

UNIVERSIDAD DEL VALLE DE GUATEMALA
Facultad de Ciencias y Humanidades



Estimación de la biomasa aérea utilizando propiedades espectrales Sentinel-2 en del bosque de la reserva natural privada Tapon Creek, Livingston, Izabal, Guatemala.

Trabajo de graduación en modalidad de tesis presentado por
Javier Alejandro Salazar Molina
para optar al grado académico de Licenciado en Biología

Guatemala

2020

UNIVERSIDAD DEL VALLE DE GUATEMALA
Facultad de Ciencias y Humanidades



**Estimación de la biomasa aérea utilizando propiedades
espectrales Sentinel-2 en del bosque de la reserva natural
privada Tapon Creek, Livingston, Izabal, Guatemala.**

Trabajo de graduación en modalidad de tesis presentado por
Javier Alejandro Salazar Molina
para optar al grado académico de Licenciado en Biología

Guatemala

2020

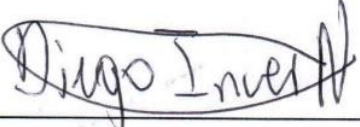
Vs. Bo.:

(f) 
M.Sc. Luis Estuardo Ríos González

Tribunal Examinador:

(f) 
M.Sc. Luis Estuardo Ríos González

(f) 
M.Sc. Gabriela Alfaro Marroquín

(f) 
M.Sc. Diego Incer Núñez

Fecha de graduación: Guatemala, 3 de Julio de 2020.

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, quiero agradecerle al asesor principal de esta tesis, M.Sc. Luis Ríos por su constante acompañamiento durante la elaboración del presente documento, por cada detalle y momento dedicado para aclarar cualquier tipo de duda que me surgiera, agradecerle por la calidad y exactitud con la que enseñó cada clase, discurso y lección. Así mismo, le agradezco por ir más allá de sus funciones como catedrático y convertirse en un apoyo personal a lo largo de la carrera.

El apoyo en momentos difíciles siempre debe ser agradecido, por lo que agradezco de gran manera al Centro de Estudios Ambientales y Biodiversidad de la Universidad del Valle de Guatemala por proporcionarme los datos utilizados para la presente investigación, así como su guía en la utilización de los mismos, ya que sin estos no existiría. Así mismo, deseo agradecer a la Fundación Defensores de la Naturaleza, en especial a Oscar Núñez, por permitir la utilización de dichos datos.

Por su orientación y atención a mis consultas sobre metodología, así como sus oportunas sugerencias, mi profundo agradecimiento a la Lic. María Rene Álvarez, M.Sc. Gabriela Alfaro y Lic. Diego Incer.

El amor recibido, la dedicación y la paciencia con la que cada día se preocupaba mi madre por mi avance y desarrollo de esta tesis, es simplemente único y se refleja en la vida de un hijo. Por esta razón, quiero agradecer profundamente a mi madre, el motor principal de mis sueños, gracias a ella por cada día confiar y creer en mí y en mis expectativas. Así mismo, agradezco a mis hermanos por la motivación y la alegría brindada a lo largo de la elaboración de esta tesis, ya que sin ellos no tendría mayor razón para seguir adelante.

ÍNDICE

Agradecimientos.....	I
Lista de cuadros.....	III
Lista de figuras.....	IV
Resumen.....	VI
I. Introducción.....	1
II. Objetivos.....	4
A. Objetivo general.....	4
B. Objetivos específicos.....	4
III. Justificación.....	5
IV. Marco teórico.....	6
A. Los bosques y el cambio climático.....	6
B. Métodos para la estimación de la biomasa y carbono forestal.....	8
C. Teledetección o percepción remota.....	9
D. Estimación de la biomasa forestal basada en teledetección.....	18
E. Índices de vegetación (VI)	20
F. Sentinel-2.....	22
V. Metodología.....	23
A. Sitio de estudio.....	23
B. Inventarios de campo.....	25
C. Análisis por teledetección.....	25
VI. Resultados.....	30
A. Cálculo de la biomasa y carbono en las parcelas de muestreo.....	30
B. Delimitación del macizo boscoso de Tapon Creek.....	32
C. Cálculo de índices de vegetación.....	33
D. Análisis de correlación.....	41
E. Separabilidad espectral entre clases de bosque.....	44
F. Calificación supervisada del bosque.....	45
G. Distribución espacial y cuantificación de la biomasa.....	48
VII. Análisis de resultados.....	50
VIII. Conclusiones.....	57
IX. Recomendaciones.....	59
X. Bibliografía.....	60
XI. Anexos.....	72

LISTA DE CUADROS

	Página
1. Comparación de las bandas espectrales de Sentinel-2	22
2. Clases de bosque según su intervalo de biomasa aérea identificados para el área de estudio en la reserva natural privada Tapon Creek	23
3. Índices de vegetación utilizados en este estudio y fórmulas para su cálculo basado en las bandas de Sentinel-2.	27
4. Biomasa y carbono aéreo y total de las parcelas de muestreo dentro del macizo forestal de la reserva natural privada Tapon Creek.	30
5. Matriz de correlación de Pearson (r) entre la biomasa y la reflectancia para cada una de las bandas e índices de vegetación utilizados en este estudio.	41
6. Distancias de Jeffries-Matusita calculadas para las 4 clases de bosque según su biomasa	44
7. Comparación de las 5 clasificaciones según la biomasa aérea del bosque realizadas para el bosque de Tapon Creek	45
8. Importancia relativa de las variables utilizadas en el clasificador Random Forest para la clasificación número 1.	45
9. Matriz de confusión con los porcentajes de acierto para todas las clases de la clasificación realizada con las variables con mayor correlación con la biomasa aérea del bosque.	47
10. Valores de error y precisión para la distribución espacial de la biomasa predicha por la clasificación número 5, realizada con las variables más correlacionadas con la biomasa aérea del bosque	47
11. Área estimada para las diferentes clases de bosque y vegetación dentro del macizo boscoso de la reserva natural privada Tapon Creek.	48

LISTA DE FIGURAS

	Página
1. Ciclo del carbono.....	6
2. Flujos de carbono en ecosistemas forestales.....	7
3. Método directo para la cuantificación de biomasa.....	8
4. Características de longitud y amplitud de las ondas	10
5. Componentes del campo eléctrico (E) y el campo..... magnético (H) de la radiación electromagnética	11
6. Formas de teledetección en función del origen de la..... energía electromagnética	12
7. Comportamiento de la dispersión de la energía..... electromagnética en tres tipos de partículas atmosféricas	14
8. Firmas espectrales típicas de la vegetación, suelo y..... agua en el rango visible e infrarrojo del espectro electromagnético	17
9. Firma espectral típica de la vegetación sana.....	18
10. Mapa del sitio de estudio y puntos de verificación en..... campo	24
11. Distribución de la biomasa aérea y total en las..... parcelas de muestreo dentro del macizo forestal de la reserva natural privada Tapon Creek.	31
12. Distribución de las parcelas de muestreo dentro del..... macizo del bosque de la reserva natural privada Tapon Creek, para las clases de bosque según la cantidad de biomasa	31
13. Mapa del macizo boscoso de la reserva natural..... privada Tapon Creek, Izabal, delimitado según el clasificador Random Forest aplicado a imágenes de Sentinel-2 del 2017	32
14. Mapa de la distribución espacial de los valores NDVI..... promedio del 2017 para el macizo boscoso de la reserva natural privada Tapon Creek.	33
15. Figura 15. Mapa de la distribución espacial de los..... valores NDI45 promedio del 2017 para el macizo boscoso de la reserva natural privada Tapon Creek.	34
16. Mapa de la distribución espacial de los valores..... S2REP promedio del 2017 para el macizo boscoso de la Reserva Natural Privada Tapon Creek.	35
17. Mapa de la distribución espacial de los valores..... IRECI promedio del 2017 para el macizo boscoso de la reserva natural privada Tapon Creek.	36

18. Mapa de la distribución espacial de los valores.....	37
GNDVI promedio del 2017 para el macizo boscoso de la Reserva Natural Privada Tapon Creek.	
19. Mapa de la distribución espacial de los valores EVI.....	38
promedio del 2017 para el macizo boscoso de la reserva natural privada Tapon Creek.	
20. Mapa de la distribución espacial de los valores SR.....	39
promedio del 2017 para el macizo boscoso de la reserva natural privada Tapon Creek.	
21. Gráficas de dispersión y regresión lineal para las.....	42
bandas 7, 8 y 8A en relación a la biomasa aérea del bosque de la reserva natural privada Tapon Creek.	
22. Comparación de la biomasa aérea contenida en.....	42
cada parcela y su respuesta en los 4 índices de vegetación con mayor correlación.	
23. Gráficas de dispersión y regresión lineal para.....	43
índices con mayor correlación con la biomasa aérea del bosque de la reserva natural privada Tapon Creek.	
24. Gráfico de dispersión para los valores del NDVI en.....	43
relación con la biomasa aérea de la reserva natural privada Tapon Creek	
25. Comparación de la firma espectral de las 4 clases.....	44
de bosque según su biomasa aérea.	
26. Mapa de la distribución espacial de la biomasa.....	49
aérea contenida en el macizo boscoso de la reserva natural privada Tapon Creek, Izabal, basado en las variables con mayor correlación con la biomasa aérea.	
27. Comparación de la biomasa aérea contenida en el.....	51
macizo boscoso Tapon Creek, en relación con el promedio reportado para los bosques latifoliados del país, bosques latifoliados secundarios avanzados del país, bosque subtropical seco de Yucatán, bosques secos tropicales de Costa Rica y Bosques primarios tropicales muy húmedos de Costa Rica.	

RESUMEN

El desarrollo de la tecnología de sensores remotos, y especialmente en lo referente a la toma, procesamiento y uso de las imágenes de satélite, permite hacer estudios cada vez más detallados y específicos sobre las características y modificaciones que se producen en los bosques húmedos tropicales y, por lo tanto, permiten el control y medición en el tiempo y el espacio de los procesos de deforestación. Dentro de las ventajas del uso de la teledetección y de los datos vinculados a sensores remotos es que incluyen la recopilación repetida de datos, imágenes multiespectrales y multitemporales, vista sinóptica, procesamiento digital rápido de grandes cantidades de datos y compatibilidad con sistemas de información geográfica (SIG). Diversos autores muestran que existen diversos métodos para estimar y mapear la distribución de la biomasa forestal a partir de datos obtenidos de sensores remotos. El presente trabajo se enfocó en realizar el estudio de la biomasa aérea, mediante el uso de imágenes Sentinel-2, del bosque de la Reserva Natural Privada Tapon Creek, la cual se encuentra ubicada dentro del Área de uso múltiple de la reserva natural del Río Sarstún; en el municipio de Livingston, Izabal, Guatemala. Según el sistema de clasificación de Holdridge se define como bosque muy húmedo sub-tropical cálido.

Esta investigación tiene como hipótesis que las características espectrales Sentinel-2 relacionadas con variables dasométricas obtenidas de inventarios forestales permiten estimar el contenido de biomasa aérea. El objetivo principal de esta investigación fue estimar la cantidad de biomasa aérea del macizo boscoso de la reserva natural privada Tapon Creek, mediante el uso de sus propiedades espectrales Sentinel 2; así como evaluar las correlaciones de los índices de vegetación, y demás características espectrales, con los datos de biomasa aérea obtenidas en campo para determinar el modelo matemático que mejor se ajusta a los datos, para su posterior utilización en la clasificación supervisada de esta, mediante el uso del algoritmo clasificador Random Forest, y así generar un mapa de la clasificación de la cobertura terrestre, y distribución espacial de los contenidos de biomasa aérea.

Los resultados de este trabajo mostraron que las bandas más correlacionados con la biomasa aérea del macizo boscoso de la reserva natural privada Tapon Creek fueron las bandas B7, B8 y B8A, con coeficientes r de 0.417, 0.463 y 0.337 respectivamente. Así mismo, se demostró que los índices de vegetación con más correlación con la biomasa aérea del lugar fueron el NDI45, SR, NDVI y GNDVI, con coeficientes r de 0.772, 0.748, 0.711 y 0.658 respectivamente. Así mismo, al usar dichas variables algoritmo de clasificación Random Forest, se logró predecir la distribución espacial de la biomasa aérea de dicho bosque con una precisión del 91.405% y un valor kappa de 0.879. Lo cual a su vez permitió, mediante un mapa, establecer una primera aproximación del patrón de distribución de la biomasa aérea de la zona a una resolución espacial de 10 metros. Derivado de

esta clasificación, se determinó que las 4 clases de bosque evaluadas en este trabajo, definidas por los rangos de biomasa aérea 50-150 ton/ha, 150-250 ton/ha, 250-300 ton/a y >300 ton/ha; abarcan el 85.262% del área total de estudio. Por último, al realizar el cálculo de la biomasa aérea contenida en el bosque, se obtuvo un valor promedio de 177.478 ton/a y 111.435 tonC/ha, los cuales son mucho mayores que el promedio nacional para los bosques latifoliados, dando como resultado un total de 514,506 toneladas de biomasa aérea y 257,253 toneladas de carbono almacenado dentro de este macizo boscoso.

I. Introducción

Los bosques están ampliamente distribuidos en la Tierra y son importantes recursos naturales para la supervivencia humana y la estabilidad de los ecosistemas. El manejo sostenible de los recursos naturales, en especial de los recursos forestales, requiere de información precisa sobre su extensión, distribución espacial y estado sucesional, con el fin de poder generar estrategias y planes, que favorezcan una gestión mucho más estratégica, eficiente y eficaz. Dentro de los aspectos más relevantes y necesarios para evaluar los recursos forestales está la masa forestal, el diámetro, la altura promedio y la biomasa; siendo esta el principal objeto de estudio para esta investigación.

De igual manera, los bosques naturales son de gran importancia para comprender las dinámicas ecológicas del planeta; en este sentido, se considera que la biomasa forestal es un importante reservorio de carbono (C) y juega un papel fundamental en la regulación del ciclo natural del mismo y en la mitigación del cambio climático (Andrade-Castañeda, Arteaga-Céspedes, y Segura-Madrigal, 2017; Hall, Skakun, Arsenault, y Case, 2006; Main-knorn *et al.*, 2013; Timothy, Onesimo, Cletah, y Adelabu, 2016).

Para Rodríguez, Wheeler, Louis, Tansey, y Balzter, (2017) la mayor cantidad de carbono que se almacena en los árboles se acumula en su biomasa aérea a través del proceso de la fotosíntesis y es de vital importancia el monitoreo de la biomasa aérea de los bosques para comprender el ciclo del carbono y reducir las emisiones de (CO₂); según Brown (1997) la biomasa de los bosques proporciona estimaciones de las reservas de carbono en la vegetación forestal ya que aproximadamente el 50% de la misma es carbono; a ello, Álvarez (2008) asegura que la biomasa forestal proporciona estimaciones de la cantidad de dióxido de carbono (CO₂) que se puede liberar a la atmósfera debido a alguna perturbación que se presente en un bosque.

Según Houghton, Lawrence, Hackler, y Brown (2001) la biomasa forestal puede ser cuantificada en campo con bajas incertidumbres, ya sea por el método de cosecha directa del árbol o por la instalación de parcelas de muestreo, donde la biomasa del árbol es estimada por medio de la relación de ecuaciones alométricas y mediciones de los atributos del árbol. Sin embargo, Phua y Saito (2003) señalan que el muestreo en campo de la biomasa puede ser altamente costoso, demandante de tiempo y puede presentar dificultades según las condiciones del terreno, en particular en áreas grandes y especialmente en regiones tropicales húmedas. Por lo tanto, en concordancia con Lumbres y Lee (2014) quienes indican que la combinación de inventarios forestales con datos de sensores remotos proporciona una mayor confianza en las estimaciones de la biomasa y por lo tanto es necesario mejorar y definir esquemas de análisis que ayuden a traer certeza, fiabilidad y facilidad para realizar análisis de Carbono forestal.

En este contexto, Foody *et al.* (2001) muestran que existen diversos métodos para estimar y mapear la distribución de la biomasa forestal a partir de datos obtenidos de sensores remotos;

asegura que los índices de vegetación son ampliamente utilizados y pueden ser aplicados a las imágenes de satélite, al igual que Cortés, Hernández, Valencia, y Corvalán (2014) quienes afirman que la información proporcionada por sensores remotos permite utilizar la reflectancia e índices de vegetación y relacionarla con la biomasa aérea, además de que algunas las imágenes de sensores remotos son distribuidas gratuitamente y/o a bajo costo.

El desarrollo de la tecnología de sensores remotos, y especialmente en lo referente a la toma, procesamiento y uso de las imágenes de satélite, permite hacer estudios cada vez más detallados y específicos sobre las características y modificaciones que se producen en los bosques húmedos tropicales y, por lo tanto, permiten el control y medición en el tiempo y el espacio de los procesos de deforestación (Tuomistio, 1998). Dentro de las ventajas del uso de la teledetección y de los datos vinculados a sensores remotos es que incluyen la recopilación repetida de datos, imágenes multiespectrales y multitemporales, vista sinóptica, procesamiento digital rápido de grandes cantidades de datos y compatibilidad con sistemas de información geográfica (SIG). Las técnicas modernas de teledetección, como la fusión de datos provenientes de diferentes sensores, el aumento de la resolución espacial y espectral, y la integración de SIG hacen que los datos de teledetección sean la fuente principal para muchas aplicaciones, como la clasificación del uso del suelo o cobertura del suelo, detección de cambios y estimación de parámetros ecológicos y ambientales de rodales forestales.

El presente trabajo se enfocó en realizar el estudio de la biomasa aérea del bosque de la Reserva Natural Privada Tapon Creek, en el Municipio de Livingston, Izabal. Tapon Creek es una reserva natural privada, ubicada dentro del Área de uso múltiple de la reserva natural del Río Sarstún; en el municipio de Livingston, Izabal, Guatemala. Esta cuenta con un área de 875.05 ha y su rango altitudinal va de 0 a 50 msnm. La zona se caracteriza por tener una media de temperatura de 26.6°C, una precipitación promedio de 3,536.5 mm y una humedad relativa de 81%. Según el sistema de clasificación de Holdridge se define como bosque muy húmedo sub-tropical cálido (FUNDAECO, 2005). La vegetación de la zona está caracterizada como selva; según FUNDAECO (2005) en el área se encuentran más de 130 especies de árboles, provenientes de 52 familias, siendo las familias Aracaceae y Leguminosae las que más aportan a este total con 10 especies cada una.

Para este estudio, se planteó la hipótesis que las características espectrales Sentinel-2 relacionadas con variables dasométricas obtenidas de inventarios forestales permiten estimar el contenido de biomasa aérea, así como mapear su distribución espacial en el macizo boscoso de la reserva natural privada Tapon Creek. Tomando en cuenta la hipótesis planteada, el objetivo principal de esta investigación es estimar la cantidad de biomasa aérea del macizo boscoso de la reserva natural privada Tapon Creek, mediante el uso de sus propiedades espectrales Sentinel 2; así como evaluar las correlaciones de los índices de vegetación, y demás características espectrales, con los datos de biomasa aérea obtenidas en campo, para su posterior utilización en la clasificación

supervisada de esta y así generar un mapa de la clasificación de la cobertura terrestre y distribución espacial de los contenidos de biomasa aérea.

Con esto se espera poder establecer una herramienta de análisis y monitoreo forestal que sea rentable y facilite el análisis de la biomasa de los bosques de Guatemala, ya que el poseer un modelo de clasificación de este tipo permitirá a las entidades vinculadas con la gestión forestal, lograr un mejor planeamiento del recurso humano y técnico, lo que derivará en una mayor eficiencia en la gestión sostenible de las aéreas forestales. Por otra parte, el procedimiento y resultados obtenidos de esta investigación podría sentar las bases para un método de rectificación para mapas de cobertura forestal y cálculo de carbono secuestrado para los bosques de Guatemala.

II. OBJETIVOS

A. OBJETIVO GENERAL

Estimar la cantidad de biomasa aérea contenida en el macizo boscoso de la reserva natural privada Tapon Creek en Livingston, Izabal, Guatemala, mediante el uso de sus propiedades espectrales Sentinel 2.

B. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Procesar imágenes Sentinel-2 y calcular los índices de vegetación de los bosques naturales de la reserva natural privada Tapon Creek.
- Analizar la relación de los índices de vegetación, y demás características espectrales, con los datos de biomasa aérea obtenidas en campo para determinar que variables están más correlacionadas a la distribución espacial y cantidad de biomasa aérea en el macizo boscoso de la reserva natural privada Tapon Creek en Livingston, Izabal, Guatemala
- Generar un mapa de la clasificación de la cobertura terrestre y distribución espacial de los contenidos de biomasa aérea contenida en el bosque de la reserva natural privada Tapon Creek basada en imágenes de Sentinel-2.

III. JUSTIFICACIÓN

Actualmente existe una gran presión sobre los recursos naturales globales, siendo los bosques uno de los más afectados. El crecimiento demográfico, el avance de la frontera agrícola y la creciente demanda por madera a nivel global son algunas de las principales amenazas que enfrentan los bosques en la actualidad. Esta problemática trae consigo la necesidad de monitorear activamente dicho recurso de una manera eficaz y a gran escala.

El presente proyecto busca desarrollar una herramienta de análisis y monitoreo forestal que sea rentable y facilite el análisis de los bosques de Guatemala y permita mejorar las acciones de gestión sostenible del bosque.

Así mismo, esta herramienta podría ser utilizada para realizar análisis rápidos de zonas de vida o asociaciones forestales dentro de estas, al mismo tiempo que representa una herramienta eficaz para la rápida evaluación de procesos para manejos forestales. Todo esto a su vez tendría implicaciones económicas, al ofrecer estimaciones mucho más precisas a las actuales, lo que permite generar modelos económicos basados en el carbono mucho más adaptados al entorno actual.

En cuanto al valor teórico del proyecto, el procedimiento y resultados obtenidos de esta investigación podría sentar las bases para un método de rectificación para mapas de cobertura forestal y cálculo de carbono secuestrado, por mencionar algunos, puesto que la información sería más confiable y certera para su uso en otros campos.

IV. MARCO TEÓRICO

A. LOS BOSQUES Y EL CAMBIO CLIMÁTICO

La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), en la “Evaluación de los recursos forestales mundiales 2015” (FAO, 2016), calcula que actualmente los bosques del planeta cubren un área aproximada de 3,999 millones de hectáreas lo cual corresponde al 30.6% de la superficie terrestre; es bien sabido que los bosques suministran bienes y servicios, contribuyen a la seguridad alimentaria de millones de personas, además de contribuir en funciones ecológicas de sistemas naturales, los cuales a su vez sustentan la conservación del agua, los suelos y la biodiversidad, por lo que poseen un rol sumamente importante en la mitigación del cambio climático global y en todos los procesos esenciales para la vida (FAO, 2014). Según Gibbs, Brown, Niles, y Foley (2007) los bosques son los ecosistemas terrestres que secuestran y almacenan la mayor cantidad de carbono; Así mismo Tan, Lee, Mohamed, y Bhatia (2009), citados por Seo, Phua, Ong, Choi, y Lee (2014) afirman que cerca del 85% del carbono global se encuentra contenido en estos ecosistemas.

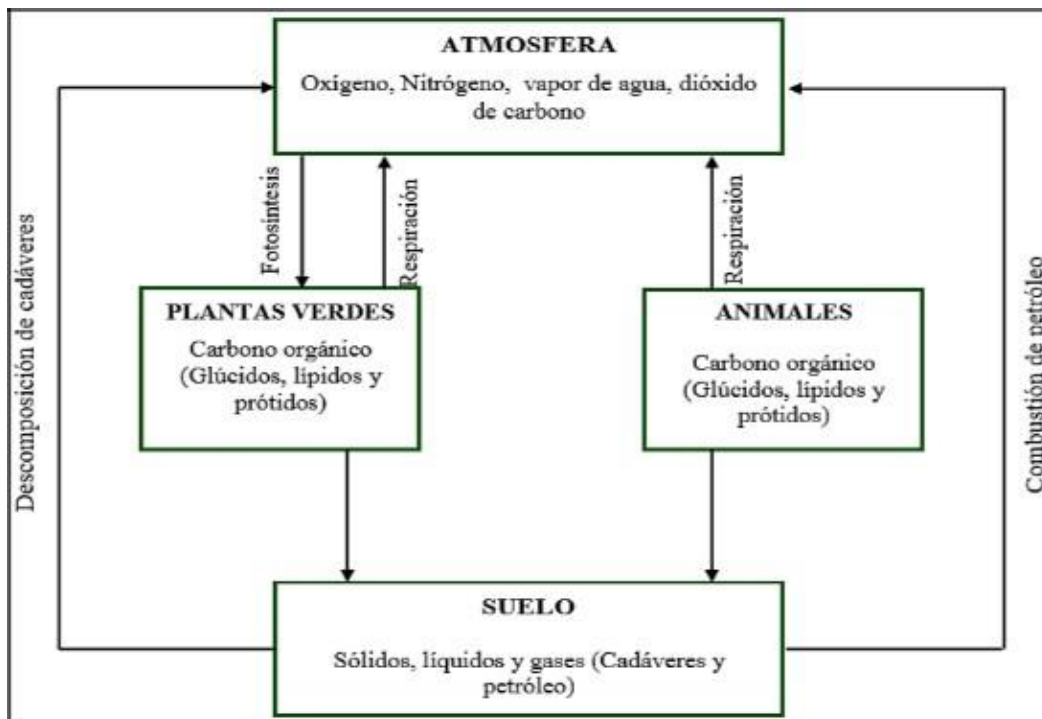


Figura 1. Ciclo del carbono.

(Álvarez, 2008).

Uno de los ciclos biogeoquímicos vinculados con los bosques, es el ciclo del carbono, el cual, como puede verse en la Figura 1, muestra claramente la estrecha relación entre atmósfera, suelo y biodiversidad. Según Lapeyre, Alegre, y Arévalo (2004), el carbono es de vital importancia para los seres vivos, y está presente en su mayor parte como dióxido de carbono (CO_2) en la atmósfera, también presente en los océanos, combustibles fósiles como el carbón y los hidrocarburos; por lo tanto las especies que realizan el proceso de la fotosíntesis se convierten en fijadoras de carbono, ya que utilizan el CO_2 presente en la atmósfera para realizar procesos metabólicos a nivel celular responsables del crecimiento vegetal. Se estima que entre el 45 y 50% del carbono se encuentra contenido en los tejidos vegetales en forma de biomasa (Figuroa, 2007). Muchos autores afirman que el CO_2 metabolizado por medio de la fotosíntesis en ecosistemas forestales proporciona elementos esenciales como la glucosa, que le brindan al árbol toda las estructuras vitales para el desarrollo de ramas, follaje, raíces y tronco; sin embargo también se menciona que los suelos y el mantillo (materia orgánica) también actúan como almacenes de carbono dentro del ecosistema forestal donde se presentan flujos e intercambios de carbono (Gayoso y Guerra, 2005; Ordóñez y Masera, 2001; Rojo-Martínez, Jasso-Mata, y Velásquez-Martínez, 2003).

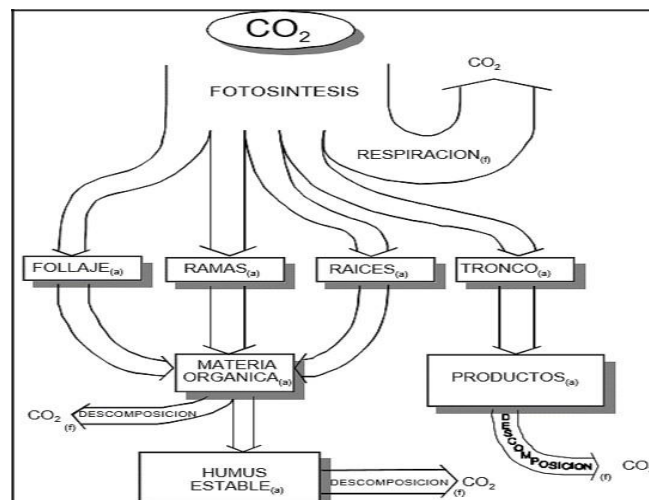


Figura 2. Flujos de carbono en ecosistemas forestales

(Ordóñez y Masera, 2001).

En el contexto forestal, la biomasa puede definirse según FAO (2006) como “toda materia orgánica aérea o subterránea viva o muerta”; asimismo la FAO (2007), menciona que la biomasa aérea corresponde a todos los elementos vivos del árbol sobre el suelo que incluyen el tronco, ramas, corteza, follaje etc. Por otro lado, la biomasa subterránea corresponde a los elementos vivos de las raíces correspondientes a la parte baja del toco. La biomasa es considerada como un indicador para evaluar los cambios en la estructura forestal y atributos funcionales en ecosistemas boscosos que se encuentran en diferentes condiciones ambientales (Brown, Schreder, y Kern, 1999).

En la actualidad el cambio climático es un fenómeno mundial que tiene como consecuencia cambios en los regímenes de lluvias y una tendencia al aumento de las temperaturas (Castañeda *et al.*, 2017). Este fenómeno está influenciado por el aumento de las concentraciones de gases de efecto invernadero (GEI); según Gross, Woodley, Welling, y Watson (2016), la alta concentración de estos gases en la atmósfera provoca el aumento de las temperaturas por el calor del sol, como consecuencia directa acrecientan la temperatura del aire y de los océanos, disminuyen la cantidad de nieve y hielo del planeta que aumentan los niveles del mar; el IPCC (2007) indica el dióxido de carbono (CO₂) es el principal gas de efecto invernadero presente en la atmósfera global, asimismo, muchos autores coinciden en que la deforestación y degradación de los bosques tienen como efecto la emisión de CO₂ y otros GEI a la atmósfera (Houghton, 2005; Lu, Chen, Wang, Liu, y Moran, 2014; Pearson, Brown, Murray, y Sidman, 2017); el IPCC (2013), afirma que las emisiones de CO₂ derivadas por la deforestación y cambios de uso del suelo entre los años 2002 y 2011 a nivel mundial rondan los 0.9 PgC/año.

B. MÉTODOS PARA LA ESTIMACIÓN DE LA BIOMASA Y CARBONO FORESTAL

Según Liu, Gao, Gao, y Wang (2006), la información obtenida sobre la biomasa de un ecosistema es esencial para evaluar el estado del mismo, en este sentido, Shi y Liu (2017), aseguran que es necesario obtener estimaciones precisas sobre la biomasa forestal para aclarar el rol que juegan los bosques en el cambio climático. La biomasa aérea forestal puede ser estimada mediante métodos directos e indirectos (González, 2008); el método directo o destructivo consiste en realizar una medición de las características básicas de los árboles como el diámetro del árbol a la altura del pecho (DAP), la altura total (Ht), diámetro y longitud de la copa, entre otras, para estimar la biomasa se derriba el árbol pesando cada uno de los componentes en secciones (ramas, tronco y follaje). Ver Figura 3.

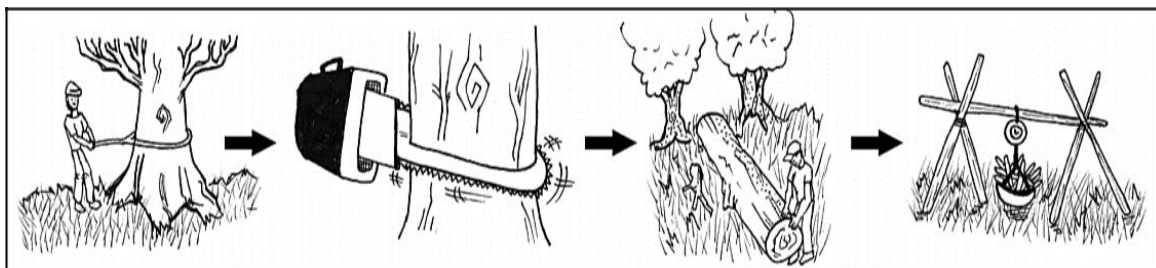


Figura 3. Método directo para la cuantificación de biomasa (Yepes *et al.*, 2011).

Por otro lado, el método indirecto calcula el volumen del árbol mediante fórmulas dasométricas y la biomasa es estimada con la suma de los volúmenes parciales del fuste y las ramas gruesas medidas en campo, aquí se hace necesario tomar muestras de la madera para posteriormente realizar procedimientos en el laboratorio donde se determina su peso en húmedo y en seco, calculando la densidad básica y factores de expansión de la madera; en este procedimiento no es necesario derribar el árbol, para la estimación de la biomasa se calcula según Brown 1997 con la siguiente ecuación general:

$$BA = VC * D * FEB$$

(ec. 1)

Donde:

BA = Biomasa aérea (t/ha).

VC = Volumen comercial (m³).

D = Densidad básica de la madera.

FEB = Factor de expansión de la biomasa.

Otro método indirecto para estimar biomasa es el uso de ecuaciones alométricas; estas ecuaciones son producto de funciones matemáticas donde se utilizan regresiones estadísticas que relacionan las mediciones de las variables del árbol en campo a través de inventarios forestales (Brown, 1997). Mohd Zaki y Abd Latif (2017) señalan que a través de mediciones de los parámetros del árbol como el diámetro a la altura del pecho (DAP) y la altura pueden desarrollarse ecuaciones alométricas para el árbol. Sharma y Chaudhry (2015), exponen que este tipo de ecuaciones para la estimación de la biomasa pueden ser acertadas para una o varias especies dentro de un ecosistema.

Los bosques tropicales almacenan grandes cantidades de carbono en su biomasa (Yepes *et al.*, 2011). Según Mohd Zaki y Abd Latif (2017), la mayor cantidad de carbono está contenido en la biomasa aérea de los árboles; por su parte Brown, (1997) asegura que aproximadamente el 50% de la biomasa forestal es carbono siendo un factor de conversión rápido para la estimación de la misma; la mayoría de estudios de estimación de carbono para los bosques tropicales utilizan un factor de 0.5 ya que se asume que el carbono corresponde a un 50% de la biomasa (Phillips *et al.*, 2011).

C. TELEDETECCIÓN O PERCEPCIÓN REMOTA

El término “Teledetección” comprende un conjunto de técnicas que utilizan la información acerca de las propiedades de la superficie y los objetos a distancia (Bhattarai, 1983). De manera general se define como la adquisición de datos físicos de un objeto sin tener contacto alguno con él. Estas técnicas involucran la obtención de información a partir de la medición de la energía

electromagnética que proviene de los objetos distantes, compuestos por diversos materiales y de esta forma se pueden identificar y clasificar los objetos por clase o tipo, materiales que los componen y su distribución espacial. Esto se realiza analizando la radiación electromagnética en una o más regiones del espectro electromagnético, ya sea ésta reflejada, dispersada o emitida desde la superficie de la Tierra (Campbell *et al.*, 2011).

1. Energía electromagnética

Es la energía relacionada con las variaciones de campos electromagnéticos que viaja en forma de una onda armónica. El concepto de onda explica cómo se propaga la energía electromagnética y sólo puede ser detectada cuando interactúa con alguna materia (Sabins, 1996). Debido a su calidad de onda, puede ser descrita en términos de: a) Longitud de onda, b) Frecuencia y c) Amplitud (figura 4). Longitud de onda (L) es la distancia entre dos puntos en la misma fase de la onda, puede ser medida en cualquier unidad de longitud. b) Frecuencia. Es medida como el número de crestas que pasan por un punto fijo en un periodo de tiempo definido. Las unidades de medición son Hertz, el cual equivale a un ciclo por segundo. c) Amplitud. Es el equivalente a la intensidad de cada pico, generalmente es medida como niveles de energía, expresada como Watts por metro cuadrado por micrómetro.

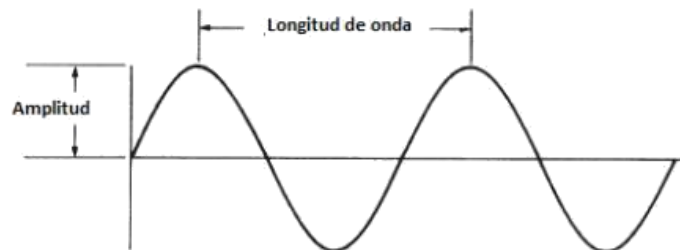


Figura 4. Características de longitud y amplitud de las ondas (Campbell *et al.*, 2011).

La energía electromagnética es generada por diversos mecanismos entre los cuales se incluyen los cambios en los niveles de energía de los electrones, la aceleración de las cargas eléctricas, el decaimiento radiactivo de sustancias y el movimiento térmico de los átomos y las moléculas (Campbell *et al.*, 2011). Las reacciones nucleares dentro del sol producen un espectro de radiación electromagnética, la cual es transmitida a través del espacio sin cambios importantes (Campbell *et al.*, 2011).

La radiación electromagnética consiste en un campo eléctrico (E), que varía en magnitud en una dirección perpendicular a la dirección de propagación. Este campo eléctrico está acoplado a un campo magnético (H) orientado de forma perpendicular al campo eléctrico el cual se propaga en fase con el campo eléctrico (Figura 5).

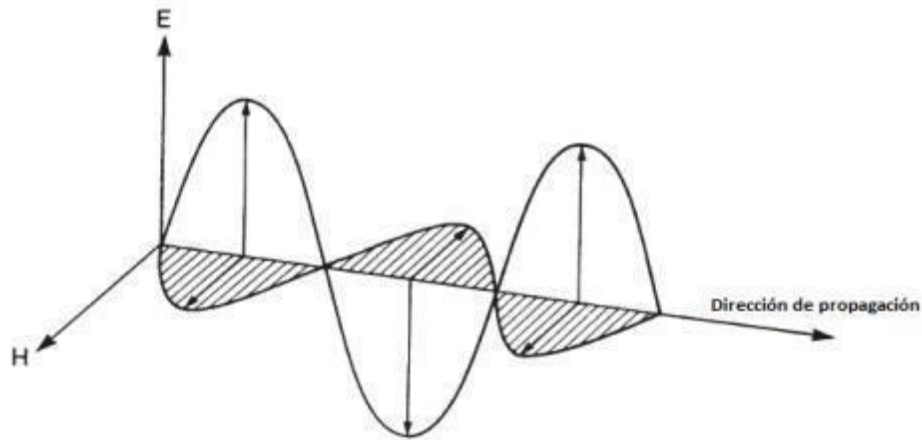


Figura 5. Componentes del campo eléctrico (E) y el campo magnético (H) de la radiación electromagnética

(Campbell *et al.*, 2011).

Todas las ondas electromagnéticas viajan a la misma velocidad en el vacío ($c= 299,972$ km/s), esta es comúnmente mencionada como velocidad de la luz siendo la luz una forma de denominar a la energía electromagnética en la región del espectro electromagnético que corresponde al visible (Sabins, 1996). La frecuencia y la longitud de onda están relacionadas por la ec. 1 y, por lo tanto, las características de la energía electromagnética pueden ser especificadas en términos de la frecuencia o la longitud de onda.

$$c = \lambda \nu$$

(ec. 2)

2. Espectro electromagnético

Es la representación de las ondas electromagnéticas basándose en la frecuencia y la longitud de onda que presentan. Todas las divisiones son establecidas por conveniencia y tradición entre las diferentes disciplinas y se pueden encontrar diferentes definiciones en diversas fuentes de consulta.

Dos categorías importantes del espectro electromagnético son: 1) El espectro óptico que comprende desde $0.3-15 \mu\text{m}$, las cuales son las longitudes de onda que pueden ser reflejadas y refractadas con lentes y espejos y 2). El espectro de reflexión, el cual se extiende desde $0.38-3.0 \mu\text{m}$

que corresponde a la porción del espectro solar utilizado directamente en percepción remota (Campbell *et al.*, 2011).

La porción visible del espectro electromagnético constituye una parte muy pequeña, sus límites están definidos por la sensibilidad visual de los humanos. Las propiedades ópticas de la radiación visible fueron investigadas por Isaac Newton, quien realizó experimentos entre los años de 1665-1666, los cuales revelaron que la luz visible se puede dividir en tres segmentos. Hoy en día estos segmentos son conocidos en función de los colores primarios aditivos, que se encuentran contenidos en las siguientes categorías: azul (0.4- 0.5 μm), verde (0.5-0.6 μm) y rojo (0.6-0.7 μm).

3. Elementos físicos de un proceso de teledetección

El proceso de obtención de una imagen de la superficie terrestre, involucra la interacción entre la radiación electromagnética incidente y los objetos en superficie. Es así, que se presentan los tres principales elementos de cualquier sistema de teledetección: sensor (a bordo de una plataforma satelital), objeto observado (parte de la superficie terrestre) y flujo energético (Sol u otra fuente de iluminación) que permite poner a ambos en relación. En el caso del sensor, ese flujo procede del objeto por reflexión de la luz solar. Podría también tratarse de un tipo de energía emitida por el propio objeto, o incluso por el sensor. Estas son, precisamente, las tres formas de adquirir información a partir de un sensor remoto: por reflexión, por emisión y por emisión – reflexión (Figura 6), (Chuvieco, 1995).

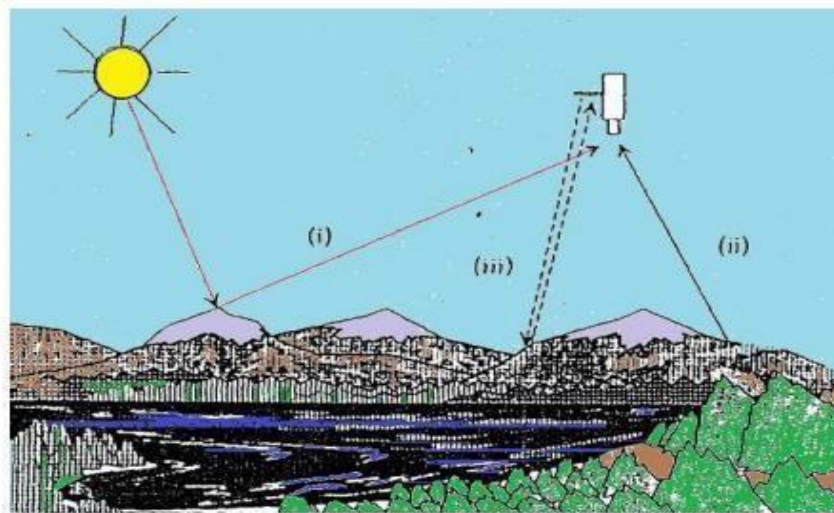


Figura 6. Formas de teledetección en función del origen de la energía electromagnética.

En la Figura 6, el sector (i) es la forma más importante de teledetección, pues se deriva directamente de la luz solar, principal fuente de energía del planeta. El sol ilumina la superficie terrestre, y refleja esta energía en función del tipo de cubierta presente sobre ella. Este flujo reflejado se recoge por el sensor, que lo transmite posteriormente a la estación receptora. Entre superficie y

sensor se interpone la atmósfera, que dispersa y absorbe parte de la señal original. De igual forma, la observación remota puede basarse también, en la energía emitida por las propias cubiertas (ii), o en la que podríamos enviar desde un sensor que fuera capaz, tanto de generar su propio flujo energético, como de recoger posteriormente su reflexión sobre la superficie terrestre (iii). En cualquiera de estos casos, el flujo energético entre la cubierta terrestre y el sensor constituye una forma de radiación electromagnética (Chuvieco, 1995).

4. Interacción de la radiación electromagnética con la atmósfera

Toda la radiación usada en los sensores remotos debe pasar a través de la atmósfera de la Tierra y bajo estas condiciones los efectos atmosféricos pueden tener un impacto en la calidad de las imágenes y los datos registrados por el sensor. Es por ello que se requiere del conocimiento de la interacción de la energía electromagnética con la atmósfera (Campbell *et al.*, 2011).

Hasta este punto, se ha considerado la interacción de la radiación electromagnética con las diversas coberturas terrestres prácticamente como si este proceso se desarrollará en el vacío. Obviamente, esta suposición es falsa, puesto que entre el sensor y la superficie terrestre se interpone la atmósfera, que interfiere de formas diversas con el flujo radiante (Chuvieco, 1995). La atmósfera de la Tierra no se encuentra en equilibrio termodinámico debido a que la temperatura, y por tanto el campo de radiación, varía de unos puntos a otros. De este modo, una parcela de aire intercambia energía con sus alrededores a temperaturas distintas. (Lenoble, 1993).

La atmósfera se compone de gases; CO₂, O₂, ozono, N₂, Ar, vapor de agua y aerosoles. Entre estos componentes, el anhídrido carbónico, ozono y vapor de agua son los principales responsables de la interacción con la energía electromagnética.

- Ozono (O₃), es responsable de la eliminación de la energía ultravioleta.
- Vapor de agua, absorbe en torno a 6 μm y otras menores entre 0.6 y 2 μm.
- Anhídrido carbónico (CO₂), absorbe en el infrarrojo térmico 15 μm, con importantes efectos en el infrarrojo medio, entre 2.5 y 4.5 μm.

Su efecto es triple: (i) absorción de la energía en determinadas bandas del espectro, lo que limita la observación espacial a aquellas bandas en donde esta absorción es menos intensa o nula; (ii) dispersión, de determinados flujos, en función de su longitud de onda, y (iii) emisión, como todo cuerpo caliente, que tiene su mayor importancia en el infrarrojo térmico. Estos procesos introducen modificaciones en la radiación originalmente propagada entre la cubierta y el sensor (Chuvieco, 1995).

La dispersión es la redirección de la energía electromagnética debido a las partículas suspendidas en la atmósfera o por moléculas de gases atmosféricos. La cantidad de esta dependerá

de los tamaños de las partículas, su abundancia, la longitud de onda de la radiación y de la profundidad de la atmósfera a través de la cual la energía se está desplazando.

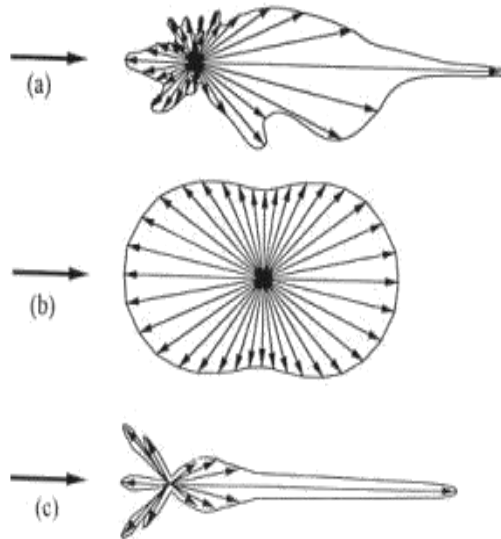


Figura 7. Comportamiento de la dispersión de la energía electromagnética en tres tipos de partículas atmosféricas. a) Partículas de polvo y humo de forma irregular. b) Moléculas simétricas. c) Gotas grandes de agua

(Campbell *et al.*, 2011).

a. Absorción

La absorción se define como la transformación energética sufrida por la radiación cuando atraviesa un medio. Como resultado de la misma hay una alteración neta de los niveles energéticos de las moléculas (Sobrinó *et al.*, 2000). La atmósfera se comporta como un filtro selectivo a distintas longitudes de onda, de tal forma que en algunas bandas del espectro elimina prácticamente cualquier posibilidad de observación remota (Chuvienco, 1995). Los principales causantes de la absorción son: - Oxígeno atómico, es el responsable de filtrar la radiación ultravioleta por debajo de $0.1 \mu\text{m}$, así como pequeños sectores en el infrarrojo térmico y las microondas.

Como consecuencia de esta absorción, la observación espacial se reduce a determinadas bandas del espectro, conocidas como ventanas atmosféricas, donde la transmisividad de la atmósfera es suficientemente alta. Estas ventanas atmosféricas son idóneas para realizar procesos de teledetección, por lo que el diseño de los sensores espaciales tiende a ajustarse a estas bandas, evitando interferencias extrañas al fenómeno que pretende observarse (Chuvienco, 1995).

b. Dispersión

La dispersión de la radiación electromagnética es causada por la interacción entre la atmósfera con los gases y partículas atmosféricas en suspensión. La reflexión consiguiente a ese choque supone un aporte adicional a la reflectancia proveniente de la superficie terrestre (luz atmosférica). Es decir, se reduce la reflectancia directa, aumentando la difusa. Puesto que las partículas atmosféricas son muy variables en el tiempo y en el espacio, resulta muy complejo cuantificar su influencia final en la imagen adquirida por el sensor. Por tanto, convendrá tener en cuenta este factor, especialmente cuando se pretenda convertir los valores digitales de la imagen a valores de reflectancia y se aborden estudios multitemporales (Chuvieco, 1995). A continuación, se detallan los principales tipos de dispersión.

Dispersión de Rayleigh, afecta a las longitudes de onda más cortas. Es la de mayor influencia en teledetección, causante, por ejemplo, del color azul del cielo. También se denomina dispersión molecular y es causada por las moléculas de nitrógeno y oxígeno presentes en la atmósfera terrestre. La dispersión molecular es estudiada a través de los denominados coeficientes de dispersión, los cuales miden la atenuación de la intensidad de la radiación para un haz incidente (Slater, 1980).

Dispersión de Mie, también es dependiente de la longitud de onda, se presenta especialmente cuando hay choque con aerosol y polvo atmosférico. Se habla de dispersión Mie cuando existen partículas con un diámetro similar a la longitud de onda. La dispersión de Mie depende del tipo de aerosol y de la distribución del tamaño de las partículas (Lira *et al.*, 1983). Dispersión no-selectiva, se habla cuando existen partículas de gran tamaño. Este tipo de dispersión afecta por igual a las diferentes longitudes de onda. En consecuencia, las nubes o nieblas tienden a aparecer blancas ya que dispersan por igual toda la luz visible (Lira *et al.*, 1983).

Los procesos de dispersión son muy complejos y difíciles de cuantificar en la imagen resultante. Normalmente no se dispone de datos coetáneos a la adquisición de esta, por lo que la corrección atmosférica se basa en relaciones entre elementos de la propia imagen. Esta estimación puede ser imprecisa en algunos casos, y dificultar en última instancia, el uso de las imágenes adquiridas por sensores espaciales como medida cuantitativa de parámetros biofísicos (Chuvieco, 1995).

5. Corrección atmosférica

Los sensores satelitales capturan la información de la cobertura de la tierra obtenida a partir de la intensidad de radiación electromagnética, misma que proviene de la luz del Sol reflejada sobre la superficie terrestre, sumada a la energía dispersada y reflejada por la atmósfera, conocida como radiancia (Aguilar *et al.*, 2014). Esta información de intensidad es transformada a través de una

ecuación lineal y almacenada en una representación discreta de números digitales (ND) que tienen una escala artificial, definida según las características de almacenamiento de cada sensor específico, por ejemplo: 8bits, 12bits y 16 bits (Kruse, 2004).

Dado que la escala de los ND depende completamente del sensor y que la radiancia percibida por el sensor depende de la luz solar al momento de la captura de la imagen, no se pueden comparar firmas espectrales en ND de imágenes de sensores distintos o inclusive del mismo sensor si fueron capturadas en momentos diferentes, por lo que es necesario convertir los datos de la escala de ND a una escala espectral normalizada (Edwards, 1998). Por tanto, la corrección atmosférica busca recuperar la radiancia intrínseca del objeto de estudio, obtenida de la señal recibida por el sensor. Para ello se requiere: 1) convertir los ND de cada banda a valores de radiancia, 2) la radiancia se transforma a valores de reflectividad TOA (*Top of Atmosphere*) y 3) a partir de estos se obtienen los valores TOA a BOA (*bottom of atmosphere*) mediante el uso del algoritmo de corrección seleccionado (Kruse, 2004).

6. Firmas espectrales

Un concepto importante para entender qué es una firma espectral es la reflectancia espectral, esta es el cociente entre la energía reflejada sobre la energía incidente como función de la longitud de onda (ec. 3).

$$\rho(\lambda) = [E_r(\lambda) / E_i(\lambda)] \times 100.$$

(ec. 3)

Donde:

$\rho(\lambda)$ Es la reflectancia espectral en una longitud de onda particular.

$E_r(\lambda)$ Es la energía en la longitud de onda reflejada desde el objeto.

$E_i(\lambda)$ Es la energía de la longitud de onda incidente sobre el objeto.

La reflectancia espectral tiene diferentes valores en diferentes longitudes de onda para un elemento dado del terreno. Cada material posee características espectrales, con las cuales se pueden categorizar e identificar, esto se debe a que los átomos y las moléculas absorben energía en función de sus estructuras atómicas y por lo tanto, cada material tendrá una firma espectral única.

El término firma espectral se define como el patrón de respuesta espectral, de distintos materiales de la superficie de la tierra a la radiación solar incidente en función de la longitud de onda λ el cual es característico de un elemento del terreno. En la Figura 8, se muestra las gráficas de las firmas espectrales del agua, vegetación sana, vegetación estresada y suelo.

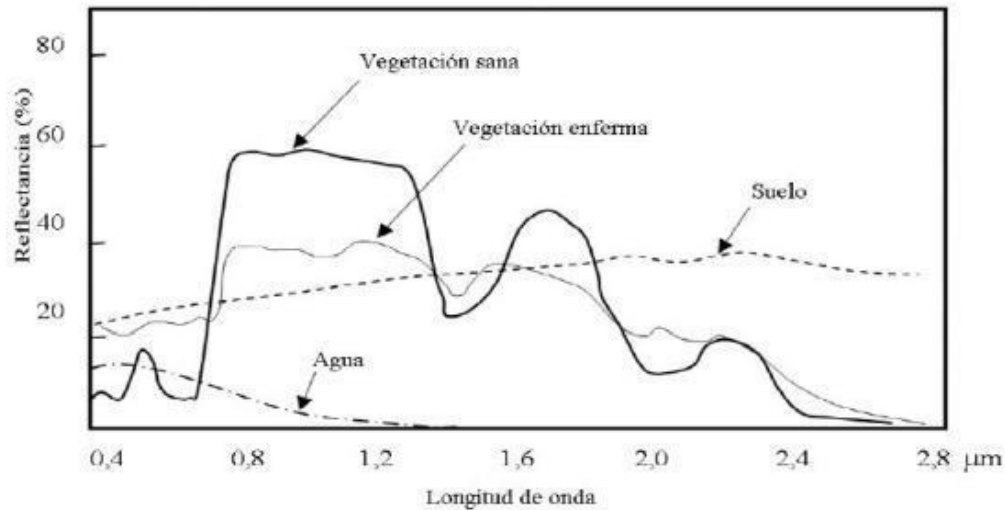


Figura 8. Firmas espectrales típicas de la vegetación, suelo y agua en el rango visible e infrarrojo del espectro electromagnético

(Campbell *et al.*, 2011).

7. Reflectancia de las superficies terrestres

Todos los tipos de cobertura terrestre (tipos de roca, cuerpos de agua, tipos de vegetación, cascos urbanos, etc.), absorben una parte de la radiación electromagnética, dándole una firma distinguible de otra a lo largo del espectro. Se puede analizar los datos de las imágenes provenientes de sensores remotos y crear hipótesis bastante precisas acerca de una cobertura gracias a su firma espectral (Slater, 1980).

8. Factores que determinan la respuesta espectral típica de la vegetación

En la Figura 7 se muestra la curva de reflectancia típica de la vegetación sana, indicando las regiones espectrales más significativas de ella y la causa predominante de la forma de dicha curva para distintas longitudes de onda. Presentan un máximo hacia $0,5 \mu\text{m}$, un mínimo hacia $0,6 \mu\text{m}$, un aumento brusco hacia $0,7 \mu\text{m}$ que se mantiene constante hasta los $1,3 \mu\text{m}$ seguido por un nuevo mínimo a $1,4 \mu\text{m}$.

Como se indica en la Figura 7, de forma general, en las longitudes de onda visibles los pigmentos son los responsables de la respuesta espectral de las hojas: la clorofila es particularmente importante. En la región del infrarrojo próximo, la reflectividad crece notablemente a causa de la escasa absorción de las plantas en esas longitudes de onda. En la región del infrarrojo medio, el agua contenida en la hoja es la responsable de la baja reflectividad que presenta, ya que el agua tiene un máximo de absorción en dicha región espectral. Los valores de reflectividad varían de una

especie a otra y además dependen del estado hídrico de la planta. La forma que se muestra en la Figura 9, representa a cualquier especie vegetal sana (Gandía *et al.*, 1991).

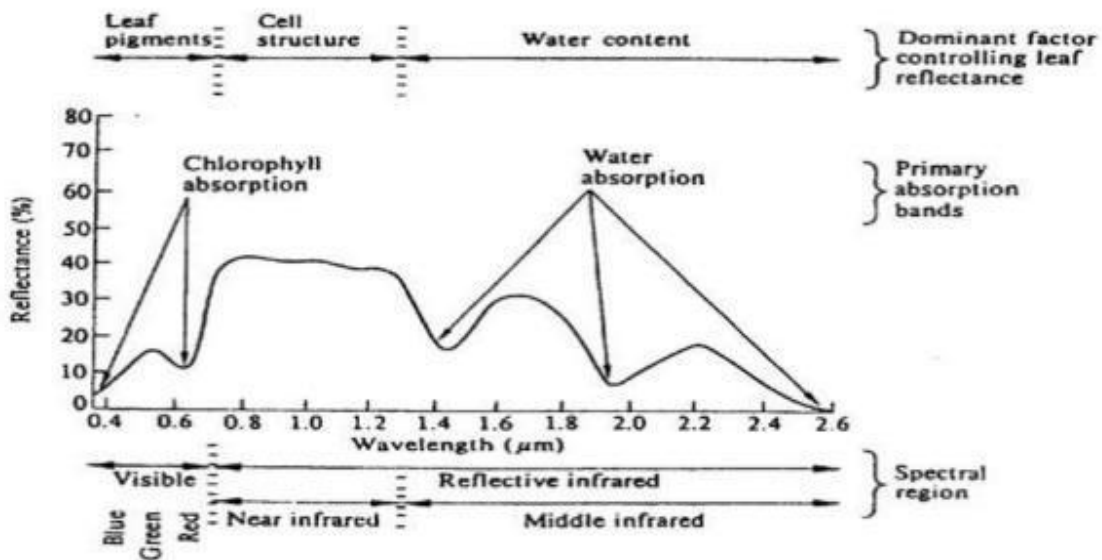


Figura 9. Firma espectral típica de la vegetación sana.

(Gandía *et al.*, 1991).

Se observa que la reflectividad es muy baja en las zonas del espectro visible correspondiente al azul y al rojo. Esta baja reflectividad está relacionada con la clorofila contenida en la planta, ya que ambos mínimos coinciden con los máximos de absorción que en estos intervalos tiene la clorofila. La absorción relativamente baja entre los dos máximos de absorción de la clorofila, determina un pico en la reflectividad de la planta en la región del espectro visible correspondiente a las longitudes de onda del verde, y es la causante de que la vegetación sana aparezca verde a nuestros ojos. Cuando una planta está sometida a cualquier tipo de tensión, hídrica o de otro tipo, disminuye la producción de clorofila y la planta absorbe menos energía en las regiones típicas de absorción por clorofila, aumentando la energía reflejada especialmente en la región del rojo, lo que les proporciona la apariencia amarillenta o clorótica (Gandía *et al.*, 1991).

D. ESTIMACIÓN DE LA BIOMASA FORESTAL BASADA EN TELEDETECCIÓN

Los datos de sensores remotos se ha convertido en una fuente primaria para la estimación de la biomasa aérea, las técnicas tradicionales para su estimación presentan dificultades cuando se requiere mostrar su distribución a grandes escalas; los datos colectados por sensores remotos presentan una ventaja con respecto a los métodos tradicionales ya que permiten el procesamiento

rápido de grandes volúmenes de datos, su correlación entre bandas espectrales y mediciones en la vegetación lo que la convierten en un método primordial para la estimación de biomasa aérea en grandes áreas (Lu, 2006).

Las imágenes Sentinel-2 se han aplicado en varios estudios sobre la vegetación, centrándose en la clasificación (Laurin *et al.*, 2016; Liu *et al.*, 2018; Tesfamichael *et al.*, 2018), los parámetros de vegetación en los campos agrícolas (Battude *et al.*, 2016; Su *et al.*, 2018; Sanches *et al.*, 2018), pastizales (Sibanda *et al.*, 2015; Sakowska *et al.*, 2016; Ali *et al.*, 2017) y los bosques (Hawrylo y Wezyk, 2018; Mura *et al.*, 2018), así como en estudios relacionados desastres naturales y plagas (Plank, 2014; Chemura *et al.*, 2017; Mallinis *et al.*, 2018).

Las técnicas de estimación de la biomasa aérea de los bosques mediante datos de teledetección se basan en proceso de cartografía predictiva para una estimación del valor en un lugar sin observación directa. Depende de los valores de los puntos de los lugares cercanos donde se hicieron las observaciones, y/o de los valores de otros factores en los lugares, a través de diversos métodos. Esos métodos pueden dividirse en dos categorías: algoritmos paramétricos y no paramétricos (Lu, 2006; Fassnacht, 2014). La primera se refiere a los métodos de regresión estadística, como los modelos de regresión escalonada (SWR) y la regresión ponderada geográficamente (GWR), mediante los cuales la relación entre la variable dependiente (biomasa aérea) y las variables independientes es fácil de calcular (Liu *et al.*, 2017). Sin embargo, no existe una relación lineal global simple como el modelo de SWR, entre los datos de teledetección y la biomasa aérea forestal, porque se ve afectada por muchos factores. Las técnicas no paramétricas, incluidos los métodos de "Machine Learning" (ML) como el "k-Nearest Neighbor" (KNN), red neuronal artificial (RNA), y "Random Forest" (RF), tienen una mejor capacidad para identificar relaciones complejas entre las variables independientes y la biomasa aérea del bosque (Liu *et al.*, 2017; Gao *et al.*, 2108).

La teledetección basada en índices de vegetación se ha utilizado ampliamente para estimar la biomasa aérea. El índice de vegetación se ve potenciado por la fuerte reflectancia del infrarrojo cercano (NIR) debido a la dispersión interna de las hojas y a la alta absorción de clorofila por la región roja de la longitud de onda. Uno de los índices de vegetación utilizados para estimar la biomasa es el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) (Tucker *et al.*, 1985; Gasparri *et al.*, 2010; Wani *et al.*, 2015; Huang *et al.*, 2016). Sin embargo, hay ciertos problemas asociados con el uso del NDVI. Uno de ellos es que el NDVI tiene un problema de saturación, especialmente en el caso de la vegetación densa, que tiende a tener un alto nivel de biomasa (Huete *et al.*, 1997; Mutanga y Skidmore, 2004). La utilización de los índices de vegetación basados en las longitudes de onda situadas en el borde rojo es entonces un método que se propone para superar ese problema (Mutanga y Skidmore, 2004).

E. ÍNDICES DE VEGETACIÓN (VI)

En el campo de la teledetección se han desarrollado diferentes índices de vegetación para evaluar las características de cubiertas vegetales a través de mediciones espectrales (Bannarri *et al.*, 1995). Según Chen y Wang (2008) la reflectancia espectral se utiliza para comprender la naturaleza de las características de la vegetación. Según lo expuesto por Viña, Gitelson, Nguy-Robertson y Peng (2011) un VI es una operación matemática entre bandas espectrales en las regiones del visible e infrarrojo.

Chuvieco (2010) afirma que el discriminar cubiertas a través de cocientes ayuda a entender el comportamiento radiométrico de la vegetación, donde al relacionar las bandas del rojo (0.6 a 0.7 μm) y el infrarrojo cercano (0.7 a 1.1 μm) se obtiene un alto contraste, lo que permite separar la vegetación sana de otro tipo de coberturas.

1. Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI)

Es un índice de vegetación el cual es utilizado frecuentemente por investigadores en el campo medioambiental por la facilidad en su interpretación es muy utilizado para el seguimiento y la dinámica de la vegetación terrestre global (Chuvieco, 2010). Silleos *et al.* (2006) lo describe como un índice que separa la vegetación de otros tipos de coberturas y es calculado a partir de la relación entre la banda del infrarrojo cercano (NIR) y banda del rojo (Red), que presenta una escala de medición entre 1 y -1, donde valores cercanos a cero (0) se entienden como superficies no vegetadas y valores negativos a superficies sin ningún tipo de vegetación, además de que minimiza los errores causados por la topografía, sus valores indican el estado y la abundancia de la vegetación. Pudiéndose realizar comparaciones en diferentes épocas para determinar las dinámicas de la vegetación en un ecosistema.

2. Índice de Vegetación Mejorado (EVI)

El EVI es similar al Índice de Diferencia Normalizada de la Vegetación (NDVI) y puede utilizarse para cuantificar el verdor de la vegetación. Sin embargo, según Roldán y Poveda (2006), el EVI corrige algunas condiciones atmosféricas y el ruido de fondo del dosel y es más sensible en las zonas con vegetación densa. Incorpora un valor "L" para ajustar el fondo de la cubierta, valores "C" como coeficientes de resistencia atmosférica y valores de la banda azul (B). Estas mejoras permiten calcular el índice como una relación entre los valores R y NIR, reduciendo al mismo tiempo el ruido de fondo, el ruido atmosférico y la saturación en la mayoría de los casos (Silleos *et al.* 2006).

3. Índice de Proporción Simple (SR)

Este es el VI más simple, que es una relación entre la reflectancia registrada en las bandas de Infrarrojo Cercano (NIR) y Rojo. Esta es una forma rápida de distinguir las hojas verdes de otros

objetos en la escena y estimar la biomasa relativa presente en la imagen. Además, este valor puede ser muy útil para distinguir la vegetación estresada de las zonas no estresadas; según la firma espectral de las hojas verdes, éstas exhiben una reflectancia muy baja en las regiones roja y azul (Jordan, 1969).

Por otra parte, el SR cuenta con algunos inconvenientes. El primero es la posibilidad de que se dé una división por cero. Si la reflectancia de la banda roja es cero, es imposible producir un valor SR para este píxel. También puede haber un amplio rango de posibles valores dependiendo de la cantidad de reflectancia de la banda roja. Esto puede dificultar la comparación de los valores. Estos problemas fueron abordados por el desarrollo del NDVI (Silleos *et al.* 2006).

4. Índice de clorofila II de borde rojo invertido (IRECI)

IRECI utiliza ambas bandas ubicadas en el borde rojo del espectro, para caracterizar la pendiente de este borde mediante el uso de la reflectancia a 740 nm y 705 nm, al mismo tiempo que utiliza las reflectancias de vegetación máximas y mínimas encontradas en el infrarrojo cercano y rojo a 783 nm y 665 nm respectivamente. Mediante el uso de la reflectancia del borde rojo, el IRECI no pone gran énfasis en el rojo, lo que ayudará a evitar la saturación. (Frampton *et al* 2013)

5. Índice de diferencia normalizada 45 (NDI45)

El NDI45 es una modificación del NDVI clásico en el cual se sustituye la banda NIR por la “Red Edge 3” de Sentinel. Esta modificación de la imagen del Sentinel-2 es capaz de mejorar la relación entre los datos de los satélites y los datos biofísicos propiedades de la vegetación. Esto es consistente con el resultado de Frampton *et al* (2013). Según Delegido *et al* (2011) NDI45 creado a partir de Sentinel-2 B4 (665 nm) y el borde rojo 1 B5 (705 nm) es más robusto en la medición de los parámetros biofísicos de la vegetación que otra combinación de bandas en el Sentinel-2.

6. Sentinel-2 red-edge position (S2REP)

Este índice es una medida de reflectancia de banda estrecha que es sensible a los cambios en la concentración de clorofila II. El aumento de la concentración de clorofila amplía la función de absorción y mueve el borde rojo a longitudes de onda más altas (Frampton *et al.*, 2013).

El S2REP es una versión modificada de la interpolación lineal presentada por Guyot y Baret (1988) donde se estima la reflectancia en el punto de inflexión y a su vez el borde rojo se recupera a través de la interpolación de las bandas 5 y 6 de Sentinel 2, que están posicionadas en la pendiente del borde rojo.

7. Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada Verde (GNDVI)

Este VI es una variante del NDVI que usa la banda del verde en lugar de la de la banda roja (RED). ES empleado para realizar estimaciones de la actividad fotosintética y para determinar el consumo de agua y nitrógeno de la cubierta vegetal. El GNDVI es el índice de vegetación verde que utiliza la banda infrarrojo cercano (NIR) y la banda Verde del espectro electromagnético (Kemerer, 2007).

F. SENTINEL-2

Sentinel es una constelación de dos satélites (Sentinel2-A y Sentinel2-B) relativamente nueva, que fue lanzada el 23 de junio de 2015 por la Agencia Espacial Europea (ESA). Cada satélite porta un único instrumento multispectral (MSI) con 13 bandas espectrales en el rango espectral del infrarrojo visible/cercano (VNIR) y del infrarrojo de onda corta (SWIR), las cuales cuentan con una resolución que 10m, 20m y 60m según la banda. (Cuadro 1). Las cuatro bandas con una resolución de 10 metros aseguran la continuidad de información con misiones como SPOT-5 o Landsat-8. Asimismo, Sentinel-2 cuenta una resolución radiométrica de 12 bits, y un tiempo de revisita de 5 días [29]. La plataforma Sentinel cuenta con dos tipos de productos: Nivel-1C y el Nivel-2A. Las imágenes, o “tiles”, son orto imágenes de 100x100 km² de área en proyección UTM/WGS84 (European Space Agency, 2015).

Cuadro 1. Comparación de las bandas espectrales de Sentinel-2.

Bandas de Sentinel-2	Longitud de onda central (µm)	Resolución
Banda 1 - Aerosoles	0.443	60
Banda 2 – Azul (BLUE)	0.490	10
Banda 3 - Verde (GREEN)	0.560	10
Banda 4 - Rojo (RED)	0.665	10
Banda 5 - Borde rojo 1	0.705	20
Banda 6 - Borde rojo 2	0.740	20
Banda 7- Borde rojo 3	0.783	20
Banda 8 – Infrarrojo cercano (NIR)	0.842	10
Banda 8A – Borde rojo 4	0.865	20
Banda 9 – Vapor de agua	0.945	60
Banda 10 – Infrarrojo de onda corta (SWIR) - Cirrus	1.375	60
Banda 11 - Infrarrojo de onda corta (SWIR)	1.610	20
Banda 12 - Infrarrojo de onda corta (SWIR)	2.190	20

(European Space Agency, 2015)

V. METODOLOGÍA

A. SITIO DE ESTUDIO

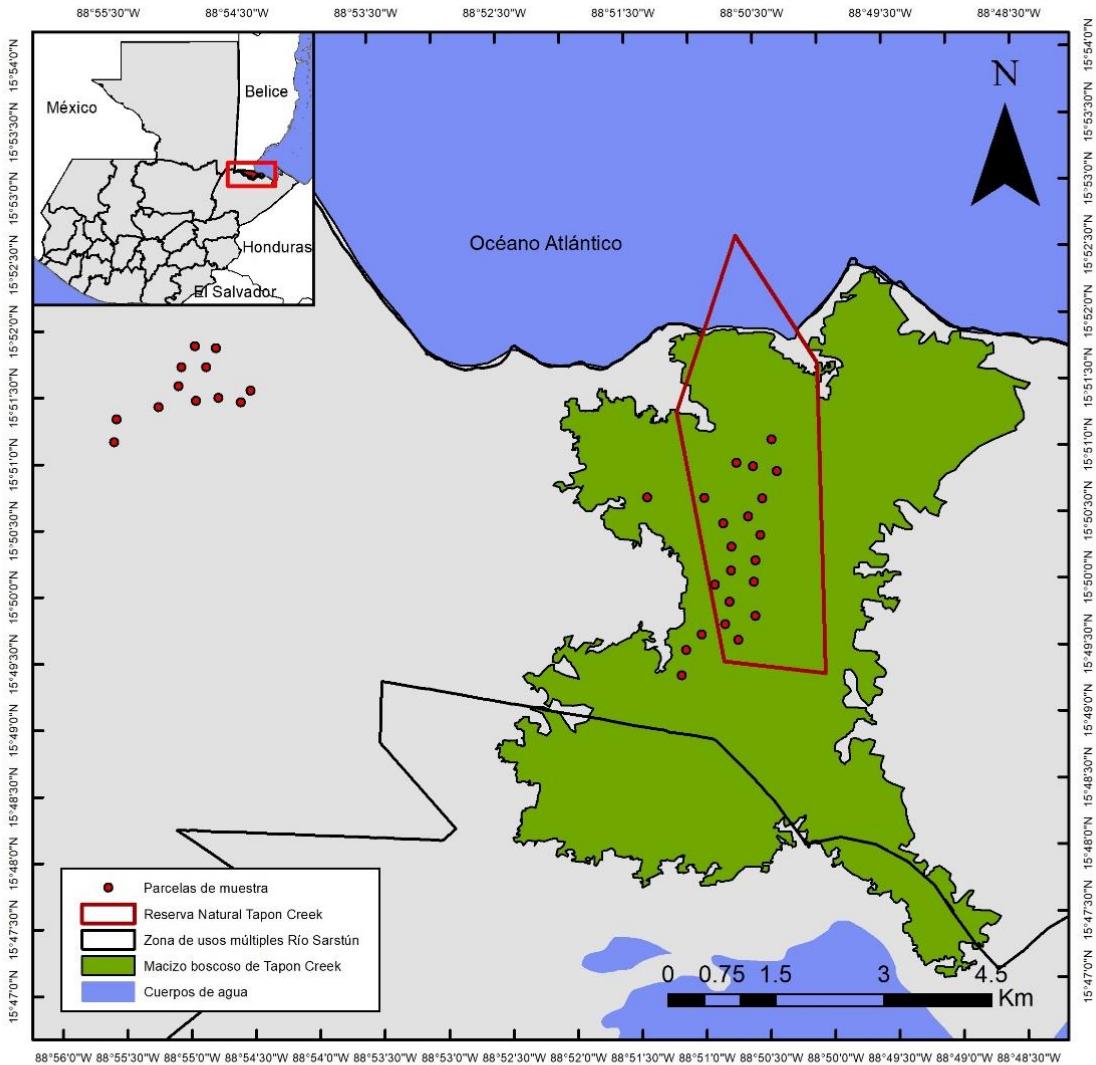
Tapon Creek es una reserva natural privada, ubicada dentro del Área de uso múltiple de la reserva natural del Río Sarstún; en el municipio de Livingston, Izabal, Guatemala. Esta cuenta con un área de 875.05 ha y su rango altitudinal va de 0 a 50 msnm. La zona se caracteriza por tener una media de temperatura de 26.6°C, una precipitación promedio de 3.536.5 mm y una humedad relativa de 81%. Según el sistema de clasificación de Holdridge se encuentra clasificada como bosque muy húmedo sub-tropical cálido (FUNDAECO, 2005). La vegetación de la zona está caracterizada como selva; según FUNDAECO (2005) en el área es representada de 130 especies, provenientes de 52 familias, siendo las familias Aracaceae y Leguminosae las que más aportan a este total con 10 especies cada una. Cabe mencionar que estos datos están generalizados para toda el área de Sarstún.

Dentro del área de estudio, se seleccionaron cuatro clases de bosque, basados en la cantidad de biomasa aérea contenida en el bosque (Ver Cuadro 2). Dentro del bosque de Tapon Creek se identificaron 21 parcelas de 30x30 m, de las cuales 15 fueron utilizadas como sitios de entrenamiento para el algoritmo clasificador, mientras que las restantes fueron utilizadas como sitios de verificación y validación de la clasificación. Así mismo, se estarán utilizando 13 parcelas ubicadas en el cerro Sarstún, las cuales fueron usadas en su totalidad como puntos de entrenamiento para el algoritmo clasificador, esto debido a que ambos macizos boscosos comparten varias características ecológicas tales como el tipo de bosque, zona de vida y variables climáticas, lo cual las hacen comparables. Esto hace que se posean 6 sitios de entrenamiento por cada una de las clases de rangos de biomasa aérea.

Los datos de vegetación, tales como biomasa, índices de diversidad de especies, serán promediados para las 6 parcelas dentro del bosque Peña Blanca, y este promedio será usado para comparar con las propiedades espectrales del sitio de entrenamiento que abarcan estas parcelas.

Cuadro. 2 Clases de bosque según su intervalo de biomasa aérea identificados para el área de estudio en la reserva natural privada Tapon Creek.

No. de clase	Rango de biomasa aérea	Sitios de entrenamiento
1	50 – 150 ton/ha	6
2	150-250 ton/ha	6
3	250-300 ton/ha	6
4	>300 ton/ha	6



Estimación de la biomasa aérea utilizando propiedades espectrales Sentinel-2 en del bosque de la reserva natural privada Tapón Creek, Livingston, Izabal, Guatemala.		
Área de estudio y parcelas de muestreo.	Proyección mapa digital e impreso: UTM zona 15N Datum: WGS84	Universidad del Valle de Guatemala Departamento de Biología
Fuente: Datos del satélite Sentinel2 (A-B) Agencia Espacial Europea/Copernicus	Edición: Javier A. Salazar Molina Guatemala, Mayo 2020	

Figura 10. Mapa del sitio de estudio y puntos de verificación en campo

B. INVENTARIOS DE CAMPO

Los datos de campo utilizados en esta investigación fueron extraídos de las bases de datos provistas por el Centro de estudios ambientales de la Universidad del Valle de Guatemala (CEAB-UVG) en conjunto con la Fundación Defensores de la Naturaleza, recabados durante el transcurso del año 2014, como parte del monitoreo de carbono forestal que dichas entidades realizan. Los datos de campo fueron recabados según los Protocolos Metodológicos para el Cálculo de Emisiones por Deforestación, Medición y Cuantificación de Carbono en Sistemas Terrestres y Análisis de Causas y Agentes de la Deforestación, elaborado por el CEAB-UVG (2015).

1. Cálculo de biomasa aérea

Para esta investigación, se tomó como biomasa aérea toda materia orgánica sobre el nivel del suelo, por lo que dicha medida incluye los valores de biomasa contenida en árboles, arbustos, malezas y hojarasca. La biomasa contenida en los árboles y arbustos de cada una de las parcelas de muestra fue calculada según la ecuación alométrica desarrollada por CEAB (2015) para los bosques latifoliados del país (ver ec. 4). Dicha ecuación cuenta con un R^2 de 0.939.

$$\text{Biomasa} = 0.13647 * \text{DAP} ^{2.38351}$$

(ec. 4)

Para el caso de la hojarasca y la maleza, se tomaron muestras en campo, las cuales fueron pesadas húmedas y posteriormente secadas y pesadas nuevamente en laboratorio, la biomasa contenida en estas fue calculada mediante la proporción entre el peso de las muestras secas y húmedas.

C. ANÁLISIS POR TELEDETECCIÓN.

Se utilizaron las imágenes correspondientes los tiles T16PBB y T16PBC del Sensor MSI del satélite Sentinel-2A y Sentinel-2B tomadas durante todo el 2017, las cuales fueron descargadas directamente del *Copernicus Sentinel Scientific Data Hub* (<https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>). Para el análisis de los datos de las imágenes satelitales se usaron los programas *Sentinel Application Platform* (SNAP 2.8), IDL ENVI V5.3. y ArGis 10.5.

1. Corrección de las imágenes satelitales

Se realizó una corrección radiométrica de las imágenes para discriminar entre los efectos de la atmósfera y la respuesta espectral de los elementos que están siendo evaluados. Así como, para asegurar una comparación estandarizada de datos entre las imágenes utilizadas. Esta corrección

convirtió los valores de píxel de niveles digitales (ND) a unidades físicas de radiancia ($W m^{-2} sr^{-1}$), que a su vez pueden ser representados como porcentajes. La conversión de radiancia a reflectancia se realizó mediante el procesador de corrección atmosférica Sen2Cor280, basado en el modelo de transferencia radiativa (versión 7.0, Agencia Espacial Europea), dando como resultado imágenes de Nivel 2A, con valores físicos ubicados al fondo de la atmósfera o valores BOA (*bottom of atmosphere*). Las imágenes procesadas fueron remuestreadas a tamaños de píxeles de 10 m. Posterior a esto, se creó un mosaico compuesto por los tiles descritos anteriormente para cada una de las fechas de toma de imágenes satelitales, esto con el fin de abarcar el área de estudio por completo.

Con el fin de trabajar con los valores anuales de la zona, se calcularon los valores promedio para cada uno de los píxeles de cada banda mediante la herramienta *Band Math* de SNAP. En esta se calculó la media para cada una de las bandas, dando como resultado un set de 12 bandas individuales conteniendo los valores promedio de la zona de estudio. Posterior a esto, las bandas fueron agrupadas mediante la herramienta *stack layer*, para conformar una sola imagen multiespectral.

2. Delimitación del macizo boscoso

Se realizó una clasificación supervisada de la imagen previamente corregida, con el fin de delimitar el área de estudio únicamente al macizo boscoso de Tapon Creek, discriminando de los demás tipos de cobertura circundantes. Para esto se utilizaron como sitios de entrenamiento las 34 parcelas de muestra, con una ventana de 3x3 píxeles. Así mismo, se establecieron 34 polígonos de entrenamiento, delimitados por inspección visual de las imágenes, para las coberturas de suelo que no pertenecían al macizo boscoso. Como parámetros de clasificador se fijó 5,000 como el número de muestras y 100 el número de árboles de decisión generados.

Posteriormente se evaluó la precisión de dicha clasificación mediante la construcción de una matriz de confusión y el cálculo del estadístico Kappa en la plataforma IDL ENVI V5.3

3. Cálculo de índices de vegetación

Se calcularon los índices de vegetación (VI) según las fórmulas mostradas en el Cuadro 3, para cada una. Estos índices, como se mencionó en apartados anteriores, son medidas cuantitativas generadas a partir de los valores corregidos de los píxeles de la imagen relacionando las bandas espectrales y generando valores únicos para determinar aspectos de la vegetación en la superficie de la tierra. Existe una gran variedad de VI, para realizar monitoreo de la vegetación y la biomasa, son ampliamente utilizados en imágenes multi- espectrales de diferentes resoluciones, en esta investigación se propuso utilizar siete VI.

Cuadro 3. Índices de vegetación utilizados en este estudio y fórmulas para su cálculo basado en las bandas de Sentinel-2.

No.	Índice de vegetación	Fórmula	Fuente
1 (ec. 5)	NDVI	$B7-B4/B7+B4$	Chuvieco, 2010.
2 (ec. 6)	EVI	$G*B7-B4/B7 + C1*B4-C2*B2+L^*$	Roldán y Poveda, 2006.
3 (ec. 7)	SR	$B7/B4$	Jordan, 1969.
4 (ec. 8)	IRECI	$(B8-B4)/(B7/B6)$	Frampton <i>et al.</i> , 2013.
5 (ec. 9)	NDI45	$B5-B4/B5+B4$	Delegido <i>et al.</i> , 2011.
6 (ec. 10)	S2REP	$705+35*((B7+B4/2)-B4)/(B6-B5)$	Frampton <i>et al.</i> , 2013.
7 (ec. 11)	GNDVI	$B7-B3/B7+B3$	Kemerer, 2007.

(Elaboración propia)

4. Análisis de correlación

Posterior al cálculo de los índices de vegetación se mapeo su distribución espacial sobre el área de estudio y se extrajeron los valores de los pixeles de estos, así como de la reflectancia de cada una de las bandas de Sentinel-2, mediante la herramienta *Extract multiple Values*, basados en las coordenadas de cada una de las parcelas. Se utilizó una correlación de Pearson para medir la dependencia entre las variables mencionadas. La fórmula de la correlación de Pearson es la siguiente:

$$r_{xy} = \frac{\sum Z_x Z_y}{N}$$

(ec. 12)

Donde S_{xy} = Covarianza entre la variable “x” y “y”, S^2_x = Varianza de la variable “x”, S^2_y = Varianza de la variable “y”. Una vez determinados los coeficientes de Pearson se seleccionaron las mejores variables para llevar a cabo regresiones lineales y no lineales entre estos y la biomasa aérea del bosque, con el fin de determinar lo las relaciones espectrales entre estas y las características biofísicas del bosque a partir de los valores R^2 obtenidos de dichas regresiones.

5. Clasificación supervisada del bosque

Como se mencionó previamente, se identificaron seis sitios de entrenamiento para cada una de clases de rangos de biomasa aérea. Los sitios de entrenamiento abarcan las 6 parcelas delimitadas y el área circundante que cuentan con una edad forestal similar, esta fue definida por una ventana de 3x3 pixeles. Estos sitios de entrenamiento oscilan entre 0,5 y 5 ha, dependiendo de las condiciones locales. Se definieron cinco sitios de entrenamiento para cultivos perennes, con

tamaños de 1 a 10 ha; y cinco sitios de entrenamiento para pastos con tamaños de 1 a 5 ha. También se definieron los sitios de entrenamiento para el agua, las nubes y las sombras con base en la inspección visual de las imágenes.

a. Separabilidad espectral

Con el fin de determinar la separabilidad espectral entre las diferentes clases de bosque analizadas en este estudio, se calculó la distancia de Jeffries-Matusita entre cada una de ellas en la plataforma ENVI IDL ENVI V5.3. La distancia Jeffries-Matusita es un criterio estadístico de separabilidad ampliamente utilizado. En este los valores oscilan entre 0 y 2. Este criterio de separabilidad tiene en cuenta la distancia entre las medias de las clases y la distribución de valores de las medias. Esto debido a que involucra las matrices de covarianza de las clases en la medición de separabilidad. Este criterio de separabilidad se puede utilizar para medir por pares la separabilidad entre clases. (Ghoggali y Melgani, 2009). La distancia de Jeffries-Matusita entre dos clases espectrales está definida por la siguiente ecuación.

$$JMD(S_1, S_2) = \sqrt{\sum_{l=1}^L [\sqrt{p_l} - \sqrt{q_l}]^2}$$

(ec. 13)

Donde p_l y q_l son las densidades probabilísticas de los vectores espectrales, o clases, S_1 y S_2 , para las bandas ($l=1, 2, 3, \dots, L$)

b. Distribución espacial de los contenidos de biomasa aérea

Se realizaron cinco clasificaciones supervisada de la imagen del área de estudio, con el fin de predecir la distribución espacial de la biomasa en esta. Esto se realizó mediante la aplicación del algoritmo clasificador Random Forest de la plataforma SNAP 2.8. Para dicho clasificador se fijó el número de muestras de entrenamiento en 5,000 y un total de 100 árboles de decisión. Para todos los casos, el algoritmo fue entrenado mediante el uso de las parcelas de muestreo previamente mencionadas.

La primera de las clasificaciones se realizó tomando como variables explicativas las bandas no térmicas de Sentinel-2 (B1-B9) y los 7 índices de vegetación calculados para este estudio. Al realizar esta clasificación, se realizó un *power test* a las variables mencionadas, con el fin de determinar su nivel de contribución relativa al modelo. Las variables que presentaron una contribución significativa al modelo, fueron seleccionadas para llevar a cabo una segunda clasificación bajo los mismos parámetros. Posterior a esto, se realizaron dos clasificaciones más, esta vez utilizando únicamente las bandas no térmicas de Sentinel 2 (B1-B9) y todos los índices

calculados, respectivamente. Una quinta clasificación se llevó a cabo utilizando como variables explicativas únicamente las variables cuya correlación lineal con la biomasa aérea haya resultado significativa según la matriz de correlación de Pearson previamente calculada.

c. Validación de la clasificación

Las cinco clasificaciones realizadas fueron validadas mediante el uso de las 6 parcelas de verificación en campo. Se creó una matriz de error para cada una de las clasificaciones, superponiendo los puntos de verificación en la imagen clasificada. Luego se compararon las descripciones de los campos con la clasificación del píxel correspondiente. Para evaluar más a fondo la calidad de la clasificación, también se utilizó el estadístico de Kappa:

$$\kappa = \frac{\left(N \sum_k X_{kk} - \sum_k (X_{k+} X_{+k}) \right)}{\left(N^2 - \sum_k (X_{k+} X_{+k}) \right)}$$

(ec.14)

Donde κ =kappa, N = número total de píxeles en todas las clases de verdad de tierra, $\sum X_{kk}$ = suma de las clases diagonales de la matriz de confusión, X_{k+} = suma de los píxeles verdaderos en tierra de esa clase, X_{+k} = suma de los píxeles clasificados en esa clase (Congalton, 1991.; Congalton y Mead, 1983.; Research Systems, 2000). El coeficiente de Kappa, κ , cuantifica la precisión general en una tabla de contingencia en relación con la esperada según la probabilidad (Czaplewski, 2000).

VI. RESULTADOS

A. CÁLCULO DE LA BIOMASA Y CARBONO EN LAS PARCELAS DE MUESTREO

Los resultados de biomasa aérea, obtenidos con la ecuación alométrica mostrada en la ec. 4, se presentan en el cuadro 4. Se registró un total de 1,132 árboles dentro de las parcelas, en promedio 33.29 por parcela. El DAP promedio para todas las parcelas fue de 26.88 cm, con una desviación estándar de 4.66 cm, lo cual indica la presencia de diferentes clases diamétricas. La altura promedio fue de 18.258 m, con una desviación estándar de 2.97 metros. Esto puede indicar que existen parches con diferentes edades de desarrollo. Se obtuvo que la biomasa aérea varió entre 53.195 y 569.799 ton/ha y presentó una media de 222.87 ton/ha, al igual que la biomasa total entre 81.068 y 765.338 ton/ha y una media de 317.170 ton/ha.

Cuadro 4. Biomasa y carbono aéreo y total de las parcelas de muestreo dentro del macizo forestal de la reserva natural privada Tapon Creek.

No. Parcela	No. de árboles	DAP promedio (cm)	Altura promedio (m)	Biomasa (Ton/ha)		Carbono (Ton/ha)		Proporción biomasa aérea/biomasa total
				Aérea	Total	Aéreo	Total	
1	38	27.684	17.844	253.423	329.753	126.711	164.877	0.769
2	42	26.524	18.675	391.975	530.968	195.988	265.484	0.738
3	38	28.626	17.921	290.764	377.762	145.382	188.881	0.770
4	37	23.549	17.162	181.038	259.587	90.519	129.793	0.697
5	33	24.124	13.212	157.454	227.224	78.727	113.612	0.693
6	19	34.368	20.947	211.978	261.195	105.989	130.598	0.812
7	26	24.731	18.077	118.649	181.043	59.325	90.521	0.655
8	41	19.146	15.463	101.492	159.789	50.746	79.894	0.635
9	21	24.729	14.667	102.573	218.000	51.287	109.000	0.471
10	40	22.555	19.225	143.509	236.938	71.754	118.469	0.606
11	30	21.703	16.633	99.823	181.690	49.911	90.845	0.549
12	32	28.241	17.406	293.834	442.166	146.917	221.083	0.665
13	55	18.700	12.940	136.227	179.738	68.113	89.869	0.758
14	33	21.139	16.091	111.233	162.809	55.616	81.405	0.683
15	53	23.404	18.900	273.145	390.220	136.573	195.110	0.700
16	38	26.734	22.007	215.390	298.363	107.695	149.182	0.722
17	18	20.333	16.333	53.195	81.068	26.597	40.534	0.656
18	20	25.450	22.600	81.234	146.493	40.617	73.247	0.555
19	18	33.278	24.111	171.567	263.740	85.784	131.870	0.651
20	26	29.312	18.052	263.089	355.705	131.545	177.852	0.740
21	39	25.774	18.061	217.540	300.310	108.770	150.155	0.724
22	41	23.537	17.290	192.093	235.660	96.046	117.830	0.815
23	43	25.767	16.055	303.117	373.654	151.558	186.827	0.811
24	30	27.647	20.233	179.233	237.543	89.617	118.772	0.755
25	25	41.400	21.000	569.799	765.338	284.899	382.669	0.745
26	27	27.230	21.111	186.592	314.797	93.296	157.399	0.593
27	22	30.505	21.273	136.993	223.356	68.497	111.678	0.613
28	29	31.597	21.862	230.628	360.808	115.314	180.404	0.639
29	45	27.998	15.237	358.161	486.429	179.081	243.215	0.736
30	50	28.447	16.905	478.577	654.148	239.289	327.074	0.732
31	37	26.641	12.267	318.150	418.341	159.075	209.171	0.761
32	34	32.041	20.941	296.524	461.963	148.262	230.982	0.642
33	27	31.604	21.148	304.064	426.551	152.032	213.276	0.713
34	25	29.444	22.520	154.504	240.637	77.252	120.319	0.642
Promedios	33.294	26.881	18.358	222.870	317.170	111.435	158.585	0.690

Se encontró que la proporción promedio entre la biomasa aérea y total para este bosque es de 0.690, en otras palabras, aproximadamente el 69% de la biomasa total del bosque se encuentra en estado aéreo. Este resultado fue bastante consistente al mostrar una desviación estándar de 0.

En la Figura 11 se presenta la distribución de los contenidos de biomasa aérea y total en las parcelas de muestreo. En ella se puede apreciar como las proporciones bajas están asociadas principalmente a parcelas con contenidos relativamente bajos de biomasa; esto es específicamente visible en las parcelas 9, 11, 18 y 26.

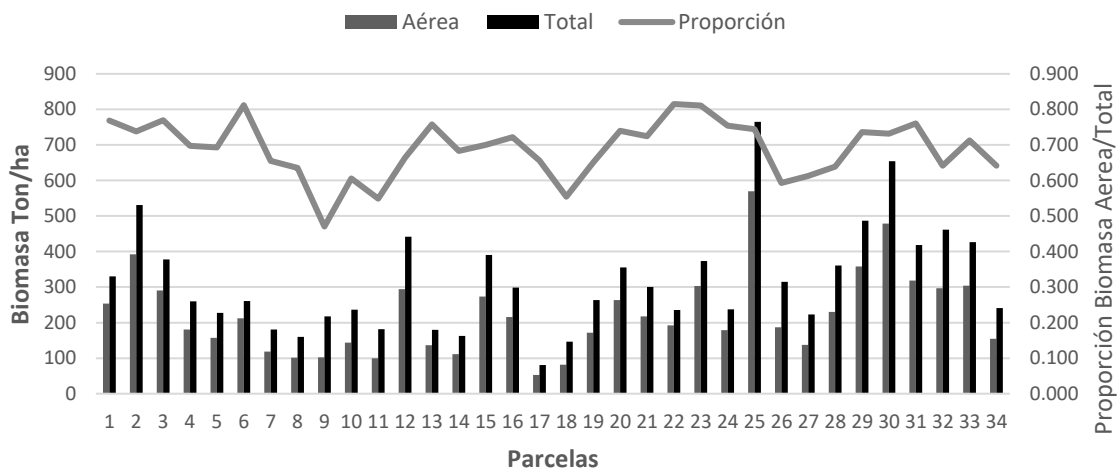


Figura 11. Distribución de la biomasa aérea y total en las parcelas de muestreo dentro del macizo forestal de la reserva natural privada Tapon Creek.

En cuanto a la distribución de parcelas en cada clase de bosque, como se aprecia en la Figura 12, la mayoría de las parcelas se distribuyeron de manera uniforme, en un rango de 50 a 250 Ton/ha, con 10 y 12 parcelas para las dos clases de bosque contenidas dentro de este rango. Se reportaron únicamente 6 parcelas para la clase de 255 a 300 ton/ha y 7 parcelas para la clase >300 ton/ha.

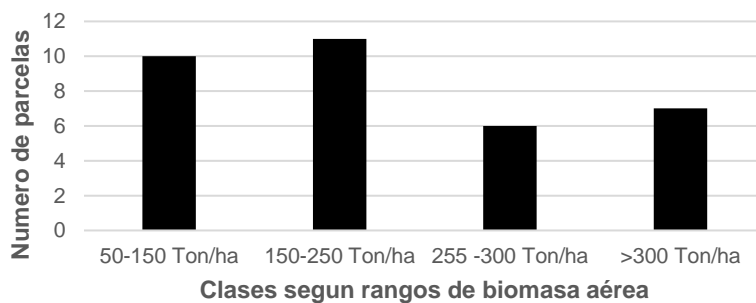
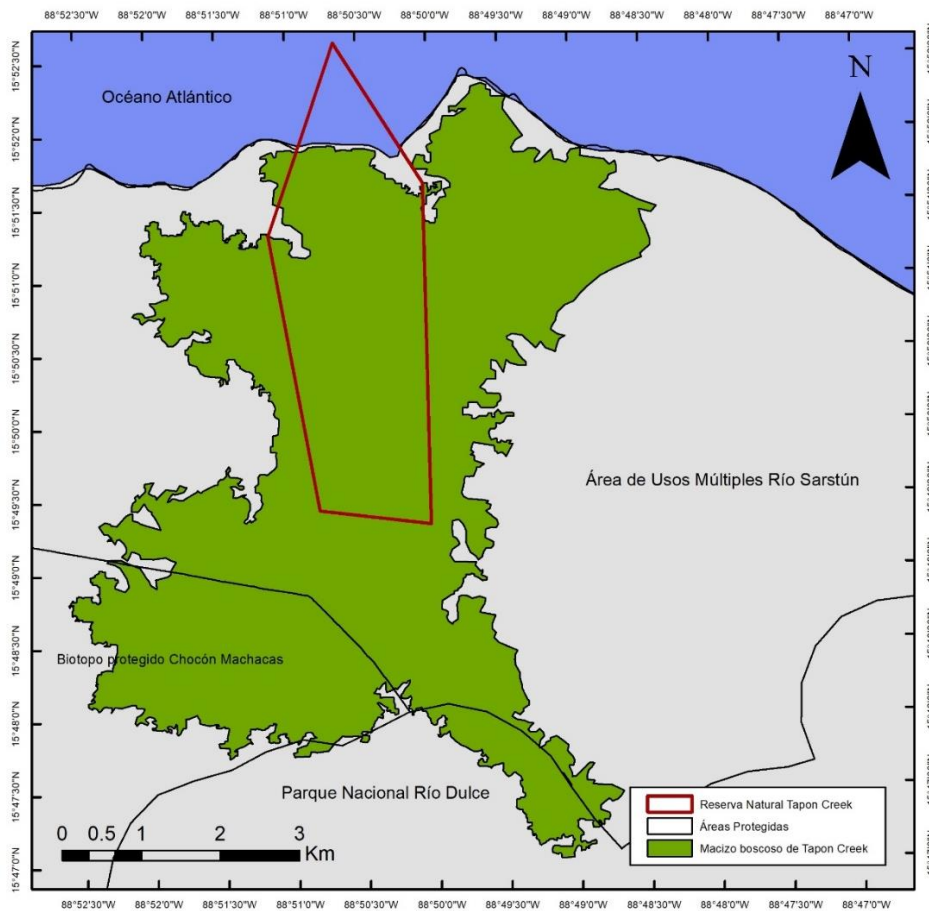


Figura 12. Distribución de las parcelas de muestreo dentro del macizo del bosque de la reserva natural privada Tapon Creek, para las clases de bosque según la cantidad de biomasa

B. DELIMITACIÓN DEL MACIZO BOSCOZO

Mediante la aplicación del algoritmo clasificador Random Forest se delimitó la extensión del área de estudio al macizo boscoso de Tapon Creek, con una precisión global del 96.31%, una precisión del productor y del usuario de 92.48% y 91.83% respectivamente. Se determinó que el macizo boscoso cubre un área de 3401 ha. La mayor parte de dicho bosque se encuentra dentro del área de usos múltiples del Río Sarstún y la reserva natural privada Tapon Creek, sin embargo, este se extiende hasta el biotopo Chocón Machacas y el parque nacional Río Dulce.

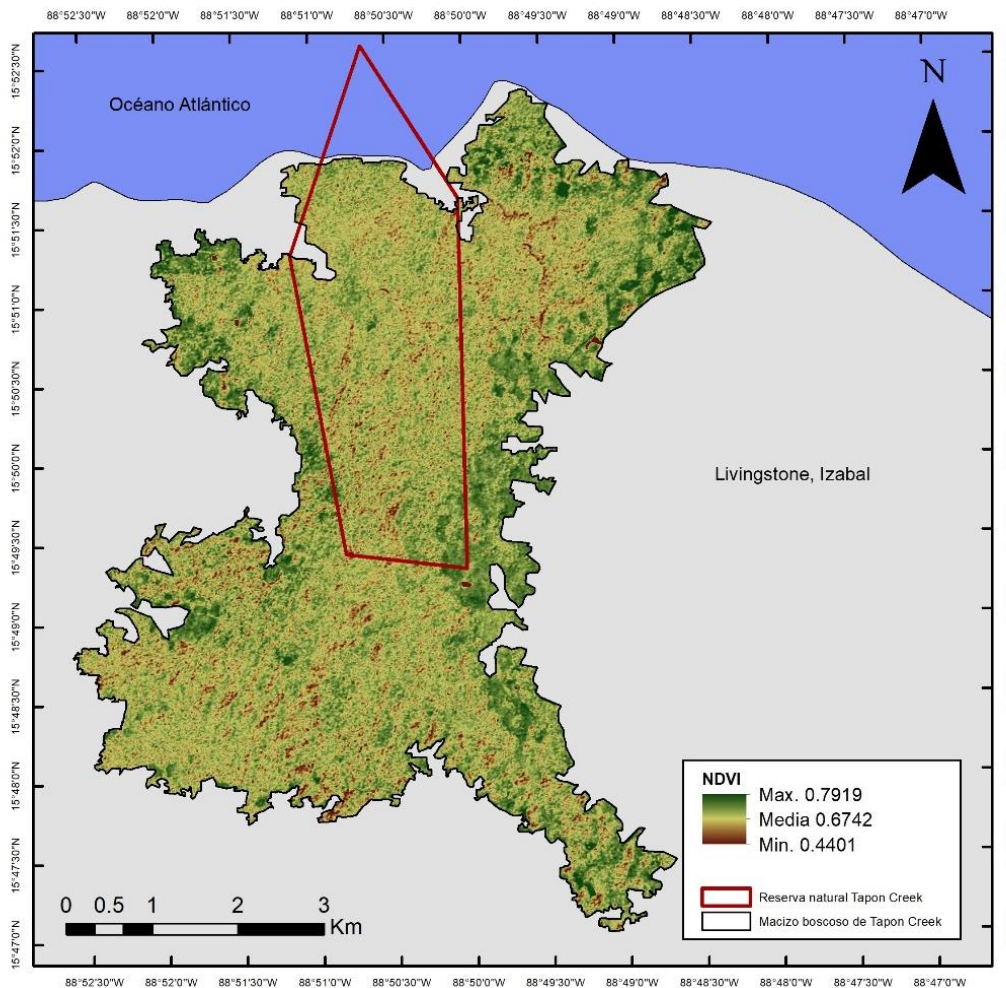


Estimación de la biomasa aérea utilizando propiedades espectrales Sentinel-2 en del bosque de la reserva natural privada Tapon Creek, Livingston, Izabal, Guatemala.		
<p>Macizo Boscoso de Tapon Creek, Izabal, delimitado por el clasificador Random Forest y áreas protegidas asociadas</p> <p>Fuente: Datos del satélite Sentinel2 (A-B) Agencia Espacial Europea/Copernicus</p>	<p>Proyección mapa digital e impreso: UTM zona 15N</p> <p>Datum: WGS84</p> <p>Edición: Javier A. Salazar Molina</p> <p>Guatemala, Mayo 2020</p>	<p>Universidad del Valle de Guatemala Departamento de Biología</p> <p>UVG UNIVERSIDAD DEL VALLE DE GUATEMALA</p>

Figura 13. Mapa del macizo boscoso de la reserva natural privada Tapon Creek, Izabal, delimitado según el clasificador Random Forest aplicado a imágenes de Sentinel-2 del 2017.

C. CÁLCULO DE ÍNDICES DE VEGETACIÓN

A partir de los valores medios de las bandas de Sentinel 2 para el 2017, se calcularon los 7 índices de vegetación, para el macizo boscoso previamente delimitado, según las fórmulas mostradas en el Cuadro 3. A continuación se muestra la representación gráfica de los resultados de estos índices para la zona de estudio.



Estimación de la biomasa aérea utilizando propiedades espectrales Sentinel-2 en el bosque de la reserva natural privada Tapon Creek, Livingston, Izabal, Guatemala.

<p>Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) en el macizo boscoso de Tapon Creek, Izabal</p> <p>Fuente: Datos del satélite Sentinel2 (A-B) Agencia Espacial Europea/Copernicus</p>	<p>Proyección mapa digital e impreso: UTM zona 15N</p> <p>Datum: WGS84</p> <p>Edición: Javier A. Salazar Molina</p> <p>Guatemala, Mayo 2020</p>	<p>Universidad del Valle de Guatemala Departamento de Biología</p> <p>UVG UNIVERSIDAD DEL VALLE DE GUATEMALA</p>
---	---	---

Figura 14. Mapa de la distribución espacial de los valores NDVI promedio del 2017 para el macizo boscoso de la reserva natural privada Tapon Creek.

Como se aprecia en la Figura 14 se obtuvieron calcularon valores NDVI que van de 0.4401 a 0.7919 con una media de 0.67 y una desviación estándar de 2.592, para el bosque de Tapon Creek, lo cual a grandes rasgos indica una alta actividad fotosintética. Se observa que existe una tendencia hacia valores muy altos del lado Este del bosque, los cuales concuerdan con la ubicación de los parches de vegetación baja. Los valores mínimos fueron repostados de diferentes localidades esparcidos sin patrón evidente, pudiendo pertenecer a sectores del bosque que han sufrido perturbaciones naturales.

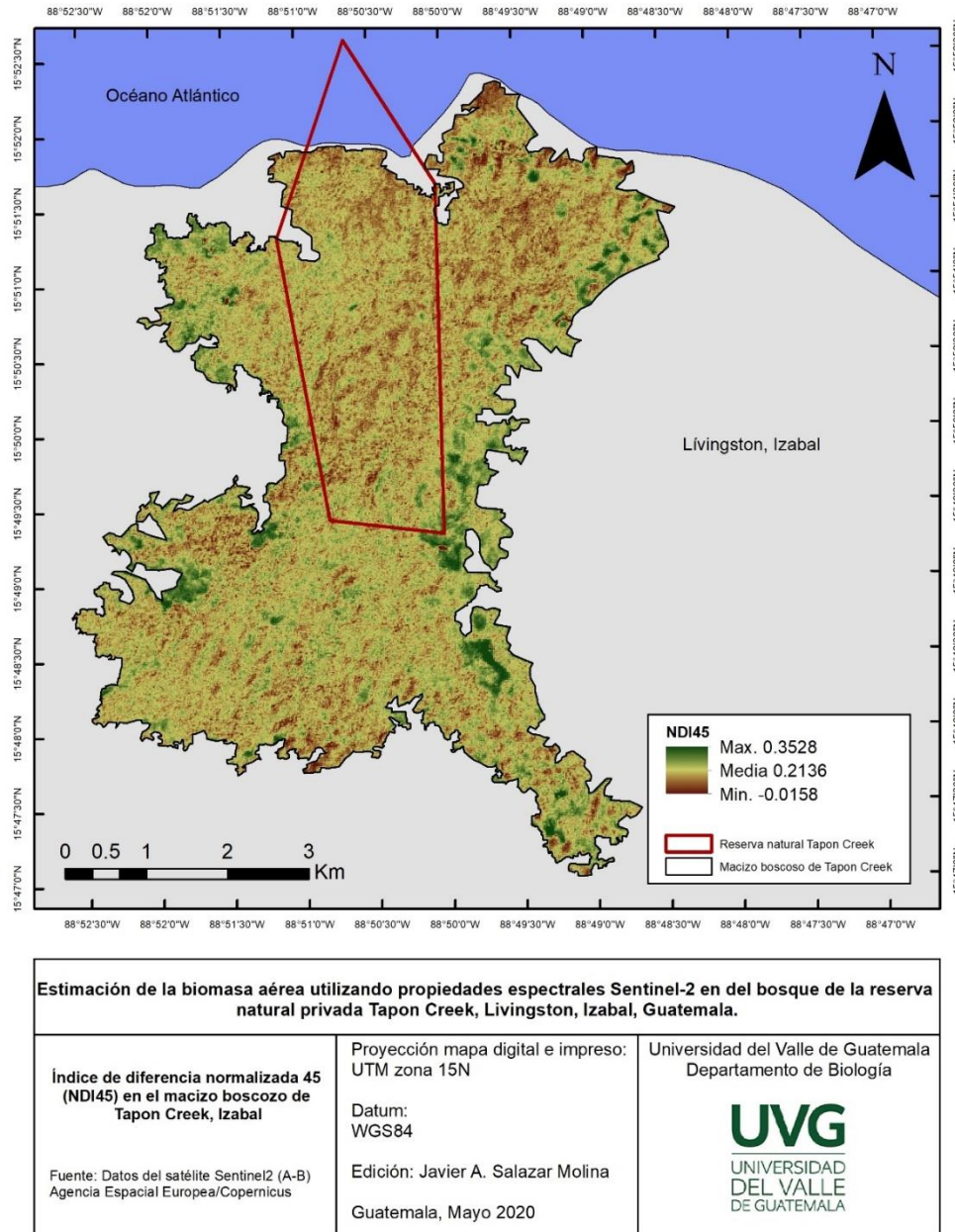
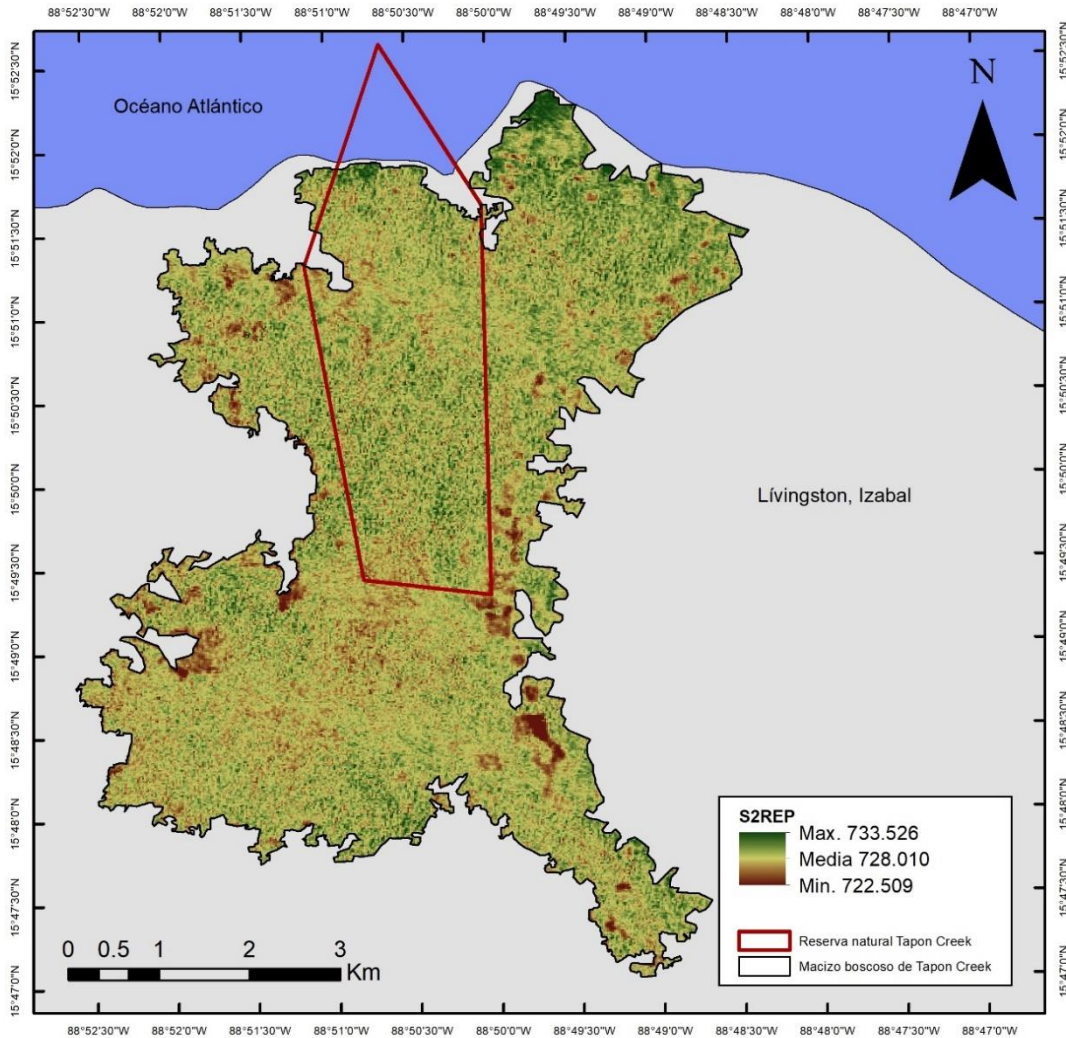


Figura 15. Mapa de la distribución espacial de los valores NDI45 promedio del 2017 para el macizo boscoso de la reserva natural privada Tapon Creek.

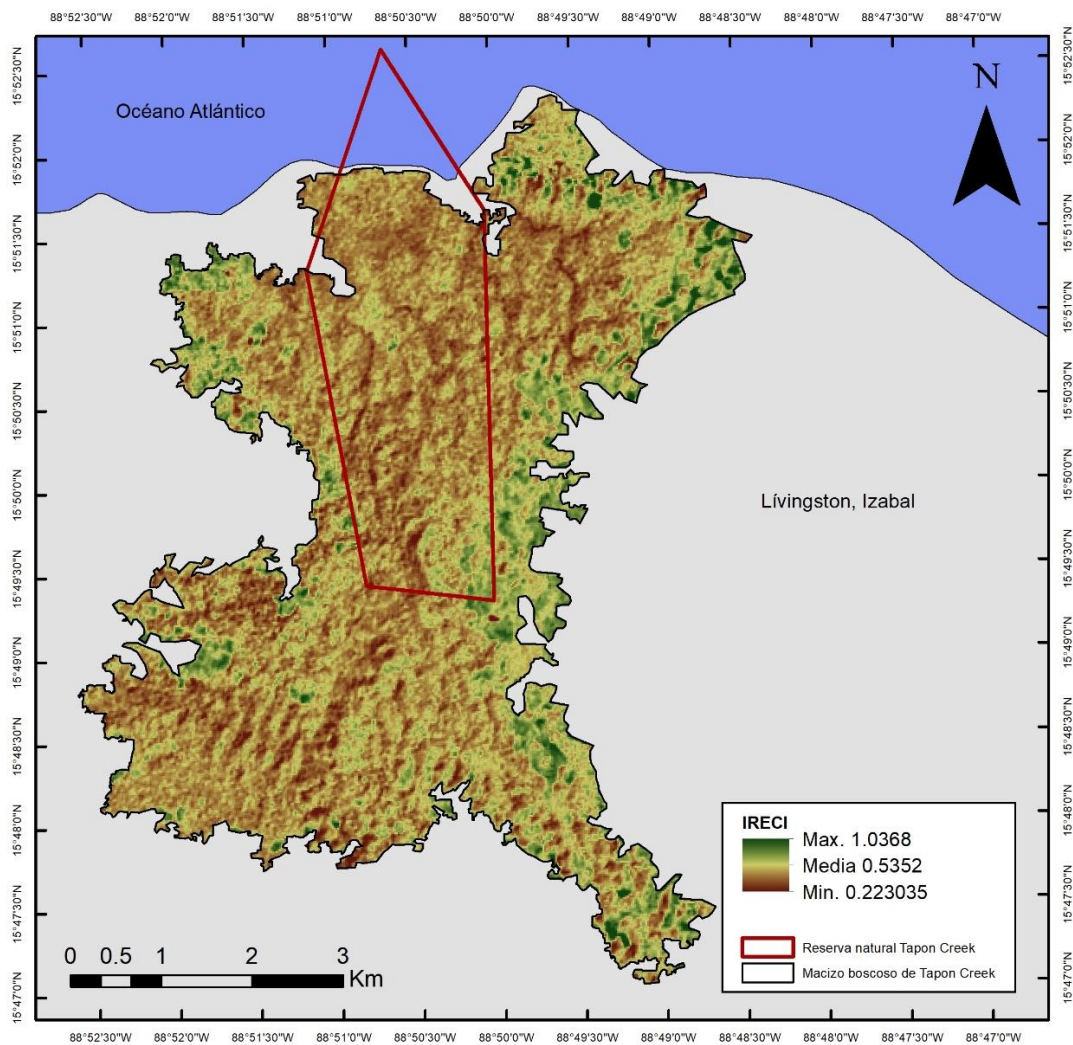
Para el Gndvi se encontró una media de 0.2136, variando entre -0.0158 y 0.3528 con una desviación estándar de 2.331. Sin embargo, puede observarse una tendencia hacia valores más bajos en la parte norte – noreste. Al igual que el NDVI, este muestra la actividad fotosintética, pero corregida para las bandas sentinel 2 mejorando su correlación en lugares con alto nivel de clorofilal.



Estimación de la biomasa aérea utilizando propiedades espectrales Sentinel-2 en del bosque de la reserva natural privada Tapon Creek, Livingston, Izabal, Guatemala.		
<p>Índice de posición del borde rojo de Sentinel-2 (S2REP) en el macizo boscoso de Tapon Creek, Izabal</p> <p>Fuente: Datos del satélite Sentinel2 (A-B) Agencia Espacial Europea/Copernicus</p>	<p>Proyección mapa digital e impreso: UTM zona 15N</p> <p>Datum: WGS84</p> <p>Edición: Javier A. Salazar Molina</p> <p>Guatemala, Mayo 2020</p>	<p>Universidad del Valle de Guatemala Departamento de Biología</p> <p>UVG UNIVERSIDAD DEL VALLE DE GUATEMALA</p>

Figura 16. Mapa de la distribución espacial de los valores S2REP promedio del 2017 para el macizo boscoso de la Reserva Natural Privada Tapon Creek.

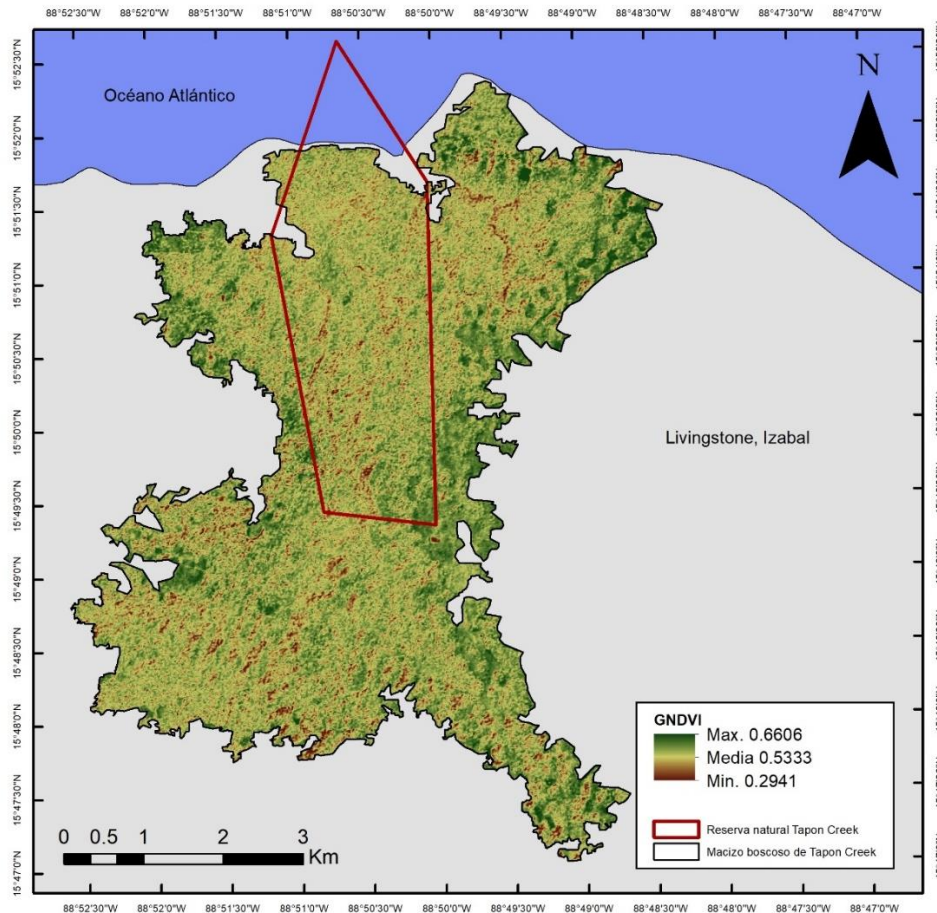
Se reportó un S2REP medio de 728.01 nm, con una desviación estándar de 0.789. Los valores áximos y mínimos fueron de 733.526 y 722.509 nm respectivamente. Los valores calculados se encuentran dentro del rango común para vegetación verde (700-730 nm), pero los datos más bajos podrían sugerir leves perturbaciones en el bosque.



Estimación de la biomasa aérea utilizando propiedades espectrales Sentinel-2 en del bosque de la reserva natural privada Tapon Creek, Livingston, Izabal, Guatemala.		
<p>Índice de clorofila de borde rojo invertido (IRECI) en el macizo boscoso de Tapon Creek, Izabal</p> <p>Fuente: Datos del satélite Sentinel2 (A-B) Agencia Espacial Europea/Copernicus</p>	<p>Proyección mapa digital e impreso: UTM zona 15N</p> <p>Datum: WGS84</p> <p>Edición: Javier A. Salazar Molina</p> <p>Guatemala, Mayo 2020</p>	<p>Universidad del Valle de Guatemala Departamento de Biología</p> <p>UVG UNIVERSIDAD DEL VALLE DE GUATEMALA</p>

Figura 17. Mapa de la distribución espacial de los valores IRECI promedio del 2017 para el macizo boscoso de la reserva natural privada Tapon Creek.

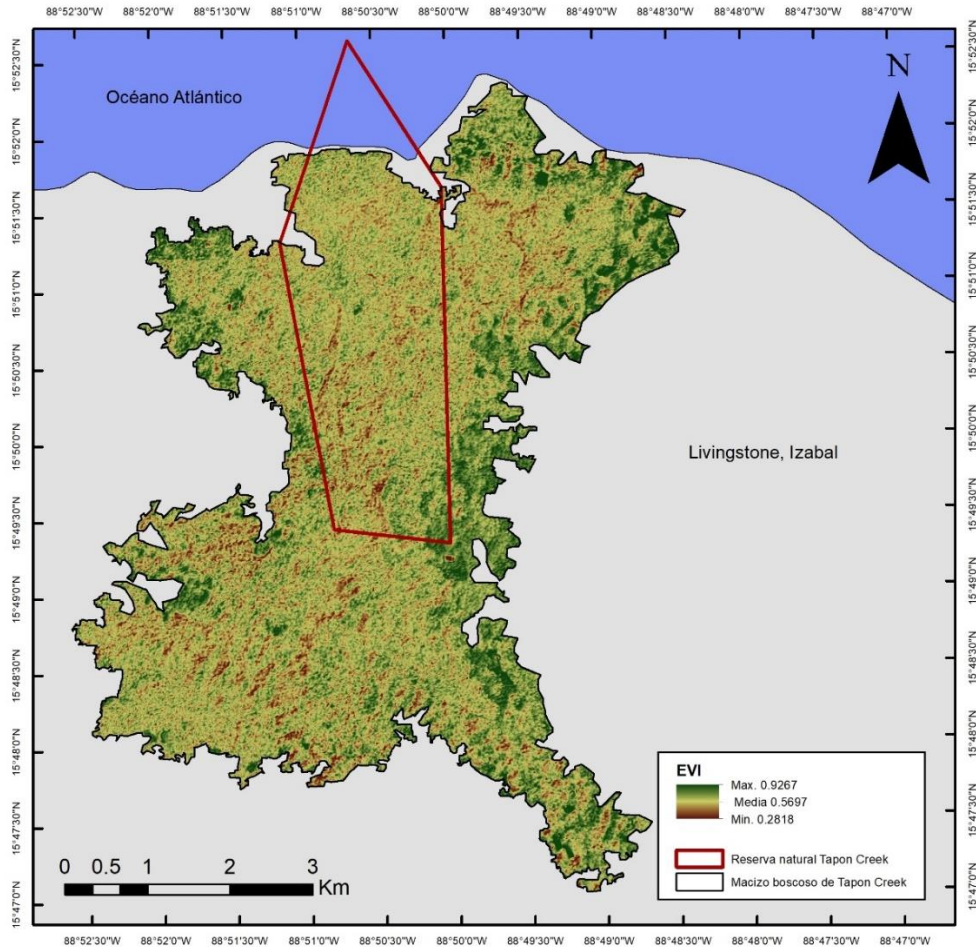
El IRECI mostró una media de 0.5652, con una desviación estándar de 0.757, y una alta dispersión, tomando en cuenta la escala de los datos. Los datos variaron entre 0.223 y 1.0368. Como se puede observar, los valores bajos son muy visibles a lo largo de todo el macizo boscoso; sin embargo, estas parecieran estar ubicadas principalmente en las laderas del lado oeste, lo cual puede sugerir una intervención por parte de la sombra del relieve topográfico o bien una subestimación causada por el ángulo de la pendiente. Por otra parte, la ocurrencia de valores mayores a 1 indica una disminución de la diferencia entre la banda RED y NIR del Sebtinel-2 o bien un aumento en los valores de la proporción del RE2/RE1 en esas zonas.



Estimación de la biomasa aérea utilizando propiedades espectrales Sentinel-2 en del bosque de la reserva natural privada Tapon Creek, Livingston, Izabal, Guatemala.		
<p>Índice de vegetación de diferencia normalizada verde (GNDVI) en el macizo boscoso de Tapon Creek, Izabal</p> <p>Fuente: Datos del satélite Sentinel2 (A-B) Agencia Espacial Europea/Copernicus</p>	<p>Proyección mapa digital e impreso: UTM zona 15N</p> <p>Datum: WGS84</p> <p>Edición: Javier A. Salazar Molina</p> <p>Guatemala, Mayo 2020</p>	<p>Universidad del Valle de Guatemala Departamento de Biología</p> <p>UVG UNIVERSIDAD DEL VALLE DE GUATEMALA</p>

Figura 18. Mapa de la distribución espacial de los valores GNDVI promedio del 2017 para el macizo boscoso de la Reserva Natural Privada Tapon Creek.

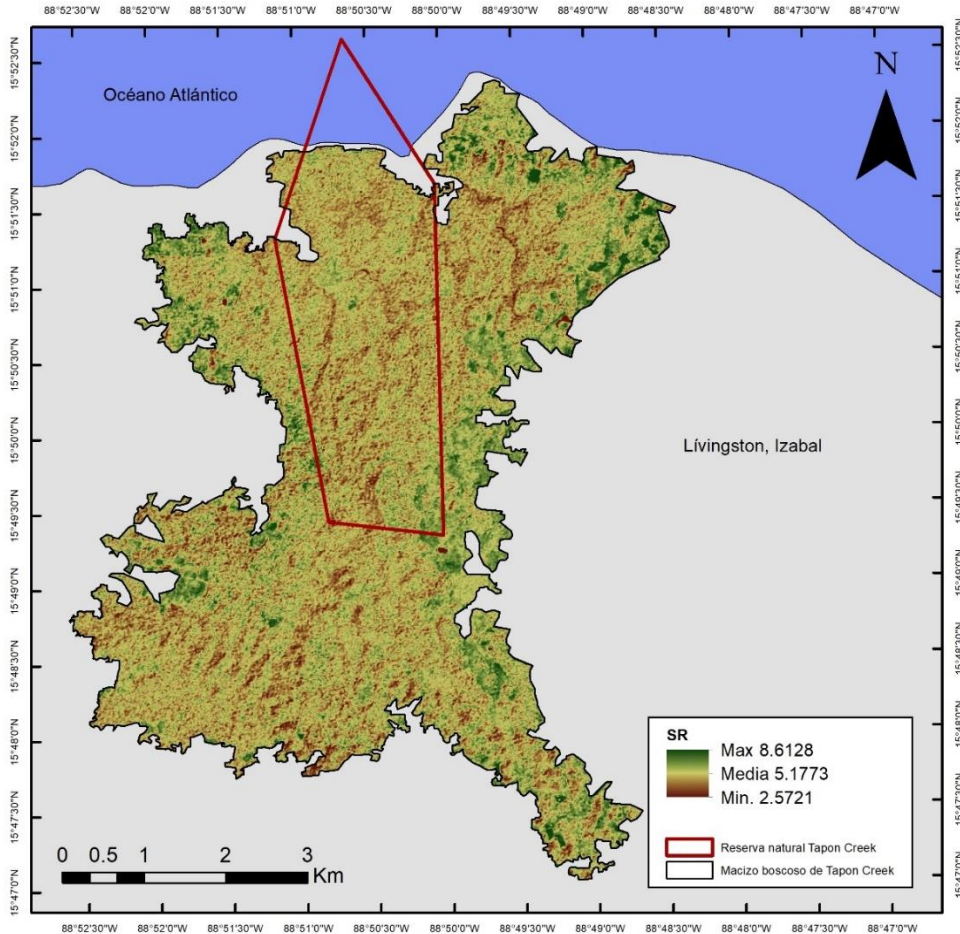
Para el GNDVI se obtuvo una media de 0.533, con una variación estándar de 0.311. Los valores máximos y mínimos fueron 0.6606 y 0.2941 respectivamente. Este índice mostró una distribución espacial bastante heterogénea, con algunos parches conteniendo valores bajos dispersos sin patrón evidente. Este índice está muy relacionado con los cambios en la clorofila del dosél, así como con el nitrógeno y humedad contenidos en este, aunque aún hace falta más investigación sobre la relación entre estas propiedades y dicho índice para poder establecer una relación cuantitativa para este caso.



Estimación de la biomasa aérea utilizando propiedades espectrales Sentinel-2 en del bosque de la reserva natural privada Tapon Creek, Livingston, Izabal, Guatemala.		
<p>Índice de vegetación mejorado (EVI) en el macizo boscoso de Tapon Creek, Izabal</p> <p>Fuente: Datos del satélite Sentinel2 (A-B) Agencia Espacial Europea/Copernicus</p>	<p>Proyección mapa digital e impreso: UTM zona 15N</p> <p>Datum: WGS84</p> <p>Edición: Javier A. Salazar Molina</p> <p>Guatemala, Mayo 2020</p>	<p>Universidad del Valle de Guatemala Departamento de Biología</p> <p>UVG UNIVERSIDAD DEL VALLE DE GUATEMALA</p>

Figura 19. Mapa de la distribución espacial de los valores EVI promedio del 2017 para el macizo boscoso de la reserva natural privada Tapon Creek.

Para el caso del EVI, se encontró que los valores presentan una media de 0.5697, con una desviación estándar de 0.579. Los valores máximos y mínimos para el macizo de bosque de Tapon Creek fueron de 0.9267 y 0.2818 respectivamente. El EVI puede ser interpretado como una medida del verdor del dosel, al igual que el NDVI pero con algunos ajustes para reducir el ruido atmosférico, de los vapores de agua y del suelo. Basándose en este índice se podría decir que la mayoría del bosque está cubierto por vegetación sana y muy sana, sin embargo vuelven a aparecer pequeños parches de vegetación con valores muy bajos, indicativos de perturbaciones.



Estimación de la biomasa aérea utilizando propiedades espectrales Sentinel-2 en del bosque de la reserva natural privada Tapon Creek, Livingston, Izabal, Guatemala.		
<p>Índice de proporción simple (SR) en el macizo boscoso de Tapon Creek, Izabal</p> <p>Fuente: Datos del satélite Sentinel2 (A-B) Agencia Espacial Europea/Copernicus</p>	<p>Proyección mapa digital e impreso: UTM zona 15N</p> <p>Datum: WGS84</p> <p>Edición: Javier A. Salazar Molina</p> <p>Guatemala, Mayo 2020</p>	<p>Universidad del Valle de Guatemala Departamento de Biología</p> <p>UVG UNIVERSIDAD DEL VALLE DE GUATEMALA</p>

Figura 20. Mapa de la distribución espacial de los valores SR promedio del 2017 para el macizo boscoso de la reserva natural privada Tapon Creek.

El SR, el cual es el más simple de los índices utilizados en este estudio (Ver Cuadro 3), mostró una media de 5.1773, con una desviación estándar de 1.486. Los valores máximos y mínimos fueron de 8.6128 y 2.5721 respectivamente. Estos valores son comunes para el SR, ya que este suele presentar datos mucho mayores a 1. Estos resultados indican una alta cobertura de vegetación verde, incluso los valores más bajos para la zona (2.571).

D. ANÁLISIS DE CORRELACIÓN

Cuadro 5. Matriz de correlación de Pearson (r) entre la biomasa y la reflectancia para cada una de las bandas e índices de vegetación utilizados en este estudio.

Variables	DAP	Altura	Biomasa total	Biomasa aérea	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8	B8A	B9	EVI	GNDVI	IRECI	NDI45	NDVI_	S2REP	SR
DAP	1																				
Altura	0.604	1																			
Biomasa total	0.644	0.099	1																		
Biomasa aérea	0.623	0.050	0.985	1																	
B1	-0.027	-0.036	-0.030	0.001	1																
B2	-0.145	-0.186	-0.107	-0.087	0.567	1															
B3	-0.188	-0.171	-0.157	-0.141	0.145	0.744	1														
B4	-0.004	-0.007	-0.025	-0.017	0.329	0.766	0.831	1													
B5	-0.019	0.015	-0.022	-0.033	0.004	0.448	0.831	0.728	1												
B6	0.124	-0.122	0.264	0.230	-0.183	0.259	0.621	0.448	0.781	1											
B7	0.259	-0.066	0.428	0.417	-0.284	0.171	0.399	0.330	0.618	0.839	1										
B8	0.242	-0.088	0.423	0.462	-0.187	0.270	0.454	0.372	0.468	0.580	0.753	1									
B8A	0.154	-0.201	0.371	0.337	-0.262	0.169	0.405	0.267	0.569	0.876	0.897	0.679	1								
B9	0.031	-0.112	0.083	0.067	-0.549	-0.114	0.443	0.196	0.658	0.753	0.619	0.466	0.664	1							
EVI	0.385	0.059	0.549	0.536	-0.178	0.172	0.414	0.346	0.504	0.587	0.661	0.815	0.631	0.560	1						
GNDVI	0.449	0.053	0.612	0.658	-0.261	0.094	0.258	0.264	0.321	0.441	0.688	0.812	0.506	0.319	0.687	1					
IRECI	0.416	0.002	0.622	0.617	-0.237	0.014	0.216	0.263	0.384	0.578	0.751	0.696	0.692	0.459	0.656	0.683	1				
NDI45	0.482	0.020	0.758	0.772	0.010	-0.181	-0.075	-0.042	0.147	0.375	0.480	0.428	0.465	0.239	0.522	0.519	0.611	1			
NDVI_	0.466	0.029	0.701	0.711	0.057	0.103	0.089	0.245	0.051	0.143	0.219	0.400	0.182	0.051	0.455	0.581	0.512	0.570	1		
S2REP	0.265	0.016	0.357	0.386	-0.020	-0.004	-0.357	-0.212	-0.453	-0.329	-0.051	0.164	-0.107	-0.358	0.107	0.283	0.168	-0.013	0.239	1	
SR	0.417	0.047	0.753	0.748	-0.176	-0.098	0.053	0.045	0.188	0.361	0.512	0.682	0.424	0.313	0.782	0.737	0.649	0.616	0.522	0.230	1

Los valores en negrita son diferentes de 0 con un nivel de significación alfa=0.05

Los resultados del análisis de correlación de Pearson entre la biomasa, las bandas de Sentinel-2 y los índices de vegetación derivados de estas, se muestran en el Cuadro 5. El valor r de los índices de vegetación con respecto a la biomasa aérea varió de 0.386 a 0.772, mientras que el valor r de los mismos con respecto a la biomasa total varió de 0.357 a 0.758. Todos los índices de vegetación mostraron una correlación significativa y positiva con la biomasa aérea y total. El NDI45 fue el mejor índice de vegetación, el cual presentó un coeficiente de correlación (r) de 0.772 con la biomasa aérea, seguido del SR, NDVI, GNDVI, IRECI, EVI y S2REP.

En cuanto a las bandas individuales del Sentinel-2, únicamente las bandas 7, 8 y 8A mostraron una correlación significativa con la biomasa, variando entre 0.337 y 0.462 para la biomasa aérea y entre 0.371 y 0.428 para la total. La correlación lineal de estas variables puede verse en la Figura 21. Cabe mencionar que estas bandas fueron las que mostraron una mayor variabilidad entre clases (ver Figura 25).

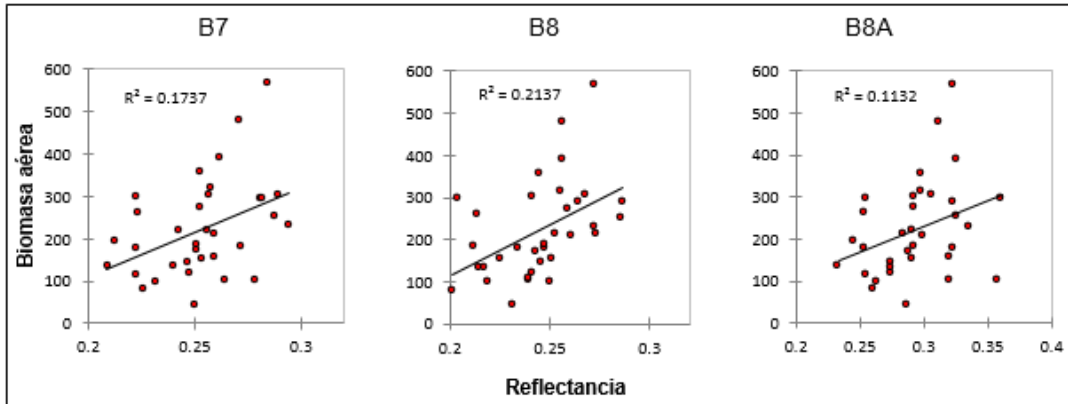


Figura 21. Gráficas de dispersión y regresión lineal para las bandas 7, 8 y 8A en relación a la biomasa aérea del bosque de la reserva natural privada Tapon Creek.

Por otra parte, en la Figura 22, puede apreciarse como los valores de los cuatro índices más correlacionados a la biomasa (NDI45, SR, NDVI y GNDVI) responden a la variación de esta. Esta respuesta resulta especialmente evidente cuando la biomasa alcanza valores extremos, como en las parcelas 11, 12, 14, 17, 18, 25 y 30. Los valores más bajos para los cuatro índices fueron reportados para las parcelas 11, 17 y 18, mientras que los más altos corresponden a las parcelas 12, 21 y 25.

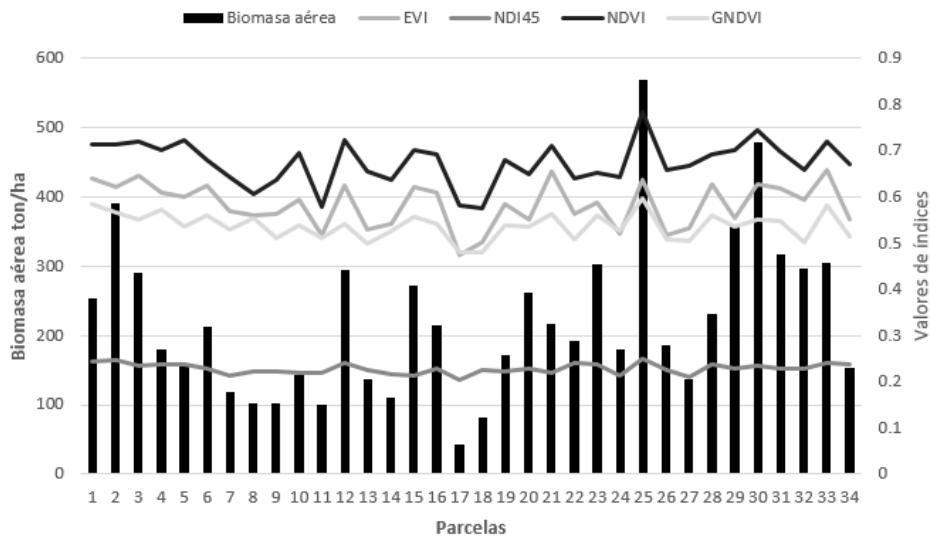


Figura 22. Comparación de la biomasa aérea contenida en cada parcela y su respuesta en los 4 índices de vegetación con mayor correlación.

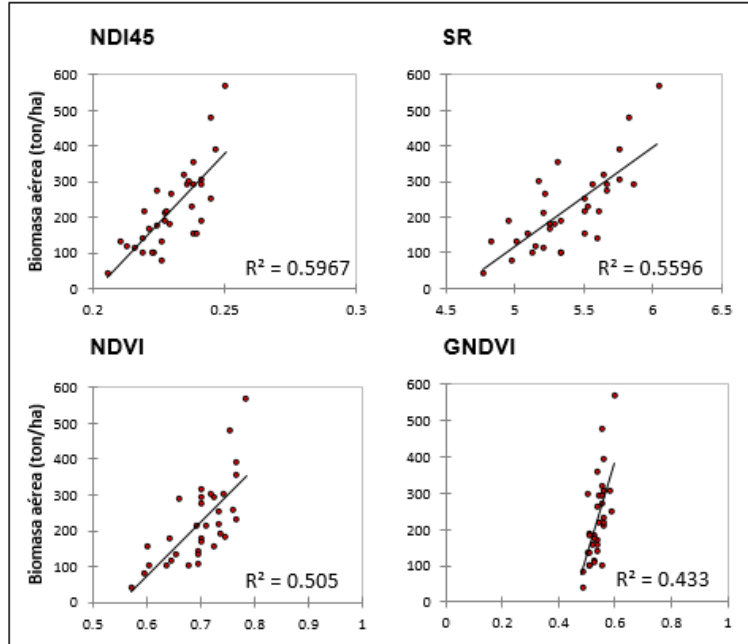


Figura 23. Gráficas de dispersión y regresión lineal para índices con mayor correlación con la biomasa aérea del bosque de la reserva natural privada Tapon Creek.

Como se mencionó anteriormente, los índices que presentaron una mayor correlación con la biomasa aérea fueron el NDI45, SR, NDVI y GNDVI, en ese orden, mostrando un coeficiente R de Pearson de 0.772, 0.748, 0.711 y 0.658 respectivamente. Estos mismos, al ser evaluados mediante una regresión lineal mostraron valores de R^2 de 0.597, 0.559, 0.505 y 0.433 (Figura 23). En el caso del NDVI y GNDVI, puede verse una leve saturación en sus valores con forme aumenta la biomasa; esto es mucho más visible en el GNVI, sin embargo, este es un problema recurrente en ambos índices. Para el caso específico del NDVI, se encontró que este corresponde más a un modelo de tipo logarítmico, ya que, al evaluar los valores de este bajo una regresión logarítmica, su coeficiente de correlación aumentó a 0.615.

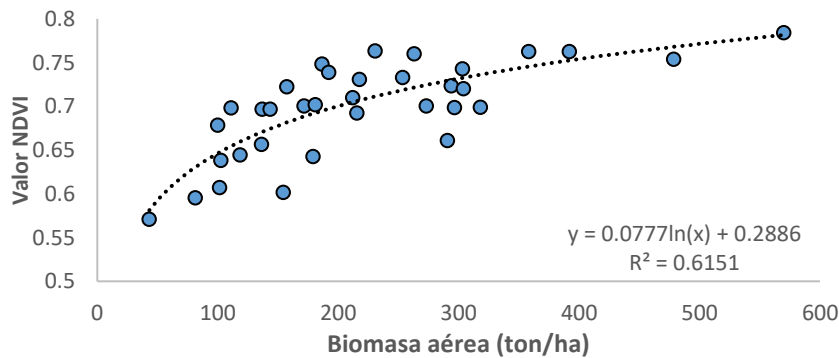


Figura 24. Gráfico de dispersión para los valores del NDVI en relación con la biomasa aérea de la reserva natural privada Tapon Creek

E. SEPARABILIDAD ESPECTRAL ENTRE CLASES DE BOSQUE

Se determinaron las firmas espectrales características de cada una de las cuatro clases de bosque, las cuales se muestran en la Figura 25. Las bandas que mostraron una mayor separabilidad a nivel individual fueron la banda 7, 8 y 8A. Para los tres casos, la mayor reflectividad la mostró la clase 4 de bosque, con valores de reflectancia de 0.268, 0.2562 y 0.308 para dichas bandas; seguido de la clase 3 (250-300 ton/ha) con valores de 0.258, 0.253 y 0.302; la clase 2 (150-250 ton/ha) con valores de 0.252, 0.247 y 0.293; y la clase 1 (50-150 ton/ha) con los valores más bajos para las tres bandas con 0.242, 0.230 y 0.279. Las clases de bosque más similares entre si fueron la clase 3 y 4, mostrando valores muy similares en las 3 bandas con mayor variabilidad. En cuanto a la reflectancia en el resto de las bandas, no mostraron una variación significativa entre las diferentes clases de bosque.

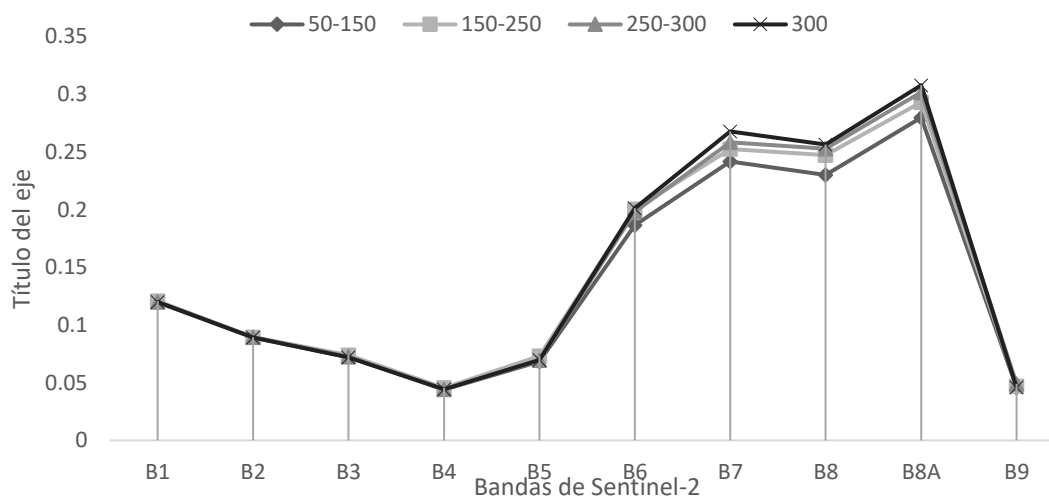


Figura 25. Comparación de la firma espectral de las 4 clases de bosque según su biomasa aérea.

Se calculó la distancia de Jeffries-Matusita, la cual va de 0 a 2 según su grado de separabilidad espectral de las muestras, entre cada una de las clases de bosque. Se encontró que estas son altamente separables, con valores que van desde 1.871 a 1.928, encontrando la menor separabilidad entre las clases correspondiente a los intervalos de 50-150 ton/ha y 250-300 ton/ha

Cuadro 6. Distancias de Jeffries-Matusita calculadas para las 4 clases de bosque según su biomasa.

Variables	50-150 Ton/ha	150-250 Ton/ha	250 -300 Ton/ha	>300 Ton/ha
50-150 Ton/ha	-	1.921	1.872	1.886
150-250 Ton/ha	1.920	-	1.893	1.928
250 -300 Ton/ha	1.871	1.893	-	1.896
>300 Ton/ha	1.886	1.928	1.896	-

F. CLASIFICACIÓN SUPERVISADA DEL BOSQUE

En total se llevaron a cabo 5 clasificaciones supervisadas del área de estudio mediante la aplicación del algoritmo clasificador Random Forest a la imagen con los valores medios anuales para el 2017 de la zona, con diferentes variables explicativa en cada caso. Esto con el fin de seleccionar el mejor modelo para la estimación de la biomasa total de la zona. Estos los resultados de dichas clasificaciones fueron evaluados mediante una matriz de confusión. Las variables usadas para cada una de las clasificaciones, así como el resumen resultados de las matrices de confusión, se muestran en el Cuadro 7.

Cuadro 7. Comparación de las 5 clasificaciones según la biomasa aérea del bosque realizadas para el bosque de Tapon Creek

No. de clasificación	Variables usadas	Precisión global del clasificador	Kappa	Precisión del productor	Precisión del usuario
1	B1-B9, todos los índices de vegetación	77.028	0.714	79.829	79.597
2	Variables con mayor contribución al modelo	79.667	0.721	82.140	83.307
3	B1-B9	77.375	0.720	77.375	78.841
4	Todos los índices de vegetación	58.713	0.524	63.737	62.036
5	Variables con mayor correlación lineal	91.405	0.879	92.478	92.595

Para la clasificación número 1 se utilizaron todas las bandas de Sentinel 2 (B1-B9), así como los 7 índices de vegetación calculados en este estudio. Esta, al ser evaluada mediante la aplicación de una matriz de confusión, mostró una precisión global 77.028% y un estadístico Kappa de 0.714, lo cual indica la probabilidad a posteriori de que una un pixel sea clasificado correctamente, es decir, restando el efecto del azar. Se reportó una precisión del productor y del usuario de 79.83% y 79.597% respectivamente. Así mismo, para esta clasificación, se llevó a cabo un *power test* del clasificador, con el fin de conocer la contribución al modelo de cada una de las variables. Los resultados de este pueden apreciarse en el Cuadro 8.

Cuadro 8. Importancia relativa de las variables utilizadas en el clasificador Random Forest para la clasificación número 1.

Ranking	Variable	Importancia relativa en el modelo
1	B9	0.0993
2	B1	0.0751
3	NDVI	0.0583
4	B3	0.0534
5	SR	0.0401
6	IRECI	0.0346
7	B6	0.0222

8	B4	0.0210
9	B2	0.0128
10	B5	0.0115
11	B8A	0.0085
12	NDI45	0.0046
13	B7	0.0041
14	B8	0.0040
15	GNDVI	0.0030
16	S2REP	0.0016
17	EVI	0.0015

En el cuadro anterior se aprecian las diferentes variables utilizadas en el modelo Random Forest para la clasificación supervisada. La primera columna muestra la posición que ocupa la variable dentro del ranking, la segunda contiene el nombre de dichas variables. En la tercera columna se muestra la importancia relativa al modelo, la cual es una medida de que tanto disminuye la precisión del modelo por la eliminación de una variable, y viceversa: en qué medida la inclusión de una variable la aumenta dicha precisión. Se muestran en negrita los valores de las variables cuya contribución al modelo fue significativamente superior. Como se aprecia en el cuadro anterior, las variables que más contribuyeron a la clasificación 1 fueron B9, B1, NDVI, B3, SR, IRECI, B6 y B4. Con base en estos resultados, se realizó una segunda clasificación (Clasificación 2), en la cual se utilizaron únicamente las variables cuya importancia relativa dentro del modelo fuera significativa. Esta clasificación mostró una precisión global de 79.667%, siendo la segunda más alta; un estadístico kappa de 0.721 y una precisión del productor y del usuario de 82.14% y 83.307. Esta fue la segunda mejor clasificación en términos generales.

Así mismo, se llevaron a cabo una 3ra y 4ta clasificación, en las cuales se utilizaron como variables del modelo únicamente las bandas Sentinel-2 y los siete índices de vegetación calculados, respectivamente. La clasificación 3 mostró una precisión global de 77.375 y un kappa de 0.72. Por otro lado, la clasificación 4 mostró el peor desempeño de los 5, al presentar una precisión global del 58.713% y un kappa de 0.524.

Por último, se llevó a cabo una clasificación utilizando únicamente las variables con una correlación lineal significativa con la biomasa aérea (ver Cuadro 9). Este clasificador mostró una precisión global de 91.405%, superando por 11.738% al clasificador con el valor de precisión más cercano, y un kappa de 0.879. Basándose en lo anteriormente expuesto, este demostró ser el mejor método de selección de variables para modelar la biomasa aérea del macizo boscoso de Tapon Creek. A continuación, se muestra la matriz de confusión resultante, así como el cuadro un cuadro donde se aprecia los errores de comisión y omisión para cada una de las clases en este clasificador.

En la diagonal principal del Cuadro 9 se aprecian los porcentajes de los píxeles clasificados correctamente con base en las parcelas de verificación. Puede observarse como la clase de bosque

con el menor porcentaje de aciertos fue la número 3 (250-300 ton/ha) con un 83% de precisión. La clase de bosque con la mejor precisión fue la número 4 (>300 ton/ha), con un porcentaje de precisión de 93.33%. Por otro lado, las demás clases de vegetación que no están clasificadas como bosque, así como el agua, mostraron porcentajes de precisión bastante altos (91.35% - 99.99%).

Cuadro 9. Matriz de confusión con los porcentajes de acierto para todas las clases de la clasificación realizada con las variables con mayor correlación con la biomasa aérea del bosque.

Clases	50-150 Ton/ha	150-250 Ton/ha	250-300 Ton/ha	>300 Ton/ha	Vegetación arbustiva	Vegetación baja	Sin vegetación	Agua
50-150 Ton/ha	89.65	1.18	8	0	0	0	0	0
150-250 Ton/ha	1.38	88.24	4	1.67	0.03	2.35	0	0
250-300 Ton/ha	8.28	0.59	83	5	0	0.04	0	0
>300 Ton/ha	0.69	8.24	5	93.33	0	0	0	0
Arbustos	0	0	0	0	99.97	2.02	8.2	0
Vegetación baja	0	1.75	0	0	0	94.3	0.16	0
Sin vegetación	0	0	0	0	0	1.29	91.35	0.01
Agua	0	0	0	0	0	0	0.29	99.99
Total	100	100	100	100	100	100	100	100

Cuadro 10. Valores de error y precisión para la distribución espacial de la biomasa predicha por la clasificación 5, realizada con las variables más correlacionadas con la biomasa aérea del bosque.

Clases	Error de comisión	Error de omisión	Precisión del productor	Precisión del usuario
50-150 Ton/ha	9.289	10.35	89.65	90.711
150-250 Ton/ha	9.655	11.76	88.24	90.345
250-300 Ton/ha	14.354	17	83	85.646
>300 Ton/ha	12.987	6.67	93.33	87.013
Arbustos	9.275	0.03	99.97	90.725
Vegetación baja	1.985	5.7	94.3	98.015
Sin vegetación	1.403	8.65	91.35	98.597
Agua	0.289	0.01	99.99	99.711
		Media	92.479	92.595

Esta clasificación también mostró una precisión media del productor del 92.479% y una precisión media del usuario de 92.595%; esto se muestra a detalle en el Cuadro 10. En este mismo cuadro puede apreciarse que la clase con una mayor cantidad de falsos positivos fue la clase correspondiente al intervalo de biomasa >300 ton/ha, a pesar de ser el que presento una mayor precisión. Las clases con el mayor porcentaje de falsos negativos fueron la correspondiente los dos intervalos de biomasa más bajos (50-150 y 150-250 ton/ha).

G. Distribución espacial y cuantificación de la biomasa

Se obtuvo una distribución espacial de la biomasa aérea para las cuatro clases de bosque, y demás clases de cobertura (Figura 26), en la cual se observa que la distribución espacial de la biomasa aérea no responde a ningún patrón evidente, sino que se presenta de manera muy heterogénea a lo largo del área. Sin embargo, puede notarse la predominancia de la clase correspondiente al intervalo 50-150 ton/ha, la cual fue la más abundante.

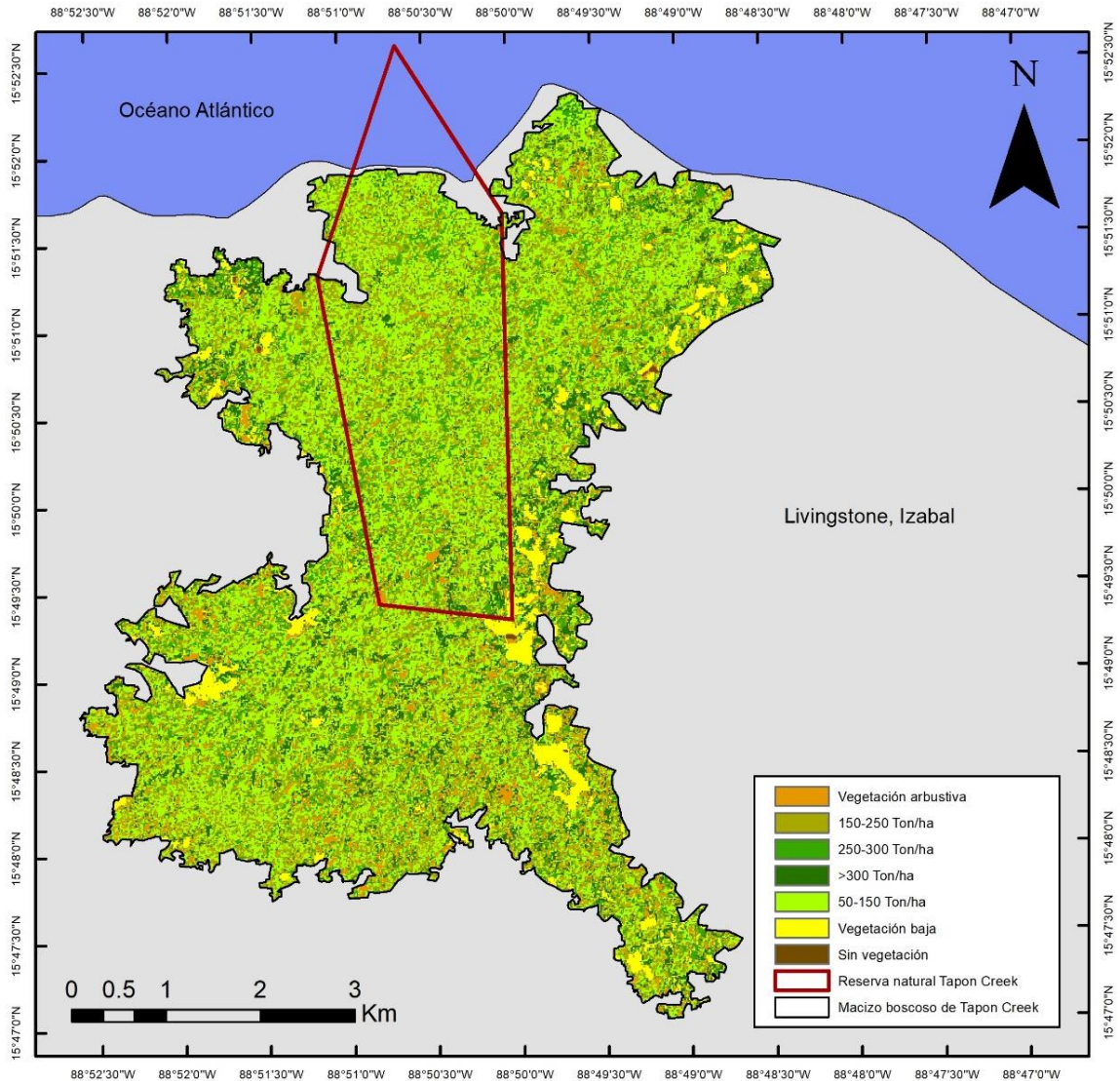
Por otra parte, puede verse que existen parches de vegetación baja al este de la zona de estudio, algunos parches pequeños de vegetación arbustiva algunas zonas de vegetación bastante pequeñas dispersos por toda el área de estudio. Los valores de aérea para cada una de las clases de bosque, así como su porcentaje sobre el área de estudio pueden verse en el Cuadro 11.

Cuadro 11. Área estimada para las diferentes clases de bosque y vegetación dentro del macizo boscoso de la reserva natural privada Tapon Creek.

Clase	Biomasa aérea (ton/ha)	Carbono (t/ha)	Área (ha)	%
1	50-150	25-75	1114.622	38.448
2	150-250	75-125	745.146	25.703
3	250-300	125-150	300.803	10.376
4	>300	>150	311.158	10.733
5 (Vegetación baja)	-	-	165.163	5.697
6 (Vegetación arbustiva)	-	-	259.921	8.966
7 (Sin vegetación)	-	-	2.172	0.075
Total			3401	100

Como puede apreciarse en el Cuadro 11, se obtuvieron las áreas totales para cada una de las clases de bosque dentro del macizo boscoso, siendo la clase correspondiente al intervalo 50-150 ton/ha la más abundante de la zona, cubriendo un total de 38.448% del bosque; seguida por la clase 2 (150 -250 ton/ha) con un 25.703%, la clase 4 (>300 ton/ha) con un 10.733% y la clase 3 (250-300 ton/ha) con 10.376%. La suma de las 4 clases de bosque alcanza el 85.26% del macizo boscoso, mientras que el 14.74% restante se encuentra dividido entre las clases 5, 6 y 7 con 5.697%, 8.966% y 0.0075% correspondientemente.

A partir de los datos anteriores, se estimó que dentro del macizo de Tapon Creek la biomasa promedio es de 177.478 ton/ha; sin embargo, esta puede variar entre 131.765 ton/ha y 234.985 ton/ha. Así mismo, se determinó que el área de estudio contiene, en promedio, un total de 514,506 toneladas de biomasa aérea almacenada, variando entre 381,986 y 681,218 toneladas. El promedio de carbono contenido en el bosque es de 88.739 ton/ha, para un total de 257,253 toneladas de carbono almacenadas en este.




Estimación de la biomasa aérea utilizando propiedades espectrales Sentinel-2 en del bosque de la reserva natural privada Tapón Creek, Livingston, Izabal, Guatemala.		
Distribución espacial de la biomasa aérea en el macizo boscoso de Tapón Creek, Puerto Barrios Izabal Fuente: Datos del satélite Sentinel2 (A-B) Agencia Espacial Europea/Copernicus	Proyección mapa digital e impreso: UTM zona 15N Datum: WGS84 Edición: Javier A. Salazar Molina Guatemala, Mayo 2020	Universidad del Valle de Guatemala Departamento de Biología  UNIVERSIDAD DEL VALLE DE GUATEMALA

Figura 26. Mapa de la distribución espacial de la biomasa aérea contenida en el macizo boscoso de la reserva natural privada Tapón Creek, Izabal, basado en las variables con mayor correlación con la biomasa aérea.

VII. ANÁLISIS DE RESULTADOS

Los resultados mostrados por la FAO (2015) en su informe nacional para la evaluación de los recursos forestales mundiales, muestran una biomasa aérea media de 123.55 ton/ha para los bosques latifoliados del país, así también, una media de 76.594 ton/ha para los bosques latifoliados primarios maduros del país, así como una media de 91.39 ton/ha de carbono contenido por estos. Para el caso de bosque latifoliados secundarios avanzados, el mismo documento muestra una biomasa aérea media de 110.337 ton/ha. Tomando como base los resultados obtenidos, aplicando la metodología seleccionada, se ha podido determinar que el macizo boscoso de la reserva natural privada Tapon Creek, que este contiene una biomasa aérea promedio de 177.478 ton/ha, siendo el valor promedio de carbono 111.435 ton/ha, lo cual muestra un aumento significativo con respecto a la media nacional mostrada por la FAO. Esto, comparativamente hablando, podría sugerir que los métodos tradicionales utilizados por la FAO podrían estar generando subestimaciones del contenido de carbono aéreo, lo cual es posible, dado que la FAO trabaja sobre la base de promedios y extrapolaciones, que hacen de sus modelos sean más bondadoso, pero menos exactos. Lo cual, como se estará discutiendo más adelante, con la metodología propuesta se pueden obtener resultados mucho más precisos, sin tener que aplicar muchas suposiciones. Así mismo, esto sobrepasa por mucho los valores obtenidos para los bosques de Coníferas y bosques mixtos del país, ya que estos contienen en promedio 88.587 y 87.467 ton/ha de biomasa aérea.

Así mismo, los valores calculados para el bosque subtropical de Tapon Creek, sobrepasan los obtenidos en campo por Raed y Lawrence (2003) para los bosques subtropicales secos en Yucatán, México. Lo cual tiene sentido, ya que, según los mismos autores, la biomasa aérea de los bosques tropicales y subtropicales tienden a variar en función de la precipitación. Esto mismo sucede al comparar dichos resultados con los valores de biomasa aérea descritos para los bosques secos tropicales de Costa Rica, ya que según Ulate (2011), estos contienen 129.59 ton/ha; lo cual es congruente con los resultados obtenidos en el presente estudio, sugiriendo que el método es funcional y tiene el poder de ofrecer datos confiables y más cercanos a la realidad

Al comparar los contenidos de biomasa aérea del macizo boscoso de la reserva natural privada Tapon Creek, con los contenidos de bosques con una mayor precipitación promedio, estos resultan ser menores. Ulate (2011) muestra que la media de biomasa aérea es de 207 ton/ha para los bosques primarios tropicales muy húmedos de Costa Rica. Dichos bosques muestran una precipitación promedio de cercana a los 4000 mm, mientras que esta es de 3536.5 mm para el bosque de Tapon Creek. Otro factor a tomar en cuenta al hacer esta comparación es la humedad relativa de estos bosques, ya que esta también resulta ser mayor en los bosques evaluados por Ulate, con una media cercana al 85%, mientras que para el área del presente estudio esta es del

81%. Estos valores vienen a reforzar la idea de que la biomasa aérea está relacionada con la precipitación; sin embargo, se considera que hace falta más investigación para terminar de esclarecer esta relación.

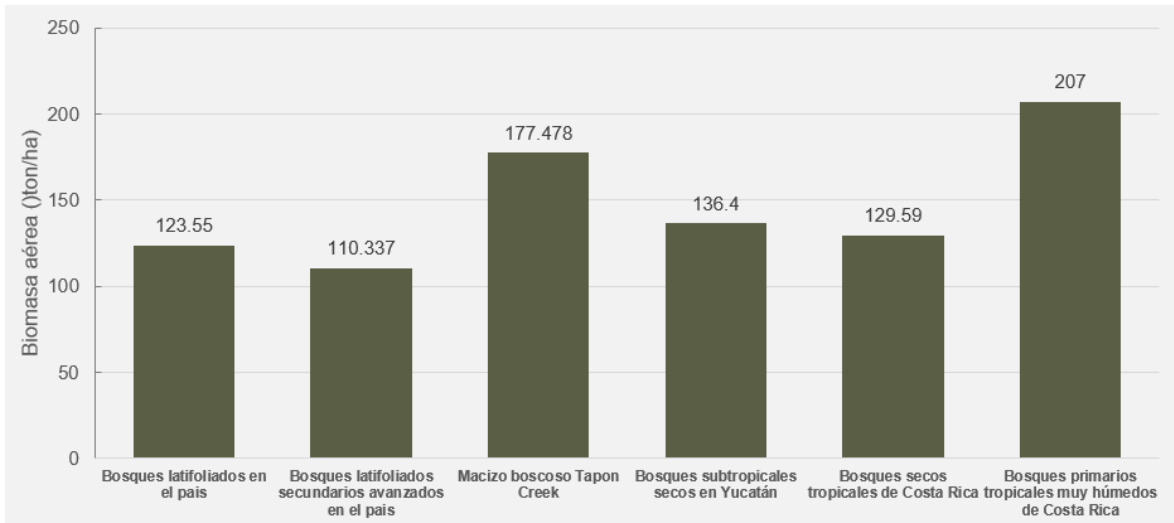


Figura 27. Comparación de la biomasa aérea contenida en el macizo boscoso Tapon Creek, en relación con el promedio reportado para los bosques latifoliados del país, bosques latifoliados secundarios avanzados del país, bosque subtropical seco de Yucatán, bosques secos tropicales de Costa Rica y Bosques primarios tropicales muy húmedos de Costa Rica.

(FAO, 2015.; Raed y Lawrence, 2003.; Ulate, 2011.).

Las estimaciones de biomasa total, aérea y carbono, que se obtuvieron del presente estudio, permiten observar que el bosque de la reserva natural privada Tapon Creek presenta diferentes edades de desarrollo o etapas sucesionales. Esto puede presentarse debido a procesos antrópicos que alteran la estructura original del bosque o procesos naturales relacionados con la sucesión natural bosque y las condiciones medioambientales propias del ecosistema, lo que concuerda con lo mencionado por Vásquez y Arellano (2012). Para el caso específico de Tapon Creek, se cree que la estructura del bosque está mayormente influenciada por los procesos de sucesión natural del bosque, ya que al ser una reserva natural privada se puede asumir que la presión por procesos antrópicos es relativamente baja en comparación a bosques no protegidos.

Por otra parte, la cantidad de biomasa aérea y total contenida en las parcelas de muestra utilizadas en este estudio mostraron una proporción de 0.69, lo que quiere decir que en promedio el 69% de la biomasa total del bosque se encuentra almacenada como biomasa aérea. Dicha proporción mostró cierta tendencia a disminuir cuando la biomasa total tomaba valores medios y bajos. Una posible explicación para este fenómeno es que al ser bosques inmaduros o en etapas de sucesión temprana, la vegetación está dominada principalmente por plantas con clases diamétricas bajas, resultando así en una biomasa aérea almacenada bastante baja y por consiguiente disminuyendo la proporción, ya que como se aprecia en los resultados (ver Figura 11), las parcelas

que mostraron una baja proporción entre la biomasa aérea y total están asociadas principalmente a valores bajos de biomasa, los cuales están estrechamente relacionados a valores bajos de DAP para dichas parcelas. Hay que mencionar que estos son los primeros datos sobre la proporción de la biomasa aérea y total en bosques subtropicales muy húmedos reportados en la región. Sin embargo, los resultados obtenidos son congruentes con los estudios de Galicia, Saynes y Campo (2015), quienes determinaron que dicha proporción es del 74% para bosques templados del sur de México.

La relación entre la biomasa aérea, y total, las bandas de Sentinel 2 y los índices de vegetación derivados de estas, se determinó utilizando la correlación de Pearson. Como se muestra en el Cuadro 5, las únicas bandas que presentaron una correlación significativa con la biomasa del bosque fueron B7 ($r=0.417$), B8 ($r=0.462$) y B8A ($r=0.337$), las cuales corresponden al Borde rojo 3, infrarrojo cercano 1 e infrarrojo cercano 2 respectivamente. Esto tiene sentido al considerar la alta sensibilidad del espectro infrarrojo cercano ante cambios bioquímicos internos de la planta, especialmente en los grupos C-H, N-H, O-H y S-H; así como también para variaciones físicas de las plantas, tales como el tamaño de las partículas en suspensión, densidad, viscosidad y turbidez (Thenkabail, Lyon y Huete., 2018). Esta alta sensibilidad a los cambios bioquímicos y físicos también podría explicar porque estas fueron las bandas que mostraron una mayor variabilidad entre las clases de bosque según lo visto en la Figura 25, mostrando en promedio, una desviación estándar entre clases de bosque 4 veces mayor al resto de bandas. Por otro lado, para las variables que no mostraron una correlación con la biomasa, puede deberse a que presentan un comportamiento no lineal más complejo, por lo que hace falta más investigación sobre la respuesta de dichas bandas ante variaciones en la biomasa y características del bosque.

En el caso de los índices de vegetación, ninguno de ellos presentó datos atípicos o fuera de escala. En términos generales y basados en estos valores, se puede inferir que el parche de bosque de la reserva natural privada de Tapon Creek presenta una vegetación saludable, con una alta actividad fotosintética, pero que muestra algunos indicios de perturbaciones, que como se mencionó anteriormente, se asume que en su mayoría son de origen natural. A pesar que según Gupta (2014), los índices utilizados presentan una dinámica propia dada por las condiciones ambientales de la región, especialmente el efecto de la precipitación; y para disminuir este efecto, los cálculos se realizaron tomando los valores medios anuales de cada banda, lo cual permitió simplificar el modelo y obtener una alta precisión. Sin embargo, para futuras investigaciones se sugiere utilizar las imágenes de la época seca y lluviosa por separado, ya que esto podría brindar información importante acerca de las dinámicas temporales tanto de los datos espectrales, como de la biomasa misma.

Para el caso específico de los siete índices de vegetación calculados para la presente investigación, al utilizar la correlación de Pearson, se determinó que los índices con una mayor correlación lineal con la biomasa aérea del bosque fueron el NDI45 ($r=0.772$), SR ($r=0.748$), NDVI

($r=0.711$) y GNDVI ($r=0.658$). Así mismo estos mostraron una correlación significativa con el DAP promedio de las parcelas, con coeficientes r de 0.482, 0.417, 0.466 y 0.449 respectivamente. Con base en lo anterior, se infiere que estos índices permiten predecir de forma significativa los cambios en la distribución de la biomasa que se estén dando dentro de un macizo boscoso. Por otro lado, no se encontró ninguna correlación entre la altura promedio del bosque, y las variables utilizadas en este estudio, lo cual tiene sentido, ya que si vemos la ec. 4, la cual fue usada para calcular la biomasa arbórea contenida en las parcelas de muestra, esta no utiliza la altura como variable, sino únicamente el DAP de los árboles, ya que la altura no es un factor determinante para la biomasa, sino que es más explicada por valores volumétricos.

Si se analiza cada uno de los índices de vegetación utilizados, tenemos que para el caso del NDVI, que normalmente es uno de los índices más utilizados para la cuantificación de variables biofísicas, presenta un leve problema de saturación cuando se muestran valores de clorofila muy altos, dando como resultado una disminución en la linealidad de los resultados y por consiguiente una correlación menor a la que se esperaría (Thenkabail, Smith y De Pauw, 2000). Como se mostró en la Figura 24, en el caso del macizo boscoso de la reserva natural privada de Tapon Creek, el NDVI mostró un comportamiento de tipo logarítmico, con un $r=0.615$, el cual resultó mucho mayor al presentado por la misma serie de datos al ser evaluados bajo una función lineal ($r=0.505$). El NDI45 corrige los anteriores problemas al optimizar la fórmula del NDVI para el uso de las bandas de Sentinel-2; la sustitución de la banda NIR por el RE1 (705 nm) en este índice de vegetación mejora considerablemente su relación con las propiedades biofísicas del bosque, lo cual es comprobado al mostrar un coeficiente r igual a 0.772. Estos resultados son consistentes con lo dicho por Frampton *et al.* (2013), quienes determinaron que la correlación del NDI45 era mayor que la del NDVI en la medición del contenido de clorofila del dosel; como es el caso de la zona de estudio.

Por su parte, el SR fue el índice más sencillo en términos de cálculo, utilizado en este estudio, ya que este únicamente utiliza las bandas NIR y RED. A pesar de utilizar las mismas bandas que el NDVI, el SR fue el segundo índice con el coeficiente r más alto, con 0.748. Gracias a su fórmula tan simple, el SR suele presentar valores mucho más lineales al relacionarlo con variables biofísicas. Esto se debe a su baja sensibilidad ante los efectos ópticos causados por el ángulo de captura del sensor y de incidencia solar en el terreno. Esta característica lo hace en un índice de vegetación poco específico, pero muy consistente (Frampton *et al.*, 2013; Chen, 1996). Lo contrario ocurre con algunos índices más complejos, tales como el EVI, IRECI y S2REP, los cuales presentan una alta sensibilidad a los efectos ópticos provocados debido a la topografía del terreno, ángulo de captura del sensor, etc.

Teóricamente, el EVI es un índice de vegetación bastante confiable y robusto al momento de estimar la biomasa de un bosque, debido a su capacidad de reducir el efecto de la atmósfera y el fondo del dosel, lo cual es especialmente útil en zonas con doseles muy cerrados; sin embargo, este

mostró una correlación con la biomasa aérea de ($r=0.53$). Lo mismo sucedió con los dos índices basados en la estimación borde rojo del espectro, el IRECI (0.617) y S2REP (0.386), siendo este último el índice con la menor correlación con la biomasa e incluso con la media de DAP del mismo. Una posible explicación al desempeño mostrados por estos índices es su alta sensibilidad a las condiciones topográficas del terreno (Matsushita *et al.*, 2007). Esta puede ser una fuente de error para estos tres índices, tomando en cuenta que no se realizó la corrección geométrica de la imagen. Se sugiere que para futuras investigaciones e lleve a cabo esta corrección mediante el uso de datos altitudinales contenidos en un modelo de elevación o bien mediante la incorporación de imágenes de radar al modelo. Así mismo, otra posible fuente de error, para el caso específico del EVI, suele ser el factor de ajuste del suelo (L) incorporado en su fórmula, ya que como norma general este suele adoptar el valor de 1, pero diversos autores han mencionado que este debe de ser específico para cada zona de estudio (Matsushita *et al.*, 2007; Garrouthe, Hansen y Lawrence, 2016).

Esta investigación tenía como parte de sus objetivos, mapear la distribución espacial de la biomasa aérea contenida en el macizo boscoso de la reserva natural privada de Tapon Creek. Se encontró que las variables que poseen un mayor poder de predicción para la distribución de la biomasa aérea del bosque fueron B7, B8, B8A, GNDVI, NDI45, NDVI y SR. Esto debido a que el clasificador en que contenía estas como variables explicativas, mostró una precisión global 91.41%, una precisión del productor y usuario del 92.48% y 92.6% respectivamente. Esto también demuestra la capacidad y alta sensibilidad de la metodología y productos usados en esta investigación.

Los cinco clasificadores evaluados en esta investigación mostraron una correlación significativa con la distribución espacial de la biomasa aérea, con estadísticos kappa que van de 0.524 hasta 0.879. Las variables (bandas e índices de vegetación) utilizadas en cada una pueden verse en el Cuadro 7, estas fueron la única fuente de variación entre los resultados de cada uno de los clasificadores, ya que en todos ellos se utilizaron los mismos parámetros para Random Forest, los mismos sitios de entrenamiento y verificación.

En general, las clasificaciones realizadas, al ser evaluadas mediante una matriz de confusión, mostraron valores de precisión global que rondan el 77%, a excepción de la clasificación basada en todos los índices (clasificación 4) y la basada en variables con mayor correlación con la biomasa (clasificación 5); estas mostraron valores de 58.713% y 91.405%, siendo el peor y mejor clasificador para este estudio.

La clasificación número 1, en la cual se utilizaron todas las bandas e índices de vegetación calculados para este estudio mostró una precisión global del 77.028%, lo cual quiere decir que al usar estas variables se logra predecir el 77% de la distribución de la biomasa aérea en la zona de estudio. Sin embargo, el resultado más importante de esta primera clasificación supervisada fue el cálculo de la importancia relativa de cada una de las variables. Este resultado mostró que las variables que más contribuyeron al modelo fueron B9, B1, NDVI, B3, SR, IRECI, B6 y B4, mismas

que fueron utilizadas para la clasificación número dos. Esta segunda clasificación dio como resultado una precisión global de 79.667%, lo cual supone una leve mejora en relación a la primera. Así mismo, esta mostró un coeficiente Kappa de 0.714, el cual también mejoró respecto al de la clasificación 1 ($\kappa=0.714$). Esta mejora con respecto a la clasificación anterior puede atribuirse al filtrado de las variables, ya que esto reduce en gran medida el ruido provocado por variables que no aportan poder al modelo de clasificación. Sin embargo, y a pesar de estos valores, que pueden ser tomados como aceptables, para esta investigación se considera que el método de selección de variables mencionado anteriormente no es el adecuado, ya que esta toma como criterio la contribución de cada variable al modelo (Degenhardt, Seifert y Szymczak, 2019). En otras palabras, este método únicamente evalúa la correlación de las variables con el producto final de otra clasificación, subestimando la relación entre las variables y el fenómeno estudiado en sí, en este caso, la distribución de la biomasa aérea. Con base en lo anterior se recomienda utilizar otros métodos de selección de variable, tales como el utilizado para realizar la clasificación número 5, el cual mostró ser mucho más preciso.

Las variables para las clasificaciones 3 y 4 fueron seleccionadas de una forma totalmente arbitraria, ya que estas no se basaron en ningún método cuantitativo. En el caso de la clasificación número 3, las bandas B1 a B9, mostraron que pueden explicar la distribución de la biomasa aérea en un 77.375, valor muy cercano al mostrado por las primeras dos clasificaciones.

En el caso de la clasificación 4, esta mostró que los índices de vegetación, por sí solos, pueden explicar dicha distribución en un 58.713% bajo el algoritmo clasificador usado. Esto puede deberse a diferentes motivos, una posible explicación son los coeficientes de correlación tan bajos mostrados por algunos de los índices. Así mismo, al ver las fórmulas de los índices utilizados, es evidente que el uso de las bandas B4 y B8, correspondientes al RED y al NIR, es muy recurrente. Se sugiere que esto podría provocar que el modelo diera especial importancia a dichas bandas, dando como resultado un modelo con muy baja correlación lineal hacia los parámetros biofísicos del bosque (Delegido *et al.*, 2011). Así mismo, dicho modelo podría estar poniendo demasiado énfasis en índices cuya correlación con la biomasa era muy baja. Por consiguiente, se considera necesario, para futuras investigaciones evaluar la contribución individual de cada uno de los índices al modelo.

El modelo que presentó el mejor desempeño, como ya se mencionó, fue el de la clasificación número 5, con una precisión global del 91.405% y un estadístico kappa igual a 0.879. Dicho modelo también presentó los valores más altos en cuanto a precisión del productor y del usuario con 92.478% y 92.595%, como puede verse en el Cuadro 10. Estos valores indican una eficiencia muy alta por parte de las variables utilizadas al momento de predecir la distribución espacial de la biomasa aérea. Se considera que el principal motivo por el cual este modelo presentó una precisión tan alta fue la utilización de las variables con una mayor correlación individual con la biomasa. A diferencia

de la clasificación número dos, este utilizó las variables que más relación tienen con el fenómeno en sí, y no con el producto de la propia clasificación.

Como se discutió anteriormente, la única fuente de variación de los resultados de las clasificaciones fueron las variables empleadas en cada una, por lo que si el desempeño de cada clasificador recae estrictamente sobre estas. Con base en esto, puede atribuirse el buen desempeño de esta última clasificación a la selección de variables para el modelo. Así mismo, los resultados indican que la mejor manera de seleccionar las variables del clasificador para este tipo de investigación es con base en su correlación lineal con la biomasa.

Ahora bien, al evaluar los resultados de esta investigación, puede surgir la pregunta de si las parcelas utilizadas para la verificación de las clasificaciones este estudio fueron las necesarias, ya que después de todo, estas fueron en las que se basaron todos los cálculos de precisión de los clasificadores. Sin embargo, cada una de las clases de bosque contaba con más de 45 píxeles de verificación, lo cual se considera suficiente, según lo dicho por Stehman (2009), quien menciona que la cantidad mínima de píxeles de verificación para una clasificación supervisada en bosques extensos, o donde por diferentes motivos no se llegue a alcanzar una muestra que satisfaga los requerimientos de un diseño probabilísticamente acertado, debe de ser igual a la cantidad de clases de interés multiplicado por 10 (40 para el presente estudio). Por otra parte, el mismo autor sugiere utilizar un enfoque más estadístico, ya que el enfoque basado en clases puede resultar un tanto menos preciso. A pesar de este último punto, las parcelas de muestra y verificación establecidas para este estudio mostraron un buen desempeño, ya que lograron establecer un modelo de clasificación que predijo la distribución espacial de la biomasa del 91.41%, una precisión del productor y usuario del 92.48% y 92.6% respectivamente, bajo el modelo adecuado. Esto demuestra la capacidad y alta sensibilidad de la metodología y productos usados en esta investigación.

Sobre la base de lo anteriormente expuesto, se hace claro el potencial de las bandas e índices de vegetación derivados de Sentinel-2 para predecir la biomasa en bosques subtropicales; comparando con otras investigaciones en donde se han utilizado diferentes sensores (Shao y Zhang, 2016; Dube y Mutanga, 2016; Maina, Odera y Kinjanjui, 2017) en diversos sistemas forestales. Así mismo, este trabajo de investigación logro dejar en claro la relación existente entre cada una de estas bandas e índices con la biomasa aérea contenida en el macizo boscoso de Tapon Creek.

Por otra parte, la metodología empleada en este trabajo, mostró ser sumamente efectiva para cuantificar la cantidad total de biomasa aérea de dicho bosque y predecir la distribución espacial de la misma a partir de datos de acceso libre; por lo que esta representa una herramienta de análisis y monitoreo forestal rentable y costo efectivo, la cual podría permitir mejorar las acciones de gestión sostenible de los bosques del país.

VIII. CONCLUSIONES

Se concluye que la metodología utilizada en esta investigación da respuesta a las preguntas de investigación y objetivos antes planteados y queda como referente para seguir utilizando la teledetección en estudios de investigación que involucren temas sobre el monitoreo y gestión forestal en pro de medidas para la mitigación al cambio; por otro lado, se pudo derivar información técnica importante a escala del santuario como:

- El análisis correlación con la biomasa aérea, estimada bajo variables dasométricas del inventario forestal, demostró que las bandas más correlacionados con la biomasa aérea del macizo boscoso de la reserva natural privada Tapon Creek fueron las bandas B7, B8 y B8A, con coeficientes r de 0.417, 0.463 y 0.337 respectivamente. Así mismo, mostró que los índices de vegetación con más correlación con la biomasa aérea del lugar fueron el NDI45, SR, NDVI y GNDVI, con coeficientes r de 0.772, 0.748, 0.711 y 0.658 respectivamente.
- Se determinó que el uso de las variables con mayor correlación lineal dentro del algoritmo de clasificación Random Forest, puede mejorar la precisión de este entre un 11.83% y 32.692% según los resultados de este estudio, por lo que se concluye que este método de selección de variables fue el adecuado para esta investigación.
- El uso de las variables espectrales, derivadas de imágenes Sentinel-2, previamente seleccionadas según su correlación con la biomasa aérea del macizo boscoso de la reserva natural privada Tapon Creek y aplicadas al algoritmo clasificador Random Forest permitieron predecir la distribución espacial de la biomasa aérea de dicho bosque con una precisión del 91.405% y un valor kappa de 0.879. Lo cual a su vez permitió, mediante un mapa, establecer una primera aproximación del patrón de distribución de la biomasa aérea de la zona a una resolución espacial de 10 metros. Lo cual servirá como línea base para el establecimiento de programas de monitoreo y manejo de bosques naturales con fines de conservación. En este sentido Las imágenes Sentinel-2 representan una fuente de datos de sensores remotos clave ya que, dada la accesibilidad a los datos, la resolución y las diferentes metodologías para la calibración y mejoras de las imágenes las convierten en un insumo importante cuando se utilizan para temas de observación y monitoreo de bosques naturales a mediana y gran escala.
- Se determinó que las cuatro clases de bosque evaluadas en esta investigación, definidas por los rangos de biomasa aérea 50-150 ton/ha, 150-250 ton/ha, 250-300 ton/ha y >300

ton/ha; abarcan el 85.262% del área total de estudio; donde se presentó que la clase correspondiente al intervalo de 50-150 ton/ha es la de mayor porcentaje con el 38.448% y un área de 1114.622 ha.

- Para la estimación del contenido de biomasa aérea y carbono del macizo boscoso de la reserva natural privada Tapon Creek a partir de la medición en campo de variables dasométricas y el uso de ecuaciones alométricas, se obtuvo un valor promedio de 177.478 ton/ha y 111.435 tonC/ha, sin embargo, este bosque es heterogéneo, ya que presenta diferentes edades de desarrollo encontrando una alta variación entre los contenidos de biomasa aérea y carbono mínimo y máximo del orden de 131.765 ton/ha hasta 234.985 ton/ha y entre 65.882 tonC/ha y 117,492 tonC/ha respectivamente; esta investigación demostró que aproximadamente se poseen 514,506 toneladas de biomasa aérea y 257,253 toneladas de carbono almacenado dentro de este macizo boscoso, presentando un gran potencial para el secuestro de CO₂. Por otro lado, el establecimiento de parcelas temporales de muestreo son una herramienta fundamental para el registro rápido y eficaz de variables dasométricas como el DAP y el uso de ecuaciones alométricas denota la mejor opción para estimar de forma apropiada los contenidos de biomasa aérea en ecosistemas forestales.

IX. RECOMENDACIONES

Con base en los resultados obtenidos se recomienda establecer un programa para el establecimiento de parcelas de muestreo el cual permita obtener más información sobre la composición, estructura y función de los bosques como también sobre el monitoreo de los contenidos de biomasa aérea y carbono del macizo boscoso de la reserva natural privada Tapon Creek; también es de gran interés el establecimiento de una red de parcelas permanentes de monitoreo distribuidas según las características de la vegetación para determinar atributos ecológicos los cuales permitirán entender a un nivel más detallado las dinámicas que se presentan en ecosistemas forestales de la zona.

Es de suma importancia aumentar el nivel de detalle de las categorías de uso de suelo en la cartografía oficial de las coberturas y uso del suelo ya que aportará en la toma de decisiones y la selección de sitios para el establecimiento de parcelas y monitoreo de bosques naturales del bosque.

Para futuras investigaciones en este campo, se sugiere experimentar con imágenes de otro tipo de sensores remotos ópticos de mayor resolución como RADAR y LIDAR, el uso de diferentes índices de vegetación a los usados en el presente trabajo y datos de inventarios forestales para optimizar y ajustar las estimaciones de biomasa aérea y carbono del macizo boscoso de la reserva natural privada Tapon Creek. De igual manera se recomienda realizar estudios similares en otros ecosistemas forestales que permitan establecer una metodología acorde que pueda ser utilizada para el monitoreo de bosques naturales a escala regional o nacional.

X. BIBLIOGRAFÍA

1. Aguilar, H., Mora, R. y Vargas, C. 2014. *Atmospheric correction methodology for Aster, Rapideye, Spot 2 and Landsat 8 images with ENVI Flaash module software*. Revista Geográfica de América Central, 53:39-59.
2. Ali, I., Cawkwell, F., Dwyer, E. y S. Green. 2017. *Modeling managed grassland biomass estimation by using multitemporal remote sensing data-A machine learning approach*. Remote Sensing Journal. 10: 3254–3264.
3. Álvarez, G. 2008. *Modelos alométricos para la estimación de biomasa aérea de dos especies nativas en plantaciones forestales del trópico de Cochabamba, Bolivia*. (Tesis de Maestría) Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza-CATIE. Turrialba, Costa Rica.
4. Andrade, H., Arteaga C., y M. Segura. 2017. *Emisión de gases de efecto invernadero por uso de combustibles fósiles en Ibagué, Tolima (Colombia)*. Corpoica Ciencia Y Tecnología Agropecuaria. 18(1): 103–112.
5. Barnes, B., Zak, D., Denton, S. y S. Spurr. 1998. *Forest ecology*. Ed. 4. Wiley. Nueva York, USA. 527pp.
6. Battude, M., Al Bitar, A., Morin, D., Cros, J., Huc, M., Sicre, C., Le Dantec, V. y V. Demarez. 2016. *Estimating maize biomass and yield over large areas using high spatial and temporal resolution Sentinel-2 like remote sensing data*. Remote Sensing Journal. 184: 668–681.
7. Bhattarai, K. 1983. *Mineral Exploration by Remote Sensing Techniques in Nepal*. Department of Mines and Geology, Lainchaur, Kathmandu, Nepal. Adv. Space Res. 3(2): 49-54.
8. Brower, J. y Zar, H. 1984. *Fields and laboratory methods for general ecology*. Ed 2. Brown. Dubuque, USA.
9. Brown, S. 1997. *Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests: A Primer*. FAO Forest Paper 134. Roma, Italia.

10. Brown, S., Schreder, P. y Kern, J. 1999. *Spatial distribution of biomass in forests of the eastern USA*. Forest Ecology and Management. 123: 81–90.
11. Campbell, J. y Wynne, R.H., 2011. *Introduction to REMOTE SENSING*. Ed. 5. The Guilford Press. New York, USA. 683 pp.
12. Chavez, P. 1996. *Image-based atmospheric corrections—revisited and revised*. Photogrammetry and Remote Sensing. 62: 1025-1036.
13. Chemura, A., Mutanga, O. y T. Dube. 2017. *Separability of coffee leaf rust infection levels with machine learning methods at Sentinel-2 MSI spectral resolutions*. Precision Agriculture. 18: 859–881.
14. Chen, J. 1996. *Evaluation of Vegetation Indices and a Modified Simple Ratio for Boreal Applications*. Canadian Journal of Remote Sensing. 22(3): 229–242.
15. Chen, G., y J. Wang. 2008. *Spectral Reflectance and Aboveground Biomass Estimation of the Grassland under Protection Condition*. Journal of Yunnan Agricultural University. 462–467.
16. Chuvieco, E. 1995. *Fundamentos de Teledetección Espacial*. Ed. 2, Editorial Rialph. Madrid, España. 384 pp.
17. Chuvieco, E. 2010. *Teledetección Ambiental*. Ed. 3, Editorial Ariel. Barcelona, España. 425 pp.
18. Congalton, R. G. 1991. *A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data*. Remote Sensing Environment. 37: 35-46.
19. Congalton, R. G., y Mead, R. A. 1983. *A quantitative method to test for consistency and correctness in photo interpretation*. Photogramm. Eng.Remote Sensing. 49: 69-74.
20. Cortés, L., Hernández, J., Valencia, D., y P. Corvalán, P. 2014. *Estimation of Above-Ground Forest Biomass Using Landsat ETM+, Aster GDEM and Lidar*. Forest Research Open Access. 3(2): 1–7.
21. Czaplewski, R. 2000. *Accuracy assessments and areal estimates using two phase Stratified Random Sampling cluster plots and the Multivariate Composite Estimate*. Ann Arbor Press. Chelsea, USA. 79-100pp.

22. Degenhardt, F., Seifert, S. y S. Szymczak. 2019. *Evaluation of variable selection methods for random forests and omics data sets*. Briefings in Bioinformatics. 20(2), 492-503.
23. Delegido, J., Verrelst, J., Alonso, L., y J. Moreno. 2011. *Evaluation of Sentinel-2 red-edge bands for empirical estimation of green LAI and chlorophyll content*. Sensors (Basel, Switzerland). 11(7): 7063–7081.
24. Dube, T. y O. Mutanga. 2016. *The impact of integrating WorldView-2 sensor and environmental variables in estimating plantation forest species aboveground biomass and carbon stocks in Umgeni Catchment, South Africa*. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing. 119: 415–425.
25. Edwards, A. 1998. *Radiometric correction of satellite images: when and why radiometric correction is necessary*. Disponible en: <http://www.ncl.ac.uk/tcmweb/bilko/module7.pdf>
26. ERDAS. 1999. *Erdas field guide*. Ed. 5. Erdas. Atlanta, USA. 672 pp.
27. ESRI. 1996. *ArcView GIS*. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute. 350 pp.
28. European Space Agency. 2015. *Sentinel-2 User Hand Book*. 356 pp.
29. FAO. 2006. *Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales 2005 Hacia la ordenación forestal sostenible*. Roma, Italia: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.
30. FAO. 2007. *Definitional issues related to reducing emissions from deforestation in developing countries*. Roma, Italia: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.
31. FAO. 2014. *El estado de los bosques del mundo 2014 Potenciar los beneficios socioeconómicos de los bosques*. Roma, Italia: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.

32. FAO. 2015. *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2015, Informe nacional, Guatemala*. Roma, Italia: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
33. FAO. 2016. *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2015 ¿Cómo están cambiando los bosques del mundo?* Roma, Italia: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.
34. Fassnacht, F., Hartig, F., Latifi, H., Berger, C., Hernandez, J., Corvalan, P. y B. Koch. 2014. *Importance of sample size, data type and prediction method for remote sensing-based estimations of aboveground forest biomass*. Remote Sensing and Environment. 154: 102–114.
35. Figueroa, M. 2007. *Los sumideros naturales de CO2: una estrategia sostenible entre el cambio climático y el Protocolo de Kyoto desde las perspectivas urbana y territorial*. Sevilla, España: Universidad de Sevilla, Secretariado de Publicaciones.
36. Foody, G, Cutler, M., McMorrow, J., Pelz, D., Tangki, H., Boyd, D. y I. Douglas. 2001. *Mapping the biomass of Bornean tropical rain forest from remotely sensed data*. Global Ecology and Biogeography. 10(4): 379–387.
37. Frampton, W., Dash, J. Watmough, G. y E. Milton. 2013. *Evaluating the capabilities of Sentinel-2 for quantitative estimation of biophysical variables in vegetation*. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing. 82: 83–92.
38. FUNDAECO. 2005. *Plan Maestro 2004-2008 Área de Uso Múltiple Río Sarstún*. 106pp.
39. Galicia, L., Saynes, V. y J. Campo. 2015. *Biomasa aérea, biomasa subterránea y necromasa en una cronosecuencia de bosques templados con aprovechamiento forestal*. Botanical Sciences 93 (3): 473-484.
40. Gandía, S. y Meliá, J. 1991. *La Teledetección en el seguimiento de los fenómenos naturales: recursos renovables*. Universidad de Valencia, España.
41. Gao, Y., Lu, D., Li, G., Wang, G., Chen, Q., Liu, L. y D. Li. 2018. *Comparative analysis of modeling algorithms for forest aboveground biomass estimation in a subtropical region*. Remote Sensing Journal. 10: 627-640.

42. Garrouste, E., Hansen, A. y R. Lawrence. 2016. *Using NDVI and EVI to map spatiotemporal variation in the biomass and quality of forage for migratory elk in the greater Yellowstone ecosystem*. Remote Sensing. 8(5): 404-419.
43. Gasparri, N., Parmuchi, M., Bono, J., Karszenbaum, H. y C. 2010. Montenegro. *Assessing multi-temporal Landsat 7 ETM + images for estimating above-ground biomass in subtropical dry forests of Argentina*. Journal of Arid Environments. 74(10) 1262–127.
44. Gayoso, J. y Guerra, J. 2005. *Contenido de carbono en la biomasa aérea de bosques nativos en Chile*. Bosque. 26(2):33–38.
45. Ghoggali, N., and F. Melgani. 2009. *Automatic Ground-Truth Validation with Genetic Algorithms for Multispectral Image Classification*. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing. 47 (7): 2172–2181
46. Gibbs, H., Brown, S., Niles, J. y J. Foley. 2007. *Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: making REDD a reality*. Environmental Research Letters. 2: 1–13.
47. González, M. 2008. *Estimación de la biomasa aérea y la captura de carbono en regeneración natural de Pinus maximinoi H. E. Moore, Pinus oocarpa var. ochoterenai Mtz. y Quercus sp. en el norte del Estado de Chiapas, México*. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza-CATIE.
48. Gross, J., Woodley, S., Welling, L., y Watson, J. 2016. *Adapting to Climate Change: Guidance for protected area managers and planners*. Best Practice Protected Area Guidelines. Gland, Switzerland: UICN.
49. Gupta, U. 2014. *Study of Temporal Variation of Vegetation Indices and Phenology of Tropical Deciduous Broadleaf Forest in Eastern India*. The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, 40(8), 9–22.
50. Guyot, G. Baret, F., 1988. *Utilisation de la haute resolution spectrale pour suivre l'état des couverts vegetaux*. Proceedings, 4th International Colloquium 'Spectral Signatures of Objects in Remote Sensing'. ESA Publication. Paris, Francia. 279–286.

51. Hall, R., Skakun, R., Arsenault, E. y B. Case. 2006. *Modeling forest stand structure attributes using Landsat ETM + data: Application to mapping of aboveground biomass and stand volume*. Forest Ecology and Management. 225: 378–390.
52. Hawrylo, P. y P. Wezyk. 2018. *Predicting growing stock volume of scots pine stands using Sentinel-2 satellite imagery and airborne image-derived point clouds*. Forests. 9: 274–289.
53. Houghton, R., Lawrence, K., Hackler, J. y S. Brown, S. 2001. *The spatial distribution of forest biomass in the Brazilian Amazon The spatial distribution of forest biomass in the Brazilian Amazon: a comparison of estimates*. Global Change Biology. 7: 731–746.
54. Houghton, R. 2005. *Aboveground Forest Biomass and the Global Carbon Balance*. Global Change Biology. 11: 945–958.
55. Huang, C., Ye, X., Deng, C., Zhang, Z. y Z. Wan. 2016. *Mapping above-ground biomass by integrating optical and SAR imagery: a case study of Xixi National Wetland Park, China*. Remote Sensing Journal. 8(8): 647-659.
56. Huete, A., Liu, H., Batchily, K. y W. van Leeuwen. 1997. *A comparison of vegetation indices over a global set of TM images for EOS-MODIS*. Remote Sensing of Environment. 59(3): 440–451.
57. IPCC. 2007. *Climate Change 2007 - The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the IPCC*. New York, USA: Cambridge University Press.
58. IPCC. 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. New York, USA: Cambridge University Press.
59. Jordan, C. 1969. *Derivation of Leaf Area Index from Quality of Light on the Forest Floor*. Ecology. 50: 663-666.
60. Kemerer, A., Di Bella, C., Melchiori, R., Benench, A. y R. Alvarez. 2007. *Comparación de índices espectrales para la predicción del IAF en campos de maíz*. Congreso de teledetección: hacia mejor entendimiento de la dinámica global y regional. Asociación Española Teledetección.

61. Kimes, D., Nelson, R., Skole, D. y W. Salas. 1998. *Accuracies in mapping secondary tropical forest age from sequential satellite imagery*. *Remote Sensing Environment*. 112-120.
62. Kruse, F. 2004. *Comparison of ATREM, ACORN, and FLAASH atmospheric corrections using low-altitude AVIRIS data of Boulder*. Recuperado de: http://www.hgimaging.com/PDF/Kruse-JPL2004_ATM_Compare.pdf.
63. Lapeyre, T., Alegre, J., y Arévalo, L. 2004. *Determinación de las Reservas de Carbono de la Biomasa Aérea, en Diferentes Sistemas de Uso de la Tierra en San Martín, Perú*. *Ecología Aplicada*. 3(2): 35–44.
64. Laurin, G., Puletti, N., Hawthorne, W., Liesenberg, V., Corona, P., Papale, D., Chen, Q. y R. Valentini. 2016. *Discrimination of tropical forest types, dominant species, and mapping of functional guilds by hyperspectral and simulated multispectral Sentinel-2 data*. *Remote Sensing Journal*. 176: 163–176.
65. Lenoble, J. 1993. *Atmospheric Radiative Transfer*. Deepak Publishing. Virginia, USA. 545pp.
66. Lira, J. y A. Oliver. 1983. *A diffusion model to correct multi-spectral images for the path-radiance atmospheric effect*. Mexico. 157 pp.
67. Liu, K., Wang, J., Zeng, W. y J. Song. 2017. *Comparison and evaluation of three methods for estimating forest above ground biomass using TM and GLAS data*. *Remote Sensing Journal*. 9: 341-349.
68. Liu, Y., Gong, W., Hu, X. y J. Gong. 2018. *Forest type identification with random forest using Sentinel-1A, Sentinel-2A, multi-temporal Landsat-8 and DEM data*. *Remote Sensing Journal*. 10: 946-953.
69. Lu, D. 2006. *The potential and challenge of remote sensing-based biomass estimation*. *International Journal of Remote Sensing*. 27(7): 1297–1328.
70. Lu, D., Chen, Q., Wang, G., Liu, L., y Moran, E. 2014. *A survey of remote sensing-based aboveground biomass estimation methods in forest ecosystems*. *International Journal of Digital Earth*. 37–41.

71. Lumbres, R. y Y. Lee. 2014. *Forest Science and Technology Aboveground biomass mapping of La Trinidad forests in Benguet, Philippines, using Landsat Thematic Mapper data and k-nearest neighbor method*. Forest Science and Technology. 1–8.
72. Maina, E., Odera, P. y M. Kinyanjui. 2017. *Estimation of above ground biomass in forests using Alos Palsar data in Kericho and Aberdare ranges*. Open Journal of Forestry. 7(2): 79–96.
73. Main-knorn, M., Cohen, W., Kennedy, R., Grodzki, W., Dirk, P., Grif, P., y P. Hostert. 2013. *Remote Sensing of Environment Monitoring coniferous forest biomass change using a Landsat trajectory-based approach*. Remote Sensing of Environment. 139: 277–290.
74. Mallinis, G., Mitsopoulos, I. y I. Chrysafi. 2018. *Evaluating and comparing Sentinel 2A and Landsat-8 Operational Land Imager (OLI) spectral indices for estimating fire severity in a Mediterranean pine ecosystem of Greece*. GISci. Remote Sensing Journal. 55: 1–18.
75. Matsushita, B., Yang, W., Chen, J., Onda, J. Y G. Qiu, 2007. *Sensitivity of the enhanced vegetation index (EVI) and normalized difference vegetation index (NDVI) to topographic effects: a case study in high-density cypress forest*. Sensors. 7(11): 2636–2651.
76. Mohd Zaki, N. y Abd Latif, Z. 2017. *Carbon sinks and tropical forest biomass estimation: a review on role of remote sensing in aboveground-biomass modelling*. Geocarto International. 32(7): 701–716.
77. Mura, M., Bottalico, F., Giannetti, F., Bertani, R., Giannini, R., Mancini, M., Orlandini, S., Travaglini, D. y G. Chirici. 2018. *Exploiting the capabilities of the Sentinel-2 multi spectral instrument for predicting growing stock volume in forest ecosystems*. International Journal of Applied Earth Observation. 66: 126–134.
78. Mutanga, O. y A. Skidmore. 2004. *Narrow band vegetation indices overcome the saturation problem in biomass estimation*. International Journal of Remote Sensing. 25(19) 3999–4014.
79. Nelson, R., Kimes, D., Salas, W., y M. Routhier. 2000. *Secondary forest mapping and tropical forest biomass estimation using Thematic Mapper Imagery*. BioScience. 50: 419– 431.
80. Ordóñez, J. y Maser, O. 2001. *Captura de Carbono Ante el Cambio Climático*. Madera Y Bosques. 7(1): 3–12.

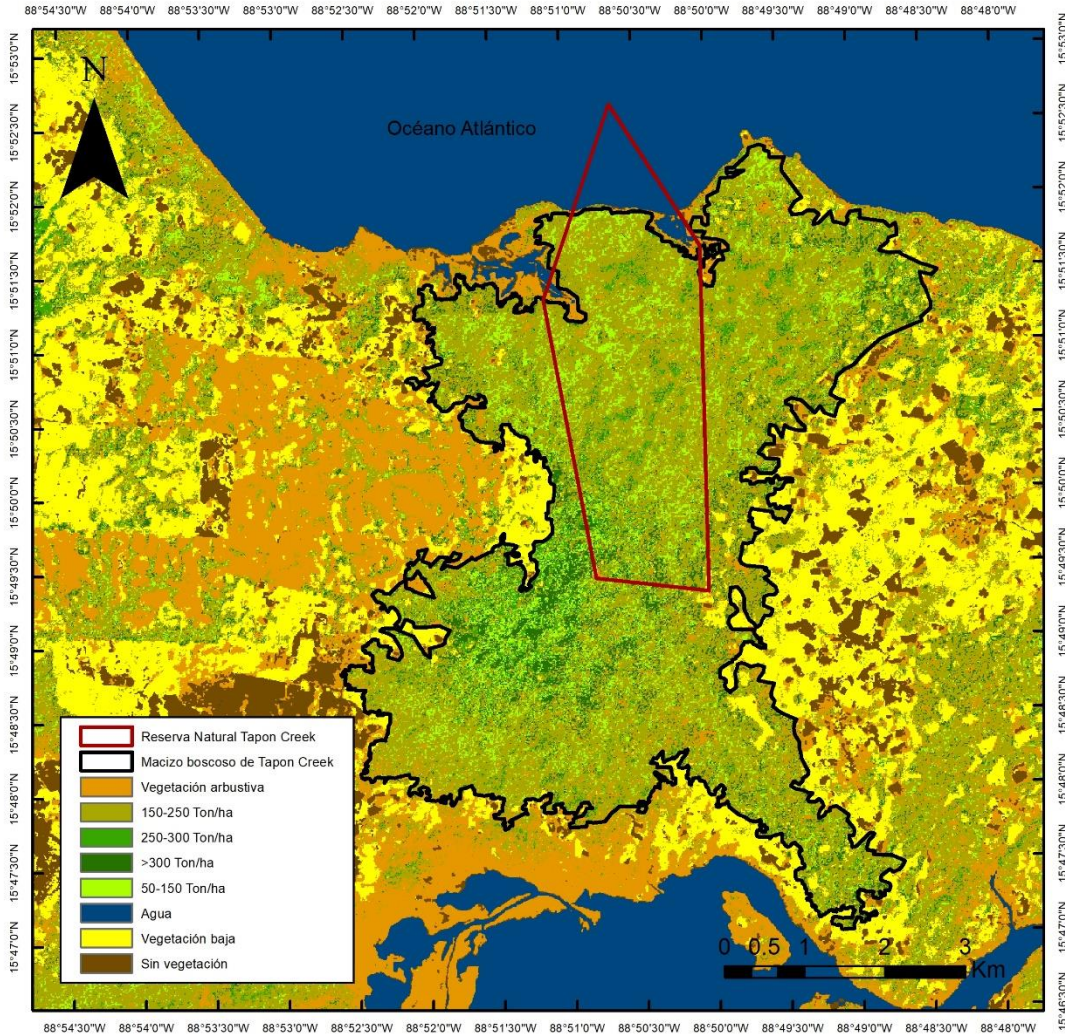
81. Pearson, T., Brown, S., Murray, L. y Sidman, G. 2017. *Greenhouse gas emissions from tropical forest degradation: an underestimated source*. Carbon Balance and Management.
82. Phillips, J., Duque, A., Yepes, A., Cabrera, K., García, M., Navarrete, D. y Cárdenas, D. 2011. *Estimación de las reservas actuales (2010) de carbono almacenadas en la biomasa aérea en bosques naturales de Colombia*. Estratificación, alometría y métodos analíticos. Bogotá D.C., Colombia.
83. Phua, M., y H. Saito. 2003. *Estimation of biomass of a mountainous tropical forest using Landsat TM data*. Canadian Journal of Remote Sensing. 29(4): 429–440.
84. Plank, S. 2014. *Rapid damage assessment by means of multi-temporal SAR-A comprehensive review and outlook to Sentinel-1*. Remote Sensing Journal. 6: 4870–4906.
85. Read, L. y D. Lawrence. 2003, *Recovery of Biomass Following Shifting Cultivation in Dry Tropical Forests of the Yucatan*. Ecological Applications. 13(1): 85-97.
86. Research Systems. 2000. *ENVI Users Guide*. Version 3.4, Boulder, CO.
87. Rodríguez, P., Wheeler, J., Louis, V., Tansey, K., y H. Balzter. 2017. *Quantifying Forest Biomass Carbon Stocks From Space*. Current Forestry Reports. 3(1): 1–18.
88. Rojo-Martínez, G., Jasso-Mata, J. y Velásquez-Martínez, A. 2003. *Las masas forestales como sumideros de Co2 ante un cambio climático global*. Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales Y Del Ambiente. 9(1): 57–67.
89. Roldán, P., y G. Poveda. 2006. *Variabilidad Espacio-Temporal de los Índices NDVI y EVI. Aplicación a Cinco Regiones Colombianas*. Meteorología Colombiana. 10: 47–59.
90. Sabins, F.F., 1996. *REMOTE SENSING. Principles and Interpretation (3° Edición)*. Waveland Press, Inc., Illinois, USA. 512 p.
91. Sader, S., Waide, R., Lawrence, W., & Joyce, A. (1989). *Tropical forest biomass and successional age class relationships to a vegetation index derived from Landsat TM data*. Remote Sens. Environ., 28, 143–156.

92. Sakowska, K., Juszczak, R. y D. Gianelle. 2016. *Remote sensing of grassland biophysical parameters in the context of the Sentinel-2 satellite mission*. Journal of Sens. 3: 45-53.
93. Sanches, I., Feitosa, R., Diaz, P., Soares, M., Luiz, A., Schultz, B. y L. Maurano. 2018. *Campo verde database: Seeking to improve agricultural remote sensing of tropical areas*. Remote Sensing Journal. 15: 369–373.
94. Seo, H., Phua, M., Ong, R., Choi, B., y Lee, J. 2014. *Determining Aboveground Biomass of a Forest Reserve in Malaysian Borneo Using K-Nearest Neighbour Method*. Journal of Tropical Forest Science. 26(1), 58–68.
95. Shao, Z. y L. Zhang. 2016. *Estimating forest aboveground biomass by combining optical and SAR data: a case study in Genhe, Inner Mongolia, China*. Sensors. 16(6): 125-147.
96. Sharma, V. y Chaudhry, S. 2015. *An Evaluation of Existing Methods for Assessment of Above-Ground Biomass in Forests*. International Journal of Engineering Research and Science y Technology. 4(2): 1–20.
97. Shi, L., y Liu, S. 2017. *Methods of Estimating Forest Biomass: A Review*. Biomass Volume Estimation and Valorization for Energy. Ed. J. S. Tumuluru. 23–46.
98. Sibanda, M., Mutanga, O., M. Rouget. 2015. *Examining the potential of Sentinel-2 MSI spectral resolution in quantifying above ground biomass across different fertilizer treatments*. Photogrammetry. 110: 55–65.
99. Silleos, N., Alexandridis, T., Gitas, I. y K. Perakis. 2006. *Vegetation indices: Advances made in biomass estimation and vegetation monitoring in the last 30 years*. Geocarto International. 21(4): 21–28.
100. Slater, P.N. 1980. *Remote Sensing: Optics and Optical Systems*. Addison Wesley Publishing Company. Reading, Massachusetts. 575 pp.
101. Stehman, V. 2009. *Sampling designs for accuracy assessment of land cover*. International Journal of Remote Sensing. 30(20): 5243-5272.

102. Su, W., Hou, N., Li, Q., Zhang, M., Zhao, X. y K. Jiang. 2018. *Retrieving leaf area index of corn canopy based on Sentinel-2 remote sensing image*. Remote Sensing Journal. 49: 151–156.
103. Tan, K., Lee, K., Mohamed, A., y Bhatia, S. 2009. *Palm oil: Addressing issues and towards sustainable development*. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 13(2): 420–427.
104. Thenkabail, P., Smith, R. y E. De Pauw. 2000. *Hyperspectral vegetation indices and their relationships with agricultural crop characteristics*. Remote Sensing of Environment. 71(2): 158–182.
105. Thenkabail, S., Lyon, J. y A. Huete. 2018. *Biophysical and Biochemical Characterization and Plant Species Studies*. Editorial CRC Press. Florida, USA. 348 pp.
106. Tesfamichael, S., Newete, S., Adam, E. y B. Dubula. 2018. *Field spectroradiometer and simulated multispectral bands for discriminating invasive species from morphologically similar cohabitant plants*. Remote Sensing Journal. 55: 417–436.
107. Timothy, D., Onesimo, M., Cletah, S., y S. Adelabu. 2016. *Remote sensing of aboveground forest biomass: A review*. Tropical Ecology. 57(2): 125–132.
108. Tucker, C., Vanpraet, C. Sharman. M and G. Van Ittersum. 1985. *Satellite remote sensing of total herbaceous biomass production in the senegalese sahel: 1980–1984*. Remote Sensing of Environment. 17(3): 233–249, 1985.
109. Tuomistio, H. 1998. *What Satellite Imagery and Large- Scale Field Studies can tell about Biodiversity Patterns in Amazonian Forests*. Annals of the Missouri Botanical Garden. 85(1): 48-62
110. Ulate, C. 2011. *Análisis y comparación de la biomasa aérea de la cobertura forestal según zona de vida y tipo de bosque para Costa Rica*. Instituto tecnológico de Costa rica. 60 pp
111. Vásquez, A. y H. Arellano. 2012. *Estructura, Biomasa Aérea y Carbono Almacenado en Los Bosques del Sur y Noroccidente de Córdoba*. Colombia Diversidad Biótica. 12: 923-962.
112. Viña, A., Gitelson, A., Nguy-robertson, A. y Y. Peng. 2011. *Remote Sensing of Environment Comparison of different vegetation indices for the remote assessment of green leaf area index of crops*. Remote Sensing of Environment. 115(12): 3468–3478.

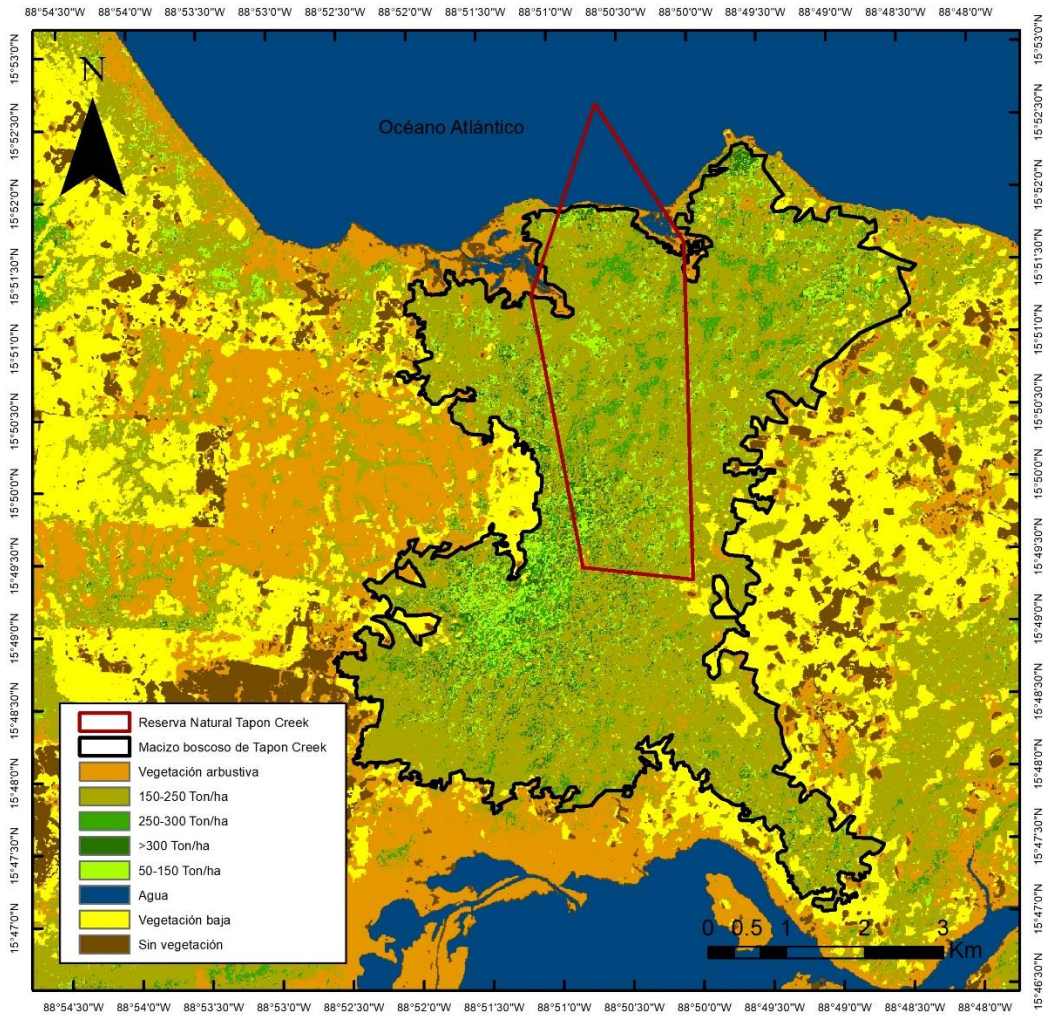
113. Wani, A., Joshi, P. Y O. Singh. 2015. *Estimating biomass and carbon mitigation of temperate coniferous forests using spectral modeling and field inventory data*. Ecological Informatics. 25: 63–70.
114. Yepes, A., Duque, Á., Navarrete, D., Phillips, J., Cabrera, E., Corrales, A. y Vargas, D. 2011. *Estimación de las Reservas y Pérdidas de Carbono por Deforestación en los Bosques del Departamento de Antioquia, Colombia*. Actualidades Biológicas. 33(95): 193–208.
115. Yepes, A., Navarrete, D., Duque, J., Phillips, J., Cabrera, K., Álvarez, E. y Ordoñez, M. 2011. *Protocolo para la estimación nacional y subnacional de biomasa - carbono en Colombia*. Bogotá D.C.: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales-IDEAM.
116. Zhou, J., Deng, Y., Zhang, P., Xue, K., Liang, Y., Van Nostrand, J., Yang, Y., He, Z., Wu, L., Stahl, D., Hazen, T., Tiedje, J. y A. Arkin. 2014. *Stochasticity, succession, and perturbations*. Proceedings of the National Academy of Sciences. 111(9): 836-845.

XI. ANEXOS



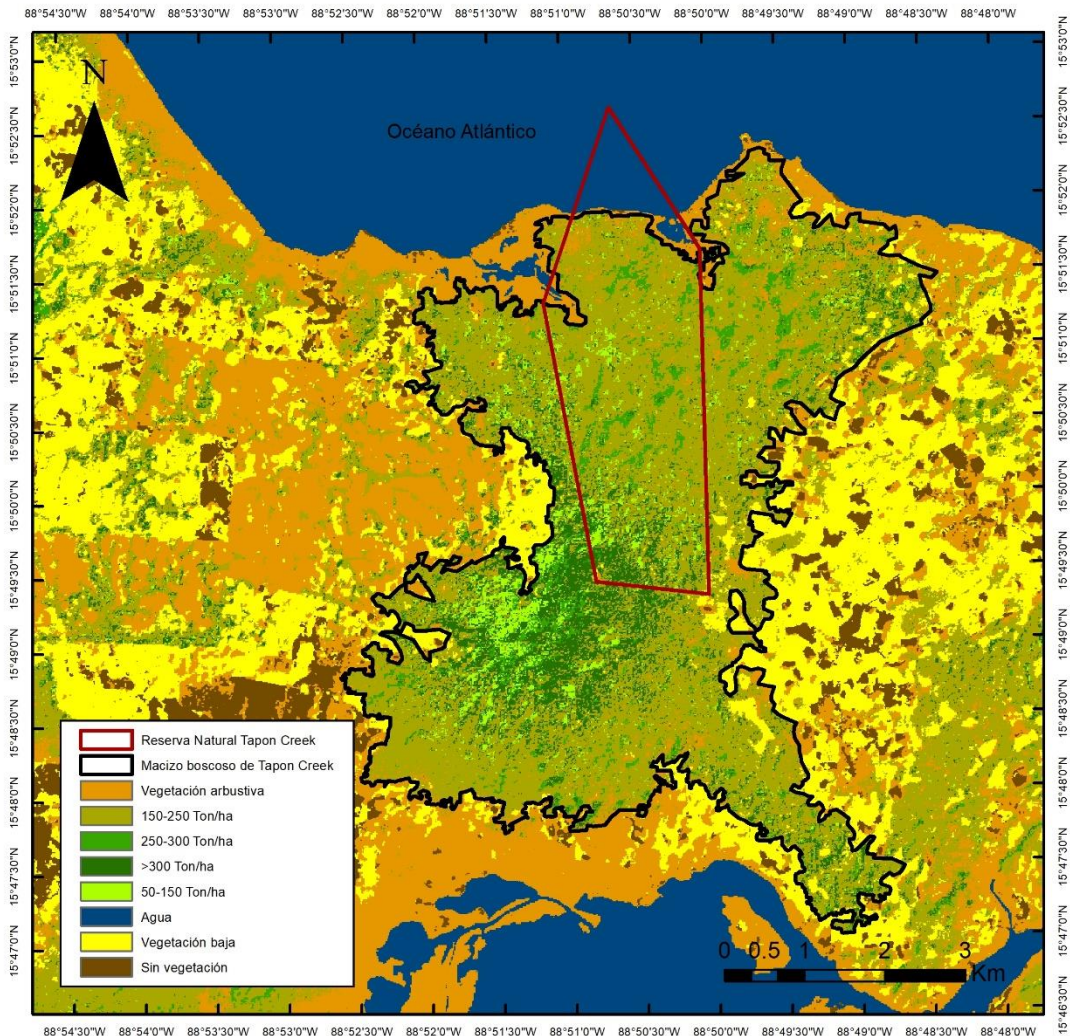
Estimación de la biomasa aérea utilizando propiedades espectrales Sentinel-2 en del bosque de la reserva natural privada Tapon Creek, Livingston, Izabal, Guatemala.		
<p>Distribución espacial de la biomasa aérea dentro del macizo boscoso de Tapon Creek, basada en todas las bandas e índices usados en el estudio.</p> <p>Fuente: Datos del satélite Sentinel2 (A-B) Agencia Espacial Europea/Copernicus</p>	<p>Proyección mapa digital e impreso: UTM zona 15N</p>	<p>Universidad del Valle de Guatemala Departamento de Biología</p>
	<p>Datum: WGS84</p>	
	<p>Edición: Javier A. Salazar Molina</p> <p>Guatemala, Mayo 2020</p>	

Anexo 1. Mapa de la distribución espacial de la biomasa aérea contenida en el macizo boscoso de la reserva natural privada Tapon Creek, Izabal, basado en todas las bandas e índices usados en el estudio.




Estimación de la biomasa aérea utilizando propiedades espectrales Sentinel-2 en del bosque de la reserva natural privada Tapon Creek, Livingston, Izabal, Guatemala.		
<p>Distribución espacial de la biomasa aérea dentro del macizo boscoso de Tapon Creek, basada en las bandas con mayor importancia relativa.</p> <p>Fuente: Datos del satélite Sentinel2 (A-B) Agencia Espacial Europea/Copernicus</p>	<p>Proyección mapa digital e impreso: UTM zona 15N</p> <p>Datum: WGS84</p>	<p>Universidad del Valle de Guatemala Departamento de Biología</p>
	<p>Edición: Javier A. Salazar Molina</p> <p>Guatemala, Mayo 2020</p>	<p>UNIVERSIDAD DEL VALLE DE GUATEMALA</p>

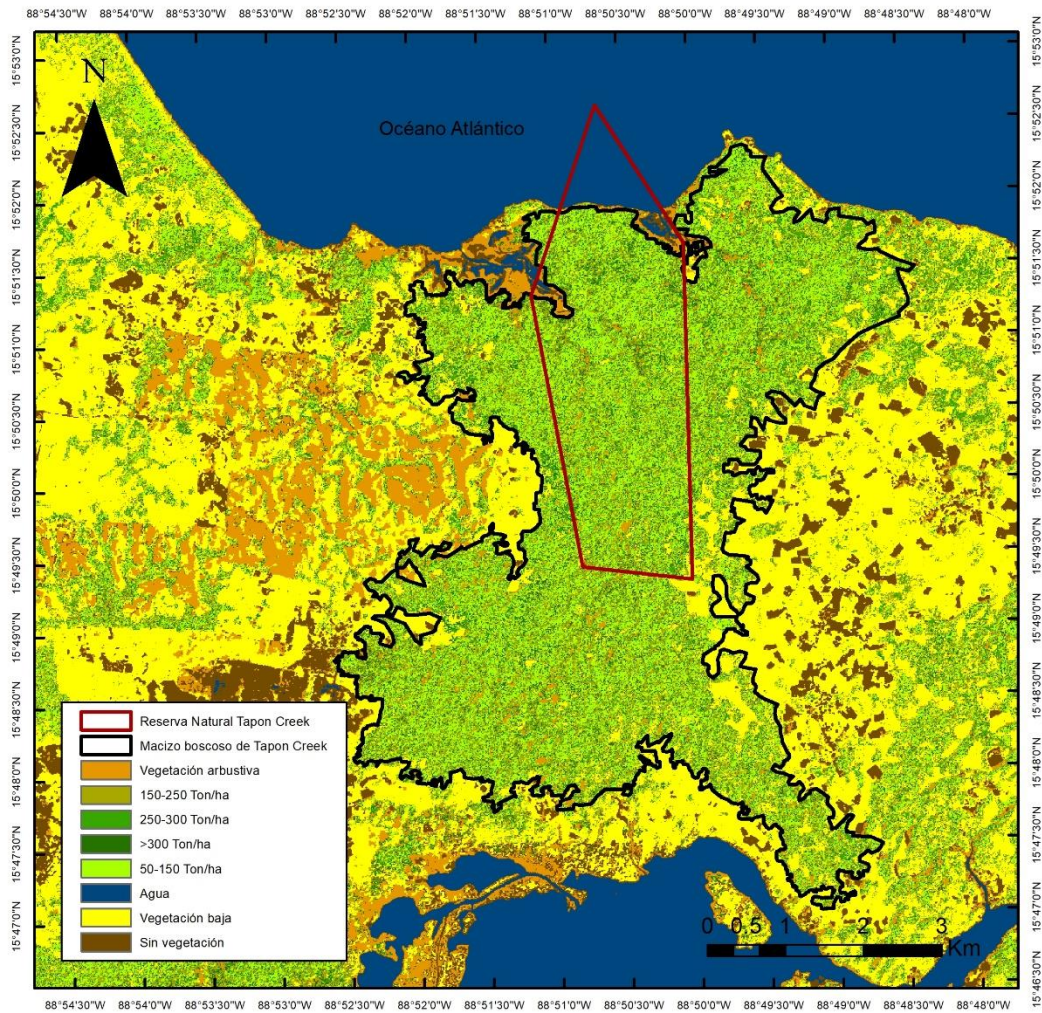
Anexo 2. Mapa de la distribución espacial de la biomasa aérea contenida en el macizo boscoso de la reserva natural privada Tapon Creek, Izabal, basado en las variables con mayor importancia relativa al modelo.



Estimación de la biomasa aérea utilizando propiedades espectrales Sentinel-2 en del bosque de la reserva natural privada Tapon Creek, Livingston, Izabal, Guatemala.

<p>Distribución espacial de la biomasa aérea dentro del macizo boscoso de Tapon Creek, basada en todas las bandas Sentinel-2</p> <p>Fuente: Datos del satélite Sentinel2 (A-B) Agencia Espacial Europea/Copernicus</p>	<p>Proyección mapa digital e impreso: UTM zona 15N</p> <p>Datum: WGS84</p> <p>Edición: Javier A. Salazar Molina</p> <p>Guatemala, Mayo 2020</p>	<p>Universidad del Valle de Guatemala Departamento de Biología</p>  <p>UNIVERSIDAD DEL VALLE DE GUATEMALA</p>
---	---	--

Anexo 3. Mapa de la distribución espacial de la biomasa aérea contenida en el macizo boscoso de la reserva natural privada Tapon Creek, Izabal, basado en todas las bandas Sentinel-2.



Estimación de la biomasa aérea utilizando propiedades espectrales Sentinel-2 en del bosque de la reserva natural privada Tapon Creek, Livingston, Izabal, Guatemala.		
Distribución espacial de la biomasa aérea dentro del macizo boscoso de Tapon Creek, basada en todos los índices usados en el estudio. Fuente: Datos del satélite Sentinel2 (A-B) Agencia Espacial Europea/Copernicus	Proyección mapa digital e impreso: UTM zona 15N Datum: WGS84 Edición: Javier A. Salazar Molina Guatemala, Mayo 2020	Universidad del Valle de Guatemala Departamento de Biología

Anexo 4. Mapa de la distribución espacial de la biomasa aérea contenida en el macizo boscoso de la reserva natural privada Tapon Creek, Izabal, basado en todos los índices usados en el estudio.

Clase	50-150 Ton/ha	150-250 Ton/ha	250-300 Ton/ha	>300 Ton/ha	Arbustos	Vegetación baja	Sin vegetación	Agua
50-150 Ton/ha	68.32	6.98	10	11.11	0.01	0	0	0
150-250 Ton/ha	4.95	47.67	22	13.33	1.64	0.42	0	0
250-300 Ton/ha	20.79	13.95	62	6.67	0	0	0	0
>300 Ton/ha	3.96	31.4	0	68.89	0.07	0	0	0.57
Arbustos	1.98	0	0	0	93.66	0	0.32	0
Vegetación baja	0	0	6	0	4.5	99.23	0.1	0
Sin vegetación	0	0	0	0	0.12	0	99.43	0
Agua	0	0	0	0	0	0.35	0.15	99.43
Total	100	100	100	100	100	100	100	100

Anexo 5. Matriz de confusión con los porcentajes de acierto para todas las clases de la clasificación realizada con todas variables (clasificación 1).

Clase	50-150 Ton/ha	150-250 Ton/ha	250-300 Ton/ha	>300 Ton/ha	Arbustos	Vegetación baja	Sin vegetación	Agua
50-150 Ton/ha	65	3.49	6	11.11	0	0	0	0
150-250 Ton/ha	30	61.63	26	6.67	0.16	0	0	0
250-300 Ton/ha	2	5.81	56	4.44	0.01	0.29	0	0
>300 Ton/ha	3	29.07	8	77.78	0	0	0	0
Arbustos	0	0	0	0	99.61	0.64	0.92	0.28
Vegetación baja	0	0	4	0	0.22	98.65	0.08	0
Sin vegetación	0	0	0	0	0	0.42	99	0.27
Agua	0	0	0	0	0	0	0	99.45
Total	100	100	100	100	100	100	100	100

Anexo 6. Matriz de confusión con los porcentajes de acierto para todas las clases de la clasificación realizada con las variables con mayor importancia relativa según el *power test* realizado a la clasificación 1 (clasificación 2).

Clase	50-150 Ton/ha	150-250 Ton/ha	250-300 Ton/ha	>300 Ton/ha	Arbustos	Vegetación baja	Sin vegetación	Agua
50-150 Ton/ha	59.41	4.65	6	2.22	0	0	0	0
150-250 Ton/ha	29.7	54.65	28	24.44	0.2	0.48	0	0
250-300 Ton/ha	8.91	8.14	58	22.23	0.01	0	0	0
>300 Ton/ha	0	32.56	4	51.11	0	0.03	0	0
Arbustos	1.98	0	0	0	99.45	0.64	1.84	0.37
Vegetación baja	0	0	4	0	0.34	98.59	0	0
Sin vegetación	0	0	0	0	0	0.26	98.16	0
Agua	0	0	0	0	0	0	0	99.63
Total	100	100	100	100	100	100	100	100

Anexo 7. Matriz de confusión con los porcentajes de acierto para todas las clases de la clasificación realizada con todas las bandas de Sentinel-2 (clasificación 3).

Clase	50-150 Ton/ha	150-250 Ton/ha	250-300 Ton/ha	>300 Ton/ha	Arbustos	Vegetación baja	Sin vegetación	Agua
50-150 Ton/ha	35.24	25.84	20	13.04	0.48	0	0	0
150-250 Ton/ha	20	26.97	14	32.61	1.4	0.29	0	0
250-300 Ton/ha	18.1	13.48	28	2.17	0.14	0	0	0
>300 Ton/ha	17.14	26.97	12	47.83	0.51	0.03	0	0
Arbustos	9.52	6.74	0	4.35	87.44	0	3.35	0.45
Vegetación baja	0	0	26	0	7.88	99.23	0.35	0
Sin vegetación	0	0	0	0	2.15	0.45	86.28	0.64
Agua	0	0	0	0	0	0	10.02	98.91
Total	100	100	100	100	100	100	100	100

Anexo 8. Matriz de confusión con los porcentajes de acierto para todas las clases de la clasificación realizada con todos los índices usados en este estudio (clasificación 4).