de vegetación en todos los sitios, o al menos para la tasa no negativa del NDVI. En otras palabras, la regeneración de las masas boscosas después de cosechar la milpa garantiza la permanencia de los bosques en el tiempo y por consecuencia contribuyen a que las tasas de cambio del NDVI sean no negativas. Por ejemplo, en varios estudios se han encontrado que, en sitios con niveles moderados de perturbación antrópica se lleva a cabo la restauración exitosa de los ecosistemas mediante el proceso de sucesión secundaria y pueden favorecer a la biodiversidad desde el nivel genético hasta una escala de paisaje (del Castillo & Blanco-Macías, 2007; del Castillo et al., 2011; Fahrig, 2017; Radford et al., 2005; Young et al., 2000).

Comparación del NDVI entre sitios de estudios y las posibles implicaciones

El NDVI de cada sitio parece estar asociado con los niveles de precipitación media (Figuras 4 y 5). Nuevo Rosario–La Esperanza (mayor precipitación) mostró el NDVI más alto en todo el intervalo, el Rincón (precipitación intermedia) mantuvo los niveles del NDVI en un punto intermedio respecto a los otros sitios, y el NDVI más bajo se presentó para el sitio de San Miguel (menor precipitación). A pesar de que los manchones de bosques templados húmedos de diferentes zonas geográficas no siempre poseen la misma composición y estructura florística (Hamilton et al., 1995; Kappelle, 1996; Rzedowski, 2006), la dependencia de los NDVI con los niveles de humedad y precipitación (Ding et al., 2007; Ghebregabher et al., 2020) de cada zona estudiada fue evidente.

Situación general de los tres bosques estudiados

Los indicios de revegetación natural encontrados en los bosques estudiados sugieren que son casos opuestos a los patrones de deforestación mundial (Curtis et al., 2018; Hansen et al., 2013; Vancutsem et al., 2021). Asimismo, los BTH de estas regiones de Oaxaca difieren respecto a la mayoría de los BTH del globo, en donde estos ecosistemas naturales han sido de los más afectados por la deforestación y fragmentación del hábitat en las últimas décadas (Hamilton et al., 1995; Kappelle, 2004; Ray et al., 2006; Rzedowski, 2006), o en una comparativa nacional, los BTH estudiados quedan fuera de los BTH con deterioro forestal crítico del país (Toledo-Aceves et al., 2011). Por ejemplo, la situación de los Altos de Chiapas es contrastante, los BTH siguen en constante declive, y gran parte de la deforestación es atribuida a la intensidad agrícola de la región derivada el aumento demográfico humano (Cayuela et al., 2006a; Cayuela, et al., 2006b, González-Espinosa et al., 2009).

Por otro lado, en una comparativa con otros ecosistemas boscosos donde se practica la agricultura tradicional, los resultados de este estudio sugieren que la intensidad de cultivo e impactos generados por la milpa en los sitios es baja o moderada respecto a la situación general del sureste mexicano. Por ejemplo, en las selvas altas de Quintana Roo, la intensidad agrícola es catalogada como una de las variables responsables de la deforestación en la zona (Ellis et al., 2017), o en varios países de Latinoamérica, una de las principales actividades causantes de la deforestación es la agricultura (Armenteras et al., 2017, Carter et al., 2017).

Patrones similares de revegetación natural se han visto en algunos países de Europa central y oriental (1990–2005) (Taff et al., 2010) y en algunos estados del sur de los Estados Unidos (2000–2012) (Hansen et al., 2013). Asimismo, en algunos países de América Latina se han observado tendencias de revegetación natural en pequeña escala en las últimas dos o tres décadas del siglo pasado (Aide & Grau, 2004), o para el periodo 2001–2010, se han documentado situaciones similares en puntos dispersos de Centro América (Aide et al., 2013). El principal impulsor de los casos mencionados es la migración y abandono de tierras. Sin embargo, estas tendencias de revegetación natural no necesariamente están asociadas

en zonas donde se llevan a cabo actividades agrícolas. En este sentido, los patrones de revegetación hallados en este estudio probablemente sean casos raros entre las regiones practicantes de la agricultura tradicional dentro de las franjas del trópico, y las variables con mayor peso que pudieran explicar ese comportamiento son la disminución del aprovechamiento del bosque derivada de la emigración humana (Aide & Grau, 2004) y la intensidad de agrícola moderada practicada por los campesinos de la región.

Los patrones de vegetación encontrados en este estudio requieren estudios posteriores para dilucidar con precisión la dinámica y los tipos de usos de suelo que predominan en esas zonas boscosas de Oaxaca. Las metas de estas investigaciones serán explorar si el uso y manejo que llevan a cabo las comunidades autóctonas de los bosques templados húmedos estudiados pueden ser modelos para desacelerar las tasas de deforestación, o conocer si se tratan de variables políticas, económicas y sociales imperantes por abordar.

CONCLUSIONES

En todos los sitios, los patrones temporales del NDVI han aumentado significativamente en los últimos 35 años (1986-2020) y no se encuentran correlacionados con los niveles de precipitación en todo el intervalo. Si bien los niveles de precipitación entre sitios influyen en los niveles del NDVI (los bosques más húmedos presentaron los NDVI más altos), los niveles temporales de precipitación no explican los incrementos temporales del NDVI de cada sitio. Asimismo, a pesar de que existen fluctuaciones en los niveles de precipitación entre años, la precipitación no ha cambiado en todo el lapso temporal estudiado.

Los niveles crecientes de los índices de vegetación sugieren que, es probable que cada vez existan mayor biomasa arbórea (relacionado con la edad del arbolado) en las tres zonas estudiadas.

Los indicios de revegetación en los bosques templados húmedos (BTH) estudiados rompen el esquema de deforestación global. Asimismo, estos bosques quedan excluidos de los BTH con deterioros críticos del país y podrían ser casos exclusivos entre las regiones practicantes de la agricultura tradicional dentro de las franjas del trópico.

Dado que el aumento temporal del NDVI es similar en los tres sitios, es probable que estos pudieran estar afectados por causas comunes. En este sentido, es fundamental ampliar los alcances de este estudio para explorar el efecto que tienen las variables milpa tradicional (y su sustitución por métodos semipermanentes o permanentes de cultivo), dinámica demográfica y estructura social en la evolución de los bosques templados húmedos, y conocer si los sistemas de manejo implementados en estas zonas son factibles para ser usados como modelos que ayuden a mitigar y disminuir las tasas actuales de deforestación global, o explorar si existen problemas sociales locales imperantes por abordar.

LITERATURA CITADA

- AIPP/IWGIA/IKAP. (2009). Shifting cultivation and climate change. UNFCCC Intersessional Meeting, Bangkok, 2009. Briefing paper.
- Aide, T. M., Clark, M. L., Grau, H. R., López-Carr, D., Levy, M. A., Redo, D., Bonilla-Moheno, M., Riner, G., Andrade-Núñez, M. J., & Muñiz, M. (2013). Deforestation and Reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). *Biotropica*, 45(2), 262–271. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2012.00908.x>
- Aide, T. M., & Grau, H. R. (2004). Globalization, Migration, and Latin American Ecosystems. *Science*, 305(5692), 1915 LP – 1916. <https://doi.org/10.1126/science.1103179>
- Akaike, H. (1974). A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, 19(6), 716–723. <https://doi.org/10.1109/TAC.1974.1100705>
- Aldrich, M., Billington, C., & Edwards, M. (1997). *Tropical montane cloud forests: an urgent priority for conservation. WCMC Biodiversity Bulletin No 2* (Vol. 2). WCMC. <https://www.biodiversitylibrary.org/item/119180>
- Alvarado Juárez, A. M. (2008). Migración y pobreza en Oaxaca. *El Cotidiano*, 148, 85–94. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=32514808>
- Anta, S. 2007. Áreas Naturales de Conservación Voluntaria. Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible, A.C. México. 182, 1-23.
- Armenteras, D., Espelta, J. M., Rodríguez, N., & Retana, J. (2017). Deforestation dynamics and drivers in different forest types in Latin America: Three decades of studies (1980–2010). *Global Environmental Change*, 46, 139–147. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.09.002>
- Arroyo-Rodríguez, V., Moreno, C. E., & Galán-Acedo, C. (2017). La ecología del paisaje en México: logros, desafíos y oportunidades en las ciencias biológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88, 42–51. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.004>
- Bettinger, P., Boston, K., Siry, J. P., & Grebner, D. L. (2017). *Chapter 1 - Management of Forests and Other Natural Resources* (P. Bettinger, K. Boston, J. P. Siry, & D. L. B. T.-F. M. and P. (Second E. Grebner (eds.); pp. 1–20). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809476-1.00001-1>
- Bruijnzeel, L. A. (2001). Hydrology of tropical montane cloud forests: A Reassessment. *Land Use and Water Resources Research*, 1, 1–18. <https://doi.org/DOI: 10.22004/ag.econ.47849>,
- Bruijnzeel, L. A., Scatena, F. N., & Hamilton, L. S. (2011). Tropical Montane Cloud Forests: Science for Conservation and Management. In *International Hydrology Series*. Cambridge University Press. <https://doi.org/DOI: 10.1017/CBO9780511778384>
- Carter, S., Herold, M., Avitabile, V., de Bruin, S., De Sy, V., Kooistra, L., & Rufino, M. C. (2017). Agriculture-driven deforestation in the tropics from 1990–2015: emissions, trends and uncertainties. *Environmental Research Letters*, 13(1), 14002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa9ea4>
- Cayuela, L., Benayas, J. M. R., & Echeverría, C. (2006). Clearance and fragmentation of tropical montane forests in the Highlands of Chiapas, Mexico (1975–2000). *Forest Ecology and*

- Management*, 226(1), 208–218. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.01.047>
- Cayuela, L., Golicher, D. J., & Rey-Benayas, J. M. (2006). The Extent, Distribution, and Fragmentation of Vanishing Montane Cloud Forest in the Highlands of Chiapas, Mexico. *Biotropica*, 38(4), 544–554. <http://www.jstor.org/stable/30044036>
- Chuvioco. (2008). *Teledeteccion ambiental*. Ariel. Grupo Planeta (GBS). 594 p. <https://books.google.com.mx/books?id=aKsNXCVcCtcQC>
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). (2012). Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Informe 2004-2009. Zapopan, México. 173 p.
- Curtis, P. G., Slay, C. M., Harris, N. L., Tyukavina, A., & Hansen, M. C. (2018). Classifying drivers of global forest loss. *Science*, 361(6407), 1108 LP – 1111. <https://doi.org/10.1126/science.aau3445>
- Del Castillo, R F, & Blanco-Macías, A. (2007). *Secondary succession under a slash-and-burn regime in a tropical montane cloud forest: Soil and vegetation characteristics*. Newton, A. C. (Eds.), Biodiversity Loss and Conservation in Fragmented Forest Landscapes: The Forests of Montane México and Temperate South America. Institute of Ecology and Resource Management, University of Edinburgh, UK. 158-180 pp.
- del Castillo, Rafael F. (2015). A conceptual framework to describe the ecology of fragmented landscapes and implications for conservation and management. *Ecological Applications*, 25(6), 1447–1455. <https://doi.org/https://doi.org/10.1890/14-1964.1>
- Del Castillo, Rafael F, Trujillo-Argueta, S., Sánchez-Vargas, N., & Newton, A. C. (2011). Genetic factors associated with population size may increase extinction risks and decrease colonization potential in a keystone tropical pine. *Evolutionary Applications*, 4(4), 574–588. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4571.2010.00177.x>
- Denevan, W. M., & Padoch, C. (1987). Swidden-Fallow Agroforestry in the Peruvian Amazon. In *The New York Botanical Garden, New York, U.S.A.* <http://www.jstor.org/stable/43919697>
- Dickey, D. A., & Fuller, W. A. (1979). Distribution of the Estimators for Autoregressive Time Series with a Unit Root. *Journal of the American Statistical Association*, 74(366a), 427–431. <https://doi.org/10.1080/01621459.1979.10482531>
- Ding, M., Zhang, Y., Liu, L., Zhang, W., Wang, Z., & Bai, W. (2007). The relationship between NDVI and precipitation on the Tibetan Plateau. *Journal of Geographical Sciences*, 17(3), 259–268. <https://doi.org/10.1007/s11442-007-0259-7>
- Dutrieux, L. P., Jakovac, C. C., Latifah, S. H., & Kooistra, L. (2016). Reconstructing land use history from Landsat time-series: Case study of a swidden agriculture system in Brazil. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 47, 112–124. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jag.2015.11.018>
- Eberly, L. E. (2007). *Multiple Linear Regression BT - Topics in Biostatistics* (W. T. Ambrosius (ed.); pp. 165–187). Humana Press. https://doi.org/10.1007/978-1-59745-530-5_9
- Ellis, E. A., Romero Montero, J. A., & Hernández Gómez, I. U. (2017). Deforestation processes in the state of Quintana Roo, Mexico: The role of land use and community forestry. *Tropical Conservation Science*, 10. <https://doi.org/10.1177/1940082917697259>

- Espinoza-Ramírez, M. K., Luna-Krauletz, M. D., Alfonso-Corrado, C., & Clark-Tapia, R. (2017). Registros recientes de felinos en el bosque de niebla en Santiago Comaltepec, Sierra Norte de Oaxaca, México . In *Acta zoológica mexicana* (Vol. 33, pp. 398–401). scielomx .
- Fahrig, L. (2017). Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48(1), 1–23. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022612>
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N., & Snyder, P. K. (2005). Global Consequences of Land Use. *Science*, 309(5734), 570 LP – 574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Funk, C., Peterson, P., Landsfeld, M., Pedreros, D., Verdin, J., Shukla, S., Husak, G., Rowland, J., Harrison, L., Hoell, A., & Michaelsen, J. (2015). The climate hazards infrared precipitation with stations—a new environmental record for monitoring extremes. *Scientific Data*, 2(1), 150066. <https://doi.org/10.1038/sdata.2015.66>
- Geist, H. J., & Lambin, E. F. (2002). Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation: Tropical forests are disappearing as the result of many pressures, both local and regional, acting in various combinations in different geographical locations. *BioScience*, 52(2), 143–150. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0143:PCAUDF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0143:PCAUDF]2.0.CO;2)
- Geller, G. N., Halpin, P. N., Helmuth, B., Hestir, E. L., Skidmore, A., Abrams, M. J., Aguirre, N., Blair, M., Botha, E., Colloff, M., Dawson, T., Franklin, J., Horning, N., James, C., Magnusson, W., Santos, M. J., Schill, S. R., & Williams, K. (2017). *Remote Sensing for Biodiversity BT - The GEO Handbook on Biodiversity Observation Networks* (M. Walters & R. J. Scholes (eds.); pp. 187–210). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-27288-7_8
- Ghebregabher, M. G., Yang, T., Yang, X., & Eyassu Sereke, T. (2020). Assessment of NDVI variations in responses to climate change in the Horn of Africa. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, 23(3), 249–261. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2020.08.003>
- González-Espinosa, M., Marcial, N., Galindo-Jaimes, L., Camacho-Cruz, A., Golicher, D., Cayuela, L., & Benayas, J. (2009). Tendencias y proyecciones del uso del suelo y la diversidad florística en Los Altos de Chiapas, México. *Investigación Ambiental*, 1, 40–53.
- González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N., Camacho-Cruz, A., Holz, S., Rey-Benayas, J., & Parra-Vázquez, M. (2007). Restauración de bosques en territorios indígenas de Chiapas: Modelos ecológicos y estrategias de acción. *Boletín de La Sociedad Botánica de México*, 80. <https://doi.org/10.17129/botsci.1753>
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., & Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, 202, 18–27. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>
- Guevara, D., Manuel, J., (2014). Uso correcto de la correlación cruzada en Climatología: el caso de la presión atmosférica entre Taití y Darwin. *Terra Nueva Etapa*, 30, 79–102.
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., Lovejoy, T. E., Sexton, J. O., Austin, M. P., Collins, C. D., Cook, W. M., Damschen, E. I., Ewers, R. M., Foster, B. L., Jenkins, C. N., King, A. J., Laurance, W. F., Levey, D. J., Margules, C. R., ... Townshend, J. R.

- (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1(2), e1500052. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Hamilton, L S, Juvik, J. O., & Scatena, F. N. (1995). *Tropical Montane Cloud Forests*. Springer-Verlag. <https://books.google.com.mx/books?id=PsUsAQAAMAAJ>
- Hamilton, Lawrence S, Juvik, J. O., & Scatena, F. N. (1995). *The Puerto Rico Tropical Cloud Forest Symposium: Introduction and Workshop Synthesis BT - Tropical Montane Cloud Forests* (Lawrence S Hamilton, J. O. Juvik, & F. N. Scatena (eds.); pp. 1–18). Springer US.
- Hansen, M. C., Potapov, P. V, Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S. V, Goetz, S. J., Loveland, T. R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C. O., & Townshend, J. R. G. (2013). High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*, 342(6160), 850 LP – 853. <https://doi.org/10.1126/science.1244693>
- Huete, A., Didan, K., Miura, T., Rodriguez, E. P., Gao, X., & Ferreira, L. G. (2002). Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, 83(1), 195–213. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00096-2](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00096-2)
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2008a). Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Santiago Juxtlahuaca, Oaxaca. Disponible en: http://www3.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos_geograficos/20/20469.pdf
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2008b). Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Tanetze de Zaragoza, Oaxaca. Disponible en: http://www3.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos_geograficos/20/20541.pdf
- Jongman, R. H. G., Skidmore, A. K., (Sander) Múcher, C. A., Bunce, R. G. H., & Metzger, M. J. (2017). *Global Terrestrial Ecosystem Observations: Why, Where, What and How? BT - The GEO Handbook on Biodiversity Observation Networks* (M. Walters & R. J. Scholes (eds.); pp. 19–38). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-27288-7_2
- Jordan, C., Caskey, W., Escalante, G., Herrera, R., Montagnini, F., Todd, R., & Uhl, C. (1983). Nitrogen Dynamics during Conversion of Primary Amazonian Rain Forest to Slash and Burn Agriculture. *Oikos*, 40(1), 131–139. <https://doi.org/10.2307/3544208>
- Kappelle, M. (1996). *Los bosques de roble (Quercus) de la Cordillera de Talamanca, Costa Rica: biodiversidad, ecología, conservación y desarrollo*. Universidad de Amsterdam. https://books.google.com.mx/books?id=4e_aAAAAAMAAJ
- Kappelle, M. (2004). *TROPICAL FORESTS | Tropical Montane Forests* (J. B. T.-E. of F. S. Burley (ed.); pp. 1782–1792). Elsevier. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B0-12-145160-7/00175-7>
- Kennedy, R. E., Andréfouët, S., Cohen, W. B., Gómez, C., Griffiths, P., Hais, M., Healey, S. P., Helmer, E. H., Hostert, P., Lyons, M. B., Meigs, G. W., Pflugmacher, D., Phinn, S. R., Powell, S. L., Scarth, P., Sen, S., Schroeder, T. A., Schneider, A., Sonnenschein, R., ... Zhu, Z. (2014). Bringing an ecological view of change to Landsat-based remote sensing. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(6), 339–346. <https://doi.org/https://doi.org/10.1890/130066>
- Kennedy, R. E., Yang, Z., & Cohen, W. B. (2010). Detecting trends in forest disturbance and recovery using yearly Landsat time series: 1. LandTrendr — Temporal segmentation algorithms. *Remote Sensing of Environment*, 114(12), 2897–2910.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.07.008>

- Lawrence, D., Radel, C., Tully, K., Schmook, B., & Schneider, L. (2010). Untangling a Decline in Tropical Forest Resilience: Constraints on the Sustainability of Shifting Cultivation across the Globe. *Biotropica*, 42(1), 21–30. <http://www.jstor.org/stable/27742858>
- Lee, L. J. E., Lawrence, D. S. L., & Price, M. (2006). Analysis of water-level response to rainfall and implications for recharge pathways in the Chalk aquifer, SE England. *Journal of Hydrology*, 330(3), 604–620. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.04.025>
- Linares ME, Bye BR. (2015) Las especies subutilizadas de la milpa. Revista Digital Universitaria. Universidad Nacional Autónoma de México, 16, 1-22.
- Magerl, W., Krumova, E. K., Baron, R., Tölle, T., Treede, R.-D., & Maier, C. (2010). Reference data for quantitative sensory testing (QST): refined stratification for age and a novel method for statistical comparison of group data. *Pain*, 151(3), 598–605. <https://doi.org/10.1016/j.pain.2010.07.026>
- Manshard, W. (1974). *Tropical Agriculture*. Longman, London, UK.
- Meneses-Tovar, C. L. (2011). NDVI as indicator of degradation. *Unasylva*, 62, 39–46.
- Mertz, O., Padoch, C., Fox, J., Cramb, R. A., Leisz, S. J., Lam, N. T., & Vien, T. D. (2009). Swidden Change in Southeast Asia: Understanding Causes and Consequences. *Human Ecology*, 37(3), 259–264. <https://doi.org/10.1007/s10745-009-9245-2>
- MIDWEST OPTICAL SYSTEM, INC(MIDOPT). (2021, 04 de junio). NDVI / AGRICULTURAL INSPECTION. <https://midopt.com/solutions/color-imaging/ndvi/>
- Miranda, F., & Hernández-X., E. (1963). Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Botanical Sciences*, 28, 29-179. <https://doi.org/10.17129/botsci.1084>
- Miranda, F. (1947). Estudios sobre la vegetación de México. V. Rasgos de la vegetación en la Cuenca del Río de las Balsas. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural*, 8, 95-114.
- Morawitz, D. F., Blewett, T. M., Cohen, A., & Alberti, M. (2006). Using NDVI to Assess Vegetative Land Cover Change in Central Puget Sound. *Environmental Monitoring and Assessment*, 114(1), 85–106. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-1679-z>
- Nye, P. H., & Greenland, D. J. (1960). *The Soil Under Shifting Cultivation*. Commonwealth Agricultural Bureaux. <https://books.google.com.mx/books?id=VKo1AAAAMAAJ>
- Pérez-García, O., & del castillo, R. (2016). The decline of the itinerant milpa and the maintenance of traditional agrobiodiversity: Crops and weeds coexistence in a tropical cloud forest area in Oaxaca, Mexico. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 228, 30–37. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.05.002>
- Pérez-García, O., & del Castillo, R. F. (2017). Shifts in swidden agriculture alter the diversity of young fallows: Is the regeneration of cloud forest at stake in southern Mexico? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 248, 162–174. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.07.024>
- Phillips, P. C. B., & Perron, P. (1988). Testing for a unit root in time series regression. *Biometrika*, 75(2), 335–346. <https://doi.org/10.1093/biomet/75.2.335>

- Radford, J. Q., Bennett, A. F., & Cheers, G. J. (2005). Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. *Biological Conservation*, 124(3), 317–337. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.039>
- Ray, D. K., Nair, U. S., Lawton, R. O., Welch, R. M., & Pielke Sr., R. A. (2006). Impact of land use on Costa Rican tropical montane cloud forests: Sensitivity of orographic cloud formation to deforestation in the plains. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 111(D2). <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/2005JD006096>
- Roy, D. P., Kovalskyy, V., Zhang, H. K., Vermote, E. F., Yan, L., Kumar, S. S., & Egorov, A. (2016). Characterization of Landsat-7 to Landsat-8 reflective wavelength and normalized difference vegetation index continuity. *Remote Sensing of Environment*, 185, 57–70. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.12.024>
- Rzedowski, J. (1978). *Vegetación de México* (Limusa). México. 314 pp.
- Rzedowski, J. (2006). *Vegetación de México*. 1ra. Edición digital. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. 504 pp.
- Shroder, J. (2016). *Chapter 11 - Issues of Hydrologic Data Collection by Remote Sensing in Afghanistan and Surrounding Countries* (John Shroder & S. J. B. T.-T. W. R. in A. Ahmadzai (eds.); pp. 289–309). Elsevier. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-801886-6.00011-2>
- Soto-Pinto, L., M.M. Anzueto, S.M. Quechulpa. (2011). El Acahual mejorado. Un prototipo agroforestal. El Colegio de la Frontera Sur, San Cristóbal de las Casas, Chiapas, 23 p.
- Taff, G. N., Müller, D., Kuemmerle, T., Ozdeneral, E., & Walsh, S. J. (2010). *Reforestation in Central and Eastern Europe After the Breakdown of Socialism BT - Reforesting Landscapes: Linking Pattern and Process* (H. Nagendra & J. Southworth (eds.); pp. 121–147). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9656-3_6
- Toledo-Aceves, T., Meave, J. A., González-Espinosa, M., & Ramírez-Marcial, N. (2011). Tropical montane cloud forests: Current threats and opportunities for their conservation and sustainable management in Mexico. *Journal of Environmental Management*, 92(3), 974–981. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.007>
- Turner, W., Spector, S., Gardiner, N., Fladeland, M., Sterling, E., & Steininger, M. (2003). Remote sensing for biodiversity science and conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 18(6), 306–314. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00070-3](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00070-3)
- Uhl, C. (1987). Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonia. . In *Journal of Ecology* (Vol. 75, Issue 2, pp. 377–407). <https://doi.org/10.2307/2260425>
- Van Vleet, E., Bray, D. B., & Durán, E. (2016). Knowing but not knowing: Systematic conservation planning and community conservation in the Sierra Norte of Oaxaca, Mexico. *Land Use Policy*, 59, 504–515. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.09.010>
- van Vliet, N., Mertz, O., Heinemann, A., Langanke, T., Pascual, U., Schmook, B., Adams, C., Schmidt-Vogt, D., Messerli, P., Leisz, S., Castella, J.-C., Jørgensen, L., Birch-Thomsen, T., Hett, C., Bech-Bruun, T., Ickowitz, A., Vu, K. C., Yasuyuki, K., Fox, J., ... Ziegler, A. D. (2012). Trends, drivers and impacts of changes in swidden cultivation in tropical forest-agriculture frontiers: A global assessment. *Global Environmental Change*, 22(2), 418–429.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2011.10.009>

- Vancutsem, C., Achard, F., Pekel, J.-F., Vieilledent, G., Carboni, S., Simonetti, D., Gallego, J., Aragão, L. E. O. C., & Nasi, R. (2021). Long-term (1990–2019) monitoring of forest cover changes in the humid tropics. *Science Advances*, 7(10), eabe1603. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abe1603>
- Villaseñor, J. (2010). *El bosque húmedo de montaña en México y sus plantas vasculares: catálogo florístico-taxonómico*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Universidad Nacional Autónoma de México. 40 pp. México, D.F.
- Vinculación Interdisciplinaria para el Desarrollo Ambiental y lo Social, A. C. (VIDAS A.C.). (2010). Ordenamiento Territorial Comunitario Nuevo Rosario Temexitlán, San Pedro Yólox, Ixtlán, Oaxaca.
- Volcani, A., Karnieli, A., & Svoray, T. (2005). The use of remote sensing and GIS for spatio-temporal analysis of the physiological state of a semi-arid forest with respect to drought years. *Forest Ecology and Management*, 215(1), 239–250. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.05.063>
- Warman, A. (1985). *Estrategias de sobrevivencia de los campesinos mayas*. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Investigaciones Sociales. <https://books.google.com.mx/books?id=JeK7AAAAIAAJ>
- Williams, D. L., Goward, S., & Arvidson, T. (2006). Landsat: Yesterday, Today, and Tomorrow. In *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* (Vol. 72, Issue 10, pp. 1171–1178). <https://www.ingentaconnect.com/content/asprs/pers/2006/00000072/00000010/art00005>
- Young, A., Boshier, D., & Boyle, T. (2000). *Forest Conservation Genetics, Principles and Practice*. <https://doi.org/10.1071/9780643101029>
- Zhu, Z., Wang, S., & Woodcock, C. E. (2015). Improvement and expansion of the Fmask algorithm: cloud, cloud shadow, and snow detection for Landsats 4–7, 8, and Sentinel 2 images. *Remote Sensing of Environment*, 159, 269–277. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.12.014>