



**COLEGIO DE POSTGRADUADOS**

**INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS**

**CAMPUS MONTECILLO**

**POSTGRADO EN CIENCIAS FORESTALES**

# **CARACTERIZACIÓN Y MAPEO DE HÁBITAT EN BOSQUE TEMPLADO BAJO MANEJO MADERABLE**

ANGÉLICA YURIDIA VILLEGAS MACEDO

T E S I S

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL  
PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS

MONTECILLO, TEXCOCO, ESTADO DE MÉXICO

2019

## CARTA DE CONSENTIMIENTO DE USO DE LOS DERECHOS DE AUTOR Y DE LAS REGALIAS COMERCIALES DE PRODUCTOS DE INVESTIGACION

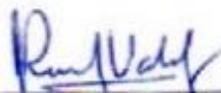
En adición al beneficio ético, moral y académico que he obtenido durante mis estudios en el Colegio de Postgraduados, el que suscribe Angélica Yuridia Villegas Macedo, Alumno (a) de esta Institución, estoy de acuerdo en ser partícipe de las regalías económicas y/o académicas, de procedencia nacional e internacional, que se deriven del trabajo de investigación que realicé en esta institución, bajo la dirección del Profesor J. René Valdez Lazalde, por lo que otorgo los derechos de autor de mi tesis Caracterización y mapeo de hábitat en bosque templado bajo manejo maderable

y de los productos de dicha investigación al Colegio de Postgraduados. Las patentes y secretos industriales que se puedan derivar serán registrados a nombre del colegio de Postgraduados y las regalías económicas que se deriven serán distribuidas entre la Institución, El Consejero o Director de Tesis y el que suscribe, de acuerdo a las negociaciones entre las tres partes, por ello me comprometo a no realizar ninguna acción que dañe el proceso de explotación comercial de dichos productos a favor de esta Institución.

Montecillo, Mpio. de Texcoco, Edo. de México, a 08 de abril de 2019



Firma del  
Alumno (a)

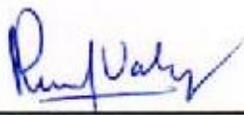


Vo. Bo. del Consejero o Director de Tesis

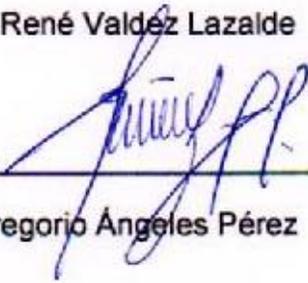
La presente tesis titulada: **Caracterización y mapeo de hábitat en bosque templado bajo manejo maderable**. Realizada por la alumna: **Angélica Yuridia Villegas Macedo** bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRA EN CIENCIAS  
FORESTALES

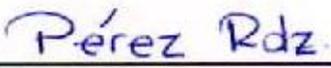
CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO:   
\_\_\_\_\_

Dr. J. René Valdez Lazalde

ASESOR (A)   
\_\_\_\_\_

Dr. Gregorio Ángeles Pérez

ASESOR (A)   
\_\_\_\_\_

Dr. Paulino Pérez Rodríguez

Montecillo, Texcoco, Estado de México, abril de 2019

Este trabajo de investigación fue financiado por el Programa de Paisajes Sustentables de la Agencia para el Desarrollo Internacional de Estados Unidos de América, a través de la Oficina de Programas Internacionales del Servicio Forestal del Departamento de Agricultura, y la Northern Research Station, a través del proyecto **“Reducción de emisiones de gases de efecto invernadero y mejoramiento del manejo forestal en México”**.

# CARACTERIZACIÓN Y MAPEO DE HÁBITAT EN BOSQUE TEMPLADO BAJO MANEJO MADERABLE

Angélica Yuridia Villegas Macedo, M. en C.

Colegio de Postgraduados, 2018

## RESUMEN

La conservación de la biodiversidad, en un escenario de demanda creciente por bienes y servicios derivados de los recursos forestales, sugiere implementar medidas de gestión forestal sostenible que permitan caracterizar y analizar la distribución de los recursos, específicamente, de los hábitats. Este trabajo reporta un estudio comparativo que evalúa la diversidad arbórea en rodales intervenidos silvícolamente, con propósito de producir madera, y rodales conservados. Paralelamente reporta modelos de regresión lineal múltiple ajustados usando el enfoque clásico y el enfoque Bayesiano, con la finalidad de predecir la diversidad arbórea en un bosque templado bajo manejo forestal maderable. Se aplicó un muestreo en campo por conglomerados con arreglo sistemático, mismo que se utilizó como base para obtener los datos para calcular diversos índices: de valor de importancia por especie, de diversidad de Shannon ( $H'$ ), de Simpson ( $D$ ) y de equidad de Pielou ( $J$ ) para 157 sitios de 400 m<sup>2</sup>. Por otro lado, se utilizaron medidas de textura espectral obtenidas de imágenes RapidEye como indicadores de heterogeneidad espacial y métricas LiDAR como indicadores de variables estructurales de la masa forestal. Los resultados muestran que las intervenciones de aprovechamiento maderable reinician el desarrollo de los rodales, modificando los índices de diversidad y la estructura de los rodales. Se observó que al llegar a la etapa de latizal, los índices de diversidad se reestablecen, pues fueron estadísticamente similares a los de un bosque conservado sin intervenciones silvícola por mas de 80 años. Los modelos ajustados explican, en validación cruzada, cerca del 70% de variabilidad para índice de Shannon y el 60% para la Riqueza de especies. Las variables que más aportaron a los modelos fueron las métricas LIDAR (relacionadas a la altura del dosel) y en todos los casos, entre las medidas de textura estadísticamente significativas se encontraron la banda roja e infrarroja cercana. Se utilizó un modelo de regresión lineal múltiple para predecir el índice de Shannon en el área de estudio.

**Palabras clave:** Diversidad en bosques manejados, Índice de Shannon, Riqueza específica, Mapeo de hábitat

# CARACTERIZACIÓN Y MAPEO DE HÁBITAT EN BOSQUE TEMPLADO BAJO MANEJO MADERABLE, traducir a inglés

Angélica Yuridia Villegas Macedo, M. en C.

Colegio de Postgraduados, 2018

## ABSTRACT

Biodiversity conservation is a scenario for growing demand of benefits and services derived from forest resources that suggest implementing sustainable forest management measures that allow characterize and analyze resource distribution, specifically, from habitats. This paper reports a comparative study that evaluates tree diversity in silvicultural stands, with the purpose of producing wood, and conserved stands. At the same time, it reports multiple linear regression models adjusted using the classical approach and the Bayesian approach, in order to predict tree diversity in a temperate forest under timber management. Field sampling consisted on conglomerates with a systematic arrangement, wich was used as a basis to obtain importance value index, diversity of Shannon (H'), Simpson (D) and equity of Pielou (J) for 157 circle shaped sites of 400 m<sup>2</sup>. On the other hand, spectral texture measurements obtained from RapidEye images were used as indicators of spatial heterogeneity and LiDAR metrics as structural variables of the forest mass. Results show that timber harvesting interventions reinitiate the development of the stands, modifying their structure and diversity indexes, but, it was observed that diversity indexes are reestablished when the stand reaches the latizal stage; they were statistically similar to those of a conserved forest (without silvicultural interventions for more than 80 years). The adjusted models explain, in cross-validation, about 70% of variability for Shannon index and 60% for species richness. The variables that contributed the most to the models were LIDAR metrics (related to the height of the canopy) and in all cases, the red and near infrared bands as texture measurements. A multiple linear regression model was used to predict the Shannon index in the study area.

**Keywords:** Diversity in managed forests, Shannon Index, Specific Richness, Habitat mapping

En agradecimiento a

Al Dr. J. René Valdez Lazalde por su compromiso y comprensión con sus alumnos. Al Dr. Gregorio Ángeles Pérez y al Dr. Paulino Pérez Rodríguez que forman mi consejo particular y han enriquecido este trabajo de investigación con su experiencia y profesionalismo.

A CONACyT, por su exitoso programa de becas que fomenta el crecimiento científico del país y los estándares educativos.

Agradezco al programa REDD+ y al equipo que dirige el Sitio de Monitoreo Intensivo del Carbono en Zacualtipán, Hidalgo, quienes han desarrollado un excelente muestreo de campo que ha permitido desarrollar distintos temas de investigación forestal, incluyendo el aquí presente.

A CONAFOR, quienes facilitaron las imágenes RapidEye; esenciales para este trabajo de investigación.

A todos mis amigos y amigas del postgrado que comparten este sentir y que siempre tenían un minuto para preguntar ¿Cómo va la tesis?

Finalmente, quiero agradecer infinitamente a mis papás, porque gracias a ellos he logrado esta meta tan importante en mi vida. A mi hermanito que siempre me apoya a pesar del estrés y el mal genio y por supuesto a Hagui que me apoya incondicionalmente y toda su familia, que ya son como mi familia también.

## CONTENIDO

<b>RESUMEN .....</b>	<b>iii</b>
<b>ABSTRACT.....</b>	<b>iv</b>
<b>LISTAS DE FIGURAS .....</b>	<b>viii</b>
<b>LISTA DE CUADROS.....</b>	<b>ix</b>
<b>LISTA DE ECUACIONES .....</b>	<b>x</b>
<b>INTRODUCCIÓN GENERAL .....</b>	<b>1</b>
<b>ANTECEDENTES .....</b>	<b>3</b>
<i>México, bosques y conservación.....</i>	3
<i>Estructura forestal .....</i>	5
<i>Biodiversidad.....</i>	5
<i>Hipótesis de variación espacial.....</i>	7
<i>Percepción remota .....</i>	7
<i>RAPIDEYE.....</i>	9
<i>Índices de vegetación.....</i>	10
<i>Textura .....</i>	11
<i>LiDAR.....</i>	12
<b>OBJETIVOS.....</b>	<b>14</b>
<i>Objetivo General.....</i>	14
<i>Objetivos Particulares.....</i>	14
<b>CAPÍTULO I. DIVERSIDAD ARBÓREA EN BOSQUES MANEJADOS CON FINES MADERABLES: ¿SE PIERDE DIVERSIDAD DEBIDO LA GESTIÓN CON FINES MADERABLES? .....</b>	<b>15</b>
<b>Resumen.....</b>	15
<b>Introducción.....</b>	15
<b>Materiales y Métodos .....</b>	16
Área de estudio.....	17
Datos de campo.....	18
Diversidad arbórea .....	19
Análisis Estadístico .....	20
<b>Resultados y Discusión.....</b>	20
<b>Conclusiones.....</b>	27

<b>CAPÍTULO II: ESTIMACIÓN Y MAPEO DE DIVERSIDAD ALFA EN BOSQUES MANEJADOS A PARTIR DE VARIABLES ESPECTRALES RAPIDEYE Y MÉTRICAS LIDAR.....</b>	<b>28</b>
<b>Resumen.....</b>	<b>28</b>
<b>Introducción.....</b>	<b>28</b>
<b>Materiales y Métodos .....</b>	<b>29</b>
Área de estudio.....	29
Datos de campo.....	31
RapidEye .....	32
Datos LIDAR .....	32
Ajuste de modelos.....	33
Mapeo de índice de Shannon.....	34
<b>Resultados y Discusión.....</b>	<b>34</b>
<b>Conclusiones.....</b>	<b>41</b>
<b>DISCUSIÓN GENERAL.....</b>	<b>43</b>
<b>CONCLUSIÓN GENERAL.....</b>	<b>45</b>
<b>LITERATURA CITADA.....</b>	<b>46</b>
<b>ANEXOS .....</b>	<b>56</b>
<b>Anexo I:</b> Ecuaciones complementarias para IVI.....	56
<b>Anexo II</b> Listado completo de especies por etapa de crecimiento e IVI. Los datos que no tienen desviación estándar (s) son especies con un solo individuo a los que no se les puede calcular s.....	58
<b>Anexo III.</b> Texturas (Haralick 1979).....	63
<b>Anexo IV:</b> Especificaciones técnicas de datos LiDAR.....	66
<b>Anexo V:</b> Estructura de los modelos ajustados .....	68
<b>Anexo VI:</b> Salidas de R para modelos LM.....	70

## LISTAS DE FIGURAS

Figura 1. Diagrama sensores remotos y espectro electromagnético (SEMAR, 2017). .....	8
Figura 2. Rangos de longitud de onda para cada banda de la imagen RAPIDEYE y la relación que guardan con el rango de absorción de la vegetación viva, muerta y el suelo desnudo (Weichelt <i>et al.</i> , 2012). .....	10
Figura 3. Sitio de Monitoreo Intensivo de Carbono (SMIC) Zacualtipán, Hidalgo. Distribución de los 40 conglomerados de muestreo en 900 ha del predio con rodales delimitados en color gris. .	18
Figura 4. Conglomerado tipo INFyS con 4 sitios circulares en forma de “Y” invertida. ....	19
Figura 5. Representación gráfica del índice de Shannon en el Sitio de Monitoreo Intensivo de Carbono Zacualtipán, Hidalgo. ....	26
Figura 6. Sitio de Monitoreo Intensivo de Carbono (SMIC) Zacualtipán, Hidalgo. Distribución de los 40 conglomerados de muestreo en 900 ha del predio con rodales delimitados en color gris. .	31
Figura 7. Conglomerado de muestreo con 4 sitios circulares en forma de “Y” invertida, .....	31
Figura 8. Mapeo y distribución de índice de Shannon mediante modelo lineal múltiple en un bosque templado en Zacualtipán, Hidalgo. ....	40

## LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Indicadores de estructura y valor de importancia (IVI) por especie en las distintas etapas de crecimiento. ....	21
Cuadro 2. Índices de diversidad promedio para cada etapa de desarrollo, valores máximos, mínimos y prueba de Nemenyi (Sachs, 1997). ....	24
Cuadro 3. Medidas de ajuste para los modelos de regresión lineal múltiple ajustados con el enfoque clásico y Bayesiano para índice de Shannon y Riqueza de especies. ....	36

## LISTA DE ECUACIONES

1. Índice Valor de Importancia.....	5
2. Índice de Shannon (H').....	6
3. Índice de Simpson (D).....	6
4. Índice de equidad de Pielou (J).....	6
5. Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada .....	10
6. Índice de Diferencia Normalizada de Borde Rojo .....	11
7. Enhanced Vegetation Index .....	11
8. Cálculo de Radiancia para imágenes RapidEye.....	32

## INTRODUCCIÓN GENERAL

La conservación global de los bosques es de suma importancia para la conservación de la biodiversidad pues son hábitat del 65% de los organismos vivos, incluyendo aves, invertebrados, microorganismos, entre otros (Lindenmayer *et al.*, 2006). En la tarea México juega un papel relevante por ser un país mega diverso. A pesar de representar sólo el 1.4% de la superficie de la Tierra, alberga entre 10 y 12% de todas las especies del planeta (Sarukhán *et al.*, 2009) y cuenta con más de 10 tipos de vegetación bosques distintos, entre ellos varios tipos de bosque (Rzedowski, 2006).

Distintos autores indican que la biodiversidad global está disminuyendo a consecuencia de la transformación de los hábitats existentes en la Tierra (Fahrig, 2003; Kupfer, 1995; Montenegro *et al.*, 2002) pues es ahí donde se determinan los patrones de distribución y abundancia de las especies (Fahrig, 2003).

Si bien no existe una definición consensuada de hábitat o de la escala a la que debe ser caracterizado (Hall *et al.* 1997; Bunce *et al.*, 2013; Krausman y Morrison, 2016), puede definirse como “...*unidades del paisaje, tanto naturales como transformadas por la influencia humana, caracterizadas por un conjunto de factores ambientales (condiciones físicas, recursos y componentes bióticos) que determinan la distribución y abundancia de poblaciones de especies tanto de plantas como de animales*” (Jardel, 2015). Esta definición permite hacer referencia a hábitats dentro de cualquier tipo de bosque, incluso aquellos que son sujetos de aprovechamiento forestal maderable, además de ser adecuada para su aplicación práctica en la zonificación de áreas forestales cuyo interés primordial es la gestión de la flora (vegetación/árboles).

La actividad silvícola global ha sido criticada y recibe una fuerte presión de algunos grupos sociales a consecuencia de las actividades de aprovechamiento maderable que realiza, argumentando la pérdida de grandes superficies de bosques y selvas, a pesar del tipo de gestión forestal que actualmente se implementa en buena parte del mundo. Aguirre-Calderón (2015) refiere a esta como la “tendencia del siglo XXI”, que consiste en “*manejar el bosque en el marco de una visión ecosistémica, paisajista, integral, participativa y de uso múltiple, orientado a la obtención del rendimiento sostenido de los*

*diversos productos, bienes y servicios que ofrece, con el fin de mejorar las condiciones y calidad de vida de la sociedad, dando origen al concepto de Manejo Forestal Sustentable o Manejo Forestal Sostenible (MFS)”.*

En México, a partir de 2013 se detonó la Estrategia Nacional de Manejo Forestal Sustentable para el Incremento de la Producción y Productividad (ENAIPROS) (CONAFOR, 2013) y el proyecto “Biodiversidad en Bosques de Producción y Mercados Certificados” (PNUD, 2017) con propósito de integrar objetivos de conservación de biodiversidad en las prácticas de manejo forestal maderable. Se parte del reconocimiento que las prácticas silvícolas son un factor que impacta a la biodiversidad a través de la modificación de la estructura del hábitat (Castellanos-Bolaños *et al.*, 2008; Río *et al.*, 2003) por tanto, se hace necesario implementar estrategias efectivas, fundamentadas en el conocimiento de los procesos ecológicos y pleno conocimiento de la distribución de los recursos manejados para contrarrestar cualquier efecto negativo de la gestión forestal maderable en la biodiversidad (Lindenmayer *et al.*, 2006; Jardel Peláez, 2015; Zajac *et al.*, 2015)

Recientemente se ha enfatizado en la complejidad de los procesos ecológicos que se presentan en un ecosistema forestal (Puettmann *et al.*, 2016) e incluso se han emitido opiniones que ponen en duda la efectividad de la conservación como un objetivo que pueda cumplirse a la par del aprovechamiento maderable (Putz y Romero, 2015), además, ha sido ampliamente criticado el hecho que la anterior Ley de Desarrollo Forestal Sustentable y su Reglamento vigente (noviembre 2018), así como en la Nom-152-Semarnat-2006 (aún vigente), establecen que la conservación de la biodiversidad debe incorporarse al manejo forestal pero no deja claro cómo hacerlo (Jardel Peláez, 2015). Este mismo autor menciona que la legislación establece la importancia de incluir en los programas de manejo información sobre flora y fauna, sin embargo, argumenta que la NOM-152 sigue centrada en la extracción de madera y no en un manejo silvícola que integre realmente objetivos de conservación biológica.

Cualquiera que sea el propósito de la gestión de los bosques, es necesario definir enfoques y procedimientos que permitan evaluar periódicamente la condición de los

hábitats existentes en un territorio específico. Para ello se han ensayado distintos métodos para caracterizar el hábitat en términos de tipos de vegetación, zonificación y caracterización estructural, cálculos de diversidad de especies, etc., pero sobre todo se ha priorizado la búsqueda de procesos y muestreos económicamente viables, que puedan realizarse a escala de un predio forestal, o mayores. En este esfuerzo emerge el uso de sensores remotos: imágenes multiespectrales, o sensores activos como LiDAR (Pfister y Arno, 1980; Johansen *et al.*, 2007; Corbane *et al.*, 2014).

Este trabajo reporta opciones de modelado y mapeo de hábitats en términos de diversidad arbórea en un bosque templado bajo manejo forestal maderable. Utiliza para la tarea variables “proxie” a medidas de estructura arbórea obtenidas de datos LIDAR y medidas de heterogeneidad ambiental obtenidas de imágenes RAPIDEYE.

## **ANTECEDENTES**

### *México, bosques y conservación*

La amplia variedad de condiciones climáticas, geomorfológicas, edafológicas, etc., además de su ubicación intertropical, hace de México uno de los países con mayor diversidad biológica del mundo (con alto número de endemismos). Alberga entre 10 y 12% de todas las especies del planeta (Sarukhán *et al.*, 2009) en más de 10 tipos de vegetación (bosques) distintos (J. Rzedowski, 2006). Es hogar de aproximadamente 50% de todas las especies de *Pinus* y 33% de *Quercus* conocidas en el mundo. Los bosques de pino y pino-encino, como comúnmente se conocen, ocupan 16% del territorio nacional y se distribuyen por toda la Sierra Madre Occidental, la *Sierra Madre Oriental*, la *Sierra Madre del Sur* y el eje neo volcánico trasversal. En ocasiones pueden encontrarse mezclados con géneros como *Pseudotsuga*, *Arbutus*, y *Juniperus*. Estos bosques, clasificados como “Bosque de coníferas neártico subtropical” o bosques templados, representan uno de los ecosistemas con mayor diversidad biológica (Schütz *et al.*, 2012), desafortunadamente también uno de los más impactados por la tala ilegal, el fomento agropecuario y el aprovechamiento forestal no sustentable (CONABIO, 2017).

La actividad silvícola global ha sido criticada y recibe una fuerte presión de algunos grupos sociales a consecuencia de las actividades de aprovechamiento que implica, argumentando la pérdida de grandes superficies de bosques y selvas. Aunque, la “tendencia del siglo XXI” como la llama Aguirre-Calderon (2015) es “*manejar el bosque en el marco de una visión ecosistémica, paisajista, integral, participativa y de uso múltiple, orientado a la obtención del rendimiento sostenido de los diversos productos, bienes y servicios que ofrece, con el fin de mejorar las condiciones y calidad de vida de la sociedad, dando origen al concepto de Manejo Forestal Sustentable o Manejo Forestal Sostenible (MFS)*”.

En México, en 2013 surge una iniciativa gubernamental para integrar objetivos de conservación de biodiversidad en las prácticas de manejo forestal maderable a partir de la puesta en marcha de la denominada Estrategia Nacional de Manejo Forestal Sustentable para el Incremento de la Producción y Productividad (ENAIPROS) y del proyecto “Biodiversidad en Bosques de Producción y Mercados Certificados” (SEMARNAT y CONAFOR, 2016). Ambas iniciativas parten del reconocimiento que las prácticas silvícolas son un factor que impacta a la biodiversidad, modificando la estructura del hábitat. Por ello, es necesario implementar estrategias de manejo efectivas, fundamentadas en el conocimiento de los procesos ecológicos y la distribución de los recursos manejados (Lindenmayer *et al.*, 2006; Jardel Peláez, 2015).

De acuerdo con Múcher *et al.* (2017) hay tres niveles de información a partir de los cuales se puede estudiar la biodiversidad: de composición, de estructura de y funcionalidad. Cada uno con sus respectivos niveles de complejidad ecológica.

Dentro de los elementos que componen la estructura de un ecosistema forestal, los árboles son los más relevantes; las diferentes especies, su distribución diamétrica, altura, densidad, dominancia y frecuencia son algunas características importantes que permiten conocer la proporción de especies, diversidad, equidad, entre otras (Castellanos-Bolaños *et al.*, 2008).

## *Estructura forestal*

La estructura forestal se refiere a las características de la vegetación y a la manera en que se distribuyen en el ecosistema, desde el suelo hasta la parte alta del dosel. En esta ocurren procesos biológicos (de crecimiento y regeneración) ocasionando “cierto grado de heterogeneidad o riqueza que también llamamos diversidad” (Gadow *et al.*, 2012).

Algunas variables comunes en la caracterización de la estructura son: cobertura del dosel, altura de la vegetación (y del dosel), categorías diamétricas, estratos vegetales y biomasa o volumen (Mücher *et al.*, 2017).

Indicadores como el Índice de Valor de Importancia (IVI) permiten jerarquizar la dominancia de cada especie en rodales mezclados (Zarco-Espinosa *et al.*, 2010). Se puede calcular en función al área basal ( $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ), el número de árboles por hectárea y la frecuencia de aparición de cada especie. El IVI se calcula de acuerdo a la ecuación (1):

$$IVI = \text{Dominancia Relativa} + \text{Densidad Relativa} + \text{Frecuencia Relativa} \dots(1)$$

## *Biodiversidad*

Biodiversidad se define como la variabilidad natural de los seres vivos y de los complejos ecológicos de los que forman parte. Puede ser evaluada a distintas escalas (a nivel genético, entre especies, ecosistemas, etc.). Desde hace décadas se han buscado parámetros para caracterizarla, sin embargo, las comunidades no se encuentran aisladas y en un entorno neutro, así que, para facilitar su estudio, Whittaker (1972) propuso separar a la diversidad de especies en 3 componentes: diversidad alfa ( $\alpha$ ), beta ( $\beta$ ) y gamma ( $\gamma$ ). La primera hace referencia a la riqueza de especies en una comunidad “homogénea”, la diversidad beta refiere al grado de cambio o reemplazo en la composición de especies entre diferentes comunidades, y la diversidad gamma es la riqueza de especies del conjunto de comunidades que integran un paisaje (resultado de la diversidad alfa y beta). A su vez, cada nivel de biodiversidad es alterado por su composición, estructura y función (Moreno, 2001; Río *et al.*, 2003)

En el ámbito forestal, la diversidad estructural puede ser monitoreada en términos de: a) riqueza o variedad de especies, así como las proporciones de cada una de ellas en el rodal, y b) el grado de mezcla o cómo se reparten las diferentes especies en el espacio. Los índices más frecuentes son: la Riqueza específica el índice de Shannon, el índice de Simpson y el índice de equidad (Moreno, 2001; Río *et al.*, 2003).

La Riqueza específica (S) es la forma más sencilla de medir la biodiversidad, refiere al número total de especies en una comunidad. Sin embargo, es importante tener una noción de la representatividad de cada especie, es decir, de la proporción de organismos de una especie con respecto al total. En este caso, el índice de Shannon-Wiener (H') es el más utilizado para expresar los valores de importancia de cada especie como la "incertidumbre promedio" de pertenecer a una especie elegida al azar. Adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo natural de S, cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos. Su valor aumenta en proporción al número de especies presentes, y aún más cuando las proporciones entre ellas son similares (Moreno, 2001).

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad \dots(2)$$

Donde  $p_i$  es la proporción de individuos que pertenecen a una misma especie.

El índice de dominancia de Simpson (D) calcula la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie. Este índice está fuertemente influido por la importancia de las especies más dominantes (Moreno, 2001).

$$D = 1 - \sum_{i=1}^S p_i^2 \quad \dots (3)$$

El índice de equidad de Pielou (J) mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada, es decir:

$$J = \frac{H}{H_{max}} \quad \dots (4)$$

Donde  $H_{max}$  es el valor máximo posible para una muestra determinada; se obtiene como  $\ln(S)$ .

### *Hipótesis de variación espacial*

Sin duda es importante mantener y monitorear la estructura de un bosque, pues de ello dependen el hábitat de muchos otros organismos (animales, plantas, hongos etc.) que, a su vez, mantienen la funcionalidad del ecosistema, así como los bienes y servicios que la sociedad obtiene de ellos. Existe una hipótesis que parte de la premisa que una comunidad (forestal en este caso) que posea estructura “compleja” incrementa el número de hábitats y nichos, favoreciendo la diversidad biológica (Río *et al.*, 2003). Incluso, algunos autores han propuesto explicar la biodiversidad (general) mediante diversidad y complejidad de la estructura (In-nes y Kräuchi, 1995; Kuuluvai-nen *et al.*, 1996; Kint *et al.*, 2000; Río *et al.*, 2003).

En general, es bien aceptado que un ambiente heterogéneo favorece la presencia de diversos nichos o hábitats y con ello la Riqueza de especies. Entonces, si se analiza la heterogeneidad ambiental utilizando un proxy como la variabilidad en la reflectancia registrada en imágenes obtenidas mediante sensores remotos, podría ser posible establecer una relación entre la heterogeneidad espectral de las imágenes y la Riqueza o heterogeneidad de especies (Palmer *et al.*, 2002; Rocchini, 2007).

### *Percepción remota*

Percepción remota (PR) es la ciencia (o técnica) que “*permite medir y registrar la energía electromagnética reflejada o emitida por la superficie de la Tierra, y relacionar tales mediciones con su naturaleza y distribución...*” (SEMAR, 2017).

Durante el proceso de obtención de imágenes de un paisaje hay tres elementos fundamentales: una fuente de iluminación, un sensor y el objeto observado. El objeto, según sus propiedades individuales, podrá absorber una parte del espectro electromagnético (fuente de iluminación) y reflejar el resto (Figura 1); que será captado por un sensor. El espectro electromagnético puede dividirse en regiones con distinta longitud de onda (las más comunes en PR van de 0.4 a 14  $\mu\text{m}$ ) y se requieren distintos sensores para captar cada una de esas regiones, además dichos sensores pueden ser clasificados como pasivo o activo. Un sensor pasivo capta la energía reflejada en los

objetos, una energía que surge inicialmente del sol, mientras que los sensores activos emiten sus propios pulsos de energía electromagnética (pueden ser microondas, radar o laser). La función del sensor es medir la fracción de radiación que regresa o refleja el objeto, o en el caso de los sensores activos su tiempo de retorno (Turner *et al.*, 2003; INEGI, 2017; SEMAR, 2017 ).

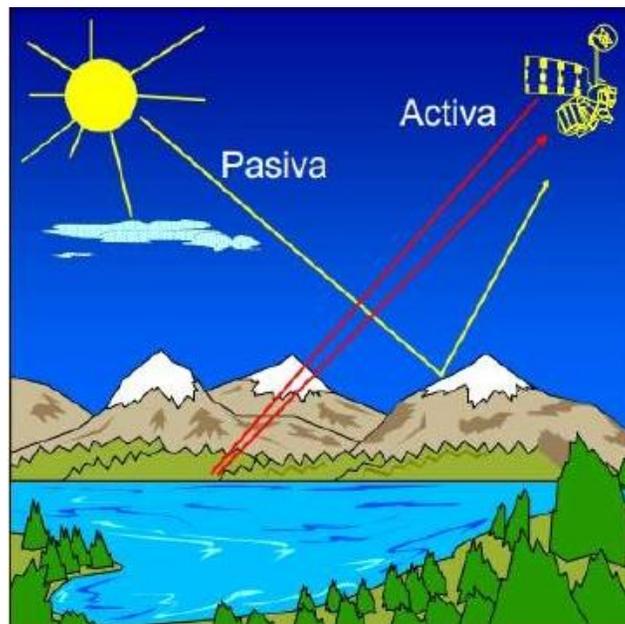


Figura 1. Diagrama sensores remotos y espectro electromagnético (SEMAR, 2017).

Cada sensor presenta distintas características que le hacen más útil para una aplicación dada. Estas características se pueden agrupar en resolución espacial, espectral, radiométrica, temporal y angular. De acuerdo con Chuvieco (2008), la resolución espacial se refiere al tamaño de pixel en una imagen; de ello depende el nivel de detalle, o el objeto más pequeño que puede ser detectado por el sensor. Resolución espectral hace referencia al número y al ancho de las bandas espectrales que puede discriminar el sensor. A mayor cantidad de bandas y menor ancho de éstas, aumenta la resolución espectral. Finalmente, resolución radiométrica es la sensibilidad para detectar variaciones en la cantidad de energía espectral recibida; se expresa en bits, e indica el número de niveles digitales que puede captar el sensor. Por ejemplo, una resolución radiométrica de 2 bits equivaldría a 256 ( $2^8$ ) niveles digitales, es decir, los valores del pixel pueden variar entre 0 y 255.

Actualmente existe una gran cantidad de información digital disponible, ya sea de tipo comercial o gratuita que ha sido utilizada para modelar o cuantificar biodiversidad (y temas relacionados). Turner *et al.*, (2003) presentan un cuadro comparativo de algunas aplicaciones ecológicas con imágenes multi e hiperespectrales, entre las que destaca: clasificación de coberturas superficiales, productividad primaria, fenología, composición de especies, estructura de hábitat con variables topográficas, estructura vertical en el dosel, entre otros. Los trabajos varían en resolución espectral y espacial, según sus objetivos. El mismo autor reporta las siguientes páginas como opciones para descargar imágenes satelitales gratuitas:

<a href="http://landsat.gsfc.nasa.gov/">http://landsat.gsfc.nasa.gov/</a>	<a href="http://topex-www.jpl.nasa.gov/">http://topex-www.jpl.nasa.gov/</a>
<a href="http://eo1.gsfc.nasa.gov/">http://eo1.gsfc.nasa.gov/</a>	<a href="http://www.ngdc.noaa.gov/seg/globsys/avhrr.shtml">http://www.ngdc.noaa.gov/seg/globsys/avhrr.shtml</a>
<a href="http://asterweb.jpl.nasa.gov/">http://asterweb.jpl.nasa.gov/</a>	<a href="http://asd-www.larc.nasa.gov/ceres/ASDceres.html">http://asd-www.larc.nasa.gov/ceres/ASDceres.html</a>
<a href="http://aviris.jpl.nasa.gov/">http://aviris.jpl.nasa.gov/</a>	<a href="http://wwwghcc.msfc.nasa.gov/AMSR">http://wwwghcc.msfc.nasa.gov/AMSR</a>
<a href="http://www.itres.com/">http://www.itres.com/</a>	<a href="http://www.jpl.nasa.gov/srtm/">http://www.jpl.nasa.gov/srtm/</a>
<a href="http://www.spaceimaging.com/">http://www.spaceimaging.com/</a>	<a href="http://aol.wff.nasa.gov/aoltm.html">http://aol.wff.nasa.gov/aoltm.html</a>
<a href="http://www.digitalglobe.com/">http://www.digitalglobe.com/</a>	<a href="http://denali.gsfc.nasa.gov/research/laser/slicer/slicer.html">http://denali.gsfc.nasa.gov/research/laser/slicer/slicer.html</a>
<a href="http://seawifs.gsfc.nasa.gov/SEAWIFS.html">http://seawifs.gsfc.nasa.gov/SEAWIFS.html</a>	<a href="http://lvis.gsfc.nasa.gov/">http://lvis.gsfc.nasa.gov/</a>
<a href="http://modis.gsfc.nasa.gov/">http://modis.gsfc.nasa.gov/</a>	

## *RAPIDEYE*

Las imágenes rapideye son captadas por un sensor multiespectral que presenta una resolución espacial de 5 metros y resolución radiométrica de 16 bit. Cuenta con 5 bandas: la azul (440 – 510 nm), verde (520 – 590 nm), roja (630 – 685 nm), borde rojo (690 – 730 nm) e infrarrojo cercano (760 – 850 nm).

Estas imágenes se distinguen de otras multiespectrales precisamente por la banda “red edge” o borde rojo. Esta banda se localiza (espectralmente) entre el rojo y el infrarrojo cercano sin sobreponerse (Figura 2). Se trata de una región que incrementa drásticamente su reflectancia ante la presencia de clorofila (vegetación verde) y por lo tanto es buen indicador de la condición de biomasa vegetales. De acuerdo con esto, distintos estudios sugieren que esta banda proporciona información adicional que ha

permitido identificar el estado nutricional de algunas plantas, caracterizar coberturas, abundancias, entre otros parámetros (Weichelt *et al.*, 2012).

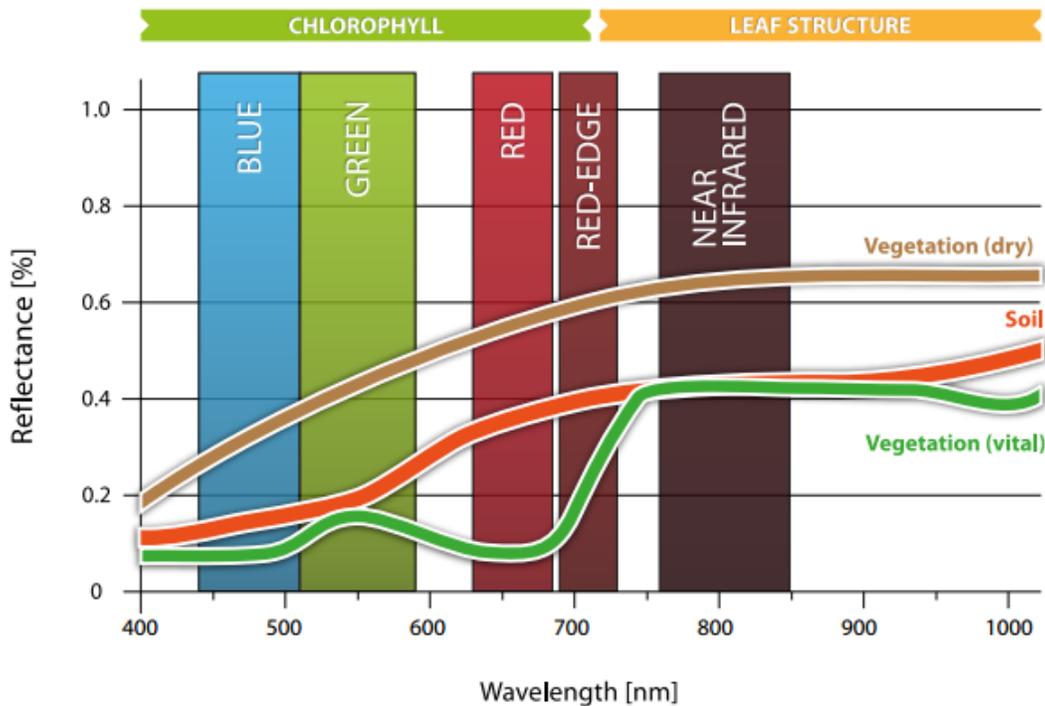


Figura 2. Rangos de longitud de onda para cada banda de la imagen RAPIDEYE y la relación que guardan con el rango de absorción de la vegetación viva, muerta y el suelo desnudo (Weichelt *et al.*, 2012).

### Índices de vegetación

Se han desarrollado distintos índices que permiten identificar y caracterizar a la vegetación. El más conocido es el NDVI (por sus siglas en inglés), en el que se calcula la proporción (o razón) de reflectancia entre las bandas roja e infrarroja cercana. Va de -1 a 1 y permite monitorear el porcentaje de cobertura vegetal en un área; es invariante a cambios en las condiciones de iluminación por estacionalidad o temporalidad etc. (Zhu *et al.*, 2017). Se calcula como sigue:

$$NDVI = \frac{P_{850} - P_{675}}{P_{850} + P_{675}}, \dots (5)$$

donde  $P_{850}$  es la reflectancia de la banda infrarrojo cercano y  $P_{675}$  corresponde a la reflectancia de la banda del rojo.

Se continúa haciendo investigación para comprender el potencial de la banda “red edge” de las imágenes RAPIDEYE, sin embargo, se ha utilizado el índice de diferencia normalizada borde rojo (NDRE por sus siglas en inglés) para identificar daños por estrés en biomasa forestales, generalmente en conjunto con el NDVI (Weichelt *et al.*, 2012). El NDRE se calcula como sigue:

$$NDRE = \frac{P_{850} - P_{730}}{P_{850} + P_{730}}, \dots (6)$$

donde  $P_{850}$  es la reflectancia de la banda infrarrojo cercano y  $P_{730}$  corresponde a la reflectancia de la banda del borde rojo.

Otro índice, EVI (Enhanced Vegetation Index), usa la banda azul, reduciendo el efecto atmosférico e incrementando la sensibilidad para detectar la reflectancia del suelo entre la vegetación (Waring *et al.*, 2006). El EVI se calcula como sigue:

$$EVI = G \frac{NIR - R}{NIR + C_1 R - C_2 B + L}, \dots (7)$$

donde NIR es infrarrojo cercano, R es rojo y B es azul,  $C_1 = 6$ ,  $C_2 = 7.5$ ,  $L=1$  y  $G=2.5$

### *Textura*

Para el uso de sensores de alta resolución espacial en la evaluación de diversidad se ha propuesto utilizar medidas de textura, comprendida como el atributo que representa la distribución espacial y variabilidad de la reflectancia en píxeles vecinos en un área determinada, representada en una imagen digital (Haralick *et al.*, 1973). Autores como Johansen *et al.* (2007) e Immitzer *et al.* (2012) han probado que las medidas de textura varían de forma significativa entre especies y clases de edad a nivel del dosel.

Las medidas de textura en una imagen digital pueden clasificarse en medidas de primer y segundo orden. Las de primer orden son aquellas que se basan en la frecuencia de aparición de un valor de reflectancia; no toman en cuenta la posición de los píxeles. Las medidas de segundo orden, por otra parte, toman en cuenta la posición relativa con otros píxeles, y se calculan por medio de matrices de co-ocurrencia; para ello se especifica una (o más) dirección de desplazamiento (4 lados del píxel), a partir de la cual se

contarán el número de píxeles que separan la co-ocurrencia del mismo tono de gris (dos píxeles con mismo valor de reflectancia (Hall-beyer, 2017).

Existen diversas medidas texturales para el análisis, por ejemplo: homogeneidad, contraste, correlación, entropía etc. Johansen *et al.* (2007) encontró que las medidas texturales de contraste, disimilitud y homogeneidad presentaban intervalos de confianza más precisos en comparación con entropía y varianza, permitiéndole una mejor diferenciación entre clases de la superficie evaluada.

El uso de texturas como indicador de heterogeneidad ambiental ha sido reportado para procesos de clasificación supervisada. Por ejemplo, en la identificación de clases de estructura (Johansen *et al.*, 2007), análisis multi temporales (Key *et al.*, 2001), e incluso clasificación de especies forestales (Immitzer *et al.*, 2012). Sin embargo, este procedimiento es influido por la resolución espacial de los datos, y se ha propuesto que el uso conjunto de imágenes de alta resolución y datos de sensores activos (como LiDAR o Radar) puede subsanar o complementar los modelos de ajuste (Corbane *et al.*, 2014; Onojeghuo y Onojeghuo, 2017).

### *LiDAR*

La tecnología LiDAR (Light Detection and Ranging), es un sensor remoto activo que emite pulsos de luz láser para determinar puntos tridimensionales (x, y, z). El sensor emite un pulso de luz dirigido y estima la distancia a objetos de interés con base en el tiempo que tarda el pulso en regresar al sensor. Además, es capaz de proporcionar información acerca de la intensidad de la señal, amplitud y ángulo del pulso (Mücher *et al.*, 2017). Esta tecnología ofrece la posibilidad de coleccionar información estructural en grandes superficies, por ejemplo, forma de copa, estratos de vegetación, identificación de árboles individuales o a nivel paisaje, etc. (Graf *et al.*, 2009).

Zimble *et al.* (2003) caracterizaron la estructura de un bosque mediante cambios en la altura de los árboles como indicador de tipos de estructura vertical. Así mismo, Greeling *et al.* (2007) utilizaron imágenes multiespectrales y datos LiDAR para clasificar

vegetación ribereña; ellos concluyeron que LiDAR es especialmente importante para discernir entre tipos de vegetación cuando las reflectancias espectrales son similares.

## **OBJETIVOS**

### *Objetivo General*

Delimitar y mapear los tipos de hábitat, en términos de diversidad arbórea, que se presentan en un bosque templado utilizando variables estructurales obtenidas por métodos tradicionales y mediante sensores remotos.

### *Objetivos Particulares*

Identificar la composición y estructura de rodales en distintas etapas de desarrollo en el bosque templado que conforma el Sitio de Monitoreo Intensivo de Carbono (SMIC) localizado en Atopixco, Zacualtipán, Hidalgo.

Evaluar y comparar la diversidad en rodales manejados y rodales conservados.

Identificar correlaciones entre la diversidad calculada, las variables espectrales y métricas LiDAR

Modelar y mapear los hábitats en términos de diversidad en el SMIC Atopixco, Zacualtipán, Hidalgo.

# **CAPÍTULO I. DIVERSIDAD ARBÓREA EN BOSQUES MANEJADOS CON FINES MADERABLES: ¿SE PIERDE DIVERSIDAD DEBIDO LA GESTIÓN CON FINES MADERABLES?**

## **Resumen**

Se evaluó la importancia y la diversidad de especies arbóreas en un bosque de pino-encino manejado con fines maderables, ubicado en Zacualtipán, Hidalgo. Se aplicó un muestreo por conglomerados con arreglo sistemático en el que se registraron 153 sitios y se midieron variables a nivel árbol como especie, diámetro y altura para los individuos vivos con diámetro mayor a 2.5 cm. A nivel sitio se calculó el índice de valor de importancia (IVI) y los índices de diversidad de Shannon ( $H'$ ), Simpson ( $D$ ) y Equidad de Pielou ( $J$ ). Se definieron 6 condiciones de desarrollo según las categorías diamétricas de *Pinus patula*, especie con mayor IVI en todas las condiciones: repoblado, monte bravo, vardascal, bajo latizal, alto latizal y rodales maduros (conservados). Los resultados muestran que la dominancia, la densidad y la frecuencia de especies se encuentran estrechamente relacionados entre sí y presentan cambios marcados en cada etapa de crecimiento. En cuanto a diversidad, los rodales más viejos presentaron valores de  $H'$  1.2 y hasta 2.16, que fueron índices más altos con respecto a los rodales inmaduros. Sin embargo, no se observaron diferencias significativas entre  $H'$  para alto latizal y los rodales conservados desde 1933, para los cuales,  $H'$  fue de 1.6 y 1.21 respectivamente.

## **Introducción**

La conservación de los bosques es de suma importancia para la conservación de la biodiversidad, pues forman el hábitat del 65% de los organismos vivos, incluyendo aves, invertebrados, microorganismos, entre otros (Lindenmayer *et al.*, 2006). México es considerado un país mega diverso que alberga entre 10 y 12% de las especies del planeta (Sarukhán *et al.*, 2009) en más de 10 tipos de vegetación distintos (Rzedowski, 2006). El bosque templado o “Bosque de Coníferas Neártico Subtropical”, representa uno de los ecosistemas con mayor diversidad biológica (Schütz *et al.*, 2012),

desafortunadamente también uno de los más impactados por la tala ilegal, el fomento agropecuario y el aprovechamiento forestal no sustentable (CONABIO, 2017).

La región forestal de Zacualtipán-Molango, estado de Hidalgo, contiene bosques de pino-encino, de encino y mesófilo de montaña de gran importancia ecológica, económica y social. En la década de 1970 la mayoría de los dueños (ejidos) iniciaron labores de aprovechamiento de estos recursos mediante programas de manejo forestal para la producción de madera. A partir de la década de 1980 han aplicado el denominado Método de Desarrollo Silvícola como base para planificar las actividades silvícolas (Ángeles-Pérez *et al.*, 2015).

A casi 40 años del inicio de actividades silvícolas intensivas en la región de Zacualtipán, tiene sentido analizar aspectos relacionados con la diversidad y la estructura actual de los bosques dado que estas son fácilmente modificables a través de las intervenciones silvícolas. La cuantificación adecuada de variaciones en la diversidad, la composición, y los procesos ecológicos fundamentales permitirá tomar decisiones de manejo forestal bajo un enfoque de sostenibilidad (González, 2005; Jardel, 2015). La estructura de los bosques está relacionada con el hábitat de muchos organismos (animales y plantas); incluso se ha propuesto que la heterogeneidad estructural de un hábitat funja como indicador de biodiversidad (Río *et al.*, 2003).

Dentro de los elementos que componen la estructura de un ecosistema forestal, los árboles son los más relevantes; las diferentes especies, su distribución diamétrica, altura, densidad, dominancia y frecuencia son algunas características importantes que permiten conocer la proporción de especies, diversidad, equidad, entre otras (Castellanos-Bolaños *et al.*, 2008).

En este trabajo se evaluó la importancia específica y la diversidad de especies arbóreas en un bosque de pino-encino manejado con fines maderables. El propósito fue aportar elementos de análisis respecto al impacto de las actividades silvícolas en la diversidad arbórea de los bosques de la región de Zacualtipán, Hidalgo.

## **Materiales y Métodos**

## Área de estudio

El área de estudio pertenece a la región forestal Zacualtipán-Molango, en el estado de Hidalgo. Colinda al norte con Tianguistengo y el Estado de Veracruz, al sur con Metzquitlán, al este con Estado de Veracruz y al oeste con Metzquitlán y Xochicoatlán. Se ubica entre las coordenadas 20°40'17" y 20°34'51" N, 98°40'07" y 98°34'22" W, a una altitud promedio de 1,980 metros sobre el nivel del mar. Fisiográficamente pertenece a la Sierra Madre Oriental y en menor proporción al Eje Neo Volcánico Transversal; presenta zonas montañosas, mesetas y cañones, donde se pueden encontrar bosques de pino-encino, bosques de encino y bosque mesófilo de montaña. Se registra un clima C(fm)w"b(e)g, templado-húmedo con lluvias entre junio y octubre. La temperatura media anual es de 13.5 °C y se registra una precipitación anual entre 700 y 2050 mm (Ángeles-Pérez *et al.*, 2015).

El área específica analizada es un bosque de 900 ha bajo manejo forestal. Pertenece a los ejidos La Mojonera, Atopixco, El Reparó, Tzincoatlán, Santo Domingo y Zahuastipan, así como a una pequeña propiedad privada (Ortiz Reyes, 2014). Esta zona se ha aprovechado desde la década de los 80's bajo el denominado Método de Desarrollo Silvícola (MDS), originando rodales de *Pinus pátula* prácticamente mono-específicos, con coberturas y edades variables, aunque se han registrado otras especies en una distribución variada: *P. teocote*, *Prunus serótina*, *Quercus laurina*, *Q. rugosa*, *Q. excelsa*, *Q. crassifolia*, *Q. affinis*, *Cornus disciflora*, *Viburnum spp.*, *Cleyera theaoides*, *Alnus jorullensis*, *Arbutus xalapensis*, *Symplocos spp.*, *Ternstroemia spp.*, *Vaccinium leucanthum*, principalmente mm (Ángeles-Pérez *et al.*, 2015). Además, existen rodales "naturales" que no han sido intervenidos desde hace más de 80 años que representan el 31% de la superficie (Soriano-Luna *et al.*, 2018).

En el año 2012 se estableció un área de 900 hectáreas (3x3 km), como un Sitio de Monitoreo Intensivo de Carbono perteneciente a la "Red Mex-SMIC" (Figura 4). En este sitio se han desarrollado distintos métodos de muestreo para la evaluación y monitoreo ambiental (Ángeles-Pérez *et al.*, 2015)

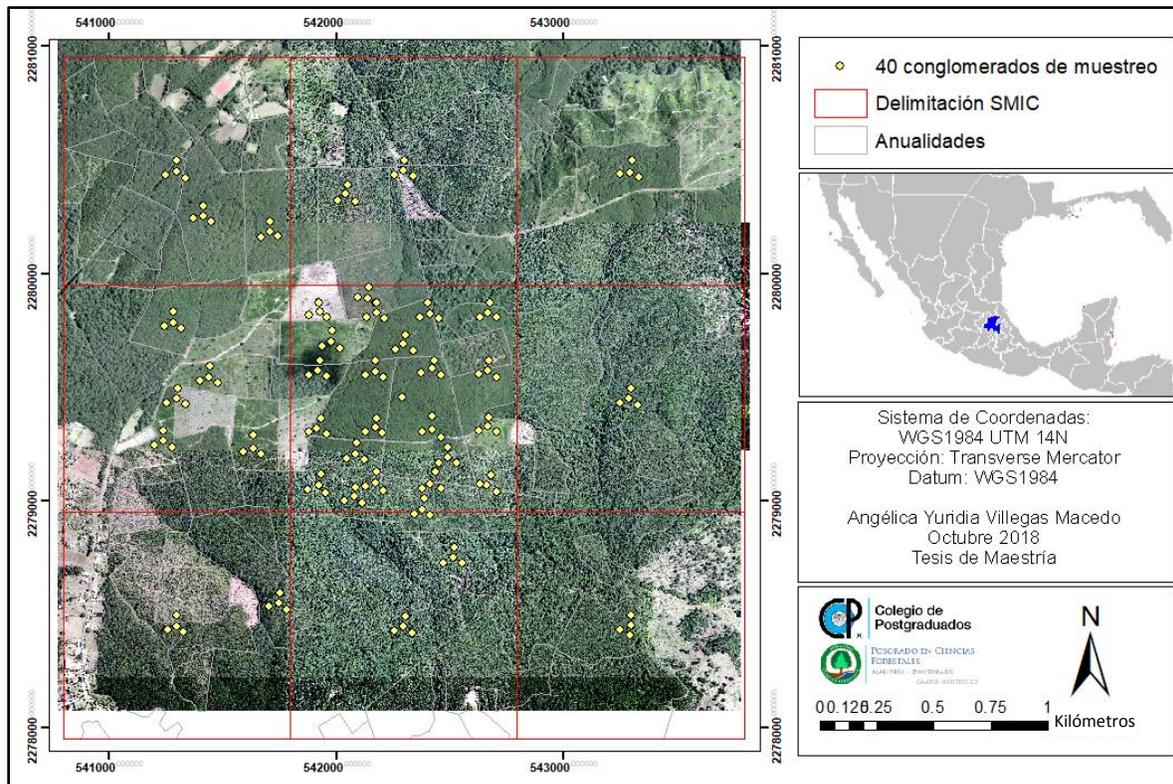


Figura 3. Sitio de Monitoreo Intensivo de Carbono (SMIC) Zacualtipán, Hidalgo. Distribución de los 40 conglomerados de muestreo en 900 ha del predio con rodales delimitados en color gris.

### Datos de campo

Se utilizaron datos obtenidos en el año 2013 como parte de los trabajos de investigación que se desarrollan en el Sitio de Monitoreo Intensivo de Carbono a largo plazo (Ángeles-Pérez *et al.*, 2015). Los cuales consisten de un muestreo por conglomerados con arreglo sistemático, similar al propuesto por la Comisión Nacional Forestal para el Inventario Nacional Forestal y de Suelos (CONAFOR, 2012). Se registraron 40 conglomerados, cada uno integrado por 4 sitios circulares dispuestos en forma de “Y” invertida, que a su vez tenían círculos concéntricos de 1000m<sup>2</sup>, 400 m<sup>2</sup> y 80 m<sup>2</sup>, aunque para este trabajo solo se tomaron en cuenta sitios de 80 y 400 m<sup>2</sup> (Figura 5). En la superficie central se registraron especies con diámetros de 2.5 a 5 cm y en el resto árboles mayores a 5 cm. En total se analizaron 153 sitios útiles (6.12 hectáreas), georreferenciados en campo con un GPSmap® 62s, distribuidos en todas las anualidades del predio. Se registraron datos

como: identificador por individuo, nombre científico, nombre común, diámetro normal, altura y condición de cada individuo (Ángeles-Pérez *et al.*, 2015).

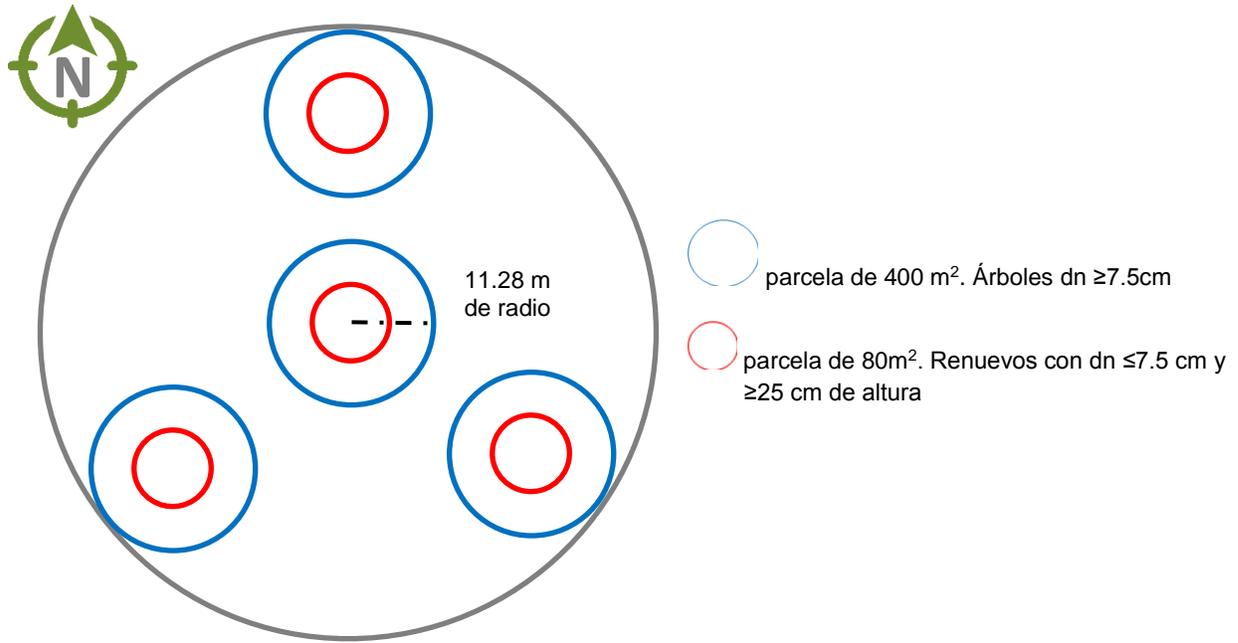


Figura 4. Conglomerado tipo INFyS con 4 sitios circulares en forma de “Y” invertida.

### Diversidad arbórea

Para analizar los datos obtenidos en campo se identificó la etapa de desarrollo silvícola para cada sitio de muestreo: Repoblado (diámetros menores a 5 cm), monte bravo (de 5 a 10 cm), vardascal (10 a 20 cm), bajo latizal (20 a 25 cm), alto latizal (25 a 35 cm) y bosque conservado (proporción de especies más equitativa y fustes de todos los diámetros). Estas clases fueron corroboradas con la densidad y anualidad registrada.

En cada categoría de desarrollo se estimó el Índice de Valor de Importancia (IVI); un indicador estructural que permite jerarquizar la dominancia de cada especie en rodales mezclados (Zarco-Espinosa *et al.*, 2010) ver ecuación 1.

Para calcular la dominancia se usó el área basal ( $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ), la abundancia hace referencia al número de árboles por hectárea y la frecuencia se calculó por el número de sitios en los que aparecía cada especie.

Para analizar la diversidad de especies arbóreas se calculó la Riqueza de especies (S), índice de Shannon (H'), índice de Simpson (D) y equitatividad de Pielou (J) para los 153 sitios, tomando en cuenta todos los árboles vivos (ver Cuadro 1 y ecuaciones 2-4).

### Análisis Estadístico

Se calculó una matriz de datos con abundancias por especie en cada sitio y se utilizó el paquete “vegan” (Oksanen *et al.*, 2005) en R (R Core Team, 2018) para realizar el cálculo de los distintos índices (Cuadro 1).

En un segundo conjunto de datos se establecieron las etapas de desarrollo para cada sitio y sus respectivos índices de diversidad. Para probar si existían diferencias entre las medias, se realizó un análisis de varianza de un factor, sin embargo, con base en la prueba Shapiro-Wilk (Royston, 1982), el supuesto de normalidad en los residuales no se cumplía ( $P\text{-valor} < 0.05$ ), razón por la cual se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (Hollander & Wolfe, 1973). En esta prueba se concluyó que sí existían diferencias significativas entre las etapas de crecimiento, por lo tanto, se utilizó la prueba de Nemenyi (Sachs, 1997) para probar diferencias entre medias (rango medio) con un nivel de significancia  $\alpha = 0.05$ . Finalmente, las etapas de crecimiento se agruparon por parejas y se asignaron letras iguales a aquellas parejas cuyas medias (rango medio) no fueron estadísticamente diferentes (Cuadro 3). Estas pruebas estadísticas se usaron por Castellanos-Bolaños, Treviño-Garza, Aguirre-Calderón, Jiménez-Pérez, & Velázquez-Martínez, (2010) y Castellanos-Bolaños *et al.* (2008) con resultados similares a los de este trabajo.

## Resultados y Discusión

La muestra de campo permitió registrar 8895 árboles de 33 especies y 24 géneros distintos. Destacan 7 especies comunes para todas las etapas de crecimiento: *Pinus*

*patula*, *Quercus laurina*, *Quercus rugosa*, *Prunus serótina*, *Cornus disciflora*, *Alnus acuminata*, y *Crataegus sp.* Esta composición es similar a un bosque de Pino pátula en Ixtlán de Juárez, Oaxaca, donde se reportan 26 especies para toda la masa forestal y 7 en común para todas las condiciones de crecimiento (Castellanos-Bolaños *et al.*, 2008).

Es importante señalar que los individuos identificados como *Crataegus sp.* *Cupressus sp.* y *Quercus sp.* no fueron identificados a nivel de especie, pero se tomaron como tal para los cálculos realizados.

Al tratarse de un bosque de pino-encino, las especies con el valor de importancia más alto fueron, precisamente, *Pinus patula* (6533 organismos en total) y *Quercus laurina* (con 1067) (Cuadro 2). A pesar de que en todas las etapas de desarrollo había otras especies, generalmente se trataba de árboles con diámetros pequeños o en bajas densidades.

Para la condición de repoblado la densidad total fue de 113 árboles por hectárea y el área basal de 4.04 m<sup>2</sup>ha<sup>-1</sup>, para monte bravo 1887 árboles por hectárea y 10 m<sup>2</sup>ha<sup>-1</sup>, para la etapa vardascal se contabilizaron 1635 árboles por hectárea y 23.86 m<sup>2</sup>ha<sup>-1</sup>, en bajo latizal 1052 árboles por hectárea y 30 m<sup>2</sup>ha<sup>-1</sup>, en alto latizal 927 árboles por hectárea y 29 m<sup>2</sup>ha<sup>-1</sup>, y finalmente, el bosque conservado presentó 1925 árboles por hectárea y 33 m<sup>2</sup>ha<sup>-1</sup> de área basal.

Cuadro 1. Indicadores de estructura y valor de importancia (IVI) por especie en las distintas etapas de crecimiento.

Especie	IVI %	NA* ha <sup>-1</sup>	AB m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>	Diámetro (cm)		Altura (m)	
				DAP 1.3m	s	AT	s
<i>Pinus patula</i>	37	21	2.96	42	8	31.4	8.2
<i>Quercus rugosa</i>	23	33	0.78	15	10	8.6	4.0
<i>Quercus obtusata</i>	10	13	0.06	7	4	6.2	4.6
<i>Viburnum tiliifolium</i>	6	13	0.02	4	1	3.4	1.8
<i>Cornus disciflora</i>	5	8	0.04	7	1	4.0	5.6

Repoblado

	<i>Vaccinium leucanthum</i>	5	8	0.03	6	1	6.1	3.0
Monte Bravo	<i>Pinus patula</i>	71	1744	8.94	8	3	7.3	2.7
	<i>Quercus laurina</i>	9	75	0.85	9	7	8.2	3.9
	<i>Prunus serótina</i>	3	14	0.05	6	2	6.6	2.1
	<i>Quercus rugosa</i>	2	9	0.05	8	3	6.2	1.8
	<i>Alnus acuminata</i>	2	8	0.10	11	6	9.3	3.2
	<i>Clethra mexicana</i>	1	8	0.02	5	3	5.9	2.5
		<i>Pinus patula</i>	63	1285	21.44	14	5	14.8
Vardascal	<i>Quercus laurina</i>	13	203	1.76	9	5	8.6	3.9
	<i>Prunus serótina</i>	4	20	0.13	8	5	8.2	3.7
	<i>Clethra mexicana</i>	3	22	0.07	5	3	6.5	2.3
	<i>Quercus rugosa</i>	3	18	0.09	7	4	6.0	2.8
	<i>Cornus disciflora</i>	3	17	0.04	4	3	5.8	1.6
		<i>Pinus patula</i>	58	665	26.91	22	5	19.4
Bajo Latizal	<i>Quercus laurina</i>	15	194	1.94	10	5	9.9	3.5
	<i>Prunus serótina</i>	7	88	0.54	8	3	10.3	3.2
	<i>Quercus excelsa</i>	3	15	0.11	9	3	9.1	2.3
	<i>Alnus acuminata</i>	3	19	0.28	13	5	11.5	4.4
	<i>Cornus disciflora</i>	3	21	0.05	5	2	6.5	1.9
		<i>Pinus patula</i>	51	433	26.15	27	6	23.5
Alto Latizal	<i>Quercus laurina</i>	12	151	1.25	10	4	9.4	3.0
	<i>Cornus disciflora</i>	6	78	0.16	5	2	6.8	1.5
	<i>Prunus serótina</i>	5	32	0.45	11	7	11.4	3.4
	<i>Quercus excelsa</i>	4	32	0.25	9	4	8.3	2.1
	<i>Turpinia occidentalis</i>	3	33	0.07	5	2	6.0	1.8
	<i>Clethra mexicana</i>	3	38	0.14	7	2	8.0	2.2
	<i>Cleyera theoides</i>	2	24	0.05	5	1	6.3	1.3
		<i>Pinus patula</i>	31	633	16.58	15	11	13.4
Conserva	<i>Quercus laurina</i>	19	364	8.58	15	9	12.6	5.7
	<i>Cornus disciflora</i>	7	211	0.65	6	3	7.8	2.3

<i>Clethra mexicana</i>	6	161	0.59	6	3	7.6	2.0
<i>Quercus excelsa</i>	6	44	3.25	24	19	14.0	7.6
<i>Rhamnus longistyla</i>	5	150	0.38	5	3	7.3	2.0
<i>Quercus rugosa</i>	5	61	1.43	16	7	9.3	3.3
<i>Crataegus sp</i>	4	53	0.20	6	3	7.1	2.1
<i>Buddleja lanceolata</i>	3	58	0.10	4	2	6.0	1.6

\*En este cuadro se presentan las especies que representan al menos el 85% de Índice Valor de Importancia (IVI), Número de árboles por hectárea (NA/ha), Área Basal (AB), Desviación estándar (s) y Altura Total (AT). Ver Anexo II para consultar la lista completa de especies.

Conforme a lo esperado, los sitios con densidades más altas poseen árboles con diámetros más pequeños, y conforme el diámetro incrementa la densidad disminuye (Cuadro 2), aumentando el área basal (dominancia), hasta llegar a una asíntota de crecimiento (Long y Smith, 1984; Fujimori, 2001).

En otros estudios que evalúan densidad, área basal, diámetros y alturas, reportan densidades de 490 árboles por ha y área basal de 17 m<sup>2</sup>/ ha en bosques de pino encino en etapa de latizal en Ixtlán de Juárez, Oaxaca (Castellanos-Bolaños *et al.*, 2008); en Iturbide, Nuevo León, Rubio-Camacho *et al.* (2017), reportaron 242 árboles por ha y área basal de 12.22 m<sup>2</sup>/ ha en rodales mixtos con dominancia de *Pinus pseudostrobus* en una zona con régimen de incendios frecuentes y de baja severidad. González-Tagle *et al.* (2008), analizaron rodales de pino-encino del parque ecológico Chinipique, en Monterrey y reportan una densidad de 3400 ± 701 árboles por hectárea y área basal de 3.4±0.6 m<sup>2</sup>/ha donde el menor tiempo de retorno de incendios fue de 4 años. Para la zona con 30 años desde el último incendio se reportan 1175±247 árboles por hectárea y área basal de 8.5±0.7, y 753±169 árboles por hectárea y área basal de 37.3±5.3 para zonas con 62 años de recuperación desde el último incendio. En general, en la zona de Zacualtipán el área basal fue mayor para densidades similares a las de estos estudios.

Los resultados sobre diversidad, Riqueza de especies y dominancia se muestran en el Cuadro 3. De acuerdo con la prueba de Nemenyi (Sachs, 1997), los sitios en etapa de repoblado y monte bravo no presentan diferencias significativas en cuanto a los índices de diversidad de especies. Estas dos etapas de desarrollo presentaron los valores más

bajos para los tres índices, lo que refleja que son los sitios más homogéneos del área. Es importante resaltar que uno de los sitios identificado en la etapa de “re poblado” estaba siendo aprovechado al momento de realizar el muestreo, por lo tanto, presenta valores de diversidad más altos, similares a la etapa vardascal, pero con pocos individuos por especie, incrementando los valores promedio de diversidad. Aunque esto no represente diferencias estadísticamente significativas.

Las etapas de desarrollo vardascal y bajo latizal tienen una diversidad similar, pero se diferencian de alto latizal y bosques conservados, cuyas medias son las más altas y estadísticamente similares entre sí. Esto significa que, conforme se desarrolla el rodal después de un disturbio drástico (cosecha en rodales manejados), las especies van paulatinamente adquiriendo abundancias más equitativas, y a la par, reducen la dominancia de *Pinus patula* (especie preferentemente con fines de producción maderable en la zona). En general, los rodales con mayor edad son los más diversos.

Cuadro 2. Índices de diversidad promedio para cada etapa de desarrollo, valores máximos, mínimos y prueba de Nemenyi (Sachs, 1997).

Etapa	Riqueza (S)			Shannon (H')			Simpson (D)			Equidad (J)		
	$\bar{x}$	Máx Mín	Ne	$\bar{x}$	Máx Mín	Ne	$\bar{x}$	Máx Mín	Ne	$\bar{x}$	Máx Mín	Ne
<b>Re poblado</b>	4	10 1	a	0.61	1.89 0	a	0.38	0.84 0	a	0.33	0.82 0	a
<b>Monte Bravo</b>	5	11 1	a	0.30	1.09 0	a	0.15	0.58 0	a	0.16	0.56 0	a
<b>Vardascal</b>	7	14 4	ab	0.71	2.12 0.10	b	0.37	0.86 0.05	ab	0.37	0.80 0.08	ab
<b>Bajo Latizal</b>	7	10 4	ab	0.88	1.61 0.20	bc	0.47	0.74 0.11	ab	0.46	0.72 0.15	ab
<b>Alto latizal</b>	8	14 4	ab	1.21	2.15 0.30	bc	0.59	0.87 0.19	abc	0.57	0.83 0.22	abc
<b>Conservado</b>	11	16 9	bc	1.60	1.92 1.02	c	0.72	0.84 0.47	abc	0.67	0.80 0.46	abc

Letras distintas referentes a la prueba de Nemenyi (Ne) indican diferencias estadísticamente significativas entre las medias de cada etapa de desarrollo ( $\alpha = 0.05$ ).

En cuanto a Riqueza de especies: las etapas de crecimiento que tuvieron mayor número de especies fueron vardascal con 26, alto latizal con 24 y bosques conservados con 22. Estos valores son más altos que los reportados por Castellanos-Bolaños *et al.* (2008), quienes reportan 11 especies en latizal, 15 en fustal joven y 13 en fustal viejo. Las abundancias de cada especie por sitio de muestreo fueron fundamentales para calcular los índices de diversidad, que en general, aumentan con cada etapa de crecimiento, sin embargo, es importante resaltar que las etapas alto latizal y bosques conservados fueron estadísticamente similares para todos los índices de diversidad ( $p\text{-value} < 0.05$ ) (Cuadro 3).

Los valores promedio obtenidos para el índice de equidad de Pielou (J) varían entre 0.16 y 0.67, siendo este último, indicador de mayor homogeneidad entre especies (Moreno, 2001). En el trabajo de Medrano Meraz, Hernández, Corral Rivas, & Nájera Luna (2017), realizado en El Salto, Durango, se reportan valores de J entre 0.54 y 0.74 para un bosque mixto de coníferas y latifoliadas, valores comparables con los rodales de bosque conservado y alto latizal que en este escrito obtuvieron valores de  $J = 0.57$  y  $J = 0.67$ . Sin embargo, en el caso del índice de dominancia de Simpson (D) y la diversidad de Shannon ( $H'$ ), que también fueron evaluados por Medrano y colaboradores, Zacualtipán sería comparable solo con los sitios menos diversos, pues para ellos, D adquiere valores entre 0.82 y 0.91 y  $H'$  entre 1.94 a 2.67, mientras que en Zacualtipán los sitios más diversos presentan en promedio  $D = 0.72$  y  $H' = 1.6$ .

El índice de Shannon ( $H'$ ) es uno de los más utilizados en la literatura pues relaciona la Riqueza de especies y la abundancia de cada sitio. En el área muestreada en Zacualtipán el valor de  $H'$  varió entre 0 y 2.15, sin embargo, los valores promedio para cada etapa de desarrollo identificada redujeron la variación a un intervalo de 0.30 a 1.60. De cualquier manera, resultó ser una variación significativa que resulta de la aplicación de tratamientos silvícolas específicos en el área de estudio. Estos resultados podían compararse con el trabajo de Castellanos-Bolaños *et al.* (2008), quienes evalúan diversidad en bosques de pino encino en Ixtlán, Oaxaca, en rodales con diferentes

condiciones de desarrollo silvícola. De acuerdo con sus resultados, los rodales que en este trabajo se clasificaron como de alto latizal, que alcanzaron valores de 2.15, son similares a los que Castellanos reporta como de viejo fustal, con diversidad  $H' = 2.19$  y 2.16 mientras que los rodales promedio con  $H' = 1.6$  y 1.21 coinciden con etapas de latizal, donde ellos reportan un  $H' = 1.3$ . La distribución de los índices de diversidad de Shannon y rodales conservados se puede observar en la Figura 5.

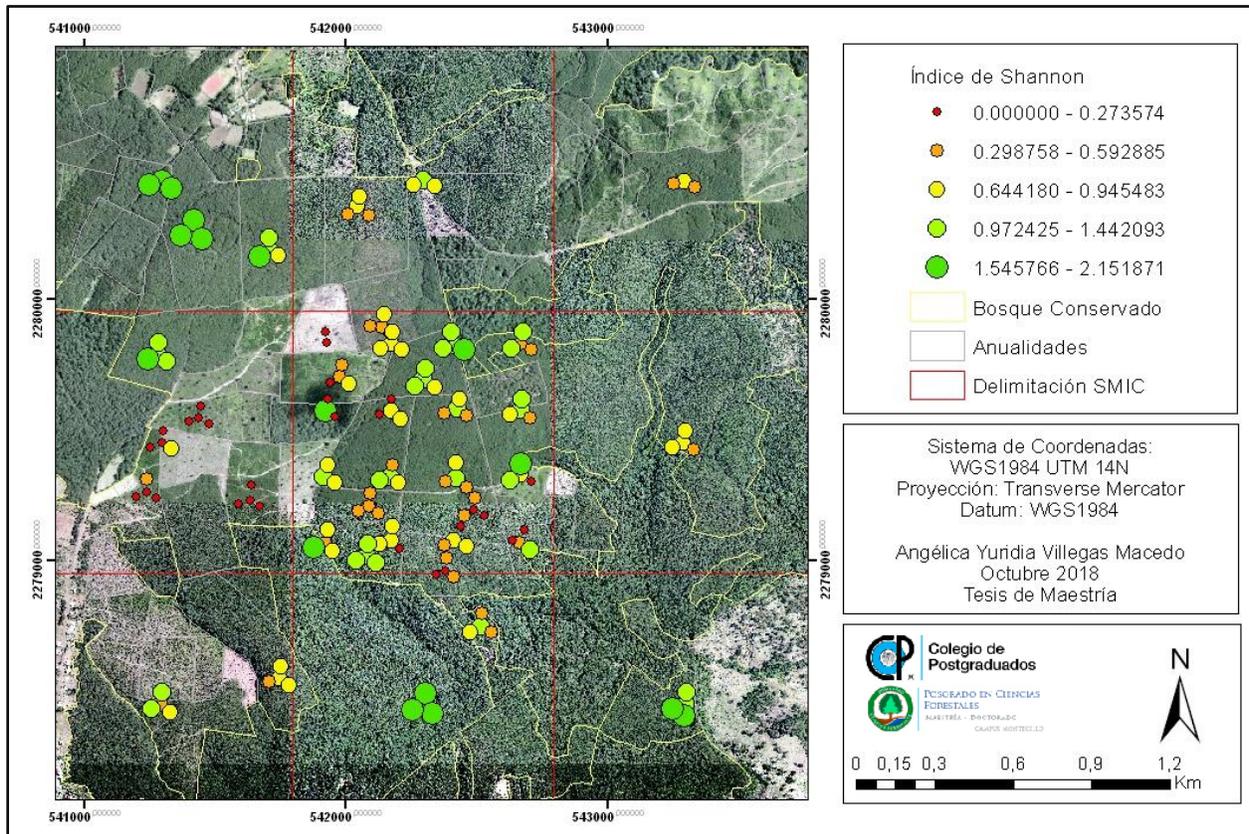


Figura 5. Representación gráfica del índice de Shannon en el Sitio de Monitoreo Intensivo de Carbono Zacualtipán, Hidalgo.

La literatura indica que las especies coexisten e incrementan la diversidad gracias a la especialización de plantas en diferentes estratos del bosque; es decir, algunas pueden desarrollarse con limitaciones de luz, agua y nutrientes, o por lo menos en competencia por ellos. Incluso hay especies que se ven beneficiadas por la apertura de claros, que modifican los niveles de luz, aunque estos eventos puedan ser considerados como perturbaciones (Wright, 2002). Por ejemplo, Alanís-Rodríguez *et al.* (2011, 2008), han

reportado especies de *Quercus* que ahora dominan rodales en el bosque de pino encino del parque ecológico Chipinque, estado de Nuevo León, gracias a su capacidad de rebrote después de un incendio, además, de acuerdo con Alanís-Rodríguez (2011), la diversidad ( $H'$ ) se ha recuperado después de 9 y 10 años a partir del último incendio, adquiriendo valores de 1.6, similares a los que se observan en Zacualtipán en rodales conservados y alto latizal.

## **Conclusiones**

Se encontró una fuerte relación entre dominancia, densidad y frecuencia, mismas que varían conforme los rodales avanzan en la sucesión. Se observaron diferencias estadísticamente significativas en la diversidad de especies arbóreas según la etapa de desarrollo del rodal. Los rodales de mayor edad, como alto latizal y bosques conservados fueron los más diversos en comparación con rodales en etapa de desarrollo monte bravo y repoblado. Particularmente, la diversidad en rodales de alto latizal fue estadísticamente similar a la diversidad de los rodales conservados, por lo tanto, el análisis realizado demuestra que a pesar de que los tratamientos silvícolas aplicados en la región de Zacualtipán, Hidalgo modifican drásticamente las condiciones de diversidad y estructura en los rodales al ser cosechados mediante el tratamiento de regeneración de árboles padres, las condiciones de diversidad arbórea se recuperan al llegar a la etapa de latizal.

## **CAPÍTULO II: ESTIMACIÓN Y MAPEO DE DIVERSIDAD ALFA EN BOSQUES MANEJADOS A PARTIR DE VARIABLES ESPECTRALES RAPIDEYE Y MÉTRICAS LIDAR.**

### **Resumen**

Ante la importancia de establecer una metodología que permita mapear índices de diversidad en grandes superficies o zonas de difícil acceso se probaron modelos de regresión lineal múltiple ajustados con el enfoque clásico y el Bayesiano para predecir índice Shannon y Riqueza específica en un bosque templado bajo manejo forestal maderable. Se utilizaron medidas de textura obtenidas de imágenes RapidEye como indicadores de heterogeneidad espacial y métricas LiDAR como variables estructurales. Los modelos explicaron cerca del 70% de variabilidad para índice de Shannon y el 60% para Riqueza específica, ya en la validación cruzada. Las variables de mayor importancia en los modelos fueron las métricas LIDAR (relacionadas a la altura del dosel) y en todos los casos, entre las medidas de textura estadísticamente significativas se encontraban la banda roja e infrarroja cercana. Se utilizó el modelo ajustado para predecir índice de Shannon y se predijeron sitios de hasta 4.2 H', que coincidieron con rodales de bosque conservado desde 1933.

### **Introducción**

La conservación de la biodiversidad a diferentes niveles es un consenso global. El análisis temático al respecto ha sugerido que la causa principal de su pérdida es la modificación de los hábitats (Sala *et al.*, 2000). En este sentido, con propósito de dar seguimiento a la evolución del fenómeno, es necesario monitorear la estructura de las masas forestales (relacionadas con el hábitat de muchos otros organismos) pues estas son fácilmente modificables a través de las intervenciones silvícolas propias de la gestión maderable (Río *et al.*, 2003). La idea central del monitoreo periódico es detectar de manera oportuna cualquier efecto no deseado de la gestión forestal maderable en la biodiversidad (Lindenmayer *et al.*, 2006; Jardel, 2015). Es frecuente que algunas áreas de conservación se encuentran en sitios de difícil acceso y en esos casos tener un mapa de distribución y patrones de diversidad sería lo más práctico.

Algunos autores han mapeado índices de diversidad alfa y gamma con precisión aceptable utilizando variables espectrales (Feilhauer y Schmidtlein, 2009; Féret y Asner, 2014), otros más, han clasificado tipos de hábitat en términos de clases de ecosistemas (Geerling *et al.*, 2007; Onojeghuo y Onojeghuo, 2017) e incluso existen modelos que clasifican especies de árboles (Immitzer *et al.*, 2012).

Es conocido que la estructura y composición de una masa forestal depende de factores diversos, que dificultan la interpolación de los datos entre ecosistemas distintos (Feilhauer y Schmidtlein, 2009), sin embargo, para comprender los procesos que suceden a gran escala es importante establecer un referente empírico de la composición de especies y distribución de la biodiversidad, en este caso en un bosque templado o bosque de pino-encino.

El objetivo de esta investigación fue estimar y mapear la diversidad alfa de un bosque templado bajo gestión forestal maderable, localizado en Zacualtipán, Hidalgo. Para el propósito se utilizaron datos espectrales derivados de imágenes RapiEye y métricas LiDAR.

## **Materiales y Métodos**

### **Área de estudio**

El área de estudio pertenece a la región forestal Zacualtipán-Molango, en el estado de Hidalgo. Colinda al norte con Tianguistengo y el Estado de Veracruz, al sur con Metzquititlán, al este con Estado de Veracruz y al oeste con Metzquititlán y Xochicoatlán. Se ubica entre las coordenadas 20°40'17" y 20°34'51" N, 98°40'07" y 98°34'22" W, a una altitud promedio de 1,980 metros sobre el nivel del mar. Fisiográficamente pertenece a la Sierra Madre Oriental y en menor proporción al Eje Neo Volcánico Transversal; presenta zonas montañosas, mesetas y cañones, donde se pueden encontrar bosques de pino-encino, bosques de encino y bosque mesófilo de montaña. Se registra un clima C(fm)w"b(e)g, templado-húmedo con lluvias entre junio y octubre. La temperatura media anual es de 13.5 °C y se registra una precipitación anual entre 700 y 2050 mm (Ángeles-Pérez *et al.*, 2015).

El área específica analizada es un bosque de 900 ha bajo manejo forestal. Pertenece a los ejidos La Mojonera, Atopixco, El Reparó, Tzincoatlán, Santo Domingo y Zahuastipan, así como a una pequeña propiedad privada (Ortíz Reyes, 2014). Esta zona se ha aprovechado desde la década de los 80's bajo el denominado Método de Desarrollo Silvícola (MDS), originando rodales de *Pinus pátula* prácticamente mono-específicos, con coberturas y edades variables, aunque se han registrado otras especies en una distribución variada: *P. teocote*, *Prunus serótina*, *Quercus laurina*, *Q. rugosa*, *Q. excelsa*, *Q. crassifolia*, *Q. affinis*, *Cornus disciflora*, *Viburnum spp.*, *Cleyeratheoides*, *Alnus jorullensis*, *Arbutus xalapensis*, *Symplocos spp.*, *Ternstroemia spp.*, *Vaccinium leucanthum*, principalmente (Ángeles-Pérez *et al.*, 2015). Además, existen rodales “naturales” que no han sido intervenidos desde hace aproximadamente 80 años y que representan el 31% de la superficie (Soriano-Luna *et al.*, 2018).

En el año 2012 se estableció un área de 900 hectáreas (3x3 km), como un Sitio de Monitoreo Intensivo de Carbono perteneciente a la “Red Mex-SMIC” (Figura 7). En este sitio se han desarrollado distintos métodos de muestreo para la evaluación y monitoreo ambiental (Ángeles-Pérez *et al.*, 2015).

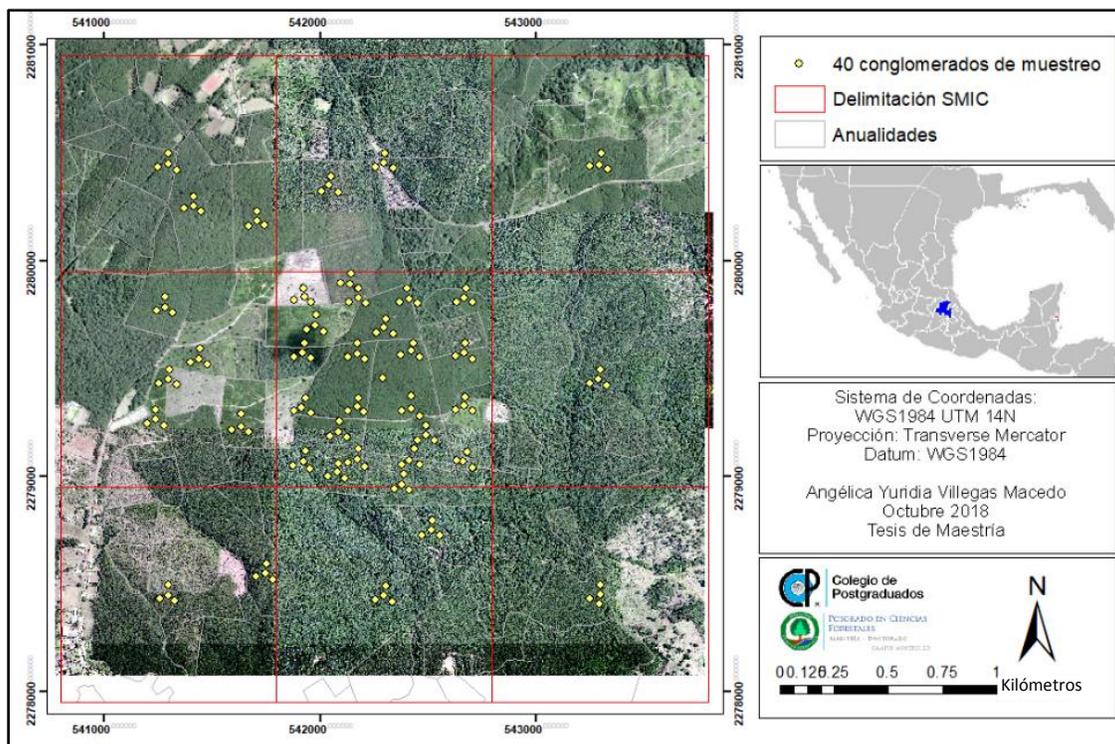


Figura 6. Sitio de Monitoreo Intensivo de Carbono (SMIC) Zacualtipán, Hidalgo. Distribución de los 40 conglomerados de muestreo en 900 ha del predio con rodales delimitados en color gris.

### Datos de campo

Se utilizaron datos obtenidos en el año 2013 como parte de los trabajos de investigación que se desarrollan en el Sitio de Monitoreo Intensivo de Carbono a largo plazo (Ángeles-Pérez *et al.*, 2015). Los cuales consisten de un muestreo por conglomerados con arreglo sistemático, similar al propuesto por la Comisión Nacional Forestal para el Inventario Nacional Forestal y de Suelos (CONAFOR, 2012). Se registraron 40 conglomerados, cada uno integrado por 4 sitios circulares dispuestos en forma de “Y” invertida, que a su vez tenían círculos concéntricos de 1000m<sup>2</sup>, 400 m<sup>2</sup> y 80 m<sup>2</sup>. Para este trabajo solo se consideraron los sitios de 80 y 400 m<sup>2</sup> (Figura 8). En la superficie central se registraron especies con diámetros de 2.5 a 5 cm y en el resto solo los árboles con diámetros mayores a 7.5 cm. En total se analizaron 153 sitios útiles (6.12 hectáreas), georreferenciados en campo con un GPSmap® 62s, distribuidos en todas las anualidades del predio. Se registraron los datos: nombre científico, nombre común, diámetro normal, altura total y condición de cada individuo (Ángeles-Pérez *et al.*, 2015).

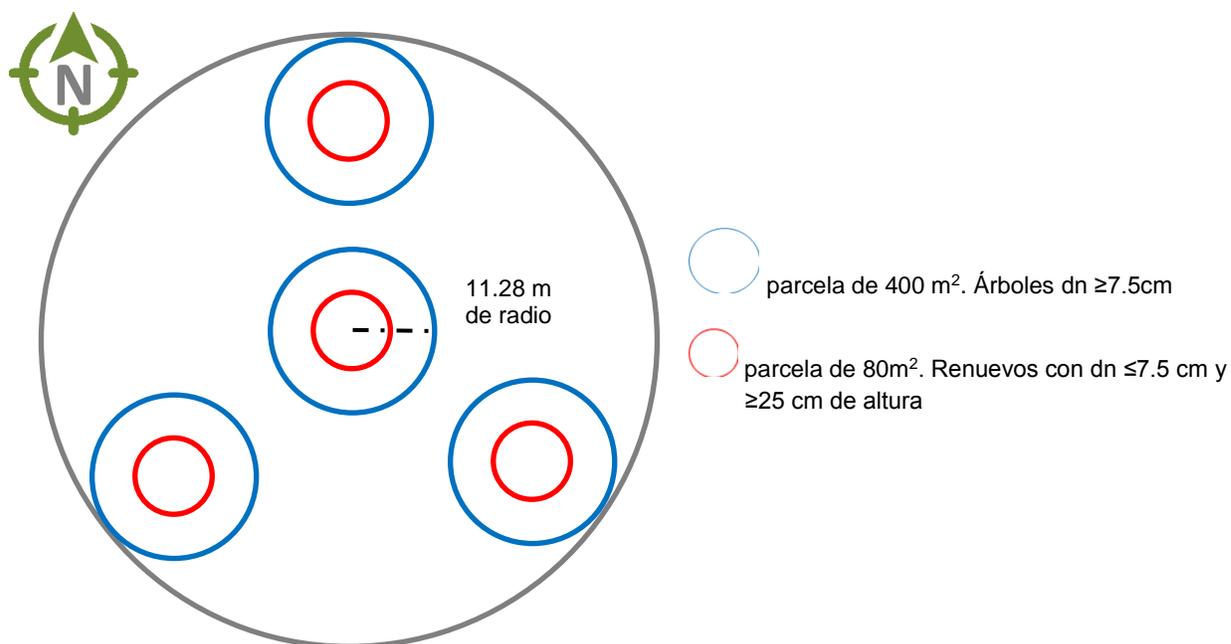


Figura 7. Conglomerado de muestreo con 4 sitios circulares en forma de “Y” invertida,

Los datos obtenidos se utilizaron para calcular la Riqueza de especies e índice de diversidad de Shannon para cada sitio (ecuación 2)

## RAPIDEYE

Se obtuvieron imágenes RapidEye para la zona de estudio con pre procesamiento 3A. Estas tienen resolución espacial de 5 metros y 5 bandas espectrales (RGB, red edge, e infrarrojo cercano). La resolución radiométrica original es de 8 bits, pero el proveedor hace correcciones que permite una resolución de 16 bits (Planet, 2016). Inicialmente se calcularon valores de radiancia para cada pixel de acuerdo a la ecuación 8:

$$L = ND \times 0.0099, \dots (8)$$

donde L es la radiancia, ND es el número digital y 0.0099 el factor de escala radiométrica que calcula el proveedor (Planet, 2016).

A partir de los valores espectrales de cada banda se calcularon los índices de vegetación NDVI, NDRE y EVI (Johansen *et al.*, 2007; Weichelt *et al.*, 2012), se usó la herramienta composite bands de ArcMap para crear imágenes compuestas (1) por las bandas RGB y (2) por las 5 bandas RapidEye (RGB+RedEdge+NIR). Se calcularon 12 variantes de valores de textura de primer y segundo orden con una ventana de 3x3 (Haralick, 1973) para cada índice de vegetación, cada banda y las imágenes compuestas (RGB y RGB+RE+NIR), el cálculo de texturas se especifica en Anexo III.

El cálculo de texturas se realizó en la aplicación Grass 7.4.0, versión de escritorio para QGIS 2.18.2 (Grass Development Team, 2017). Se usó un buffer para delimitar el área de cada sitio de muestreo (400m<sup>2</sup>), a partir del cual se extrajo un promedio de los valores de pixel que quedaban dentro del buffer.

## Datos LiDAR

Los datos LiDAR se obtuvieron de la página Goddard's Lidar, Hyperspectral, & Thermal imager (G-LiHT. <https://gliht.gsfc.nasa.gov/>) (Cook *et al.*, 2013) en formato ASPRS LAS (American Society for Photogrammetry and Remote Sensing, LASer file format). Se

colectaron en abril 2013 con las especificaciones técnicas descritas en el Anexo IV. Los datos fueron procesados por Soriano-Luna *et al.* (2018) utilizando el software FUSION versión 3.60+ (Mcgaughey, 2016). Se calcularon las métricas LiDAR como la media y la desviación estándar a partir de la nube de puntos en todo el predio de 900 ha (3x3 km) para exportarlas en formato “.img” a una resolución de 5m por pixel. Se estableció un límite inferior de 2 m como altura mínima sobre el nivel del suelo para reducir el ruido que provocaría la vegetación del sotobosque e imperfecciones del suelo (Soriano-Luna *et al.*, 2018). En total se analizaron 189 métricas estructurales en formato raster, con las que se calculó un valor promedio por cada sitio.

### Ajuste de modelos

Se generó una tabla de datos con identificadores como: FID, conglomerados y sitios, además de las variables dependientes (Índice de Shannon y Riqueza) y las variables independientes (120 Texturas y 189 métricas LIDAR, 309 en total para 157 sitios de muestreo).

Una vez obtenidos los datos, se ajustaron distintos modelos de regresión con medidas de textura y métricas LiDAR como variables independientes y el índice de Shannon y Riqueza específica como variables dependientes. De acuerdo con Shmueli (2010) es importante resaltar la diferencia entre un modelo explicativo y un modelo predictivo. En el primer caso lo que interesa sería el efecto de las variables independientes (x) sobre la variable dependiente (y), y en el caso de los modelos predictivos es más importante la capacidad del modelo para predecir valores de “y” con el menor error posible, es decir, el promedio del RMSE y  $R^2$  en la validación cruzada. Este mismo autor señala que el procedimiento stepwise (basado en el criterio de información de Akaike) es especialmente útil para encontrar las variables que mejoran la precisión de un modelo predictivo. Por lo tanto, se ajustó un modelo lineal (LM) en el que se usó el Criterio de Información de Akaike para seleccionar las variables que mejoren el ajuste del modelo con el paquete MASS de R (R Core Team, 2018).

Por otra parte, se han diseñado métodos estadísticos en los que es posible ajustar un modelo de regresión lineal donde el número de predictores ( $p$ ) es más grande que el

número de registros ( $n$ ), es decir  $p \gg n$  (Pérez Rodríguez y de los Campos, 2012), especialmente útiles, por ejemplo en el área de las ciencias genómicas (Cuevas *et al.*, 2017), o para el procesamiento de imágenes hiperespectrales (Bali y Mohammad-djafari, 2008; Dobigeon *et al.*, 2008). Se ajustó un modelo de regresión con efectos aleatorios cuyas matrices de varianzas y covarianzas para los efectos aleatorios se generaron a partir de las 120 variables de textura, 189 métricas LIDAR y los 157 registros.

Con la finalidad de estudiar el poder predictivo de los modelos ajustados, se utilizó validación cruzada con 10 grupos. Los datos se dividen en 10 conjuntos disjuntos que son utilizados en entrenamiento y prueba. En este esquema se ajusta el modelo con el 90% de los registros y se prueba su efectividad para predicción con el 10% de los registros restantes. La efectividad en la predicción se mide en términos de  $R^2$  y error cuadrático medio (RMSE por sus siglas en inglés). El proceso de ajuste y prueba se realiza un total de 10 veces, y se obtiene un promedio de las medidas de ajuste (Perez Rodriguez y De los Campos, 2012; James *et al.*, 2013).

### Mapeo de índice de Shannon

Con los resultados de la validación cruzada y en virtud de que se necesitaban “pocas” variables independientes para su ajuste, se seleccionó el modelo de regresión lineal múltiple como el modelo más factible para ser reproducido con distintas variables como índice de Shannon y Riqueza específica.

Se hizo un re muestreo (vecino más cercano) para reducir la resolución de las imágenes a 20x20 m (tamaño de pixel), pues los índices fueron calculados para sitios de 400m<sup>2</sup>; se verificó que todas las imágenes coincidieran en sus coordenadas máximas y mínimas, y finalmente se usó la librería Raster en R (R Core Team, 2018) para leer o exportar los archivos de formato Geotif y la función Predict para generar los valores predichos por pixel (Hijmans *et al.*, 2017).

### Resultados y Discusión

La muestra obtenida del área de estudio (157 sitios) registró 8895 individuos de 33 especies y 24 géneros distintos. Los valores del índice de Shannon y Riqueza de

especies variaron entre 0 y 2.16 y 1 y 16 respectivamente. Rodales jóvenes, en etapa de crecimiento de repoblado, presentaron índices de diversidad muy cercanos a 0, mientras que rodales en etapa de latizal y las zonas conservadas presentaron valores de hasta 2.16 (Cuadro 3, capítulo II).

Los parámetros de bondad de ajuste de los modelos utilizados se presentan en el Cuadro 3. El valor de  $R^2$  más alto lo obtuvo el modelo Bayesiano (BGLR), tanto para índice de Shannon ( $R^2=0.8$ ), como para Riqueza específica ( $R^2=0.77$ ). El Modelo lineal obtuvo un ajuste similar para ambos índices (0.67 y 0.68 respectivamente).

La validación cruzada indicó que el modelo BGLR obtuvo el menor error para índice de Shannon, con un valor de  $RMSE=0.08$ , seguido del modelo de regresión lineal múltiple ajustado con el enfoque clásico (también para Shannon) con  $RMSE=0.31$ . Los errores más altos se obtuvieron en los modelos de Riqueza específica. De acuerdo con Shmueli (2010), en un modelo predictivo, además de buscar el mayor  $R^2$  y el menor  $RMSE$ , es importante analizar la distancia entre el  $R^2$  del grupo de entrenamiento y prueba de la validación cruzada, pues es un indicador de que tan sobre estimado se encuentra el  $R^2$  del modelo, y por supuesto es un factor para elegir el mejor modelo predictivo. En este caso, los modelos Bayesianos se observan sobre-estimados con respecto a los modelos lineales, pues la diferencia entre  $R^2$  tested y trained fue de 0.14 y 0.15 respectivamente, mientras que en los modelos lineales la diferencia fue de 0.02 para Shannon y 0.06 para Riqueza específica.

Vale la pena mencionar, que el modelo de regresión lineal múltiple en el que se seleccionaron variables por el método clásico no presenta el  $R^2$  más alto, pero tiene un  $RMSE$  bajo y con base en la validación cruzada se puede decir que predice bastante bien, además, desde el punto de vista de interpretación es fácil explicar, ya que las predicciones se basan en pocas variables.

Cuadro 3. Medidas de ajuste para los modelos de regresión lineal múltiple ajustados con el enfoque clásico y Bayesiano para Índice de Shannon y Riqueza de especies.

Variables predictoras	$\beta$ estimado	$R^2$ ajustado	Error estándar	Validación Cruzada		Error Cuadrático Medio
				$R^2$ prueba	$R^2$ entrena- miento	
<b>BGLR</b>						
matriz de 120 texturas		0.8098	0.0230	0.6764	0.8112	0.0879
matriz de 189 variables LiDAR						
<b>STEPWISE</b>						
Intercepto	-0.2970					
Segundo momento angular, Banda roja .	1.1433					
Suma promedio, banda infrarrojo cercano	0.0006					
Desviación media absoluta de altura (primeros retornos)***	0.2242					
Intensidad, Lmomento Coeficiente de variación (primeros retornos)***	1.8946	0.6827	0.3075	0.6814	0.7010	0.3147
Percentil 40 de elevación (primeros retornos)**	-0.1315					
varianza de elevación (primeros retornos)***	-0.0220					
media cúbica de elevación (primeros retornos)**	0.2096					
Percentil 40 de elevación calculado a partir de métricas de altura (height metrics)	-0.0621					

Riqueza Específica	moda de elevación (height metrics)***	0.0212					
	Variables predictoras	$\beta$ estimado	R <sup>2</sup> adj	SE	Validación Cruzada		ECM
					R <sup>2</sup> tst	R <sup>2</sup> trn	
	<b>BGLR</b>						
	matriz de 120 texturas		0.7717	0.1262	0.6280	0.7709	0.9533
	matriz de 189 variables LiDAR						
	<b>STEPWISE</b>						
	Intercepto	-2.0111					
	Suma promedio de NDVI	0.0014					
	Varianza NIR	0.0231					
	Information Measures of Correlation, NIR	5.1654					
	Segundo Momento Angular, Rojo	6.9475					
	Suma promedio NIR .	-0.0060					
	Percentil 40 de elevación, primeros retornos***	-0.6312	0.6760	1.5990	0.6428	0.7077	1.7192
	Primeros retornos, percentil 1 cobertura sobre la media**	-0.0509					
	Moda d elevación***	0.2280					
	Intensidad de L momentos, coeficiente de variación***	6.0068					
	Elevación 2 Lmomento***	2.6938					
	Primer retorno percentil 1, cobertura sobre 2m***	0.0930					
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1							

Las variables predictoras LiDAR que integran los modelos ajustados, en todos los casos, fueron más significativas que las variables derivadas de texturas espectrales (ver

significancia en Cuadro 3). En el modelo ajustado usando el enfoque Bayesiano para estimar el índice de Shannon, los datos LiDAR explican un 68% de la variabilidad, mientras que las texturas aportan solo el 8% de la misma. Esto sucede también para el modelo de Riqueza específica (60% y 9% de poder explicativo de variables LiDAR y espectrales respectivamente). En el trabajo de Hakkenberg *et al.* (2016) se resalta la correlación existente entre índices de diversidad arbórea (Shannon, Simpson, Pielou, Riqueza y rarefacción) y variables estructurales como altura total máxima, área basal (coeficiente de Gini) y asimetría de la distribución de área basal (calculada por el método de Weibull). Este autor predijo diversidad de especies mediante un modelo SVR (Support Vector Regression), y obtuvo ajustes que explicaban el 44–61% de la variabilidad. Sin embargo, a pesar de la importancia que representan las métricas LiDAR en los modelos, prescindir de las variables de textura reduce la precisión de los mismos. Al respecto, distintos autores reportan la complementariedad entre variables espectrales y métricas LiDAR en modelos de clasificación (Geerling *et al.*, 2007; George Chacón, 2017; Onojeghuo y Onojeghuo, 2017), ya sea orientada a objetos o a nivel pixel (Immitzer *et al.*, 2012).

Estudios anteriores que han relacionado la heterogeneidad ambiental con heterogeneidad espectral han encontrado una correlación alta de las texturas espectrales con los índices de diversidad (Palmer *et al.*, 2002; Rocchini, 2007). Sin embargo, es posible que en esos y otros casos (Geerling *et al.*, 2007; Johansen *et al.*, 2007; Immitzer *et al.*, 2012; George Chacón, 2017) el aporte de las variables espectrales (texturas) tuvo mayor peso en los modelos debido a que en sus sitios de muestreo se observaron clases bien definidas; es decir, zonas con vegetación alta, baja o pastizales. Incluso en el trabajo de George Chacón (2017) quien estimó Riqueza de especies en un bosque tropical seco, obtuvo valores 3 veces mayores que la Riqueza específica estimada en este estudio para un bosque templado, dominado por pino y en algunos casos por pino-encino. La reducida variabilidad espectral encontrada en el sitio de estudio podría estar relacionada con la baja correlación de las variables de textura.

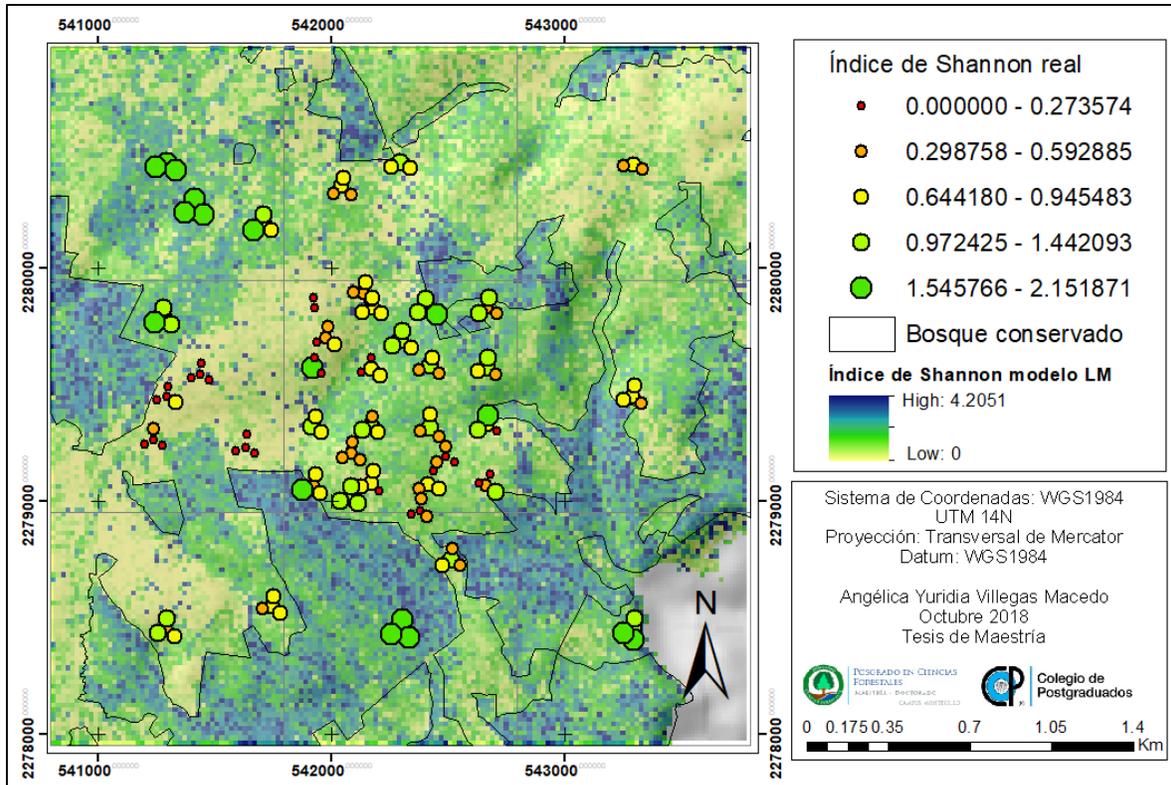
De acuerdo con Feilhauer y Schmidtlein (2009), si bien la heterogeneidad biológica puede estar relacionada con la heterogeneidad espectral, la homogeneidad espectral no

necesariamente significa homogeneidad en la composición de especies, pues la complejidad estructural solo está parcialmente representada por las reflectancias, pero es cierto que deberían servir como un “proxi” para evaluar la complejidad estructural y por ende la diversidad de especies.

Independientemente de la proporción de varianzas, las variables seleccionadas por el método stepwise siempre incluyen a la banda roja e infrarroja cercana, que se encuentran estrechamente relacionadas al contenido de clorofilas en la cobertura vegetal, y por lo tanto se usan frecuentemente en el cálculo de índices de vegetación (Johansen *et al.*, 2007; Waring *et al.*, 2006).

Los resultados permiten afirmar que los datos de textura y métricas LiDAR predicen mejor al índice de Shannon que la Riqueza específica, lo cual concuerda con los resultados de George Chacón (2017), quien argumenta que esto puede estar relacionado al hecho de que los índices de diversidad (como Shannon) son medidas de entropía (Jost, 2006), mientras que la Riqueza específica es afectada fácilmente por especies raras que incrementan la variabilidad, a pesar de que sus abundancias no sean representativas para la comunidad.

La Figura 8. muestra el mapa de distribución de índice de Shannon, en las 900 hectáreas de bosque templado en Zacualtipán, Hidalgo. Estimado por el modelo lineal multivariado con una precisión del 68-70% y un RMSE de 0.3 unidades de  $H'$  (Shannon). Este modelo se compone de 9 variables explicativas, 2 de texturas de la banda roja e infrarroja cercana y el resto relacionadas con la estructura y altura del dosel (métricas LiDAR) (Cuadro 3).



*Figura 8. Mapeo y distribución de índice de Shannon mediante modelo lineal múltiple en un bosque templado en Zacualtípán, Hidalgo.*

Es importante destacar que los rodales que no han sido aprovechados de forma intensiva (conservados) desde 1933 coinciden con valores altos de índice de Shannon. El modelo predice un índice  $H'$  máximo de 4.2, en las zonas azules del mapa (Figura 8). Por otro lado, los rodales en desarrollo coinciden con valores de índice de Shannon cercanos a 0, colores amarillo claro en la Figura 8.

Féret y Asner (2014), obtuvieron resultados similares al mapear índices de diversidad alfa (Shannon) y beta (Bray Curtis) a partir de imágenes hiperespectrales utilizando componentes principales e índices de vegetación. Estos autores obtuvieron valores de  $R^2= 0.8$  para diversidad alfa y  $R^2=0.6$  para diversidad beta en bosques de la Amazonia, un bosque tropical húmedo.

En otro estudio, Feilhauer y Schmidlein (2009) integraron a su modelo variables topográficas y espectrales para mapear diversidad alfa (índice de Shannon) y diversidad

beta como cambios en el gradiente espectral dentro de un kernel de distintos tamaños. Usaron una regresión de mínimos cuadrados parciales (PLSR por sus siglas en inglés) y obtuvieron ajustes entre el 51% y 61%, aunque en su caso, el RMSE fue de 1.9 y 1.6. Estos autores mencionan que, a pesar de que las variables predictoras de un modelo no estén directamente relacionadas en un sentido ecológico pueden funcionar como un “proxie” de parámetros con significado ecológico, y por lo tanto el hecho de mapear índices de diversidad alfa o beta es importante, especialmente en zonas remotas, donde el muestreo se vuelve imposible o bien, para cubrir grandes superficies de terreno.

Resultados no reportados en este trabajo indican que es posible ajustar modelos basados en un análisis de componentes principales (ACP) con valor de  $R^2 = 0.6$ . Sin embargo, tal valor se reduce en la validación cruzada y por otro lado se incrementa el número de variables necesarias para mapear la diversidad. También se probó integrar variables de efectos fijos (como etapa de desarrollo y conglomerado) en el modelo de regresión ajustado usando el enfoque Bayesiano. De hecho, dichas variables aumentaban la precisión ( $R^2_{adj}=0.9$ ), sin embargo, el mapeo se dificultaría porque no se cuenta con medidas de edad para todos los predios y los conglomerados indicarían al modelo que la cercanía entre pixeles implica cierta correlación de los índices de diversidad. Sin embargo, en un predio manejado puede ser que haya cambios drásticos en la estructura del bosque y por lo tanto se podría estar incrementando el error de la predicción.

## **Conclusiones**

Se mapeó la distribución de índice de diversidad de Shannon en un bosque templado bajo manejo maderable con una precisión aceptable ( $R^2=0.68$  y  $RMSE=0.3$ ) y con relativamente pocas variables explicativas, lo cual es ventajoso operativamente.

El procedimiento stepwise funcionó de forma adecuada al ajustar un modelo capaz de predecir el índice de Shannon con error y ajuste similar al del modelo ajustado usando el enfoque Bayesiano en la validación cruzada.

Existen otros modelos de regresión con resultados más precisos, sin embargo, representan fuertes requerimientos en cuanto a procesamiento de datos y baja operatividad, que dificultaría la reproducción del método.

El grado de correlación entre variables de textura (heterogeneidad espacial), variables estructurales (LiDAR) e índices de diversidad puede variar dependiendo de la zona de estudio, pero, son complementarios.

## DISCUSIÓN GENERAL

La evaluación periódica de la estructura forestal es importante para la gestión forestal sostenible (Aguirre-Calderón, 2015). Todo esfuerzo para monitorear el funcionamiento de un ecosistema o mapear calidad de hábitat y diversidad dependen de un muestreo de campo preciso y exhaustivo (Hakkenberg *et al.*, 2018) que casi siempre excede los recursos disponibles. Por tal razón se han integrado métodos de percepción remota que buscan correlacionar la heterogeneidad espacial y la heterogeneidad espectral (Palmer *et al.*, 2002; Rocchini, 2007) con el objetivo de mapear la distribución de la diversidad (alfa y beta) en grandes superficies y con menor esfuerzo de muestreo (Feilhauer y Schmidtlein, 2009; Féret y Asner, 2014; Hakkenberg *et al.*, 2018). El uso conjunto de imágenes espectrales de alta resolución espacial y datos de sensores activos como LiDAR o Radar mejora la precisión de los modelos (Corbane *et al.*, 2014; Onojeghuo y Onojeghuo, 2017; Hakkenberg *et al.*, 2018)

Existen varios enfoques para la evaluación y mapeo de hábitats, algunos autores representan a las comunidades de forma discreta, (mediante especies indicadoras (Lindenmayer *et al.*, 2006) o con clases previamente definidas (Sarría *et al.*, 2003). Sin embargo, este enfoque ha sido criticado por la subjetividad con que se definen las clases de hábitat. Otros autores mapean gradientes continuos de diversidad en una matriz de pixeles (Feilhauer y Schmidtlein, 2009; Féret y Asner, 2014), fundamentados en la descripción de comunidad de Wittaker 1967 (citado en Hakkenberg *et al.*, 2018), quien la describe como “ensamblajes idiosincrásicos de distribuciones de especies superpuestas pero independientes”. Este tipo de mapas modelan o detectan cambios en el gradiente de composición de especies (disimilitud) como un “proxi” a la diversidad beta (Feilhauer and Schmidtlein, 2009; Féret and Asner, 2014; Hakkenberg *et al.*, 2018). El mapeo de cambios graduales en la vegetación (y por lo tanto hábitats) daría una “representación detallada” de las interdependencias ecológicas para seleccionar estrategias de manejo óptimas (Neumann *et al.*, 2015)

En este reporte de trabajo de investigación se detalla la composición de especies en un bosque templado bajo manejo con fines maderables, dominado por pino y pino-encino.

En una primera parte se analizaron las diferencias estructurales de rodales en distintas etapas de desarrollo. Los resultados sugieren que el manejo intensivo de los bosques reinicia la etapa de desarrollo de un rodal y paulatinamente recupera la diversidad original, pasando por etapas intermedias de diversidad máxima que se reduce luego por la competencia hasta llegar nuevamente a un bosque maduro (Puettmann *et al.*, 2016)

En un segundo capítulo se mapeó el índice de diversidad de Shannon y la Riqueza de especies arbóreas como un gradiente continuo a una resolución espacial de 20x20 m para 900 hectáreas del SMIC Atopixco. El mapa generado permite visualizar la relación entre la diversidad y la etapa de desarrollo del rodal. El modelo seleccionado para elaborar el mapa posee valores aceptables como medidas de ajuste ( $R^2$  de 0.68 a 0.70 y RMSE=0.3) en comparación a trabajos similares (Feilhauer and Schmidtlein, 2009; Féret and Asner, 2014).

Las metodologías aquí planteadas pueden ser un punto de partida para el análisis y la toma de decisiones sobre requerimientos de manejo a nivel rodal. Sin embargo, es claro que una estrategia de conservación de hábitats debe definirse a nivel cuenca o región, no a nivel predial. Para ello es necesario evaluar el hábitat a nivel paisaje, lo que requiere estimar diversidad beta, que permitiría analizar, por ejemplo, la conectividad de hábitats, la red de áreas de conservación, la protección de ecosistemas ribereños o zonas altas de la cuenca (CONAFOR-PNUD, 2012).

Es importante mencionar que es necesario complementar este trabajo con un análisis de disimilitud para estar en posibilidad de identificar diversidad beta y con ello complementar las herramientas necesarias para sustentar las decisiones referentes a prácticas de manejo forestal sostenible a nivel paisaje.

## CONCLUSIÓN GENERAL

Se determinó la relación existente entre diversidad alfa y las etapas de desarrollo de los rodales de un predio bajo manejo forestal maderable conforme a la normativa vigente en México; identificando estructuras a nivel rodal. El análisis ratifica la idea que las prácticas silvícolas, particularmente la corta de cosecha, modifican abruptamente la estructura arbórea de los rodales resultantes. Sin embargo, los índices de diversidad se reestablecen en un periodo de tiempo relativamente corto, pues los rodales en etapa de latizal presentaron una diversidad estadísticamente similar a los bosques conservados en el predio.

Se modeló índice de diversidad de Shannon y la Riqueza de especies arbóreas mediante variables espectrales y datos LiDAR. Uno de los modelos ajustados se utilizó para mapear la diversidad alfa con una precisión aceptable ( $R^2$  entre 68 -70% y RMSE= 0.3), lo que permite de entrada, analizar visualmente la distribución de la diversidad.

## LITERATURA CITADA

Aguirre-Calderón, O.A., 2015. Manejo Forestal en el Siglo XXI. *Madera y Bosques* 21, 17–28.

Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Espinoza-Vizcarra, D., Jurado-Ybarra, E., Aguirre-Calderón, O.A., González-Tagle, M.A., 2008. Evaluación Del Estrato Arbóreo En Un Área Restaurada Post-Incendio En El Parque Ecológico Chipinque, México. *Rev. Chapingo Ser. Ciencias For. y del Ambient.* 14, 113–118.

Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Valdecantos-Dema, Alejandro Pando-Moreno, M., Aguirre-Calderón, O., Treviño-Garza, E.J., 2011. Caracterización De Regeneración Leñosa Post-Incendio De Un Ecosistema Templado Del Parque Ecológico Chipinque, México. *Rev. Chapingo Ser. Ciencias For. y del Ambient.* 17, 31–39. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2010.05.032>

Ángeles-Pérez, G., Méndez-López, B., Valdez-Lazalde, R., Plascencia-Escalante, F.O., De Los Santos-Posadas, H.M., Chávez-Aguilar, G., Ortiz-Reyes, A.D., Soriano Luna, M.D.L.Á., Zaragoza Castañeda, Z., Ventura Palomeque, E., Martínez López, A., Wayson, C., López Merlín, D., Olguín Álvarez, M., Carrillo Negrete, O., Maldonado Montero, V., 2015. Estudio de Caso del Sitio de Monitoreo Intensivo del Carbono en Hidalgo. Montecillo, México.

Bali, N., Mohammad-djafari, A., 2008. Bayesian Approach With Hidden Markov Modeling and Mean Field Approximation for Hyperspectral Data Analysis. *IEEE Trans. image Process.* 17, 217–225.

Bunce, R. G. H., M. M. B. Bogers, D. Evans, L. Halada, R. H. G. Jongman, C. A. Mucher, B. Bauch, G. D. Blust, T.W. Parr, L. Olsvig-whittaker. 2013. The significance of habitats as indicators of biodiversity and their links to species. *Ecological Indicators*, 33,19–25.

Castellanos-Bolaños, J.F., Treviño-Garza, E., Aguirre-Calderón, O., Jiménez-Pérez, J., Velázquez-Martínez, A., 2010. Diversidad arbórea y estructura espacial de bosques de Pino-Encino en Ixtlán de Juárez, Oaxaca. Rev. Mex. Ciencias For. 1, 39–52.

Castellanos-Bolaños, J.F., Treviño-Garza, E.J., Aguirre-Calderón, Ó.A., Jiménez-Pérez, J., Musalem-Santiago, M., López-Aguillón, R., 2008. Estructura de bosques de pino pátula bajo manejo en Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México. Madera Bosques 14, 51–63.

Chuvienco S.E. 2008. Teledetección ambiental: La observación de la tierra desde el espacio. Ariel Ciencias. 3era Ed. España. 595 p.

Comisión Nacional Forestal, 2012. Inventario Nacional Forestal Y De Suelos: Manual y procedimientos para el muestreo de campo, Re-muestreo 2011.

Comision Nacional Forestal, Programa de las Naciones Unidas Para el Desarrollo. 2012. Manual de mejores prácticas de manejo forestal para la conservación de la biodiversidad en ecosistemas templados de la región norte de México. 76 p.

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 2017. Bosques Templados. <http://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/bosqueTemplado.html> (Revisado en noviembre 2017)

CONABIO. 2017. Bosques Templados. <http://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/bosqueTemplado.html> (Revisado en noviembre 2017)

CONAFOR, 2013. Estrategia nacional del manejo forestal sustentable para el incremento de la producción y productividad.

Cook, B.D., Corp, L.A., Nelson, R.F., Middleton, E.M., Morton, D.C., Mccorkel, J.T., Masek, J.G., Ranson, K.J., Ly, V., Montesano, P.M., 2013. NASA Goddard's LiDAR,

- Hyperspectral and Thermal (G-LiHT) Airborne Imager. *Remote Sens.* 5, 4045–4066.  
<https://doi.org/10.3390/rs5084045>
- Corbane, C., Lang, S., Pipkins, K., Alleaume, S., Deshayes, M., García Millán, V.E., Strasser, T., Vanden Borre, J., Toon, S., Michael, F., 2014. Remote sensing for mapping natural habitats and their conservation status - New opportunities and challenges. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* 37, 7–16.  
<https://doi.org/10.1016/j.jag.2014.11.005>
- Cuevas, J., Crossa, J., Montesinos-López, Osval A. Burgueño, J., Pérez-Rodríguez, P., Gustavo, de los C., 2017. Bayesian Genomic Prediction with Genotype 3 Environment Interaction Kernel Models. *GENOMIC Sel.* 7, 41–53.  
<https://doi.org/10.1534/g3.116.035584>
- Dobigeon, N., Tourneret, J., Chang, C.-I., 2008. Semi-Supervised Linear Spectral Unmixing Using a Hierarchical Bayesian Model for Hyperspectral Imagery. *IEEE Trans. SIGNAL Process.* 56, 2684–2695.
- Fahrig, L., 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34: 487–515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>.
- Feilhauer, H., S. Schmidtlein. 2009. Mapping continuous fields of forest alpha and beta diversity. *Appl. Veg. Sci.* 12: 429–439.
- Féret, J.B., G.P. Asner. 2014. Mapping tropical forest canopy diversity using high fidelity imaging spectroscopy. *Ecológical Soc. Am.* 24: 1289–1296.
- Fujimori, T. 2001. *Ecological & Silvicultural Strategies for Sustainable Forest Management*, 1st ed. Elsevier, Tokyo. 411p
- Gadow K. V., C.Y. Zhang, C. Wehenkel, A., Pommerening J. Corral-Rivas, M. Korol, S. Myklush, G.Y. Hui, A. Kiviste, X.H. Zhao. 2012. Forest Structure and Diversity In: *Continuous Cover Forestry*. Timo Pukkala y Klaus von Gadow (eds). Segunda edición. SpringerScience 29-82 p.

- Geerling, G.W., M. Labrador-Garcia, J.G.P.W. Clevers, A.M.J. Ragas, A.J.M. Smits. 2007. Classification of flood plain vegetation by data fusion of spectral (CASI) and LiDAR data. *Int. J. Remote Sens.* 28: 4263–4284. <https://doi.org/10.1080/01431160701241720>
- George Chacón, S.P. 2017. Modelización de la diversidad de especies de plantas leñosas en bosques tropicales secos mediante imágenes de alta resolución y datos lidar. Tesis de Maestría. Centro de Investigación Científica de Yucatán.
- González, T. M.A. 2005. Fire History and Natural Succession after Forest Fires in Pine-Oak Forests An Investigation in the Ecological Park “ Chipinque ”, Northeast Mexico. Tesis de Doctorado. Universidad Georg-August Göttingen, Göttingen.
- González-Tagle, M.A., L. Schwendenmann, J. Jiménez Pérez, R. Schulz. 2008. Forest structure and woody plant species composition along a fire chronosequence in mixed pine – oak forest in the Sierra Madre Oriental, Northeast Mexico. *For. Ecol. Manage.* 256: 161–167. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.04.021>
- Graf, R.F., L. Mathys, K. Bollmann, K., 2009. Habitat assessment for forest dwelling species using LiDAR remote sensing: Capercaillie in the Alps. *For. Ecol. Manage.* 257: 160–167. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.08.021>
- GRASS Development Team, 2017. Geographic Resources Analysis Support System (GRASS 7) Programmer's Manual. Open Source Geospatial Foundation Project. Electronic document: <http://grass.osgeo.org/programming7/>
- Hakkenberg, C.R., C. Song, R.K. Peet, P.S. White. 2016. Forest structure as a predictor of tree species diversity in the North Carolina Piedmont. *J. Veg. Sci.* 27: 1151–1163. <https://doi.org/10.1111/jvs.12451>
- Hakkenberg, C.R., R.K. Peet, D.L. Urban, C. Song. 2018. Modeling plant composition as community continua in a forest landscape with LiDAR and hyperspectral remote sensing. *Ecol. Appl.* 28: 177–190. <https://doi.org/10.1002/eap.1638>

- Hall-beyer, M. 2017. GLCM Texture : A Tutorial. Alberta, Canadá. 75p.
- Hall, L.S., Krausman, P.R., Morrison, M.L., 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildl. Soc. Bull.* 25, 173–182
- Haralick, R.M., K. Shanmugam, I. Dinstein. 1973. Textural features for image classification. *IEEE Transactions on Systems, Man and Cybernetics*, 3: 610-621.
- Hijmans, R.J., J. Van E., J. Cheng, M. Mattiuzzi, M. Sumner, J.A. Greenberg, O. Perpinan L., A. Bevan, E.B. Racin, A. Shortridge, A. Ghosh. 2017. Package 'raster'
- Hollander, M., & Wolfe, D. A. (1973). *Nonparametric Statistical Methods*. New York: John Wiley & Sons. Pages 115-120.
- Immitzer, M., C. Atzberger, T. Koukal. 2012. Tree Species Classification with Random Forest Using Very High Spatial Resolution 8-Band WorldView-2 Satellite Data 2661–2693. <https://doi.org/10.3390/rs4092661>
- INEGI. 2017. <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/imgpercepcion/imgsatelite/elementos.aspx>. (Revisado en noviembre 2017).
- James, G., D. Witten, T. Hastie, R. Tibshirani. 2013. *An Introduction to Statistical Learning*. Springer Science+Business Media, New York. <https://doi.org/10.1007/978-1-4614-7138-7>
- Jardel Peláez, E.J. 2015. Criterios para la conservación de la biodiversidad en los programas de manejo forestal. CONAFOR-PNUD. 120 p.
- Jardel Peláez, E. J. 2015. Guía para la caracterización y clasificación de hábitats forestales. México: SEMARNAT, CONAFOR, GEF & PNUD.
- Johansen, K., N.C. Coops, S.E. Gergel, Y. Stange. 2007. Application of high spatial resolution satellite imagery for riparian and forest ecosystem classification. *Remote Sens. Environ.* 110: 29–44. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.02.014>

- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *OIKOS* 113: 363–375.
- Kint V., Lust N., Ferris R., Olsthoorn A.F.M., 2000. Quantification of forest stand structure applied to Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) forests. *Invest. Agrar.: Sist. Recur. For.*, Fuera de Serie 1, 147-164.
- Krausman, P.R. & M.L. Morrison. 2016. Another Plea for Standard Terminology. *Journal of Wildlife Management*, 80(7), pp.1143–1144.
- Kupfer, J.A. 1995. Landscape ecology and biogeography. *Prog. Phys. Geogr.* 19: 18–34.  
<https://doi.org/10.1177/030913339501900102>
- Kuuluvainen T., Penttinen A., Leinonen K., Nygren M., 1996. Statistical opportunities for comparing stand structural heterogeneity in managed and primeval forests: an example from boreal Spruce forest in Southern Finland. *Silva Fennica* 30 (2-3), 315-328.
- Lindenmayer, D.B., J.F. Franklin, J. Fischer, J. 2006. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biol. Conserv.* 131: 433–445. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.02.019>
- Long, J.N., F.W. Smith. 1984. Relation between size and density in developing stands: a description and possible mechanisms. *For. Ecol. Manage.* 7: 191–206.
- Mcgaughey, R.J. 2016. FUSION / LDV: Software for LIDAR Data Analysis and Visualization. USDA Forest Service Pacific.
- Medrano Meraz, M. D. J., Hernández, F. J., Corral Rivas, S., & Nájera Luna, J. A. (2017). Diversidad arbórea a diferentes niveles de altitud en la región de El Salto, Durango. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 8(40), 57–68.
- Montenegro, C., M. Strada, J. Bono, N.I. Gasparri, E. Manghi, G. Parmuchi. 2002. Estimación De La Pérdida De Superficie De Bosque Nativo Y Tasa De Deforestación En El Norte De Argentina. UMSEF Unidad Manejo del Sist. Evaluación For. - Dir. Bosques – Secr. Ambient. y Desarro. Sustentable. 1–10.

- Moreno, C.E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T - Manuales y Tesis SEA 1: 84. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0103709>
- Mücher S., K. Calders, Z. Petrou, J. Reiche. 2017. Ecosystem structure. In: A Sourcebook of Methods and Procedures for Monitoring Essential Biodiversity Variables in Tropical Forests with Remote Sensing. GOF-C-GOLD & GEO BON (eds). Report version UNCBD COP-13, GOF-C-GOLD Land Cover Project Office, Wageningen University, The Netherlands. ISSN: 2542-6729
- Neumann, C., G. Weiss, S. Schmidlein, S. Itzerott, A. Lausch, D. Doktor, M. Brell. 2015. Gradient-Based Assessment of Habitat Quality for Spectral Ecosystem Monitoring. *Remote Sens.* 7: 2871–2898. <https://doi.org/10.3390/rs70302871>
- Oksanen, J., R. Kindt, R. O’Hara. 2005. *Vegan: Community Ecology Package* version 1.6-9.
- Onojeghuo, A.O., A.R. Onojeghuo. 2017. Object-based habitat mapping using very high spatial resolution multispectral and hyperspectral imagery with LiDAR data. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* 59: 79–91. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2017.03.007>
- Ortíz Reyes, A.D. 2014. Estimación De Variables Dasométricas Mediante Tecnología LIDAR. Colegio de Postgraduados.
- Palmer, M.W., P.G. Earls, B.W. Hoagland, P.S. White, T. Wohlgemuth. 2002. Quantitative tools for perfecting species lists 137: 121–137. <https://doi.org/10.1002/env.516>
- Pérez Rodríguez, P., G. de los Campos. 2012. BGLR : A Statistical Package for Whole Genome Regression and Prediction.
- Pfister, R.D., S.F. Arno. 1980. Classifying forest habitat types based on potential climax vegetation. *For. Sci.* 26: 52–70.
- Planet, 2016. Rapideye TM Imagery Product Specifications.

- Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, 2017. Informe Final: Proyecto Biodiversidad en Bosques de Producción y Mercados Certificados. México.
- Puettmann, K.J., D.K. Coates, C. Messier. 2016. Crítica de la silvicultura: El manejo de la complejidad. ACCI - Asociación Cultural y Científica Iberoamericana, Madrid.
- Putz, F.E., C. Romero. 2015. Futures of tropical production forests. Occasional Paper, Bogor, Indonesia.
- Río, M., F. Montes, I. Cañellas, G. Montero. 2003. Revisión: Índices de diversidad estructural en masas forestales. *Invest. Agrar. Sist. Recur.* 12: 159–176.
- Rocchini, D. 2007. Effects of spatial and spectral resolution in estimating ecosystem  $\alpha$  - diversity by satellite imagery 111:423–434. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.03.018>
- Royston, P. (1982). Algorithm AS 181: The W test for Normality. *Applied Statistics*, 31, 176–180. doi: [10.2307/2347986](https://doi.org/10.2307/2347986).
- Rubio-Camacho, E.A., M.A. González-Tagle, W. Himmelsbach, D.Y. Ávila-Flores, E. Alanís-Rodríguez, J. Jiménez-Pérez. 2017. Patrones de distribución espacial del arbolado en un bosque mixto de pino-encino del noreste de México. *Rev. Mex. Biodivers.* 88: 113–121. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.01.015>
- Rzedowski, J. 2006. Resumen histórico de los estudios sobre la vegetación de México. *Veg. México* 19: 12–19.
- Sachs, L. (1997), *Angewandte Statistik*. Berlin: Springer. Pages: 395-397, 662-664.
- Sala, O.E., F.S.C. Iii, J.J. Armesto, E. Berlow, R. Dirzo, E. Huber-sanwald, L.F. Huenneke, B. Robert, A. Kinzig, R. Leemans, D.M. Lodge, H.A. Mooney, M. Oesterheld, N.L. Poff, M.T. Sykes, B.H. Walker, M. Walker, D.H. Wall. 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100 287: 1770–1774.

- Sarría, A.F., J. Recio R., L. Angel, R. Fernández. 2003. Análisis de imágenes mediante texturas: aplicación a la clasificación de unidades de vegetación. *GeoFocus (Artículos)* 3: 143–159.
- Sarukhán, J., P. Koleff, J. Carabias, J. Soberón, R. Dirzo, J. Llorente-Bousquets, G. Halffter, R. González, I. March, A. Mohar, S. Anta, J. de la Maza. 2009. Capital Natural de Mexico. Síntesis: Conocimiento actual y perspectivas de sustentabilidad. *Com. Nac. para el Conoc. y Uso la Biodivers.* 104. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Schütz, J.P., T. Pukkala, P.J. Donoso, K. Von Gadow. 2012. Historical Emergence and Current Application of CCF, in: Pukkala, T., von Gadow, K. (Eds.), *Continuous Cover Forestry*. Springer, p. 293.
- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional Forestal. 2016. Resumen ejecutivo: estrategia de integración para la conservación y el uso sustentable de la biodiversidad.
- SEMAR. 2017. <http://2006-2012.semar.gob.mx/informacion-sector/ciencia/ermexs/temas-de-interes/384-percepcion-remota.html>(Revisado en noviembre 2017).
- Shmueli, G. 2010. To Explain or to Predict? *Stat. Sci.* 25: 289–310. <https://doi.org/10.1214/10-STS330>
- Soriano-Luna, M. de los Á., G. Ángeles-Pérez, M. Guevara, R. Birdsey, Y. Pan, H. Vaquera-Huerta, J.R. Valdez-Lazalde, K. Johnson, R. Vargas. 2018. Determinants of Above-Ground Biomass and Its Spatial Variability in a Temperate Forest Managed for Timber Production. *Forests* 9: 20. <https://doi.org/10.3390/f9080490>
- Turner, W., S. Spector, N. Gardiner, M. Fladeland, E. Sterling, M. Steininger. 2003. Remote sensing for biodiversity science and conservation. *Trends Ecol. Evol.* 18: 306–314. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00070-3](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00070-3)

- Waring, R.H., N.C. Coops, W. Fan, J.M. Nightingale. 2006. MODIS enhanced vegetation index predicts tree species richness across forested ecoregions in the contiguous U.S.A. *Remote Sens. Environ.* 103: 218–226. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.05.007>
- Weichelt, H., P. Rosso, A. Marx, S. Reigber, K. Douglass, M. Heynen. 2012. The RapidEye Red Edge Band.
- Whittaker, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21(2/3): 213-251.
- Wright, S.J. 2002. Plant Diversity in Tropical Forests: A Review of Mechanisms of Species Coexistence. *Oecologia* 130: 1–14. <https://doi.org/10.1007/S004420100809>
- Zajac, Z., B. Stith, A.C. Bowling, C.A. Langtimm, E.D. Swain. 2015. Evaluation of habitat suitability index models by global sensitivity and uncertainty analyses: A case study for submerged aquatic vegetation. *Ecol. Evol.* 5: 2503–2517. <https://doi.org/10.1002/ece3.1520>
- Zarco-Espinosa, V.M., J.L. Valdez-Hernández, G. Ángeles-Pérez, O. Castillo-Acosta. 2010. Estructura y diversidad de la vegetación arbórea del Parque Estatal Agua Blanca, Macuspana, Tabasco. *Univ. y Cienc.* 26: 1–17.
- Zhu W., G. Chen, D.J. Hayes, D. Fan, N. Jiang. 2017. Vegetation phenology In: *Sourcebook of Methods and Procedures for Monitoring Essential Biodiversity Variables in Tropical Forests with Remote Sensing*. GOF-C-GOLD & GEO BON (eds). Report version UNCBD COP-13, GOF-C-GOLD Land Cover Project Office, Wageningen University, The Netherlands. ISSN: 2542-6729
- Zimble, D.A., D.L. Evans, G.C. Carlson, R.C. Parker, S.C. Grado, P.D. Gerard. 2003. Characterizing vertical forest structure using small-footprint airborne LiDAR. *Remote Sens. Environ.* 87: 171–182. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(03\)00139-1](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(03)00139-1)

## ANEXOS

### Anexo I: Ecuaciones complementarias para IVI

$$IVI = \text{Dominancia Relativa} + \text{Densidad Relativa} + \text{Frecuencia Relativa}$$

$$\text{Dominancia Relativa} = \frac{\text{Dominancia absoluta por especie}}{\text{Dominancia absoluta de todas las especies}} \times 100$$

$$\text{Dominancia Absoluta} = \frac{\text{Área Basal de una especie}}{\text{Área muestreada}}$$

Donde:

$$\text{Área Basal} = \frac{\pi}{4} DAP^2$$

$$\text{Densidad Relativa} = \frac{\text{Densidad absoluta por especie}}{\text{Densidad absoluta de todas las especies}} \times 100$$

$$\text{Densidad Absoluta} = \frac{\text{Número de individuos por especie}}{\text{Área muestreada}}$$

$$\textit{Frecuencia Relativa} = \frac{\textit{Frecuencia absoluta por especie}}{\textit{Frecuencia absoluta de todas las especies}} \times 100$$

$$\textit{Frecuencia Absoluta} = \frac{\textit{Número de sitios en los que se presenta cada especie}}{\textit{Número total de sitios}}$$

**Anexo II** Listado completo de especies por etapa de crecimiento e IVI. Los datos que no tienen desviación estándar (s) son especies con un solo individuo a los que no se les puede calcular s.

Etapa	Especie	IVI %	Naha <sup>-1</sup>	AB m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>	Diámetro (cm)		Altura (m)	
					DAP 1.3m	s	AT	s
Repoblado	<i>Pinus patula</i>	37	20.833	2.958	41.860	8.339	31.400	8.226
	<i>Quercus rugosa</i>	23	33.333	0.783	14.631	9.865	8.563	4.026
	<i>Quercus obtusata</i>	10	12.500	0.064	7.500	3.676	6.233	4.600
	<i>Viburnum tiliifolium</i>	6	12.500	0.015	3.833	1.250	3.400	1.778
	<i>Cornus disciflora</i>	5	8.333	0.035	7.300	1.131	4.035	5.607
	<i>Vaccinium leucanthum</i>	5	8.333	0.027	6.400	1.273	6.100	2.970
	<i>Alnus acuminata</i>	4	4.167	0.101	17.600	---	15.250	---
	<i>Quercus laurina</i>	4	4.167	0.024	8.644	---	4.850	---
	<i>Prunus serotina</i>	3	4.167	0.020	7.800	---	7.000	---
	<i>Crataegus sp</i>	3	4.167	0.015	6.800	---	3.500	---
	<i>Pinus patula</i>	71	1744.231	8.941	7.547	2.884	7.270	2.750
	<i>Quercus laurina</i>	9	75.000	0.847	9.453	7.422	8.172	3.860
	<i>Prunus serotina</i>	3	14.423	0.050	6.327	1.991	6.587	2.085
	<i>Quercus rugosa</i>	2	8.654	0.049	7.952	3.218	6.211	1.818
	<i>Alnus acuminata</i>	2	7.692	0.098	11.272	6.311	9.321	3.203
Monte Bravo	<i>Clethra mexicana</i>	1	7.692	0.022	5.138	3.285	5.906	2.538
	<i>Arbutus xalapensis</i>	1	2.885	0.008	5.867	0.252	3.900	0.300
	<i>Quercus obtusata</i>	1	2.885	0.023	9.833	2.974	5.833	1.504
	<i>Rhamnus longistyla</i>	1	4.808	0.005	3.620	1.195	4.620	1.314
	<i>Cornus disciflora</i>	1	2.885	0.005	4.533	1.650	5.800	1.637
	<i>Quercus excelsa</i>	1	1.923	0.008	7.250	0.354	8.400	3.111
	<i>Cleyera theoides</i>	1	1.923	0.008	7.100	0.142	10.050	3.041

<i>Buddleja cordata</i>	1	1.923	0.007	6.700	2.404	6.450	2.616
<i>Crataegus sp</i>	0	2.885	0.002	2.867	0.551	5.300	1.212
<i>Turpinia occidentalis</i>	0	1.923	0.004	4.900	2.687	7.000	2.263
<i>Cupressus sp</i>	0	1.923	0.001	2.800	0.283	3.150	0.354
<i>Liquidambar styraciflua</i>	0	0.962	0.002	5.300	---	10.900	---
<i>Viburnum tiliifolium</i>	0	0.962	0.001	3.810	---	4.700	---
<i>Quercus eduardii</i>	0	0.962	0.001	2.942	---	4.800	---
<i>Pinus patula</i>	63	1284.783	21.440	13.689	5.009	14.847	3.199
<i>Quercus laurina</i>	13	203.261	1.757	9.047	5.315	8.626	3.861
<i>Prunus serotina</i>	4	19.928	0.133	7.643	5.231	8.189	3.675
<i>Clethra mexicana</i>	3	22.464	0.073	5.494	3.388	6.470	2.286
<i>Quercus rugosa</i>	3	18.116	0.094	7.299	3.656	6.016	2.804
<i>Cornus disciflora</i>	3	16.667	0.037	4.208	3.305	5.787	1.619
<i>Quercus excelsa</i>	2	10.145	0.042	5.872	4.394	6.348	3.173
<i>Quercus obtusata</i>	1	10.507	0.053	7.118	3.812	5.203	2.266
<i>Rhamnus longistyla</i>	1	7.971	0.009	3.543	1.428	5.086	1.221
<i>Alnus acuminata</i>	1	5.435	0.074	11.878	5.822	10.448	3.068
<i>Arbutus xalapensis</i>	1	4.348	0.016	6.255	3.065	4.958	1.877
<i>Turpinia occidentalis</i>	1	4.348	0.005	3.588	1.544	5.158	1.177
<i>Crataegus sp</i>	1	2.536	0.006	5.086	2.514	4.671	1.190
<i>Buddleja cordata</i>	1	3.986	0.016	7.109	1.187	6.491	0.784
<i>Quercus eduardii</i>	0	1.812	0.006	5.620	3.130	5.260	2.261
<i>Pinus teocote</i>	0	3.986	0.047	10.736	6.140	6.950	2.916
<i>Baccharis conferta</i>	0	3.986	0.003	2.905	0.401	4.905	1.031
<i>Viburnum tiliifolium</i>	0	2.899	0.006	4.650	1.827	5.625	1.667
<i>Vaccinium leucanthum</i>	0	1.449	0.005	6.075	1.996	4.875	0.435

Bajo Latizal	<i>Citharexylum</i>	0	2.174	0.002	2.975	0.467	5.175	1.775
	<i>ligustrinum</i>							
	<i>Quercus sartorii</i>	0	0.725	0.019	17.950	4.596	14.850	1.202
	<i>Liquidambar</i>	0	1.449	0.003	4.752	2.258	8.810	2.917
	<i>styraciflua</i>							
	<i>Cupressus sp</i>	0	1.087	0.002	4.700	2.498	3.767	0.814
	<i>Befaria glauca</i>	0	0.362	0.008	16.900	---	9.000	---
	<i>Quercus sp</i>	0	0.362	0.000	3.400	---	5.100	---
	<i>Rhus allophyloides</i>	0	0.362	0.000	2.600	---	4.000	---
	<i>Pinus patula</i>	58	665.476	26.907	22.068	5.277	19.398	2.940
	<i>Quercus laurina</i>	15	194.048	1.943	10.114	5.037	9.885	3.533
	<i>Prunus serotina</i>	7	88.095	0.545	8.342	3.044	10.264	3.202
	<i>Quercus excelsa</i>	3	15.476	0.109	9.023	3.042	9.092	2.303
	<i>Alnus acuminata</i>	3	19.048	0.281	12.863	4.886	11.494	4.357
	<i>Cornus disciflora</i>	3	21.429	0.050	4.924	2.404	6.458	1.902
	<i>Clethra mexicana</i>	3	13.095	0.084	7.653	5.092	7.968	3.685
	<i>Rhamnus longistyla</i>	2	11.905	0.011	3.210	1.359	5.150	0.974
	<i>Turpinia</i>	2	4.762	0.006	3.850	1.748	5.075	0.591
	<i>occidentalis</i>							
	<i>Vaccinium</i>	1	7.143	0.013	4.117	2.900	4.232	1.532
<i>leucanthum</i>								
<i>Quercus eduardii</i>	1	3.571	0.032	10.400	3.279	8.600	4.686	
<i>Quercus rugosa</i>	1	2.381	0.004	4.550	1.768	4.755	0.346	
<i>Cleyera theoides</i>	0	2.381	0.003	4.100	0.141	6.100	0.707	
<i>Arbutus xalapensis</i>	0	1.190	0.017	13.400	---	5.400	---	
<i>Buddleja cordata</i>	0	1.190	0.003	5.200	---	6.600	---	
<i>Crataegus sp</i>	0	1.190	0.001	2.700	---	3.200	---	
<i>Pinus patula</i>	51	432.955	26.147	27.145	5.671	23.509	3.284	
<i>Quercus laurina</i>	12	151.136	1.245	9.513	3.809	9.354	2.999	
<i>Cornus disciflora</i>	6	78.409	0.156	4.778	1.617	6.794	1.485	
<i>Prunus serotina</i>	5	31.818	0.446	11.485	6.947	11.364	3.367	
Alto latizal								

<i>Quercus excelsa</i>	4	31.818	0.248	9.320	3.590	8.278	2.134
<i>Turpinia occidentalis</i>	3	32.955	0.068	4.821	1.752	5.952	1.833
<i>Clethra mexicana</i>	3	37.500	0.143	6.609	2.248	8.039	2.152
<i>Cleyera theoides</i>	2	23.864	0.050	4.962	1.379	6.285	1.251
<i>Vaccinium leucanthum</i>	2	17.045	0.021	3.843	1.016	4.880	0.604
<i>Rhamnus longistyla</i>	2	13.636	0.014	3.429	1.306	4.667	1.513
<i>Ilex tolucana</i>	2	23.864	0.038	4.233	1.485	5.414	1.900
<i>Alnus acuminata</i>	2	15.909	0.236	13.593	2.056	12.843	2.373
<i>Crataegus sp</i>	1	5.682	0.006	3.500	0.308	5.060	1.320
<i>Quercus sp</i>	1	3.409	0.023	8.800	3.404	8.267	3.163
<i>Rhus allophyloides</i>	1	3.409	0.003	3.508	0.260	3.767	0.723
<i>Quercus eduardii</i>	1	6.818	0.038	8.250	2.089	10.133	1.839
<i>Baccharis conferta</i>	1	3.409	0.002	2.500	0.000	4.800	0.600
<i>Arbutus xalapensis</i>	1	2.273	0.004	4.500	0.707	3.950	0.636
<i>Viburnum tiliifolium</i>	0	4.545	0.006	3.850	1.133	4.850	0.742
<i>Buddleja lanceolata</i>	0	2.273	0.003	4.150	1.202	4.900	1.697
<i>Buddleja cordata</i>	0	1.136	0.021	15.500	---	10.681	---
<i>Quercus rugosa</i>	0	1.136	0.007	8.600	---	4.400	---
<i>Citharexylum ligustrinum</i>	0	1.136	0.003	5.300	---	4.200	---
<i>Berberis hartwegii</i>	0	1.136	0.002	5.100	---	6.600	---
<i>Pinus patula</i>	31	633.333	16.581	14.806	10.706	13.405	5.290
<i>Quercus laurina</i>	19	363.889	8.577	14.837	8.977	12.606	5.658
<i>Cornus disciflora</i>	7	211.111	0.655	5.682	2.702	7.780	2.259
<i>Clethra mexicana</i>	6	161.111	0.591	6.326	2.616	7.645	1.974
<i>Quercus excelsa</i>	6	44.444	3.253	24.181	19.241	14.019	7.632
<i>Rhamnus longistyla</i>	5	150.000	0.380	4.978	2.754	7.252	1.968
<i>Quercus rugosa</i>	5	61.111	1.435	15.823	7.136	9.345	3.316
<i>Crataegus sp</i>	4	52.778	0.201	6.253	3.158	7.113	2.100

<i>Buddleja lanceolata</i>	3	58.333	0.097	4.248	1.816	6.040	1.635
<i>Vaccinium leucanthum</i>	3	66.667	0.273	6.641	2.901	6.008	1.714
<i>Turpinia occidentalis</i>	3	50.000	0.147	5.982	1.355	7.256	2.274
<i>Quercus obtusata</i>	2	8.333	0.316	17.633	16.067	10.833	7.411
<i>Quercus eduardii</i>	2	8.333	0.205	14.533	12.379	7.933	2.491
<i>Zanthoxylum clavaherculis</i>	1	22.222	0.052	5.283	1.552	7.475	2.116
<i>Prunus serotina</i>	1	5.556	0.093	12.900	9.617	10.870	1.457
<i>Alnus acuminata</i>	1	5.556	0.087	13.400	6.364	13.450	1.344
<i>Buddleja cordata</i>	1	5.556	0.049	10.500	2.121	7.550	0.919
<i>Cleyera theoides</i>	1	5.556	0.012	5.200	0.141	7.250	2.475
<i>Viburnum tiliifolium</i>	0	2.778	0.011	7.000	---	6.200	---
<i>Ilex toluhana</i>	0	2.778	0.006	5.300	---	7.400	---
<i>Rhamnus capraeifolia</i>	0	2.778	0.006	5.200	---	8.100	---
<i>Trophis mexicana</i>	0	2.778	0.003	3.600	---	6.400	---

### Anexo III. Texturas (Haralick 1979).

$p_i$  = frecuencia del tono de gris  $i$

$p_j$  = frecuencia del tono de gris  $j$

$p(i,j)$  = matriz de frecuencias relativas  $(i,j)$ .

$p_x(i)$  =  $i$  entrada en la matriz de probabilidad marginal

obtenida de la suma de las filas en  $p(i,j)$

$N_g$  = número de niveles de gris en la imagen

Texturas de primero Orden:

- Suma promedio (SA)

$$f_6 = \sum_{i=2}^{2N_g} i p_{x+y}(i)$$

- Entropía (ENT): analiza la aleatoriedad.

$$f_9 = - \sum_i \sum_j p(i,j) \log(p(i,j)).$$

- Diferencia de Entropía (DE)

$$f_{11} = - \sum_{i=0}^{N_g-1} p_{x-y}(i) \log\{p_{x-y}(i)\}.$$

- Suma de Entropía (SE)

$$f_8 = - \sum_{i=2}^{2N_g} p_{x+y}(i) \log\{p_{x+y}(i)\}.$$

- Varianza (VAR): Una medida de la variación de los tonos de gris en la ventana móvil.

$$f_4 = \sum_i \sum_j (i - \mu)^2 p(i, j).$$

- Diferencia de la Varianza (DV)

$$f_{10} = \text{varianza de } p_{x-y}$$

- Suma de la Varianza (SV)

$$f_7 = \sum_{i=2}^{2Ng} (i - f_8)^2 p_{x+y}(i).$$

Texturas de segundo orden basadas en matriz de co-ocurrencias.

- Segundo Momento Angular (ASM, también llamado uniformidad): es una medida de homogeneidad local y lo opuesto a entropía. Valores altos de ASM ocurren cuando los pixeles en la ventana son muy similares.

$$f_1 = \sum_i \sum_j \{p(i, j)\}^2$$

- Momento de diferencia inversa (IDM, también llamado homogeneidad):

$$f_5 = \sum_i \sum_j \frac{1}{1 + (i - j)^2} p(i, j).$$

- Contraste (CON): variaciones en niveles de gris

$$f_2 = - \sum_{n=0}^{Ng-1} n^2 \left\{ \sum_{\substack{i=1 \\ |i-j|=n}}^{Ng} \sum_{j=1}^{Ng} p(i, j) \right\}.$$

- Correlación (COR): esta medida analiza la dependencia lineal de los niveles de gris con niveles vecinos

$$f_3 = \frac{\sum_i \sum_j (ij)p(i,j) - \mu_x \mu_y}{\sigma_x \sigma_y}$$

- Medidas de información de la correlación (MOC):

$$f_{12} = \frac{HXY - HXY1}{\max\{HX, HY\}}$$

$$f_{13} = (1 - \exp[-2.0 (HXY2 - HXY)])^{1/2}$$

$$HXY = - \sum_i \sum_j p(i,j) \log(p(i,j)).$$

- Coeficiente de máxima correlación (MCC)

$$f_{14} = (\text{segundo mayor eigenvalor de } Q)^{1/2}$$

donde:

$$Q(i,j) = \sum_k \frac{p(i,k)p(j,k)}{p_x(i)p_y(k)}$$

## **Anexo IV:** Especificaciones técnicas de datos LiDAR

### GPS-INS

Modelo/Make: RT-4041, GPS y GLONAS enabled; Oxford Technical Solutions, Oxfordshire, UK

Número serial: 663

Intervalo de muestreo: 250 Hz

Corrección diferencial: OmniStar HP or G2

Precisión de posición (1 sigma): 10 a 15 cm horizontal (vertical=horizontal\*1.5)

Precisión de guiñada (1 sigma): 0,1 grados

Precisión del rodillo (1 sigma): 0,03 grados

Precisión de tono (1 sigma): 0.03 grados

Antena: Antcom G5Ant-42AT1 L1 / L2 Glonas / GPS / OmniStar

Software de post-procesamiento: RT Post-Process

### Escaneo de lidar

Modelo / Marca: VQ-480; Sistemas de medición láser Riegl, Horn, Austria

Número de serie: S9997785

Longitud de onda del láser: 1550 nm

Ancho de pulso: 3 ns

Energía de pulso: 2817 nJ en 25 mm.

Divergencia del haz: 0.3 mrad.

Tamaño de huella nominal: diámetro =  $\text{bronceado} \left( \frac{\text{divergencia del haz}}{2} \right) * \text{altitud} * 2$

Frecuencia de repetición del pulso láser (PRF): 300 kHz

Frecuencia de medición efectiva:  $0.5 * \text{PRF}$

Número máximo de devoluciones por impulso: 8

Campo de visión: 60 grados (+/- 30 grados de nadir)

Modo de escaneo: línea

Velocidad de escaneo: 100 líneas por segundo

Distancia nominal entre puntos en una línea de exploración: 0.24 m

Distancia nominal entre líneas de barrido: 0.56 m

Tamaño de barrido: ancho =  $\text{bronceado} \cdot (\text{FOV} / 2) \cdot \text{altitud} \cdot 2$

Brazo de palanca (adelante, izquierda, arriba; fecha): 0.371, 0.142, 0.977 m (28 de agosto de 2012)

Boresight (roll, pitch, yaw; fecha): 0.02654, 0.01437, -0.40112 grados (13 de marzo 2013)

Software de post-procesamiento: RiProcess

## Anexo V: Estructura de los modelos ajustados

El modelo de regresión lineal múltiple para predicción del índice de Shannon está dado por:

$$\mathbf{y} = \mu \mathbf{1} + \mathbf{X}_L \boldsymbol{\beta}_L + \mathbf{X}_T \boldsymbol{\beta}_T + \mathbf{e},$$

donde  $\mathbf{y}$  es el índice de Shannon, vector de dimensión  $n \times 1$ ,  $\mu$  es la media general,  $\mathbf{X}_L$  es la matriz de variables LiDAR de dimensiones  $n \times 189$ ,  $\mathbf{X}_T$  es la matriz de variables de textura de dimensiones  $n \times 120$ ,  $\boldsymbol{\beta}_L$  es el vector de coeficientes para las variables LiDAR y  $\boldsymbol{\beta}_T$  es el vector de coeficientes para las variables de textura,  $\mathbf{e} \sim NM(\mathbf{0}, \sigma^2 \mathbf{I})$  donde  $NM$  denota la distribución normal multivariada,  $\sigma^2$  es el componente de varianza asociado el error. En este caso, dado que se tienen más variables que registros ( $n < p = 189 + 120$ ) se asigna una distribución a los coeficientes de regresión y de esta forma es posible hacer la predicción, en este caso  $\boldsymbol{\beta}_L | \sigma_L^2 \sim NM(\mathbf{0}, \sigma_L^2 \mathbf{I})$  y  $\boldsymbol{\beta}_T | \sigma_T^2 \sim NM(\mathbf{0}, \sigma_T^2 \mathbf{I})$ ,  $\sigma_L^2$  y  $\sigma_T^2$  son componentes de varianza asociados a LiDAR y textura respectivamente.

En un análisis alternativo consistió en seleccionar previamente las 94 variables con correlación más alta, 80 de las cuales corresponden a variables LiDAR y 14 a variables de textura. Una vez definidas estas variables se utilizó el procedimiento stepwise para seleccionar variables y definir un modelo parsimonioso basados en coeficiente de Akaike y en el  $R^2$ . Al finalizar el proceso se seleccionaron 7 variables LiDAR y 2 de textura. El modelo de regresión lineal múltiple resultante es:

Modelo LM:

$$\begin{aligned} y = & \mu + x_{ASM} \beta_{ASM} + x_{SA} \beta_{SA} + x_{L1} \beta_{L1} + x_{L2} \beta_{L2} + x_{L3} \beta_{L3} + x_{L4} \beta_{L4} + x_{L5} \beta_{L5} + x_{L6} \beta_{L6} \\ & + X_{L7} \beta_{L7} + e, \end{aligned}$$

donde:

---

Textura	ASM= segundo momento angular de la banda 3 (roja) SA= suma promedio de la banda 5 (infrarrojo cercano)
Primer Retorno	L1= Desviación media absoluta de altura L2= Intensidad, Lmomento Coeficiente de variación L3=percentil 40 de elevación L4=varianza de elevación L5=media cúbica de elevación
métricas de altura	L6=Percentil 40 de elevación calculado a partir de métricas de altura L7=moda de elevación

---

## Anexo VI: Salidas de R para modelos LM

### Stepwise Shannon

Modelo:

$$yH = B3\_ASM + B5\_SA + \text{FIRST\_RETURNS\_elev\_AAD\_0plus\_5METERS} + \text{int\_LCV\_0plus\_5METERS} + \text{FIRST\_RETURNS\_elev\_P40\_0plus\_5METERS} + \text{FIRST\_RETURNS\_elev\_variance\_0plus\_5METERS} + \text{FIRST\_RETURNS\_elev\_cubic\_mean\_5METERS} + \text{elev\_P40\_0plus\_5METERS} + \text{elev\_mode\_0plus\_5METERS}$$

Residuales:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-0.65488	-0.20805	0.01867	0.16746	0.92960

Variable: Interpretación	Abreviación y nombre del archivo	Coefficiente Estimado	Error Std.	valor de t	Pr(> t )
Intercepto	Intercepto	-0.2970268	0.2360649	-1.258	0.210299
Segundo momento angular, Banda roja . Suma promedio, banda infrarrojo cercano	B3_ASM.xls	1.1433122	0.7204871	1.587	0.114693
Desviación media absoluta de altura (primeros retornos)	B5_SA.xls	0.0005808	0.0003177	1.828	0.069578 .
Intensidad, Lmomento	FIRST_RETURNS_ elev_AAD_ 0plus_5METERS.img	0.2241507	0.1063095	2.108	0.036686 *
Coefficiente de variación (primeros retornos)	int_LCV_0plus_ 5METERS.img	1.8945539	0.3144843	6.024	1.30e-08 ***
Percentil 40 de elevación (primeros retornos)	FIRST_RETURNS_ _elev_P40_ 0plus_5METERS.img	-0.1314703	0.0325325	-4.041	8.54e-05 ***
varianza de elevación (primeros retornos)	FIRST_RETURNS_ _elev_variance_ 0plus_5METERS.img	-0.0220044	0.0062551	-3.518	0.000579 ***
media cúbica de elevación (primeros retornos)	FIRST_RETURNS_ elev_cubic _mean_5METERS.img	0.2096133	0.0527769	3.972	0.000111 ***
Percentil 40 de elevación calculado a partir de métricas de altura (height metrics)	elev_P40_0plus_ 5METERS.img	-0.0621051	0.0202197	-3.072	0.002538 **

moda de elevación (height metrics)	elev_mode_0plus_ 5METERS.img	0.0212183	0.0079118	2.682	0.008159 **
---------------------------------------	---------------------------------	-----------	-----------	-------	-------------

Significancia: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*\*' 0.01 '\*\*' 0.05 '.' 0.1 '.' 1

Error residual estándar: 0.3075 con 147 grados de libertad

Múltiple R cuadrado: 0.701, R cuadrado ajustado: 0.6827

Estadístico F: 38.3 con 9 y 147 grados de libertad, p valor: <2.2e-16

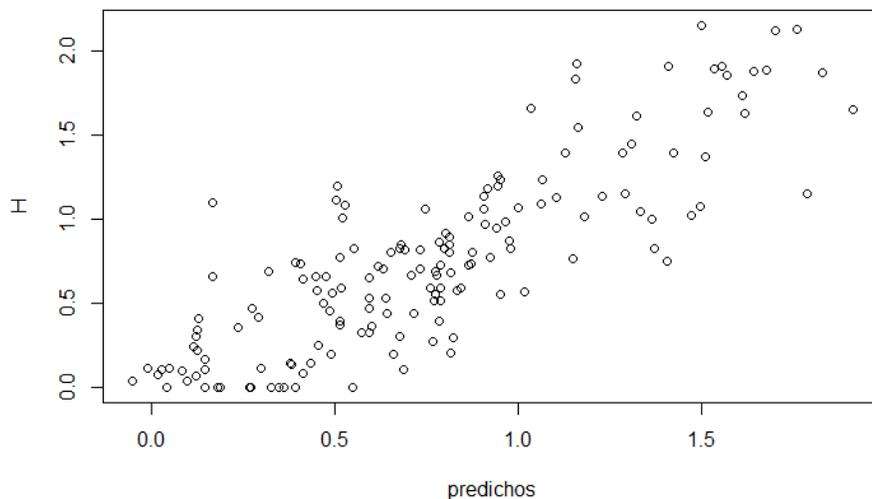
Validación Cruzada.

R<sup>2</sup> Promedio prueba: 0.6919545

R<sup>2</sup> Promedio entrenamiento: 0.7030047

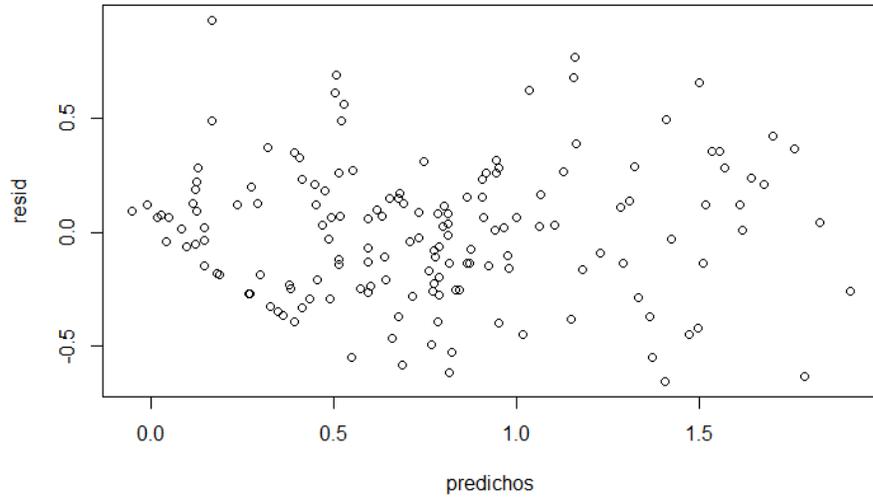
RMSE=0.3

Validación de Supuestos



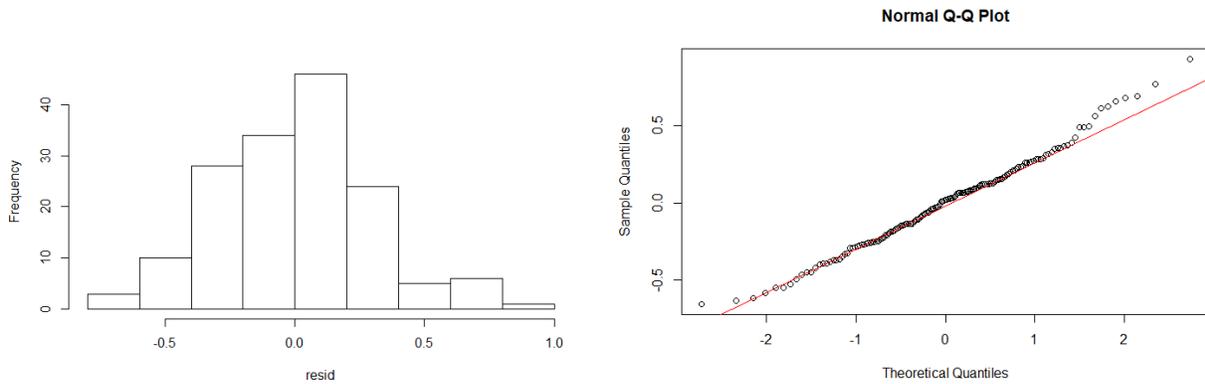
*Material suplementario 1. Valores predichos contra observados para modelo de regresión lineal multivariado con índice de Shannon*

Se observa correspondencia lineal entre las variables, indicativo de que el modelo presenta buen ajuste. A menor dispersión menor error del modelo.



*Material suplementario 2. Residuales del modelo contra valores predichos; prueba el supuesto de homocedasticidad*

Este supuesto se refiere a la varianza constante en el error residual del modelo; es importante que no se presente ninguna tendencia en la dispersión de los puntos pues estaría incumpliendo el supuesto.



**Material suplementario 3. Pruebas gráficas de Normalidad**

En este caso el histograma de residuales muestra que la distribución de residuales sigue la forma de campana de Gauss, en la que la mayoría de los valores se encuentran alrededor de la media, y, mientras se alejan de la media la frecuencia disminuye, formando las 2 colas. El gráfico Q-Q también permite evaluar normalidad: si la línea q-q sigue una tendencia lineal entonces se trata de una distribución normal. Si crea curvas o se aleja de la línea de tendencia entonces no se trata de una distribución normal. Esto puede comprobarse también con distintas “pruebas de normalidad”, como se muestra a continuación.

### Prueba de Normalidad

- Shapiro-Wilk normality test  
datos: residuales  
 $W = 0.99045$ ,  $p\text{-value} = 0.3712$
- Anderson-Darling normality test  
datos: residuales  
 $A = 0.31081$ ,  $p\text{-value} = 0.55$
- Lilliefors (Kolmogorov-Smirnov) normality test  
datos: residuales  
 $D = 0.040728$ ,  $p\text{-value} = 0.7569$
- Pearson chi-square normality test  
datos: residuales  
 $P = 6.1592$ ,  $p\text{-value} = 0.9402$
- Jarque-Bera Normality Test  
datos: residuales  
 $JB = 2.0436$ ,  $p\text{-value} = 0.3599$   
alternative hypothesis: greater

## Stepwise Riqueza específica

$$\begin{aligned}
 yS \sim & \text{NDVI}_{SA} + B5_{VAR} + B5_{MOC} + B3_{ASM} + B5_{SA} \\
 & + \text{FIRST\_RETURNS\_elev\_P40\_0plus\_5METERS} \\
 & + \text{all\_1st\_cover\_above\_mean\_5METERS} + \text{elev\_mode\_0plus\_5METERS} \\
 & + \text{int\_LCV\_0plus\_5METERS} + \text{elev\_L2\_0plus\_5METERS} \\
 & + \text{FIRST\_RETURNS\_1st\_cover\_above2\_5METERS}
 \end{aligned}$$

Residuales:

Min 1Q Median 3Q Max  
 -3.3433 -1.0801 -0.0740 0.9784 4.6039

Interpretación	Abreviación y nombre del archivo	Coefficiente Estimado	Error Std.	valor de t	Pr(> t )
Intercepto	(Intercept)	-2.0111407	2.7650692	-0.727	0.468191
Suma promedio de NDVI	NDVI_SA.xls	0.0013804	0.0009211	1.499	0.13614
Varianza NIR	B5_VAR.xls	0.0230682	0.0147736	1.561	0.120598
Information Measures of Correlation, NIR	B5_MOC.xls	5.1654215	3.7021524	1.395	0.165074
Segundo Momento Angular, Rojo	B3_ASM.xls	6.9474526	3.7780924	1.839	0.067979 .
Suma promedio NIR .	B5_SA.xls	-0.0059783	0.0034181	-1.749	0.082408 .
Percentil 40 de elevación, primeros retornos	FIRST_RETURNS_elev_P40_0plus_5METERS.img	-0.6312041	0.1141407	-5.53	1.45e-07 ***
Primeros retornos, percentil 1 cobertura sobre la media	all_1st_cover_above_mean_5METERS.img	-0.0508984	0.0154156	-3.302	0.001210 **
Moda d elevación	elev_mode_0plus_5METERS.img	0.2279518	0.0488523	4.666	6.92e-06 ***
Intensidad de L momentos, coeficiente de variación	int_LCV_0plus_5METERS.img	6.0067837	1.5145218	3.966	0.000114 ***

Elevación 2 Lmomento	elev_L2_0plus_5METERS.img FIRST_	2.6938314	0.401238	6.714	3.99e-10 ***
Primer retorno percentil 1, cobertura sobre 2m	RETURNS_ 1st_cover_ above2_ 5METERS.img	0.0929875	0.0157933	5.888	2.61e-08 ***

Significancia: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Error residual estándar: 1.599 con 145 grados de libertad

Múltiple R cuadrado: 0.6989, R cuadrado ajustado: 0.676

Estadístico F: 30.59 con 11 y 145 grados de libertad, p valor: < 2.2e-16

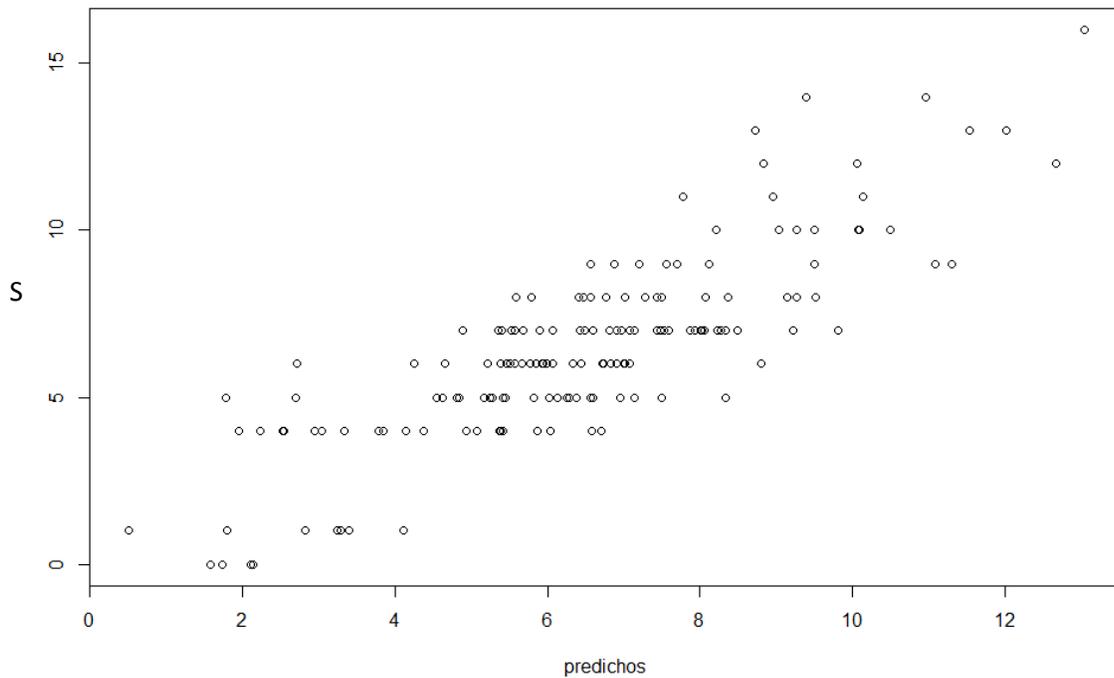
Validación Cruzada.

R<sup>2</sup> Promedio prueba: 0.6279804

R<sup>2</sup> Promedio entrenamiento: 0.7708969

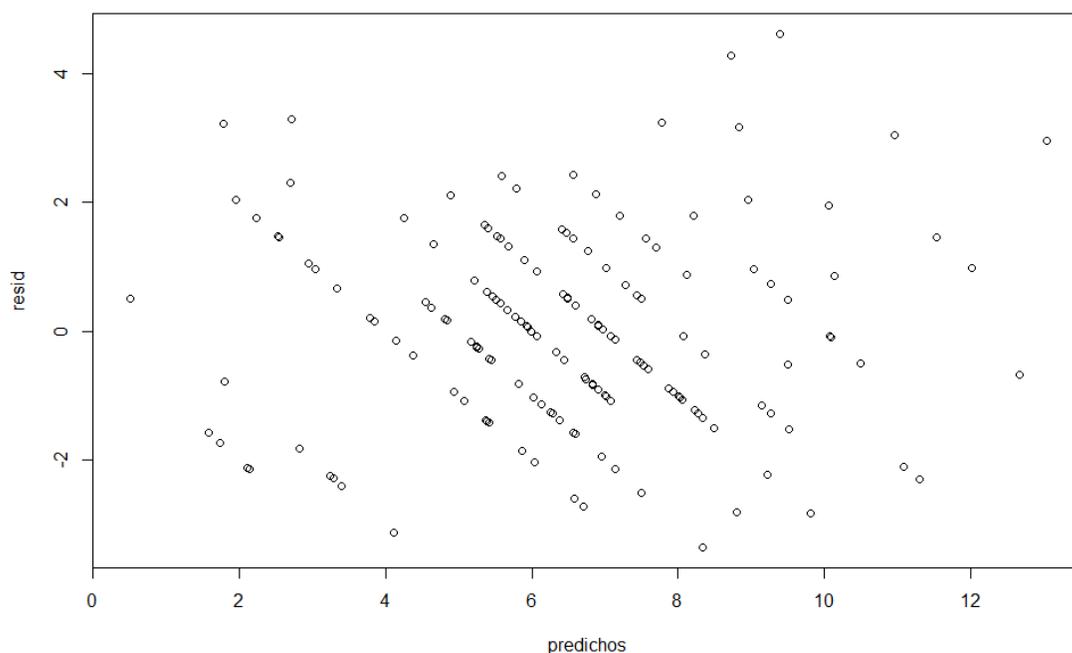
RMSE= 0.9532549

Validación de supuestos



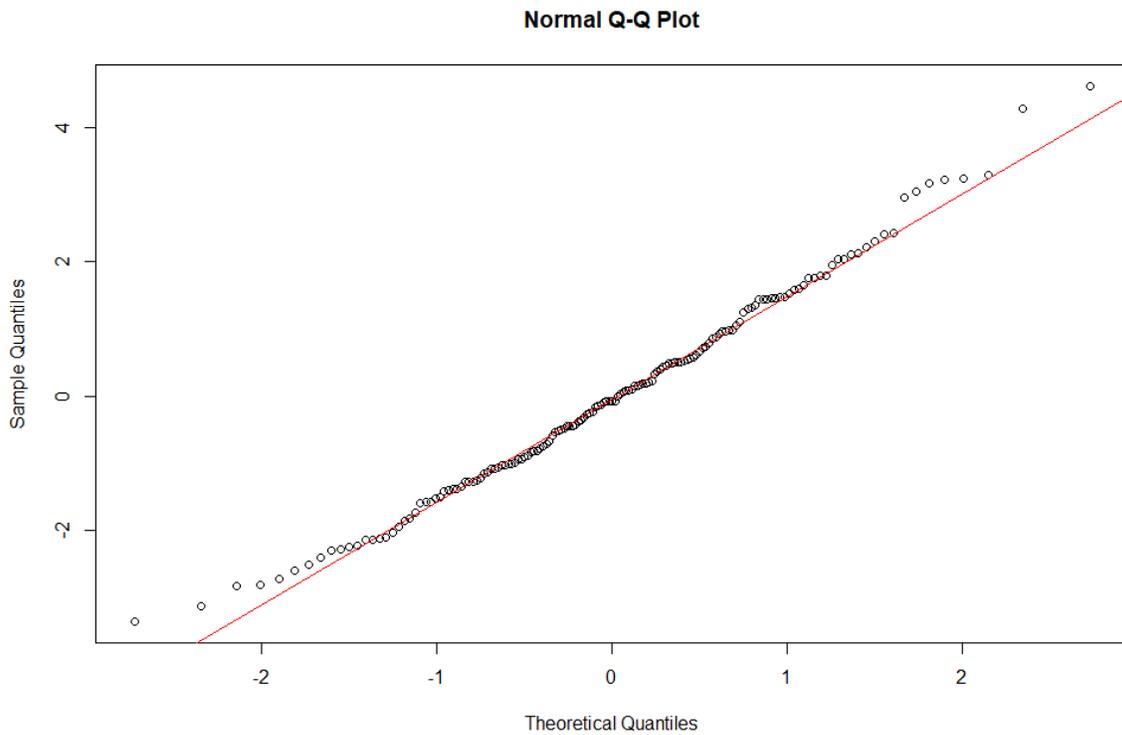
*Material suplementario 4. Gráfico de Residuales contra predichos para Riqueza específica*

La tendencia lineal positiva indica el grado de ajuste del modelo. Se observa mayor dispersión con respecto al índice de Shannon, sin embargo también hay cierta correspondencia.



*Material suplementario 5. Gráfico de Residuales contra predichos para el modelo lineal multivariado de Riqueza específica*

La intención de este gráfico es probar la homogeneidad de varianza de los residuales, sin embargo la distribución de puntos podría no ser aleatoria. Las estrías que se presentan al centro podrían relacionarse con la naturaleza de los datos de riqueza específica.



*material suplementario 6. Gráfico Q-Q de normalidad para el modelo lineal multivariado de Riqueza específica.*

El gráfico busca demostrar la normalidad de los residuales pero se complementa con las siguientes:

#### Pruebas de Normalidad

- Shapiro-Wilk normality test  
data: resid  
 $W = 0.99013$ ,  $p\text{-value} = 0.3431$
- Anderson-Darling normality test  
data: resid  
 $A = 0.29057$ ,  $p\text{-value} = 0.6063$

- Lilliefors (Kolmogorov-Smirnov) normality test  
data: resid  
D = 0.039388, p-value = 0.7982
- Pearson chi-square normality test  
data: resid  
P = 10.236, p-value = 0.6746
- Jarque-Bera Normality Test  
data: resid  
JB = 2.7036, p-value = 0.2588  
alternative hypothesis: greater