



Solutions for environment and development
Soluciones para el ambiente y desarrollo

CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL
DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA

ESCUELA DE POSGRADO

**Degradación de los stocks de carbono y validación a partir de sensores
remotos en bosques tropicales de Wiwilí y El Cuá, Nicaragua**

por

Fredy Nelson Argoty Benavides

Tesis sometida a consideración de la Escuela de Posgrado
como requisito para optar por el grado de

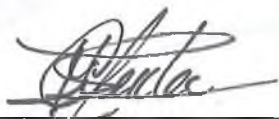
Magister Scientiae en Manejo y Gestión Integral de Cuencas Hidrográficas

Turrialba, Costa Rica, 2013

Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma por la División de Educación y la Escuela de Posgrado del CATIE y aprobada por el Comité Consejero del estudiante, como requisito parcial para optar por el grado de

**MAGISTER SCIENTIAE EN MANEJO Y GESTIÓN INTEGRAL
DE CUENCAS HIDROGRÁFICAS**

FIRMANTES:



Miguel Cifuentes, Ph.D.
Codirector de tesis



Pablo Imbach, Ph.D.
Codirector de tesis

Muhammad Ibrahim, Ph.D.
Miembro Comité Consejero

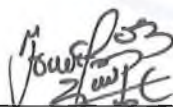


Fernando Casanoves, Ph.D.
Miembro Comité Consejero

Lee Vierling, Ph.D.
Miembro Comité Consejero



Thomas Dormody, Ph.D. / Francisco Jiménez, Dr. Sc.
Decano / Vicedecano de la Escuela de Posgrado



Fredy Nelson Argoty Benavides
Candidato

DEDICATORIA

Al Señor por enviarme sus “*Angelitos*” durante todo este tiempo
A “*la Amparito y al Chuchito*”, por permitirme vivir esta experiencia, por creer en mí
y brindarme todo su amor.

A Yeimy, Jenny y José por su confianza y apoyo.

A Yarlin, Pamela y Salomé porque han sido mi luz constante y un gran motivo para
seguir adelante.

A Francy por su paciencia, amor y apoyo constante.

A mi familia en general que siempre me motivaron para cumplir mi sueño.

AGRADECIMIENTOS

Al proyecto MIA, MESOTERRA y a MPD por haber financiado parte importante de mis estudios de maestría.

A mis directores de tesis Miguel Cifuentes y Pablo Imbach por la confianza depositada, sugerencias, orientación y preocupación sobre mi bienestar en CATIE, pero principalmente por su apoyo incondicional y amistad, ingredientes sin los cuales esta investigación no hubiera llegado a feliz término.

A Lee Vierling, Muhammad Ibrahim, Fernando Casanoves, miembros de mi comité asesor, quienes siempre estuvieron dispuestos a enriquecer el trabajo con sus oportunas sugerencias.

A Lorena Orozco y Geoffrey Venegas por ser mi familia en Costa Rica y brindarme de manera desinteresada su amistad y apoyo incondicional.

A la unidad de biometría, en especial a Sergio Vilchez por su valioso aporte en la parte estadística. Mil gracias “parsero”

A los funcionarios de las alcaldías de Wiwili y El Cuá y en especial a las comunidades de Peñas Blancas, El Tabaco y El Diamante quienes me permitieron conocer parte de su tradición y cultura en especial a “la familia de Don Chico”, “la familia de Don Santos” y la familia de Abisai Lanzas, quienes siempre colaboraron en la parte logística, técnica y humana.

A los diferentes especialistas quienes apoyaron con sugerencias y recomendaciones gran parte de la construcción de este documento, además agradecer y reconocer el interés del grupo de profesionales de RapidEye, CENAT-PRIAS y del TEC.

A mis amigos de promoción “2010-2011-2012” por apoyarme en momentos difíciles de mi estadía en CATIE, en especial a mis parseros John, Cata, Clau, Pacheco, Mario, Ilde, July, Daniel, Karine, mil gracias por compartir estos largos pero gratificantes años de mi vida.

Al personal de Cambio Climático, personal administrativo y docente del CATIE.

BIOGRAFÍA

El autor nació el 7 de agosto de 1976 en la ciudad sorpresa de Colombia San Juan de Pasto. Procedente del sur de Colombia y bajo la sombra del volcán Galeras “Urcunina”, inicia sus estudios de Ingeniería Agroforestal en el año de 1996 en la Universidad de Nariño, donde recibe el título profesional en el 2002.

Entre 2002 y 2009, ejerce diversas actividades en el ámbito agrícola y forestal en diferentes partes del país, desempeñándose como consultor en entidades del estado principalmente en la Secretaria de Agricultura, Federación Nacional de Cafeteros, Secretaria del Medio Ambiente y el Departamento Administrativo Nacional de Estadística, así como ONG`s y entidades privadas Smurfit Cartón Colombia, Fundación Carvajal, Centro de Investigaciones Profesionales, ECOFOREST, Agricultural Assessment International Corporation, y Vida y Futuro.

Inicia sus estudios de Maestría en Manejo y Gestión Integral de Cuencas Hidrográficas y de Especialización en Práctica del Desarrollo en el Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza CATIE, durante los años 2010 y 2012.

CONTENIDO

DEDICATORIA	III
AGRADECIMIENTOS	IV
BIOGRAFÍA	V
CONTENIDO	VI
RESUMEN	IX
SUMMARY	XI
ÍNDICE DE CUADROS	XII
ÍNDICE DE FIGURAS	XIV
LISTA DE UNIDADES, ABREVIATURAS Y SIGLAS	XV
1 INTRODUCCIÓN	1
1.1 Objetivos del estudio	2
1.1.1 Objetivo general	2
1.1.2 Objetivos específicos	2
1.2 Hipótesis del estudio	2
2 MARCO CONCEPTUAL	3
2.1 Papel de los ecosistemas forestales en el ciclo global del carbono	3
2.2 Definición de bosques, deforestación y degradación forestal	5
2.2.1 Bosques	5
2.2.2 Deforestación	6
2.2.3 Degradación	7
2.3 Estudio de biomasa	8
2.3.1 Métodos para calcular la biomasa	9
2.3.1.1 Metodo destructivo <i>in situ</i>	9
2.3.1.2 Método no destructivo <i>in situ</i>	10
2.3.2 Modelos alométricos	10
2.4 Fundamentos de teledetección	11
2.4.1 Procesamiento digital de imágenes satelitales	14
2.4.1.1 Ortorectificación	14
2.4.1.2 Radiancia y reflectancia	15
2.4.1.2.1 Modulo QUAC (Quick Atmospheric Correction)	16
2.4.1.2.2 Modulo FLAASH (Fast Line-of-Sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes)	16
2.5 Aplicaciones forestales de la teledetección	16

2.5.1	Índices espectrales de vegetación (IV)	20
2.5.2	RapidEye	22
3	MATERIALES Y MÉTODOS	24
3.1	Descripción del área de estudio	24
3.1.1	Wiwili	24
3.1.2	El Cuá	25
3.2	Diseño de muestreo	27
3.2.1	Tamaño de la muestra	27
	3.2.1.1 Tipo e instalación de las parcelas de muestreo	27
	3.2.1.2 Atributos y variables a ser medidos en las parcelas	28
	3.2.1.3 Biomasa arbórea	29
	3.2.1.3.1 Estimación del carbono almacenado	31
3.2.2	Procesamiento digital de la imagen	31
	3.2.2.1 Ortorectificación	32
	3.2.2.2 Conversión a radiancia	33
	3.2.2.3 Conversión a reflectancia	33
	3.2.2.3.1 Corrección atmosférica QUAC	33
	3.2.2.3.2 Corrección atmosférica FLAASH	33
	3.2.2.3.3 Tope de la atmósfera (ToA)	34
3.3	Análisis de datos	34
3.4	Generación del modelo	35
3.4.1	Predicción de la biomasa en el paisaje	37
3.4.2	Validación del modelo	37
3.5	Clasificación de grados de degradación a partir de biomasa	37
4	RESULTADOS	40
4.1	Estimación de la biomasa aérea de las especies presentes en los bosques de Wiwili y El Cuá	40
4.2	Carbono almacenado en la biomasa de los bosques de Wiwili y El Cuá	41
4.2.1	Stocks de carbono en los diferentes componentes de la biomasa aérea	41
4.2.2	Protocolo de procesamiento	42
4.3	Elección del enfoque estadístico	43
4.3.1	Modelos lineales generales y mixtos	43
4.3.2	Modelos aditivos mixtos	44
4.3.3	Arboles de regresión	44
4.3.4	Predicción en el paisaje	45
4.3.5	Validación del modelo	46
4.4	Clasificación de la biomasa y grados de degradación de los stocks de carbono	46
4.4.1	Dinámica estructural por grupo de biomasa	47
	4.4.1.1 Abundancia	47
	4.4.1.2 Área basal	48

	4.4.1.3	Especies	49
4.5		Evaluación del error cometido en la clasificación de los grupos	49
5		DISCUSIÓN.....	51
	5.1	Estimación de la biomasa aérea en los bosques de Wiwilí y El Cuá	51
	5.2	Estimación de los componentes de la biomasa aérea	52
	5.3	Correlación entre la biomasa y los IV	53
	5.4	Potencial de los IV para discriminar biomasa	54
	5.5	Clasificación de la biomasa y grados de degradación de los stocks de carbono	55
	5.5.1	Dinámica estructural por grupo de biomasa.....	55
		5.5.1.1 Abundancia.....	55
		5.5.1.2 Especies	57
		5.5.1.3 Área basal	57
	5.6	Clasificación de la degradación de los stocks de carbono.....	58
6		IMPLICACIONES DE LA CUANTIFICACION DE LA DEGRADACION DE LOS STOCKS DE CARBONO EN EL DESARROLLO DE LAS COMUNIDADES DE WIWILÍ Y EL CUÁ.....	60
	6.1	Análisis del potencial de los resultados para la formulación de políticas	61
7		CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	62
8		BIBLIOGRAFÍA	64
9		ANEXOS.....	75

RESUMEN

Históricamente, la deforestación y la degradación forestal en Centroamérica han sido puntos críticos, afectando la función de los ecosistemas y servicios de regulación del clima tales como el almacenamiento de carbono. Los municipios de Wiwilí y El Cuá ubicados al norte de Nicaragua, no son la excepción y en ellos la agricultura de subsistencia y la expansión de la ganadería son los conductores de la deforestación y degradación de los ecosistemas y cuyo proceso acelerado ha afectado cerca del 56% de estos.

La heterogeneidad estructural del bosque, la enorme extensión geográfica, la tasa de pérdida y de perturbación del bosque, tipo de suelo y variaciones topográficas, etc., limitan las estimaciones precisas de los stocks de carbono, por ello, se hace necesario reducir la incertidumbre en la cuantificación de la biomasa, centrándose particularmente en la biomasa aérea, la cual representa entre el 70 al 90% de la biomasa total del bosque.

El objetivo del presente estudio fue por tanto crear un modelo para cuantificar la degradación de los stocks de carbono y validarlo a partir de sensores remotos en los bosques de Wiwilí (sector El Diamante) y en El Cuá (sector El Tabaco y Peñas Blancas).

La muestra se estimó en función de la amplitud del intervalo de confianza, estableciendo 80 parcelas temporales de 50*20 m, las cuales fueron georeferenciadas bajo el sistema de coordenadas UTM Zona 16N Datum WGS 84.

En cada parcela se estimaron variables dasométricas, además de cobertura y pendiente. La biomasa fue estimada a partir de modelos alométricos y posteriormente transformada a carbono. La biomasa se agrupó en categoría de tamaño: fustales (≥ 10 cm dap) y latizales (5-9.9 cm dap), otras formas de crecimiento (helechos, lianas, palmas) y por compartimentos: biomasa aérea y detritos gruesos (árboles muertos en pie y madera caída).

Los resultados muestran diferencias significativas entre la Z2 (Peñas Blancas) con el valor medio de carbono más bajo ($83,42 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 12,69$), con la Z1 y Z3 de El Tabaco ($153,04 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 11,71$), y El Diamante ($172,38 \text{ Mg C ha}^{-1} \pm 10,63$) respectivamente, sin diferencias significativas entre ellos.

Se diseñó una metodología para corregir espacialmente la escena RapidEye, al igual que se aplicaron algoritmos de corrección atmosférica, generando seis familias de procesamiento. Los datos obtenidos por parcela se correlacionaron con los valores de reflectancia generados a partir de 19 índices de vegetación y seis covariables (precipitación, temperatura, altitud, textura, pendiente y aspecto). El análisis de los datos se desarrolló bajo tres enfoques estadísticos: modelos lineales generales y mixtos, modelos aditivos y árboles de regresión.

Los resultados indican que el mejor ajuste con la biomasa ($R^2=0,62$), se encontró bajo modelos lineales generales y mixtos ($y=15,75+7,49(ORF_GREENNESS)-0,03(ORF_MCARI/MTVI2)$).

Buscando mejorar la estimación, se clasificó la biomasa a partir de análisis multivariado de conglomerados, designando umbrales bajo tres grados de degradación, ligera ($246,8 \text{ Mg C ha}^{-1}$), moderada ($148,1 \text{ Mg C ha}^{-1}$) y fuerte degradación ($61,5 \text{ Mg C ha}^{-1}$).

Se hizo análisis multivariado discriminante y a partir de modelos aditivos se obtuvo la clasificación con menor porcentaje de error (13,24%), los índices de vegetación que aportaron al modelo fueron RededgeNDVI, MSAVI y temperatura como covariable. La matriz de confusión tuvo una exactitud global del 87%, mientras que el coeficiente de Kappa fue de 0,78.

Palabras clave: Biomasa, RapidEye, modelos alométricos, índices de vegetación, degradación forestal, stocks de carbono.

SUMMARY

Deforestation and forest degradation have been historically critical in Central America, affecting the ecosystems function and climate-regulating services such as carbon storage. The Municipalities of Wiwili and El Cuá, located in northern Nicaragua, have been no exception, where 56% of the forests and its ecosystem services have been affected mainly from subsistence farming and livestock expansion.

The structural heterogeneity of the forest, the enormous geographic area, the forest disturbance rate loss, soil type and topographic variations, have limited accurate estimates of carbon stocks. Therefore, it is necessary to reduce the uncertainties of biomass quantifications, specially focusing on aerial biomass, which represents 70 to 90% of the total forest biomass.

The aim of this study was to create a model to quantify carbon stocks degradation and validate Wiwili (El Diamante) and El Cua's (El Tabaco and Peñas Blancas) forests from remote sensing.

The sample was estimated based on the confidence interval width, establishing 80 temporary plots of 50 * 20 m, which were georeferenced in the UTM coordinate system Zone 16N WGS 84 Datum. Dasometric variables, coverage and slope measures were taken in each plot. Biomass was calculated using allometric models and converted to carbon. Biomass was classified into different size classes: upper-stem (≥ 10 cm dbh) and saplings (5-9.9 cm dbh), other growth forms (ferns, lianas, palms) and compartments: aerial biomass and detritus (standing dead trees and fallen timber).

We found significant differences of lower carbon average value between Zone 2 (Peñas Blancas 83.42 Mg C ha⁻¹ \pm 12.69), and Zone 1 (El Tabaco 153.04 Mg C ha⁻¹ \pm 11.71) and 3 (El Diamante 172.38 Mg C ha⁻¹ \pm 10.63), but no significant differences amongst them.

A methodology was designed to spatially correct the RapidEye image, and atmospheric algorithms were employed, generating six image processing families. Aboveground biomass was correlated with reflectance through 19 vegetation indices and 6 covariates (precipitation, temperature, elevation, aspect, slope, surface texture). We used three modeling approaches for this correlation: 1) general linear mixed model, 2) additive models and 3) regression tree.

Generalized linear and mixed models provided the best fit ($R^2 = 0.62$) $Y = 15,75 + 7,49$ (ORF_Greenness) - 0,03 (ORF_MCARI/MTVI2). The best image processing protocol was ORF (Orthorectify, convert to Radiance, FLAASH atmospheric correction) and the most representative vegetation index of degradation was MCARI/MTVI2.

Seeking to improve the estimate, we classified the biomass from multivariate cluster analysis, and identified three degree of degradation from thresholds (light 246.8 Mg C ha⁻¹, moderate 148.1 Mg C ha⁻¹ and strong 61.5 Mg C ha⁻¹) and categories: 1) additive models provided the lowest error (13.24%), 2) confusion matrix was accurate to 87% and 3) Kappa coefficient was 0.78.

Generalized linear mixed models are an efficient tool to correlate remote sensing vegetation indices with field-measured forest carbon stocks, however, an accurate description of forest degradation requires more than just biomass and carbon stocks. Other variables to consider would be: species composition, ecological traits, stem density, etc. We suggest that a combination of the methods described here with historical LUC satellite imagery would be an alternative to study dynamics of forest area change and help estimate CO₂ emissions from forest degradation.

Key words: Biomass, RapidEye, allometric models, vegetation indices, forest degradation, carbon stocks.

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Carbono en distintos compartimentos de bosques en Nicaragua	5
Fuente: FRA(2010)	5
Cuadro 2. Umbrales de definición sobre bosques.....	6
Cuadro 3. Reservorios de carbono en ecosistemas forestales.....	9
Cuadro 4. Modelos alométricos utilizados para cuantificar la biomasa aérea en los bosques de Wiwilí y El Cuá.....	12
Cuadro 5. Características espectrales de satélites pasivos de alta y mediana resolución	13
Cuadro 6. Beneficios y limitantes de los métodos disponibles para estimar stocks de carbono a nivel nacional.....	19
Cuadro 6 (continuación). Beneficios y limitantes de los métodos disponibles para estimar stocks de carbono a nivel nacional	20
Cuadro 7. Índices de vegetación simples y combinados.....	22
Cuadro 8. Especificaciones de la imagen RapidEye 1B	23
Cuadro 9. Densidad de madera caída.....	30
Cuadro 10. Grados de degradación de los stocks de carbono de acuerdo a su intensidad de disturbio.....	39
Cuadro 11. Ecuaciones alométricas seleccionadas para cuantificar la biomasa aérea.....	40
Cuadro 12. Coeficiente de determinación para modelos de altura en las seis familias de procesamiento.....	41
Cuadro 13. Promedio y error estándar de los stocks de carbono en las zonas de bosque estudiadas en Wiwilí y El Cuá.....	41
Cuadro 14. Reservas de carbono en la biomasa aérea de las tres zonas de bosque	42
Cuadro 15. Medidas de ajuste de los seis protocolos de procesamiento bajo enfoque de modelos lineales generales y mixtos.....	44
Cuadro 16. Medidas de ajuste de los seis protocolos de procesamiento bajo enfoque de modelos aditivos mixtos.....	44
Cuadro 17. Medidas de ajuste de las seis familias de procesamiento bajo enfoque de árboles de regresión	45

Cuadro 18. Valores de tendencia central para los grupos de biomasa y rangos de carbono promedio por ha	47
Cuadro 19. Promedio \pm error estándar del número de individuos (N/ha) por clases diamétricas y grupos de biomasa.....	48
Cuadro 20. Matriz de confusión para la clasificación de los grados de degradación	50

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Existencias globales de carbono para tres tipos diferentes de bosques.	3
Figura 2. Definición de bosque para Nicaragua.....	6
Figura 3. Continuo de definiciones de cobertura forestal del IPCC	8
Figura 4. Emisiones de la deforestación y degradación.....	23
Figura 5. Diseño de parcela de muestreo para cuantificar carbono en bosques en diferentes estados de degradación	25
Figura 6. Diagrama de flujo de procesamiento para la escena RapidEye 1B	27
Figura 7. Imagen sin corrección.....	31
Figura 8. Enfoques estadísticos predichos para los bosques de Wiwilí y El Cuá, Nicaragua ...	32
Figura 9. Análisis de conglomerado con base en la biomasa de 80 parcelas temporales de muestreo de 0.1 ha en los bosques de Wiwilí y El Cuá.....	45
Figura 11. Distribución del área basal por clase diamétrica en tres grupos de biomasa.....	48
Figura 12. Comparación de la distribución del área basal por clase diamétrica	49
Figura 13. Categorías de degradación de stocks de carbono en Wiwilí y El Cuá	50
Figura 14. Comparación de la distribución del área basal (G) por clase diamétrica	57

LISTA DE UNIDADES, ABREVIATURAS Y SIGLAS

CCA: Algoritmo de Clasificación Contextual
CMNUCC: Convenio Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático
CO₂: Dióxido de carbono
dap: Diámetro a la altura del pecho
DMC: Diámetro mínimo de corta
EVI: Índice de Vegetación Mejorado
FAO: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación
GCP: Puntos de Control Terrestre
GEI: Gases Efecto Invernadero
GOF-C-GOLD: Observación Global Forestal y Dinámica de la Cobertura Terrestre
GREENNESS: Índice de verdor vegetal
Gt: Gigatoneladas
ha: hectárea
IAF: Índice de Área Foliar
INAFOR: Instituto Nacional Forestal
IPCC: Panel Intergubernamental de expertos sobre el Cambio Climático
IV: Índice de vegetación
kg: Kilogramo
MAGFOR: Ministerio Agropecuario y Forestal
MARENA: Ministerio de Recursos Naturales y Ambiente
MCARIO: Índice modificado de absorción de clorofila
MSAVI: Índice de Vegetación Modificado Ajustado al Suelo
MSR: Índice Modificado Simple
MTVI: Índice de Vegetación Modificado Triangulado
ND: Niveles digitales
NDFI: Índice de Fracción de Diferencia Normalizada
NDVI: Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada
OIMT: Organización Internacional de las Maderas Tropicales
OSAVI: Índice de Vegetación Ajustado al Suelo
PTM: Parcelas Temporales de Muestreo
RAAN: Región Autónoma del Atlántico Norte
RDVI: índice de vegetación de Diferencia Re normalizado
RedEdge: Borde rojo
REDD: Reducción de Emisiones derivadas de la Deforestación y Degradación de bosques
RMS: Error Cuadrático Medio
RPC: Coeficiente de Polinomios Racionales
RSF: Factor de Escala Radiométrico
SINAP: Sistema Nacional de Áreas Protegidas
SMA: Análisis de Mezcla Espectral
TCARI: índice Transformado de Absorción de Clorofila en Reflectancia
ToA: Tope de la atmósfera

1 INTRODUCCIÓN

El cambio ambiental global es uno de los temas que mayor atención ha recibido de parte de los científicos en décadas recientes (Stern *et al.* 1992). Estos cambios interrelacionados entre sí y debidos en buena parte a actividades humanas, se han manifestado en el calentamiento del planeta, convirtiéndose así en la amenaza ambiental más compleja que la humanidad haya confrontado jamás (Bray *et al.* 2010).

A pesar de cubrir alrededor del 31% de la superficie terrestre (FAO 2010b), albergar gran parte de la biodiversidad del planeta y ser claves para la subsistencia y bienestar de los seres humanos (Costenbader 2009), los ecosistemas forestales son considerados de manera desconectada del resto de la sociedad, siendo irrelevantes en las agendas nacionales de desarrollo (Pérez *et al.* 2008).

Sin embargo, el estudio del contenido de carbono en ecosistemas tropicales, ha cobrado gran importancia por el papel potencial de estos como sumideros y como fuentes de gases de efecto invernadero (GEI), y donde la deforestación y degradación forestal, son las responsables de entre el 7 al 30% de estas emisiones (Brown y Lugo 1992; Schlegel 2001; Del Valle *et al.* 2003; Houghton 2005b; Vallejo Joyas *et al.* 2005; Denman *et al.* 2007; IPCC 2007).

Diferentes estudios concluyen que las pérdidas de carbono debidas a la degradación podrían ser de la misma magnitud que las derivadas de la deforestación, lo cual se convierte en un hecho realmente preocupante (Asner *et al.* 2005), más aún si se tiene en cuenta los vacíos de información generados en zonas no inventariadas dada su inaccesibilidad (Bombelli *et al.* 2009).

Nicaragua es un país con un gran potencial forestal; sin embargo, el MARENA (2007), reporta una tasa de deforestación 60,000 a 100,000 ha/año sin contabilizar los procesos de degradación forestal; esta tendencia afecta principalmente al ecosistema tropical húmedo, el cual representa casi el 60% del territorio nacional y está sufriendo este tipo de procesos desde hace varias décadas, siendo las áreas protegidas las zonas más afectadas por la conversión de sus áreas a ganadería extensiva y agricultura migratoria (MAGFOR 2005), con pérdidas del 30 al 80% de su ecosistema natural (MARENA 2007).

La información relacionada con las existencias de carbono en los bosques de Nicaragua, es escasa y fragmentada en diferentes instituciones, además, la carencia de metodologías afines para estimaciones precisas sobre el contenido de carbono, genera confusión, para lo cual se hace necesaria la aplicación de métodos estandarizados de cuantificación de biomasa en campo (Vallejo Joyas *et al.* 2005), así como a partir de sensores remotos, que generen menor incertidumbre en la estimación (Brown 1997; Macdicken 1997; Silver *et al.* 2000; Brown 2002).

La tecnología de sensores remotos se muestra como una herramienta promisoría para estimar la estructura y la biomasa en extensiones forestales grandes, de manera precisa y a

bajo costo, siendo particularmente atractivo para regiones tropicales inaccesibles (Steininger 2000a).

Muchos esfuerzos se han desarrollado en tratar de encontrar la mejor correlación entre variables regresoras y biomasa, sin embargo la variabilidad inherente de los bosques (dosel cerrado del bosque, múltiples estratos, gran diversidad de especies, alta biomasa, etc.), ha limitado encontrar buenos resultados debido a la saturación de la señal lo que ha condicionado a los sensores ópticos para obtener datos exactos (Hutchinson 1982; Rignot *et al.* 1995; Waring *et al.* 1995; Nelson *et al.* 2000; Foody *et al.* 2001; Lu 2006).

Por tanto, uno de los retos a superar con la presente investigación, es la correspondencia entre observaciones de campo (atributos observables de la vegetación en parcelas de muestreo) y la información espectral contenida en imágenes satelitales (RapidEye).

1.1 Objetivos del estudio

1.1.1 Objetivo general

Determinar la capacidad de las imágenes remotas del sensor RapidEye para discriminar existencias de carbono en bosques degradados de Wiwilí y El Cuá, Nicaragua.

1.1.2 Objetivos específicos

- ✓ Estimar la biomasa aérea de los bosques de Wiwilí y El Cuá.
- ✓ Generar un modelo estadístico que relacione la biomasa aérea expresada en carbono con la información espectral proporcionada por la imagen satelital.
- ✓ Caracterizar la estructura del dosel y clasificar los bosques según diferentes niveles de biomasa.

1.2 Hipótesis del estudio

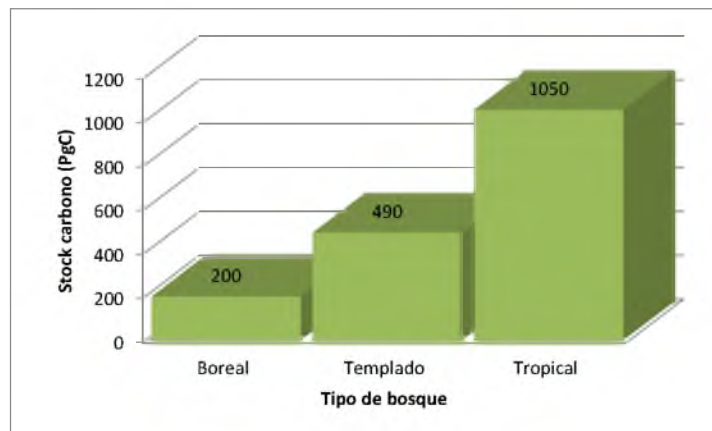
- ✓ La biomasa aérea de los bosques de Wiwilí y El Cuá puede ser discriminada mediante la aplicación de modelos alométricos.
- ✓ Existen relaciones entre los índices de vegetación espectral y la biomasa aérea expresada en carbono en los bosques de Wiwilí y El Cuá.
- ✓ Existen diferencias significativas entre la cuantificación de biomasa aérea estimada en campo y la información espectral proporcionada por la imagen satelital.

2 MARCO CONCEPTUAL

2.1 Papel de los ecosistemas forestales en el ciclo global del carbono

Los bosques del mundo almacenan una cantidad enorme de carbono (638 Gt), superior a todo el carbono presente en la atmósfera, desempeñando por tanto un papel crucial en la mitigación del cambio climático y la adaptación al mismo (FAO 2011). Los bosques tropicales son un factor particularmente importante en el cambio climático debido a su alta capacidad de fijar y mantener carbono almacenado por largos periodos (Benjamin Ordoñez y Masera 2001).

Los ecosistemas forestales tropicales conforman aproximadamente el 40% del área boscosa mundial, pero almacenan más carbono que las zonas templadas y los bosques boreales juntos (Cortez y Stephen 2009) (Figura 1). Houghton (2005b) y Brown (1997) por su parte, manifiestan que estos bosques contienen alrededor del 50% del carbono almacenado en la vegetación mundial.



*Figura 1. Existencias globales de carbono para tres tipos diferentes de bosques.
Fuente: Adaptado de Cortez y Stephen (2009).*

La intervención antrópica sobre el ecosistema boscoso es muy variable (Nepstad *et al.* 1999), y tiene impacto directo en la fijación y el almacenamiento de carbono (Brown y Lugo.1992; Lapeyre et al. 2004; Putz et al. 2008). En concesiones del Amazonas y El Congo por cada tres árboles aprovechados se destruyen o afectan 6 a 10 árboles, aun con aprovechamiento de impacto reducido, y por cada ha se liberan a la atmósfera hasta 10 MgC ha ; en áreas donde la tala es más intensa, se encontró liberaciones de hasta 80 MgC ha (Global Witness 2009).

Huth y Ditzer (2001), encontraron que después de la intervención a partir de la tala selectiva, la biomasa por hectárea (ha) decrece dramáticamente, al igual que la biodiversidad; siendo evidente entonces una alteración drástica en la composición de especies y en el potencial del bosque para el secuestro del carbono (Bunker et al. 2005).

Bray et al. (2010) concluyen que la capacidad de los árboles para almacenar carbono atmosférico no depende sólo del clima y de los factores edáficos sino también de la edad.

La acumulación de biomasa por el crecimiento de los arboles disminuye gradualmente a medida que el bosque se aproxima a la madurez y por lo tanto su potencial de captura de carbono también disminuye (Finegan y Delgado 1997), oscilando alrededor de una media en lo que Borman y Likens (1979), han llamado equilibrio dinámico.

Según reporte del INAFOR (2009) la biomasa arriba del suelo para Nicaragua es de 42,8 MgC ha para los bosques y 4,8 MgC ha para los árboles en áreas fuera de bosques¹. Estas marcadas diferencias confirman la importancia del bosque como almacén de grandes cantidades de carbono. Ese potencial, de acuerdo con resultados del inventario forestal de Nicaragua, se expresa tanto en su compartimento aéreo como en el subterráneo (Cuadro 1).

La relación entre las emisiones de carbono, la deforestación y degradación de los bosques está bien establecida y la comunidad mundial se está moviendo para hacerle frente con propuestas y mecanismos globales para países en desarrollo que incrementen el valor de los bosques a través de un sistema de pagos basado en la capacidad de estos para capturar y almacenar carbono (Angelsen y Wertz-Kanounnikoff 2010).

Uno de estos mecanismos es REDD+(Reducción de Emisiones de la Deforestación y Degradación de los bosques y el aumento de las reservas forestales de carbono), el cual fue aprobado en la 16th reunión de la conferencia de las partes de la Convenio Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) en Cancún en 2010 como una acción elegible para prevenir el cambio climático y el calentamiento global post-Kioto (UNFCCC 2011).

No incluir la degradación en el marco de REDD+ significaría que considerables cantidades de emisiones de CO₂ provenientes de los bosques no se tomarían en cuenta (Putz *et al.* 2008; Murdiyarso *et al.* 2009; Sasaki *et al.* 2011), más aún si se estima que esas pérdidas de carbono podrían ser de la misma magnitud que las pérdidas por deforestación, lo que se convierte en un hecho realmente preocupante (Nepstad *et al.* 1999; Asner *et al.* 2005).

¹ error muestral menor al 10%.

Los países en desarrollo como Nicaragua, requieren producir estimaciones robustas de stocks de carbono que apoyen el desarrollo de una línea base para la implementación de políticas de cambio climático, relacionadas con REDD+; para ello se requiere estudios de carbono a una escala espacial lo suficientemente fina como para capturar la variabilidad o grado de disturbios que afectan el paisaje (Saatchi *et al.* 2011).

Cuadro 1. Carbono en distintos compartimentos de bosques en Nicaragua

Categoría de FRA	(millones de toneladas métricas)*			
	1990	2000	2005	2010
Carbono en la biomasa por encima del suelo	408,3	345,0	313,3	281,7
Carbono en la biomasa por debajo del suelo	98,0	82,8	75,2	67,6
Total	506,3	427,8	388,5	349,3

* Solo define carbono de la biomasa viva

Fuente: FRA(2010)

2.2 Definición de bosques, deforestación y degradación forestal

2.2.1 Bosques

Para efectos del Protocolo de Kioto, el acuerdo de Marrakech determina que las Partes² deben seleccionar un valor único para definir lo que es un bosque dentro de sus fronteras nacionales, basados en rangos de área, cobertura de copa y altura del árbol (GOFC-GOLD 2010).

De acuerdo con Bellefontaine *et al* (2002), los bosques son tierras con una cubierta de copa (o su grado equivalente de espesura) de más del 10 por ciento del área y una superficie superior a 0,5 ha. Los árboles deberían poder alcanzar una altura mínima de 5 m a su madurez in situ. Puede consistir ya sea en formaciones forestales cerradas, donde árboles de diversos tamaños y sotobosque cubren gran parte del terreno; o formaciones forestales abiertas, con una cubierta de vegetación continua donde la cubierta de copa sobrepasa el 10 por ciento.

Dentro de la categoría de bosque se incluyen todos los rodales naturales jóvenes y todas las plantaciones establecidas para fines forestales, que todavía tienen que crecer hasta alcanzar una densidad de copa del 10 por ciento o una altura de 5 m (Cuadro 2). También se incluyen en ella las áreas que normalmente forman parte del bosque, pero que están temporalmente desarboladas, a consecuencia de la intervención del hombre o por causas naturales, pero que eventualmente volverán a convertirse en bosque.

² Países que forman parte de la Convención Marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático (CMNUCC).

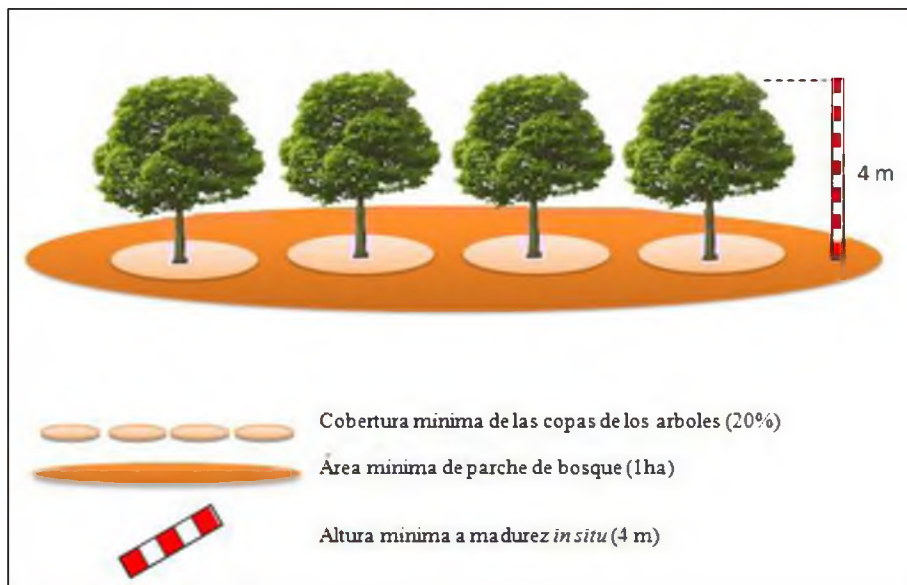
Considerando la importancia que tiene para Nicaragua el fomentar posibilidades y potencial de los proyectos Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL) la definición de bosque contempla 20% de cobertura, área mínima de parche 1 ha y 4 m de altura mínima a madurez in situ (Figura 2) como medida para contribuir a la disminución de la vulnerabilidad ambiental, protección de biodiversidad, conservación de fuentes de agua, captura de carbono y mitigación del cambio climático³.

Cuadro 2. Umbrales de definición sobre bosques

<i>Indicador</i>	<i>FAO</i>	<i>UNFCC</i>
Superficie mínima ha	>0.5	>0.5 – 1
Cubierta forestal mínima %	10	10 – 30
Altura arbórea mínima (m)	5	>2 - 5

Fuente: Adaptado de Simula (2009)

Por su parte, el INAFOR (2009) agrega que la cobertura debe tener un mínimo de 20 m de ancho, así también la capacidad de producir bienes y servicios y considera excluyentes las formaciones de árboles utilizados en sistemas de producción agrícola, por ejemplo plantaciones frutales, sistemas agroforestales, árboles que crecen en parques y jardines urbanos.



*Figura 2. Definición de bosque para Nicaragua.
Fuente: Adaptado de Pedroni (2009)*

2.2.2 Deforestación

La mayoría de las definiciones caracterizan a la deforestación como la conversión al largo plazo o permanente de tierra de bosque a área sin bosque.

³ Acta de autorización al MARENA para su divulgación ante la Junta Ejecutiva del MDL

Cortez y Stephen (2009) hacen una recopilación de conceptos referentes a la deforestación. En su informe manifiestan que la Conferencia de las Partes de la CMNUCC define la deforestación como la “conversión directa inducida por el hombre de tierras con bosque a tierras sin bosque”, mientras que el IPCC define deforestación como la “remoción permanente de cobertura forestal y el retiro de la tierra del uso forestal, ya sea de forma deliberada o circunstancial.”

La FAO (2000), define la deforestación como “la conversión de bosque a otro uso de la tierra o la reducción al largo plazo de la cobertura de copa por debajo del umbral mínimo de 10 por ciento”.

2.2.3 Degradación

La degradación de los bosques es un término técnica y científicamente de difícil definición y evaluación, debido principalmente a los diferentes objetivos de los grupos involucrados, por lo que ha sido vista y percibida de forma diferente (Simula 2009), mucha de esta variación depende del punto de interés como conservación de biodiversidad, secuestro de carbono, producción de madera, conservación de suelos, recreación etc. Esta falta de definición provoca serias complicaciones en la implementación de proyectos REDD (Sasaki y Putz 2009).

De acuerdo con la OIMT (2002), el término degradación forestal se refiere a la reducción de la capacidad de un bosque para producir bienes y servicios en un sitio determinado y mantiene sólo una diversidad biológica limitada, ya que ha perdido su estructura, función, composición de especies y/o productividad normalmente asociadas con el tipo de bosque natural que se espera en ese sitio.

Simula (2009), en su análisis comparativo de las definiciones existentes sobre degradación hecho para la FAO, se refiere a la degradación como “cambios dentro del bosque que afectan negativamente su estructura o funcionamiento y por lo tanto disminuyen su capacidad de abastecer productos y/o servicios”, mientras que la mayoría de organizaciones y agencias emplean un criterio mínimo de cobertura de copa de 10% para diferenciar entre los bosques y las áreas sin bosque. Si la cobertura de copa se reduce por debajo de este umbral, ocurre la deforestación. La degradación forestal, por otro lado, ocurre cuando la cobertura de copa se reduce de su original pero no por debajo de 10%.

La FAO (2000) considera la degradación forestal como la reducción a largo plazo del potencial general del bosque para producir beneficios, que incluyen madera, biodiversidad, u otros productos y servicios. Cortez y Stephen (2009), por su parte, afirman que la deforestación se refiere a la pérdida de total de parches de bosque vía la tala, mientras que la degradación se refiere al raleo gradual del bosque. En su informe, expresan también que la degradación forestal puede conducir a emisiones sustanciales de carbono.

Houghton (2005b) y Simula (2009) manifiestan que, en algunos países, la degradación forestal es una fuente mayor de emisiones de GEI que la deforestación y que dicha

degradación es a menudo un importante precursor de la deforestación, aunque su alcance aún no ha sido determinado a escala mundial (Figura 3).

En los países en desarrollo, la degradación de los bosques en particular, se ha convertido en un serio problema ambiental, social, económico, y con implicaciones políticas, lo cual se manifiesta en la difícil situación en tratar de alcanzar un enfoque operativo común a nivel nacional e internacional (Simula 2009).

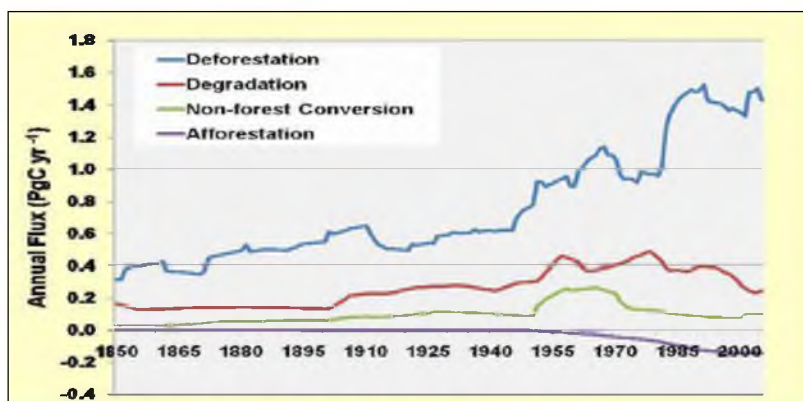


Figura 3. Emisiones de la deforestación y degradación

Fuente: Presentación por R.A Houghton en el Simposio Fuller WWF 2007⁴

El presente estudio adopta la definición de degradación forestal como la reducción de la biomasa forestal a través de una variedad de procesos, especialmente la tala, mientras que la cobertura forestal restante sigue siendo suficiente como para ser clasificada como “bosque”, terminología expuesta por Defries et al (2007).

Una de las causas principales de la degradación es la tala, la cual abre paso para otras formas de degradación tales como incendio, pastoreo y recolección de leña, todos de difícil cuantificación (Griscom et al. 2009). La tala convierte bosques primarios de alta biomasa en bosques secundarios de baja biomasa (Putz et al. 2008).

2.3 Estudio de biomasa

El término "biomasa" se refiere a la masa de materia orgánica viva o muerta por unidad de área. La biomasa vegetal es una variable ecológica crucial para los inventarios forestales así como para comprender la evolución y el potencial de futuros cambios en el sistema climático, gracias al cálculo de captación y emisión de carbono (Bombelli *et al.* 2009). Los principales depósitos de carbono en los ecosistemas forestales tropicales son la biomasa viva de los árboles (sobre el suelo y bajo el suelo), materia orgánica muerta (madera muerta y mantillo) y suelos (materia orgánica) (Cuadro 3).

⁴ Houghton, RA. 2005b. Tropical deforestation as a source of greenhouse gas emissions *In* Mutinho, P; Schwartzman, S. eds. Tropical Deforestation and Climate Change. Belém, Pará, IPAM. p. 13-21.

La cantidad de carbono almacenado se relaciona con la capacidad del bosque de mantener cierta cantidad de biomasa por ha, la cual está en función a su heterogeneidad, condiciones de clima (precipitación y temperatura), condiciones de suelo (Alegre *et al.* 2001), pero también de las actividades desarrolladas por el hombre (Albretch y Kandji 2003).

Cuadro 3. Reservorios de carbono en ecosistemas forestales

Depósito		Descripción*	% C total
Biomasa viva	<i>Biomasa sobre el suelo</i>	<i>Toda la biomasa viva que se encuentra sobre el suelo, con inclusión de tallos, tocones, ramas, corteza, semillas y follaje. Para facilitar las mediciones se evalúa por separado la biomasa aérea arbórea, y la biomasa aérea no arbórea.</i>	15-30
	<i>Biomasa bajo el suelo</i>	<i>Toda la biomasa viva de raíces vivas, Se excluyen raíces finas de menos de 2 mm de diámetro porque difícilmente se distinguen de la materia orgánica del suelo.</i>	04-ago
Materia orgánica muerta	<i>Madera muerta</i>	<i>Toda la biomasa boscosa no viva no contenida en el mantillo, ya sea en pie, superficial o en el suelo, mayores de 10 cm de diámetro.</i>	1
	<i>Mantillo</i>	<i>Toda la biomasa no viva sobre del suelo (hojas, ramas y cáscaras de frutos) en diferentes estados de descomposición. Comprende las capas de detritos y humus. Se puede establecer previamente un diámetro mínimo para diferenciar de la "madera muerta" (por ejemplo, 10 cm).</i>	0,06
Suelos	<i>Madera orgánica del suelo</i>	<i>Comprende raíces finas vivas con diámetro menor de 2 mm y el carbono orgánico en suelos minerales y orgánicos (incluida la turba) a una profundidad específica por país.</i>	0,04

*definición modificada de acuerdo a cada país

Fuente: Adaptado de IPCC (2005).

La biomasa forestal juega un papel fundamental en el ciclo global del carbono ya que almacena grandes cantidades de este en la vegetación y el suelo, y lo intercambian en la atmósfera mediante procesos de fotosíntesis, respiración y descomposición (Ramirez *et al.* 1999), y se transforma en fuentes de emisión de carbono atmosférico cuando son alterados por causas antrópicas o naturales (Barrionuevo 2007).

El carbono almacenado en la biomasa por encima del suelo suele ser el más dinámico de los depósitos, siendo el más afectado por la deforestación y la degradación. Por lo tanto, la estimación de carbono sobre el suelo es uno de los pasos más importantes en la cuantificación de las reservas de carbono, los flujos de los bosques tropicales (Gibbs *et al.* 2007) y el enfoque de la presente investigación.

2.3.1 Métodos para calcular la biomasa

Los inventarios forestales han sido el punto de partida para la estimación de la biomasa y carbono en bosques naturales (Brown y Lugo 1992). A menudo, las ecuaciones de biomasa han sido desarrolladas sobre la base de datos del inventario forestal (Brown 1997). La biomasa

puede ser medida a partir de muestreo *in situ* o a partir de teledetección utilizando los siguientes métodos:

2.3.1.1 Método destructivo *in situ*

Este método consiste en la cosecha del árbol para determinar la biomasa a través del peso directo de cada uno de sus componentes: raíces, tallos, ramas y follaje (Parresol 1999). Estas mediciones se pueden llevar a cabo para cada individuo o un área específica (parcela). Este es el método de medición más preciso para la cuantificación de la biomasa dentro de una pequeña unidad de área. Si se optimiza el alcance de la información generada, el tiempo y el costo, este método puede ser rentable por la calidad de las estimaciones (Bombelli *et al.* 2009). Sin embargo, la demanda logística impide utilizarlo en grandes extensiones y dificulta su aplicación con árboles muy grandes.

2.3.1.2 Método no destructivo *in situ*

Método utilizado cuando existen árboles de grandes dimensiones y en casos en los que se requiere conocer el carbono de un bosque sin necesidad de derribar los árboles (Bombelli *et al.* 2009). El método incluye la medición de variables como el diámetro a la altura del pecho (dap), el cual puede ser medido con precisión en el campo y/o la altura total. Este método es rápido, requiere menos trabajo, y por lo tanto es más eficiente y de menor costo en los inventarios forestales (Segura y Kanninen 2005).

El procedimiento más comúnmente usado para estimar la biomasa de árboles individuales son los modelos matemáticos mediante análisis de regresión (Parresol 1999). La precisión de estos aumenta cuando se utiliza, además del dap, la altura y/o la gravedad específica de la madera (Chave *et al.* 2001).

En la actualidad, los métodos estadísticos y técnicas de estimación de volumen de madera viva o muerta y los factores de conversión disponibles hacen que sea relativamente fácil de estimar la biomasa viva y seca, así como el carbono (Bombelli *et al.* 2009). Comúnmente los modelos alométricos disponibles permiten calcular biomasa, la cual se convierte en carbono almacenado multiplicando por el contenido de carbono (0,47 – 0,50).

2.3.2 Modelos alométricos

Usados para extrapolar estimaciones de biomasa a través del tiempo y/o espacio desde un conjunto de datos, provenientes de campo o del sensor. Estos son generalmente modelos empíricos basados en parcelas de muestreo, medidas en varias ocasiones y las cuales pueden tener información acerca de las estimaciones de la biomasa o pueden requerir relaciones alométricas para convertir el volumen de la biomasa. Diferentes modelos han sido desarrollados para derivar estimaciones de la biomasa en grandes áreas incorporando datos espaciales (tales como elevación y radiación), muestreos en campo o datos de inventarios forestales (Bombelli *et al.* 2009).

Los modelos alométricos son ecuaciones matemáticas que relacionan la biomasa con variables del árbol medibles en pie, tales como el dap, altura total y diámetro de copa, principalmente. Para el desarrollo de estos modelos es necesario realizar previamente un muestreo destructivo de árboles (Parresol 1999), y se utilizan para extrapolar tanto *in situ* como de forma remota los datos del muestreo a un área más grande con las mismas características (Bombelli *et al.* 2009).

En las últimas décadas se han publicado un gran número de ecuaciones alométricas para estimar la biomasa de los bosques (Cuadro 4), las cuales generalmente han sido construidas a partir del diámetro de los árboles, la altura y la densidad de la madera (Whittaker y Woodwell 1968; Brown *et al.* 1989; Brown 1997; Chave *et al.* 2005; Sierra *et al.* 2007); no obstante, la aplicación de estos modelos en sitios diferentes a donde fueron construidos, tiene serias restricciones, debido a la fuerte relación de las características funcionales y de arquitectura de las especies tales como densidad de la madera (Baker *et al.* 2004) y la altura total (Brown 1997; Chave *et al.* 2001).

Además, las estimaciones de los stocks de carbono en bosques tropicales, también pueden variar dependiendo del nivel de precisión exigido y la complejidad del análisis para su estimación (transparente, completa, consistente, comparable y verificable), su ubicación geográfica (tipo de ecosistema), limitaciones ambientales (nutrientes del suelo, precipitación, temperatura) (Houghton *et al.* 2009) y el grado de disturbio GOF-C-GOLD (2010).

Estas variaciones dependen de la abundancia de especies grandes con follaje denso, que acumulan la mayor parte del carbono (Baker *et al.* 2004); definiciones inconsistentes de bosque, escasez de información precisa *in situ*, especialmente en bosques con alta densidad de biomasa⁵, estimaciones inciertas de área de bosque y tamaño de la parcela (pequeñas parcelas sobreestiman o subestiman la biomasa promedio si incluye o excluyen árboles grandes) (Houghton *et al.* 2009).

2.4 Fundamentos de teledetección

El término teledetección hace relación a la adquisición de información de los materiales de la superficie terrestre sin un contacto entre el objeto observado (superficie terrestre o marina y la atmósfera), y el observador (sensor). Existen tres formas de adquirir información a partir de un sensor remoto: por reflexión, por emisión y por emisión-reflexión.

De acuerdo a la fuente de energía que utilizan para capturar esta información, los sensores remotos se clasifican en activos y pasivos.

⁵ Cantidad de biomasa por unidad de área, o Mg de materia seca ha⁻¹

Cuadro 4. Modelos alométricos utilizados para cuantificar la biomasa aérea en los bosques de Wiwilí y El Cuá

Componente	Ecuación alométrica	Referencia
Árbol (1)	$\ln(BA)=2,8287+(-1,596)*\ln(dap)+1,237(\ln(dap))^2+(-0,126)*(\ln(dap))^3+0,441*\ln(\rho)$	Álvarez et al (en prep)
Árbol (2)	$\exp(0,33*\ln(dap)+0,933*(\ln(dap))^2-0,122*(\ln(dap))^3-0,37)$	Chambers et al. (2001)
Árbol (3)	$\rho/0,67*\exp(0,33*\ln(dap)+0,933*(\ln(dap))^2-0,122*(\ln(dap))^3-0,37)$	Baker et al. (2004)
Árbol (4)	$\rho*\exp(-1,499+2,148*\ln(dap)+0,207*(\ln(dap))^2-0,0281*(\ln(dap))^3)$	Chave et al.(2005)
Árbol (5)	$\exp(-2,977+\ln(\rho*dap^2*H))$	Chave et al. (2005)
Árbol (6)	$42,69-12,8(dap)+1,242(dap^2)$	Brown et al. (1989)
Árbol (7)	$\exp(-2,134+2,530*\ln(dap))$	Brown et al. (1989)
Árbol (8)	$\exp(-2,4090+0,9522*\ln(dap^2*\rho*H))$	Brown et al. (1989)
Árbol (9)	$\exp(-3,1141+0,9719*\ln(dap^2*H))$	Brown et al. (1989)
Árbol (10)	$\exp(-2,289+2,649*\ln(dap)-0,021*\ln(dap^2))$	Brown citado por Winrock sourcebook
Árbol (11)	$\ln(BA)=-2,218+0,932*\ln(dap^2*H*\rho)$	Álvarez et al (en prep)
Palmas	$4,5+7,7(H)$	Frangi y Lugo (1985)
Helecho arborescente	$-4266348/(1-(2792284*\exp(0,313677*H)))$	Tiepolo et al. (2002)
Latizal muerto	$\exp(4,6014+(1,1204*\ln(dap^2)))*(1,11/10^6)$	Hughes et al. (2000)
Latizal	$\exp(4,9375+1,0583*\ln(dap^2))CF/10^6$	Hughes et al. (1999)
Lianas (1-23 cm dap)	$\ln(TAB)=(-1,519+2,682*\ln(dap))*0,999$	Schnitzer et al. (2006)
Árbol muerto en pie	$\pi((dap/2)^2)*H(0,42)$	Hughes et al. (1999)
Madera caída	$\pi^2(((D1)^2+(D2)^2+\dots+(Dn)^2))/((8*L))$	Van Wagner (1968)
Altura 1	$(1/28,34dap^{-0,026}+1/0,062)^{-1}$	Ogawa y Kira (1977)
Altura 2	$28,34+(-0,026)\ln(dap)$	Feldpausch et al. (2011)
Altura 3	$\exp(28,34+(-0,026)\ln(dap))$	Feldpausch et al. (2011)
Altura 4	$28,34(1 - \frac{-(-0,026)d^{-0,062}}{1 - (-0,026)d^{-0,062}})$	Feldpausch et al. (2011)
Altura 5	$28,34(1 - \frac{(-0,026)-0,06(dap)}{1 - (-0,026)-0,06(dap)})$	Feldpausch et al.(2011)
Altura 6	$(28,34(dap)/(-0,026)+dap-0,062)$	Feldpausch et al.(2011)
Altura 7	$4,722*\ln(dap^2)-13,323$	Hughes et al. (1999)
Altura 8	$11,312*\ln(dap)-12,344$	Chambers et al. (2001)

B= biomasa aérea, exp= exponente, ln= logaritmo natural, dap= diámetro a la altura del pecho, H= altura, ρ= densidad de madera, CF= factor de corrección (1.14), L= largo del transecto.

Sensores activos: emiten energía sobre el objeto y reciben la señal reflejada por el mismo. Los más comunes son el RADAR (*Radio Detection And Ranging*) y LIDAR (*Light Detection and Ranging*). Los primeros trabajan en el rango de las microondas, siendo posible trabajar sobre cualquier condición atmosférica, mientras que los segundos permiten conocer

información de alturas y variaciones de altura en superficie calculando el tiempo de retorno de una señal.

Sensores pasivos: recogen la energía electro-magnética procedente de las cubiertas terrestres, ya sea está emitida en virtud de su propia temperatura, o reflejada de los rayos solares. Es la forma más usual de teledetección (Chuvienco 1996). Algunas características de los sensores pasivos más conocidos se presentan a continuación (Cuadro 5).

Cuadro 5. Características espectrales de satélites pasivos de alta y mediana resolución

<i>Sensor</i>	<i>Espectro electromagnético</i>	<i>Resolución espacial (m)</i>	<i>Resolución espectral (μm)</i>
LANDSAT 4-5 TM	B1: azul	30	0.45 – 0.52
	B2: verde	30	0.52 – 0.60
	B3: rojo	30	0.60 – 0.69
	B4: IC	30	0.76 – 0.90
	B5: Mid-IR	30	1.55 – 1.75
	B6: Termal-IR	120	10.4 – 12.5
	B7: Mid-IR	30	2.08 – 2.35
SPOT 5	Pancromático	2.5 m ó 5 m	0.48 – 0.71
	B1: verde	10 m	0.50 – 0.59
	B2: rojo	10 m	0.61 – 0.68
	B3: IC	10 m	0.78 – 0.89
	B4: IM (MIR)	20 m	1.58 – 1.75
LANDSAT 7 ETM+	Pancromático	15	0.5 – 0.9
	B1: azul	30	0.45 – 0.52
	B2: verde	30	0.52 – 0.60
	B3: rojo	30	0.63 – 0.69
	B4: IC	30	0.76 – 0.90
	B5: ILejano	30	1.55 – 1.75
	B6: Tlejano	60	10.4 – 12.5
B7: Tpróximo	30	2.08 – 2.35	
IKONOS	Pancromático	1	0.45-0.9
	B1: verde	4	0.45-0.52
	B2: rojo	4	0.5-0.6
	B3: IC	4	0.63-0.69
	B4: IM (MIR)	4	0.76-0.9
QUICKBIRD	Pancromático	0.6	0.45-0.9
	B1: verde	2.5	0.45-0.52
	B2: rojo	2.5	0.52-0.6
	B3: IC	2.5	0.63-0.69
	B4: IM (MIR)	2.5	0.76-0.9
RAPIDEYE 3A	Blue	5	0.44 – 0.51
	Green	5	0.52 – 0.59
	Red	5	0.63 – 0.68
	Red Edge	5	0.69 – 0.73
	NIR	6.5	0.76 – 0.85

Fuente: Adaptado de IGAC (2007), Defries (2008)

Todos los cuerpos (planetas, seres vivos, objetos inanimados) emiten radiación electromagnética. La cantidad y tipo de esta radiación emitida depende fundamentalmente de

su temperatura y su análisis permite el reconocimiento de las características de la superficie terrestre y de los fenómenos que en ella se producen (Chuvieco 1996).

Para producirse la teledetección, se requiere de la interacción de tres componentes principales: flujo energético, objeto observado y un sensor (Chuvieco 1996). Cuando la radiación solar incide sobre un cuerpo, una fracción de energía se refleja en la parte más superficial del mismo y el resto se propaga en su interior (reflectividad o albedo); una fracción de energía es absorbida (absortividad); y otra fracción de energía se dispersa en todas direcciones (Lambertiana), de tal manera que parte de la energía dispersada emerge del material por la misma superficie por la que penetra sumándose así a la radiación reflejada en la capa superficial (transmisividad) (Dukatz 2008).

Esta capacidad distintiva de reflectancia de la materia se denomina “firma espectral”. Esta puede ser ubicada en la región del espectro electromagnético en función de la longitud de onda que emite (Chuvieco 1996), constituyendo un sello distintivo del material. Es precisamente esta propiedad de interactuar que tiene la radiación electromagnética con la materia, la que determina la respuesta espectral de las superficies naturales y posibilita su estudio (Dukatz 2008).

2.4.1 Procesamiento digital de imágenes satelitales

Los datos recibidos por las imágenes satelitales normalmente contienen fallas y deficiencias, para corrección de estas y obtener los datos originales, es necesario seguir ciertas etapas de procesamiento las cuales varían de una imagen a otra dependiendo del formato, condiciones iniciales de la imagen e información de interés.

El procesamiento digital es el conjunto de métodos y técnicas orientadas a generar información útil y mejorar el conocimiento sobre los recursos naturales, el medio ambiente y sus fenómenos sin estar en contacto con ellos. Se orienta en la manipulación y análisis de manera cualitativa y cuantitativa de las imágenes digitales, su corrección, mejoramiento, transformación y/o clasificación temática (Posada 2011).

El procesamiento digital de imágenes incluye una amplia gama de procedimientos. Para el estudio se categorizaron dentro de cuatro etapas.

2.4.1.1 Ortorectificación

Las imágenes ortorectificadas son imágenes planimétricamente correctas que representan los objetos del terreno en sus coordenadas reales. La ortorectificación remueve la distorsión geométrica de las imágenes satelitales debida a la orientación de la cámara o el sensor, desplazamiento debido al relieve y la curvatura de la tierra (Posada 2011).

En el proceso de ortorectificación se requieren fundamentalmente dos insumos: un modelo de elevación digital (DEM) que cubra la totalidad del área de la imagen e imágenes de referencia (cartografía, imágenes de satélite, radar, puntos de control terrestre (GCPs)) de la zona en la que se encuentra ubicada la imagen.

Los GCPs son píxeles específicos de una imagen para los cuales se conocen las coordenadas cartográficas de salida y son fundamentales para la referenciación de la imagen.

Cuanto más diverso topográficamente sea el paisaje, mayor será la distorsión inherente a la imagen satelital, por lo tanto tener GCPs precisos es esencial para una rectificación exacta y su confiabilidad dependerá de su ubicación y distribución equidistante en toda la escena. A partir de los GCPs, se extrapolan las coordenadas rectificadas de todos los demás puntos de la imagen (Chuvienco 1996).

La diferencia entre la posición fuente (GCPs) y la posición transformada de los mismos GCPs genera el RMSE (Error Cuadrático medio), cuyo valor para una imagen de satélite tipo RapidEye 1B, no debe ser mayor que su resolución espacial (6.5 m).

El proceso de remuestreo es el último paso para generar una imagen ortorrectificada. Se realiza dado que la grilla de píxeles de una imagen fuente pocas veces coincide con la grilla de la imagen de referencia, los píxeles son remuestreados de tal manera que se puedan calcular los nuevos niveles digitales para el archivo de salida (Posada 2011).

El algoritmo de remuestreo empleado en el estudio fue el vecino más cercano el cual asigna a cada celda el ND (Nivel Digital) correspondiente al de la posición más cercana sin alterar los ND de la imagen original.

2.4.1.2 Radiancia y reflectancia

La radiación electromagnética se ve notablemente afectada por distintos componentes presentes en la atmósfera, ya que dispersan de forma selectiva la radiación transmitida entre la superficie terrestre y el sensor (Chuvienco 1996), en función del tamaño de las partículas y de las diferentes longitudes de onda del espectro, lo cual crea una dificultad en la observación remota de la superficie terrestre (Sarria 2008), y se convierte en un paso crítico en el procesamiento de la imagen (Song *et al.* 2001).

Los datos que vienen almacenados en la imagen RapidEye, son valores o ND cuya información se encuentra en modo relativo no calibrado, es decir que no representan de manera directa ninguna variable biofísica, lo cual no es adecuado para comparar bandas o imágenes de distinta fecha, por lo tanto hay que convertir dichos valores de ND en valores de reflectancia, proceso que se realiza en dos etapas:

1. Conversión de ND a radiancia (proceso conocido como calibración radiométrica).
2. Conversión de radiancia a reflectancia (cálculo de la reflectancia en el sensor y en la superficie si se remueve los efectos atmosféricos).

La radiancia detectada por el sensor no corresponde exactamente a la que parte de la superficie terrestre, sino que cuenta con un porcentaje añadido, a consecuencia del efecto dispersor de la atmósfera, siendo complejo abordar una corrección rigurosa ya que requiere una serie de medidas simultáneas a la adquisición de la imagen (Sarria 2008).

La corrección atmosférica por su parte, resulta necesaria para calcular índices entre bandas cuya distorsión debida a la atmosfera es diferente así como para estudios temporales, ya que la distorsión atmosférica cambia de unos días a otros (Sarria 2008). El principal problema que supone la dispersión atmosférica es su heterogeneidad en el espacio y en el tiempo, afectando unas zonas más que otras, no siendo constante en la imagen pero si dependiente de la longitud de onda (Song *et al.* 2001).

Para una estimación acertada de la reflectancia de la superficie se hace necesario compensar los efectos atmosféricos, a partir de técnicas que permiten deducir su impacto sobre los datos de radiancia. Este tipo de técnicas se aplican pixel a pixel dado que cada uno tiene medidas diferentes de la atmósfera (Chuvienco 1996).

Algunas de las técnicas de corrección atmosférica más conocidas son: Reflectancia Aparente (AR), Sustracción del objeto oscuro (DOS), el Modelo COST que incorpora al anterior una estimación de la transmitancia de energía, CALRAD que es una herramienta para calibración radiométrica de imágenes LANDSAT TM y ETM y los modelos QUAC y FLAASH.

2.4.1.2.1 Modulo QUAC (Quick Atmospheric Correction)

QUAC es un método de corrección atmosférica para el visible e infrarrojo cercano, aunque provee una corrección automática hasta la región espectral $\sim 2.5 \mu\text{m}$. Se basa en el principio de que el valor de reflectancia promedio de una colección de espectros de diversos materiales en una escena, es independiente de esta, lo cual hace que la velocidad del procesamiento sea computacionalmente rápida (Research Systems 2000).

2.4.1.2.2 Modulo FLAASH (Fast Line-of-Sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes)

Compensa con precisión efectos atmosféricos, al asignar parámetros relativos a las condiciones del día y hora de toma de la escena, modelo atmosférico, de aerosol y de dispersión, ángulo cenital y azimutal, tipo de sensor, etc., ofreciendo un alto nivel de detalle, precisión y fiabilidad en los resultados.

FLAASH incorpora el código de transferencia radiativa MODTRAN4 (*MODerate resolution atmospheric TRANsmision*), el cual simula las condiciones de la atmosfera en función de sus características físico químicas y del día y hora de adquisición de la imagen, cubriendo un amplio rango de condiciones climáticas, ángulos solares y elevaciones del terreno (Richter y Schlapfer 2012).

2.5 Aplicaciones forestales de la teledetección

La posibilidad de medir importantes características biofísicas de la superficie terrestre y sus interacciones a través de esta técnica es inmensa. Con el tiempo se ha convertido en una

herramienta fundamental de los científicos en el análisis hacia una mejor gestión de los recursos forestales (Das y Ravindaranth 2007; Shi *et al.* 2012).

Haciendo una clasificación genérica, es posible realizar estudios de cartografía forestal (especies y unidades de manejo), estimación de cobertura forestal a nivel local, nacional, e incluso global (Wagner *et al.* 2003; Potapov *et al.* 2008), extracción de información biofísica e inventarios forestales (Chuvienco 1996; Boyd y Danson 2005), seguimiento de explotaciones forestales, evaluación de zonas de reforestación y regeneración forestal (Turner *et al.* 2001; Van Laake y Sánchez-Azofeifa 2004), observación y seguimiento de alteraciones y afecciones del bosque (naturales e introducidas) (Franklin 2001; Boyd y Danson 2005).

Los sensores remotos pueden proveer datos que permiten responder a las interrogantes e incertidumbres respecto al ciclo dinámico de la biomasa (Yee 2012), ya que posibilita la evaluación frecuente de cambios de cobertura boscosa en grandes extensiones (Brown y Lugo 1992; Calderón *et al.* 1999; Chambers *et al.* 2007).

Muchas actividades causan degradación de los stocks de carbono en los bosques, pero no todos pueden ser monitoreados con certeza (zonas inaccesibles, áreas grandes, etc.) (Houghton *et al.* 2009). Además, no todos ellos necesariamente deben ser monitoreados usando los sensores remotos a pesar de darle mayor confianza a las emisiones cuantificadas por la degradación.

De hecho, para GOFC-GOLD (2010), la biomasa no puede ser medida directamente mediante imágenes de satélite, por la disminución en la definición de los objetos debida a la resolución espacial de las imágenes (Giri y Jenkins 2005). Sin embargo, la información de reflectividad proporcionada por estas sí puede ser relacionada con la biomasa estimada, a partir de trabajo de campo (Dong *et al.* 2003; Muukkonen y Heiskanen 2005).

La mayor limitación en la estimación de biomasa, es la saturación de la señal cuando los valores son altos, es decir en zonas boscosas o regiones con alta biomasa (Huete *et al.* 1997; Unsalan y Boyer 2003), problema observado en la banda roja la cual no cambia de valor al incrementarse el área foliar (Romero-Sánchez *et al.* 2009).

Los métodos de mapeo y monitoreo de la degradación forestal (Cuadro 6), en los cuales sólo una porción del stock forestal es removido, están siendo desarrollados y van desde la interpretación directa visual de imágenes de satélite en múltiples escalas espaciales (tamaños de grano) Laporte *et al.*, citado por Goetz (2009), a las técnicas algorítmicas semi-automáticas que requieren conocimientos técnicos para poner en práctica (Asner *et al.* 2005), siendo posible hasta cierto nivel, la separación de bosques maduros y bosques en regeneración (Rignot *et al.* 1997; Calderón *et al.* 1999).

Para desarrollar un sistema de monitoreo de la degradación, es necesario primero identificar las causas de la degradación y evaluar las posibles repercusiones en las reservas de carbono (GOFC-GOLD 2010). Esto es cierto no sólo en términos de mejorar las estimaciones de carbono almacenado en los bosques para los mercados emergentes, proporcionando información espacialmente explícita sobre la ubicación de los stocks de carbono, sino también

para evitar las ambigüedades, incertidumbres y diferencias directas entre clasificaciones del tipo de cobertura (Houghton y Goetz 2008).

La observación satelital representa el enfoque más prometedor para obtener información sobre la alteración de los bosques, además su disponibilidad y la calidad técnica de esta tecnología evoluciona constantemente mientras su precio va en disminución (Laestadius *et al.* 2012).

Cuadro 6. Beneficios y limitantes de los métodos disponibles para estimar stocks de carbono a nivel nacional

<i>Método</i>	<i>Descripción</i>	<i>Beneficios</i>	<i>Limitaciones</i>	<i>Incertidumbre</i>
<i>Bioma promedio</i>	Estimados de reservas promedio de carbono forestal para categorías forestales amplias, basados en diversas fuentes de datos de insumos	<ul style="list-style-type: none"> • Inmediatamente disponible sin costo • Mejores datos podrían incrementar la precisión • Consistente a nivel global 	<ul style="list-style-type: none"> • Bastante generalizado • El muestreo de fuentes de datos no permite describir áreas grandes 	<i>Alta</i>
<i>Inventario forestal</i>	Relaciona medidas en campo de diámetro de árboles o el volumen de estos usando relaciones alométricas	<ul style="list-style-type: none"> • Relaciones generalmente se consiguen sin problemas • Método de baja tecnología muy entendible • Relativamente económico cuando el trabajo de campo es de más costo 	<ul style="list-style-type: none"> • Relaciones genéricas, no son apropiadas para todas las regiones • Pueden demorar • Es difícil producir resultados uniformes a nivel global 	<i>Baja</i>
<i>Sensores ópticos Landsat Modis</i>	Usa el visible y longitud infrarroja para medir índices espectrales y correlacionar las medidas de carbono en campo	<ul style="list-style-type: none"> • Datos satelitales de manera permanente y libre, disponibles a escala global • Globalmente consistente 	<ul style="list-style-type: none"> • Habilidad limitada para desarrollar buenos modelos para bosques tropicales • Índices espectrales se saturan con relativos bajos/alts stocks de carbono • Puede ser técnicamente demandante 	<i>Alta</i>

Cuadro 6 (continuación). Beneficios y limitantes de los métodos disponibles para estimar stocks de carbono a nivel nacional

Método	Descripción	Beneficios	Limitaciones	Incertidumbre
Sensores ópticos de alta resolución	Usa muy alta resolución de imágenes (-10 – 20 cm) para medir altura, área de copa y alometría para estimar stocks de carbono Ej. Fotos aéreas, imágenes aéreas 3D	<ul style="list-style-type: none"> •Reduce tiempo y costo de toma de datos del inventario •Razonable precisión •Excelente verificación en el terreno para la línea base de la deforestación 	<ul style="list-style-type: none"> •Cubre áreas pequeñas (10000 ha) •Costoso y técnicamente demandante •No hay disponibilidad de relaciones alométricas basadas en área de copa 	Baja/media
Sensor por Radar	Usa microondas o señales por radar para medir estructura vertical de los bosques Ej. Alos Palsar, ERS-1, JERS-1, Envistat	<ul style="list-style-type: none"> •Datos satelitales son generalmente libres •Nuevos sistemas lanzados en 2005 esperan proveer mejores datos •Pueden ser precisos para bosques jóvenes o ralos 	<ul style="list-style-type: none"> •Pierde exactitud por la señal saturada •Áreas montañosas incrementan los errores •Puede ser costoso y técnicamente demandante 	Media
Sensores laser	Lidar utiliza impulsos láser para estimar altura y estructura vertical del bosque Ej. Carbón 3D sistema satelital que combina vegetación del dosel LIDAR (VCL) con imagen horizontal	<ul style="list-style-type: none"> •Estimaciones precisas de variabilidad espacial de stocks de carbono •Potencial de sistemas base de satélites para estimar stocks de carbono a nivel global 	<ul style="list-style-type: none"> •Única opción: sensores aéreos •Aún carece de financiamiento •Para su calibración requiere abundantes datos de campo •Puede ser costoso y técnicamente demandante 	Baja/media

Fuente: Adaptado de Gibbs, H et al (2007).

2.5.1 Índices espectrales de vegetación (IV)

La mayoría de estudios acerca de la biomasa forestal y volumen con imágenes de satélite han utilizado características espectrales de la imagen. Además de estas, una serie de índices derivados, especialmente los llamados "índices espectrales de vegetación", han sido desarrollados para expresar la respuesta del sensor bajo combinación matemática de diferentes

regiones espectrales (Mather y Koch 2011) y poder relacionarlo con la variable biofísica de interés (biomasa) (Wulder 1998).

Todas las plantas absorben fuertemente la radiación electromagnética visible y reflejan la radiación en el infrarrojo cercano. Una de las regiones espectrales más estrechamente relacionada con la biomasa es el infrarrojo medio (Tucker 1979; Steininger 2000a; Ingram *et al.* 2005). Mientras mayor sea el contraste entre estas bandas, mayor será el vigor de la vegetación y más clara su discriminación frente a otros tipos de cubiertas (Chuvienco 1996), así mismo, las bandas roja e infrarroja próxima, contienen más del 90% de la información espectral de una cubierta vegetal por lo que son utilizadas con el propósito de extraer este tipo de información.

Este comportamiento espectral de las cubiertas vegetales ha sido la base para desarrollar diferentes IV que enfatizan estos contrastes mediante operaciones matemáticas. Usualmente implican el cociente de dos bandas de una imagen multispectral para índices simples (Verstraete y Pinty 1996), operaciones más complejas que generan índices combinados, compuestos por índices de clorofila e índices estructurales que han mostrado estar más estrechamente relacionados con variables estructurales y bioquímicas (Cuadro 7) (Haboudane *et al.* 2004).

Los IV han mostrado ser una herramienta valiosa para la estimación de algunas variables del bosque, tales como el IAF, el área basal o incluso para diferenciar las etapas sucesionales del bosque (Kalácska *et al.* 2004). Los IV ofrecen además la ventaja de mostrar mayor correlación con parámetros biofísicos de vegetación tales como biomasa, que las bandas espectrales individuales (Chuvienco 1996)

Uno de los inconvenientes de este enfoque es que frecuentemente se presentan relaciones no lineales, y la relación entre la variable de interés y el índice de vegetación se vuelve asintótica a bajos niveles de área foliar, limitando su aplicación para bosques con bajo contenido de biomasa, como los bosques secundarios.

Jackson *et al.* (1983), han descrito al IV ideal como *“aquel índice particularmente sensible a la cubierta vegetal, insensible al brillo y color del suelo y poco afectado por las perturbaciones atmosféricas, los factores medioambientales y la geometría de iluminación y de observación”*. Evidentemente, el IV ideal no existe y los que se reportan en la literatura son aproximaciones al mismo.

Cuadro 7. Índices de vegetación simples y combinados utilizados en este estudio

Índice de vegetación	Formula	Referencia
MCARI0	$((b4)-(b3))-0.2*((b4)-(b2))*((b4)/(b3))$	Haboudane <i>et al.</i> (2002)
MTVI2	$1.5*(1.2*((b5)-(b2))-2.5*((b3)-(b2)))/\text{Sqrt}((2*(b5)+1)^2-((6*(b5))-5*\text{Sqrt}((b3))))-0.5)$	Haboudane <i>et al.</i> (2004)
TCARI	$3*(((b4)-(b3))-0.2*((b4)-(b2))*((b4)/(b3)))$	Haboudane <i>et al.</i> (2002)
GREENNESS	$(b2)/(b3)$	Martín <i>et al.</i> (2011)
TVI	$0.5*((120*((b4)-(b2)))-(200*((b3)-(b2))))$	Broge y Leblanc (2000)
OSAVI	$(1+0.16)*((b5)-(b3))/((b5)+(b3)+0.16)$	Haboudane <i>et al.</i> (2002)
MSR	$((b5)/(b3))-1/(\text{Sqrt}((b5)/(b3))+1)$	Chen (1996)
MSAVI	$0.5*((2*(b5)+1)-(\text{Sqrt}(2*(b5)+1)^2-8*((b5)-(b3))))$	Qi <i>et al.</i> (1994)
NDVI	$((b5)-(b3))/((b5)+(b3))$	Rouse <i>et al.</i> (1974)
NDVI RedEdge	$((b5)-(b4))/((b5)+(b4))$	Tapsall (2010)
NDVI-RE	$((b4)-(b3))/((b4)+(b3))$	Schuster (2012)
RedEdge NDVI	$b5-(b3+b4)/b5+(b3+b4)$	Martín <i>et al.</i> (2011)
RDVI	$((b5)-(b3))/\text{Sqrt}((b5)+(b3))$	Roujean y Breon (1995)
EVI	$2.5*(((b5)-(b3))/((b5)+(6*(b3))-7.5*(b1))+1))$	Huete <i>et al.</i> (2002)
MCARI1	$1.2*((2.5*((b5)-(b3)))-(1.3*((b5)-(b2))))$	Haboudane <i>et al.</i> (2004)
MTVI1	$(1.2*((1.2*((b5)-(b2)))-(2.5*((b3)-(b2))))$	Haboudane <i>et al.</i> (2004)
MCARI0/OSAVI	$((b4)-(b3))-0.2*((b4)-(b2))*((b4)/(b3))/((1+0.16)*((b5)-(b3))/((b5)+(b3)+0.16))$	Daughtry <i>et al.</i> (2000), Rondeaux <i>et al.</i> (1996)
MCARI0/MTVI2	$((b4)-(b3))-0.2*((b4)-(b2))*((b4)/(b3))/1.5*(1.2*((b5)-(b2))-2.5*((b3)-))/\text{Sqrt}((2*(b5)+1)^2-((6*(b5))-5*\text{Sqrt}((b3))))-0.5)$	Eitel (2007)
TCARI/OSAVI	$(3*(((b4)-(b3))-0.2*((b4)-(b2))*((b4)/(b3))))/(1+0.16)*((b5)-(b3))/((b5)+(b3)+0.16))$	Haboudane <i>et al.</i> (2002)

$b = \text{banda}$, $\text{Sqrt} = \text{raíz cuadrada}$

2.5.2 RapidEye

RapidEye es el primer satélite multispectral de alta resolución capaz de tomar una cantidad de datos sin precedentes; 4 millones de kilómetros cuadrados al día a 6,5 metros de resolución en el nadir (Cuadro 8). Cuenta con una constelación de cinco satélites de observación de la tierra equipados con sensores idénticos, que están en el mismo plano orbital.

El tiempo de captura de las bandas tiene una diferencia de hasta tres segundos para el mismo punto de la tierra, lo que conduce a efectos visuales sobre las imágenes (p.e. aureola azul-rojiza alrededor de nubes). Para evitar estos problemas se desarrolló una campaña de calibración absoluta en órbita efectiva desde el 27 de abril del 2010, hasta la actualidad. Gracias a esto, cada imagen RapidEye tiene características idénticas a una imagen de cualquiera de los otros cuatro satélites (Weichelt *et al.* (s.f.)).

Las imágenes satelitales RapidEye se ofrecen en dos niveles de procesamiento:

El producto *Basic* RapidEye (Nivel 1B), es el menos procesado y las imágenes proporcionadas vienen sin corrección de las distorsiones geométricas inherentes al proceso de captura y sin proyección cartográfica definida.

El producto *Ortho* de RapidEye (Nivel 3A), ofrece el nivel de procesamiento más elevado y está pensado para una gran variedad de aplicaciones que requieren imágenes con una geolocalización precisa. Está corregido radiométricamente, a nivel de sensor, geométricamente y referenciado a una proyección cartográfica. Los datos están procesados para eliminar distorsiones causadas por el terreno y pueden ser utilizados para numerosos usos cartográficos (Rapideye 2012).

Aparte de las bandas clásicas, RapidEye incorpora la banda *Red Edge* la cual está espectralmente ubicada en la zona de transición entre la banda roja y el infrarrojo. Por lo tanto, variaciones en el contenido de la clorofila y la estructura de la hoja se verán reflejados en esta banda (Martín *et al.* 2011). *Red Edge* toma gran relevancia ya que ha mostrado mayor sensibilidad al contenido de clorofila en la vegetación y por tanto a cambios en el estado de salud de las plantas (Schuster *et al.* 2012).

Cuadro 8. Especificaciones de la imagen RapidEye 1B

Atributo	Especificación
Tipo de sensor	Óptico
Numero de satélites	5
Formato nativo	GeoTIFF
Localización geográfica (top left)	0.355284752046040e+01 lat -8.514909512283255e+01 lon
Distancia de muestreo sobre el terreno (Nadir)	6.5 m
Nivel de producto	1B
Ancho de observación	77 km
Altitud de órbita	630 km en órbita heliosincrónica
Hora de cruce por el Ecuador	11:00 a.m (aproximadamente)
Capacidad de adquisición de imágenes	4000000 km ² a diario
	Azul 440-510 nm
	Verde 520-590 nm
	Rojo 630-685 nm
	Red Edge 690-730 nm
	Infrarrojo cercano 760-850 nm
Factor de escala radiométrico	9.999999776482582e-03
Fecha de adquisición	12/02/2010
Corrección atmosférica	NO
Angulo azimut	9,82E+07
Datum horizontal	WGS84
Resamplero	Convolución cubica



Fuente: Adaptado de Rapideye (2012)

3 MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Descripción del área de estudio

El estudio se realizó en el noreste de Nicaragua en el departamento de Jinotega, en los municipios de Wiwilí y El Cuá.

3.1.1 Wiwilí

El municipio de Wiwilí está ubicado entre las coordenadas 13° 37' latitud norte y 85° 49' longitud oeste (Figura 4). Ocupa el ángulo noreste del territorio. Su relieve es montañoso y cuenta con una extensión de 2444,7 km². Su población tiene origen Misquito en la parte norte y mestizo en la parte centro y sur del municipio⁶.

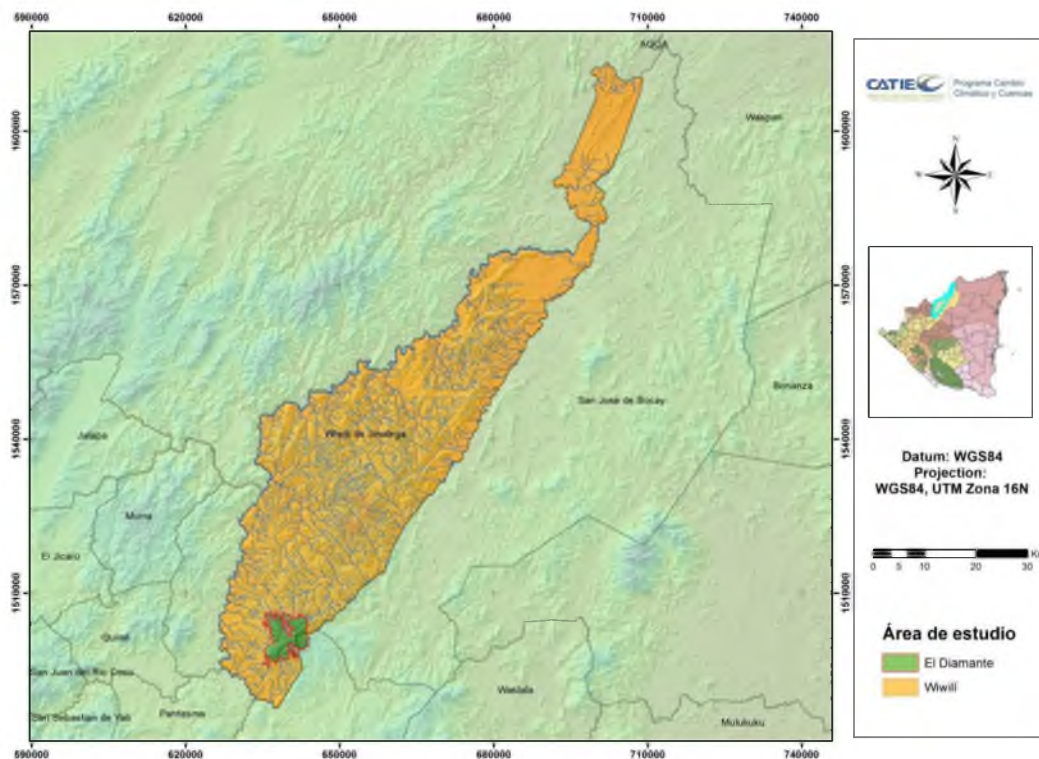


Figura 4. Ubicación municipio de Wiwilí y comunidad de El Diamante (zona 3)

El municipio se encuentra a una hora de navegación por el río Coco, con el vecino país de Honduras y de cinco a seis horas por vía terrestre. Tiene clima de sabana tropical de altura, con una precipitación anual que oscila entre los 1200 y 2000 mm. La temperatura anual varía entre los 24 y 25°C. La estación lluviosa dura aproximadamente 8 meses, de mayo a diciembre y la estación seca de enero a abril.

⁶ Ficha municipal http://www.inifom.gob.ni/municipios/documentos/JINOTEGA/wiwili_jinotega.pdf

En el municipio de Wiwilí el estudio se desarrolló en la Reserva Natural Macizo Kilambé, la cual se encuentra separando la cuenca superior del río Bocay al este, el río Yakalwás al norte, el río Coco al oeste y el río Cuá al sur, entre las coordenadas, 13°30'58,68"N - 85°46'00,65"O y 13°29'14,38"N - 85°38'36,21"O

La reserva tiene una extensión de 125,75 Km² y está dividida administrativamente en 13,32 km² en El Cuá, 0,95 Km² en San José de Bocay y 111,48 km² en Wiwilí de Jinotega. Su temperatura se encuentra entre los 15 y 22°C: Su precipitación varía entre los 1700 a 2300 mm anuales y su rango altitudinal va de 700 a 1745 msnm.

La reserva fue declarada área protegida mediante decreto número 42-91 del 4 de noviembre de 1991, cuenta con una zona núcleo casi intacta de bosques primarios medianos a altos perennifolios que junto con los de Peñas Blancas, son los únicos en Nicaragua. La periferia está más intervenida encontrándose áreas devastadas por el despale y deforestación realizada en los últimos años (Walsh y Rueda 2000).

El 100% del área está en manos de finqueros privados, quienes actualmente mantienen posesión de sus tierras aunque la legislación actual indique potestad al Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP) sobre estas áreas.

3.1.2 El Cuá

El municipio de El Cuá está ubicado en el departamento de Jinotega entre las coordenadas 13° 22' N y 85° 40' O (Figura 5). Tiene una extensión territorial de 4234 km² y una densidad poblacional de 16 habitantes/km². El clima del municipio es de temperaturas que oscilan alrededor de 24°C, con precipitaciones anuales de 1800 a 2800 mm y un periodo lluvioso de 9 meses (mayo a enero) que le dan características de una zona de sabana tropical⁷.

El municipio cuenta con una gran extensión de bosque primarios que albergan gran biodiversidad y que son garantía del desarrollo de la vida silvestre. En el municipio de El Cuá se encuentra el Macizo de Peñas Blancas el cual fue declarado área protegida en noviembre de 1991 al igual que la reserva del Kilambé.

El Macizo de Peñas Blancas es una de las áreas naturales más importantes del departamento de Jinotega por la presencia de especies endémicas y por la existencia de gran cantidad de quebradas y ríos (aproximadamente 200) que surten a la población de los municipios de El Cuá, Rancho Grande, La Dalia y Pantasma (CEN 2010).

Se encuentra ubicada al suroeste de la reserva de biosfera Bosawas, entre las coordenadas 13°13'27" N y 85°35'25" O y su punto más alto alcanza 1745 msnm. Cuenta con una superficie de 11500 ha y está dividida administrativamente con 52,81 Km² en El Cuá, municipio de Jinotega, 25,5 Km² en La Dalia y 37,23 Km² en Rancho Grande, municipios de Matagalpa.

⁷ Ficha municipal http://www.inifom.gob.ni/municipios/documentos/JINOTEGA/el_cua.pdf

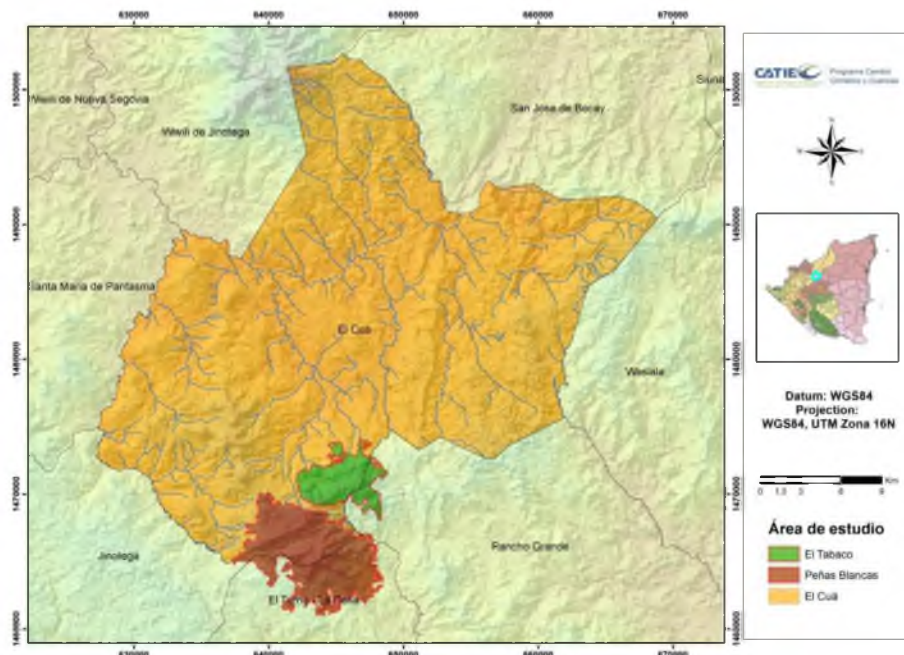


Figura 5. Ubicación municipio de El Cuá, comunidades de El Tabaco (zona 1) y Peñas Blancas (zona 2)

El clima de la Reserva Natural Macizo de Peñas Blancas es el propio de los bosques nubosos que están a más de 800 msnm. A esta característica general, se suma el hecho de que este Macizo como toda la cordillera Isabelia está en el camino de los vientos alisios y contribuye notablemente a la condensación de las nubes que provienen del Caribe. No hay datos exactos de pluviosidad, pero se sabe que no existe canícula. La temperatura se mantiene gran parte del año entre los 23 y los 19°C. Su humedad relativa es alta, sobre el 80% en la época lluviosa (CEN 2010).

Tiene bosques de nebliselva intactos que representan núcleos significativos de los remanentes de bosque tropical húmedo montano y extensos farallones de más de 100 m de altura cubiertos de bosques primarios medianos o altos perennifolios.

Sus bosques siempre se encuentran verdes con estacionalidad en sectores submontano (500 a 1000 msnm). Se encuentran parches de bosque originario dada la deforestación que existe en la zona, compuestos principalmente por granadillo (*Dalbergia tucurensis*), roble encino (*Quercus acata*), comenegro (*Dialium guianense*), nogal (*Juglans olanchana*), y un sotobosque rico en palmares y helechos. En el Macizo de Peñas Blancas hay bosques de árboles que llegan hasta los 50 m de altura.

La reserva natural Kilambé y Peñas Blancas, forman parte de la zona de amortiguamiento de la reserva de Biósfera Bosawas (MAGFOR 2005). Su importancia radica en poseer el ecosistema de bosque húmedo más extenso e inalterado de Centroamérica, formando parte del corazón del corredor biológico Mesoamericano, compartido entre Nicaragua y Honduras, de gran relevancia dada la diversidad de recursos que posee (MARENA 2003).

En el macizo de Peñas Blancas, el estudio se desarrolló en bosques de las comunidades de El Tabaco y Peñas Blancas (zona 1 y 2 respectivamente), mientras que en el Macizo de Kilambé el estudio se llevó a cabo en bosques de la comunidad de El Diamante (zona 3).

3.2 Diseño de muestreo

Para el estudio y planificación del inventario, se hizo necesario conocer la extensión y características principales de los bosques sobre los cuales se desarrollaría la investigación. Para obtener una caracterización más precisa se tomó en primera instancia una estratificación basada en las distribuciones espaciales de los bosques con Landsat, de manera tal que las unidades de muestreo (parcelas) que conforman el estrato fueran lo más homogéneas posible y que los estratos (grados de degradación) sean heterogéneos entre sí; sin embargo, el criterio principal para seleccionar las áreas a ser inventariadas, fue la percepción de las comunidades aledañas a los bosques.

El área de los bosques se calculó a partir de la digitalización de estos sobre la imagen RapidEye, encontrándose un total de 12716,14 ha, distribuidas en 2049,09 ha para la Z1, 5198,43 ha para la Z2 y 5468.62 ha en la Z3.

3.2.1 Tamaño de la muestra

El número de unidades muestrales (parcelas), se determinó en función de la amplitud del intervalo de confianza (Di Rienzo *et al.* 2008). La estimación se hizo tomando de la muestra los valores de biomasa expresada en carbono.

$$\left\{ \frac{2 \quad (1 -)}{\quad} \right\}$$

dónde:

n = tamaño de muestra (80)

Z = factor probabilístico dado un nivel de confianza (95%) = 1.96

σ = desviación estándar (71.65)

\bar{X} = promedio (138.63)

C = amplitud (35)

Son muchas las variables que afectan la biomasa y el contenido de carbono de la misma, es por ello que se asume la amplitud como un porcentaje de la media, la cual para este caso fue del 25%.

$$\left\{ \frac{2 \quad 1.96 \quad 71.65}{35} \right\} \quad 64$$

3.2.1.1 Tipo e instalación de las parcelas de muestreo

Las parcelas establecidas fueron temporales (PTM) las cuales son una herramienta rápida y menos costosa para obtener estimados de carbono (Orozco y Brumér eds. 2002). Se muestreo 80 parcelas asumiendo encontrar problemas de nubosidad y/o sombras en la imagen.

Las PTM fueron de 50 m de largo por 20 m de ancho (0.1 ha). Orrego y Del Valle (2003), manifiestan que estas parcelas son útiles en proyectos de investigación relacionados con ecosistemas fragmentados, análisis de regeneración natural y captura de carbono, dada su potencialidad para hacer réplicas debido a su tamaño pequeño, junto con la rapidez y el bajo costo de su establecimiento, lo que las hace ideales para registrar la variación espacial del bosque (Figura 6).

3.2.1.2 Atributos y variables a ser medidos en las parcelas

La abundancia de fustales (individuos con $dap \geq 10$ cm) se cuantificó en toda la parcela, mientras que la de latizales (dap 5–9,9 cm) se hizo en una subparcela de 10 x 10m seleccionada al azar dentro de la parcela principal.

En los formularios de campo se registraron las variables de diámetro a la altura de pecho (dap medido a 1.30 m de altura), especie, condición del individuo (vivo-muerto). A los árboles muertos en pie se les registró la presencia/ausencia de ramas (R_r = presencia de ramas grandes y pequeñas, R = solo ramas grandes, N =ausencia de ramas). Se estimó la altura a 5 individuos por parcela), madera caída bajo el parámetro de tres densidades: sólido, intermedio y podrido, pendiente, cobertura y coordenadas (Anexo 1 y 2).

Cada árbol fue identificado a nivel de nombre común con dos auxiliares de campo. Se contó con una base de datos preliminar de INAFOR (Instituto Nacional Forestal), con nombres de especies de bosques de la región y también claves de identificación botánica para el correspondiente nombre científico y familia. Para las especies que no fueron identificadas o para las cuales existían dudas en cuanto a su identificación, se tomaron fotos de hojas, fuste y en lo posible flores y frutos, las cuales se enviaron al herbario de la Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua UNAN-León para su correspondiente clasificación botánica. Se confrontó la clasificación, rango geográfico y altitudinal de las especies registradas con la información del Jardín Botánico de Missouri (disponible en <http://www.tropicos.org/Home.aspx>)

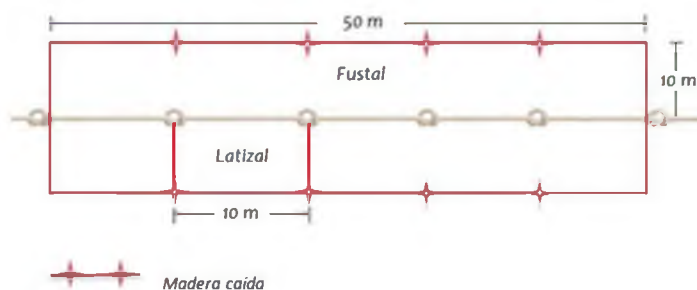


Figura 6. Diseño de parcela de muestreo para cuantificar carbono en bosques en diferentes estados de degradación

3.2.1.3 Biomasa arbórea

Se midió el dap de todos los árboles de las parcelas de muestreo que estuvieran dentro de la categoría fustal y latizal. Dada la dificultad de medir la altura con el clinómetro, por las condiciones de alta nubosidad, topografía quebrada y cruce de copas, se hizo la medición con vara graduada a cinco individuos por parcela, los cuales fueron escogidos por su representatividad en la estructura vertical dentro de la parcela. Posteriormente se compararon diferentes modelos alométricos para determinar cuál se ajustaba mejor a estos valores para hacer su selección.

Se realizó una revisión de literatura científica para ubicar modelos alométricos adecuados para estimar la biomasa aérea y que fueran apropiados para la zona de estudio (clima, ecosistemas, especie), en función de una, dos y tres variables (dap, altura y densidad de la madera), con el fin de tener mayor certeza en las estimaciones. Este cálculo se hizo para todos los individuos muestreados y se expresó en kilogramos (kg).

Para tener mayor precisión en la estimación de la biomasa, se analizaron 11 modelos alométricos tropicales para fustales y ocho modelos alométricos para estimación de alturas.

Los datos de densidad de la madera fueron obtenidos de Herrera y Morales (1993). Cuando no fue posible obtener esta información, se trabajó con bases de datos internacionales (Zanne *et al.* 2009). Cuando no fue posible obtener la densidad de madera por especie, se trabajó a nivel de género y finalmente de familia; no fue necesario recurrir al promedio para los trópicos.

La madera muerta en pie se midió como parte del inventario general, estimando su biomasa a partir del dap y usando la ecuación alométrica correspondiente a los árboles vivos, pero considerando un factor de descuento que se determinó para cada caso en el formulario de campo. (Penman *et al.* 2003). Si el árbol muerto en pie contenía ramas y brotes pero se encontraba sin hojas, en el formulario se asignaba las letras Rr (Ramas grandes y ramas pequeñas); si el árbol solo tenía ramas grandes, se asignaba las letra R (Ramas grandes) y si no tenía ramas se asignaba la letra N (Nada).

Cuando las especies muertas en pie se asemejaban a un árbol vivo (con excepción de las hojas) se utilizaba la ecuación alométrica correspondiente a los árboles vivos menos la biomasa de las hojas (aproximadamente entre 2% y 3% de la biomasa sobre el suelo). Cuando solamente se observaban ramas grandes, la biomasa se estimó haciendo reducción del 30% del resultado de la ecuación alométrica. Cuando un árbol tenía el tronco desnudo, su volumen se estimó a partir del dap y la altura utilizando la formula estandarizada para cálculo de volúmenes de madera recomendada por INAFOR (2004).

dónde:

$V = \text{Volumen (m}^3\text{)}$

$AB = \text{Área basal}$

ff = factor forma (0.7 latifoliada y 0.47 coníferas)

L = altura comercial.

Para el muestreo de la madera caída, se utilizó el método modificado de intersección de líneas, desarrollado por Van Wagner (1968), el cual se basa en 4 reglas para el cálculo: a) establecer una línea de longitud conocida alrededor del área de estudio, b) registrar el diámetro de cada pieza de madera caída (≥ 10 cm dap), c) la línea debe atravesar al menos el 50% del diámetro de la pieza d) si la pieza de madera es intersectada más de una vez por la línea, se hace la medición por cada cruce.

Para hacer comparaciones de medias en fustales, latizales y biomasa total, se utilizó estadística inferencial; para los árboles muertos en pie, palmas, helechos, lianas y madera caída se utilizó estadística descriptiva por la prevalencia de “ceros”, lo cual afectó la normalidad y significancia de los datos.

Para determinar la densidad de las piezas de madera caída, se utilizó la “prueba del machete⁸”; estableciendo tres categorías de densidad: sólida, intermedia y podrida (Cuadro 9), siguiendo las directrices del IPCC (Penman *et al.* 2003).

Cuadro 9. Densidad de madera caída

Tipo	Densidad (t/m³)
Solida	0,47
Intermedia	0,34
Podrida	0,17

Fuente: Brown y Delaney, citados por Tiepolo et al. (2002)

Para cada categoría de densidad se estimó el volumen de madera caída por unidad de área usando la ecuación modificada de Van Wagner (1968).

$$\frac{(D1^2 + D2^2 + \dots + \dots)}{(8 * L)}$$

dónde:

V_{mc}: volumen de madera caída (m³ ha⁻¹):

D1, D2, ..., D_n : diámetros de las piezas interceptadas por la línea (cm)

L: longitud de la línea (m).

En cada parcela se trazaron dos líneas de 50 m paralelas al largo de la parcela. Además de la madera caída, se utilizaron estos transectos para evaluar la cobertura del dosel y la pendiente (Figura 7). Una vez calculada la biomasa aérea de los individuos y los demás

⁸ Esta prueba consiste en golpear la madera con un machete, si la hoja rebota es sólida, si penetra ligeramente es de densidad intermedia y si la madera se desintegra esta podrida.

componentes, se obtuvo la biomasa aérea total sumando estas biomásas por parcela (kg). Este valor se escaló a unidades de Megagramos por hectárea (Mg ha⁻¹).

3.2.1.3.1 Estimación del carbono almacenado

Para convertir biomasa a carbono, se multiplicó la biomasa por la fracción de carbono establecida para Nicaragua (0.47) (FRA 2010a).

3.2.2 Procesamiento digital de la imagen

El área de estudio se delimitó en una imagen multiespectral óptica RapidEye 1B la cual fue tomada el 12 de febrero de 2010 y cuyas especificaciones se presentan en el Cuadro 8.

Este producto viene sin corrección de las distorsiones inherentes al proceso de captura por el satélite, ni por la interacción entre la geometría de la órbita del satélite y la forma de la superficie terrestre, por lo que fue necesario corregirlas a nivel radiométrico y geométrico ya que sus características originales condicionan su utilización para fines de la investigación.

Debido a la falta de información sobre protocolos de procesamiento para el sensor RapidEye1B, fue necesario generar 6 familias de procesamiento que incluyeran en diferente orden la ortorectificación, conversión de los ND a radiancia y la conversión a reflectancia a partir del tope de la atmósfera (ToA) y dos algoritmos de corrección atmosférica (QUAC y FLAASH) (Figura 7).

Las familias de datos se nombraron con palabras de tres letras de acuerdo al conjunto de pasos necesarios para el procesamiento: ORF, ORQ, ORR, NQO, NRO, y F5 siendo:

O= Ortorectificación de la imagen, definiendo la proyección a UTM zona 16 Norte Datum WGS 1984.

R= Conversión de valores de los ND a radiancia

F= Conversión a reflectancia a partir de corrección atmosférica con FLAASH

Q= Conversión a reflectancia a partir de corrección atmosférica con QUAC

N= Nivel digital

F5= ortorectificación para alinear las bandas.

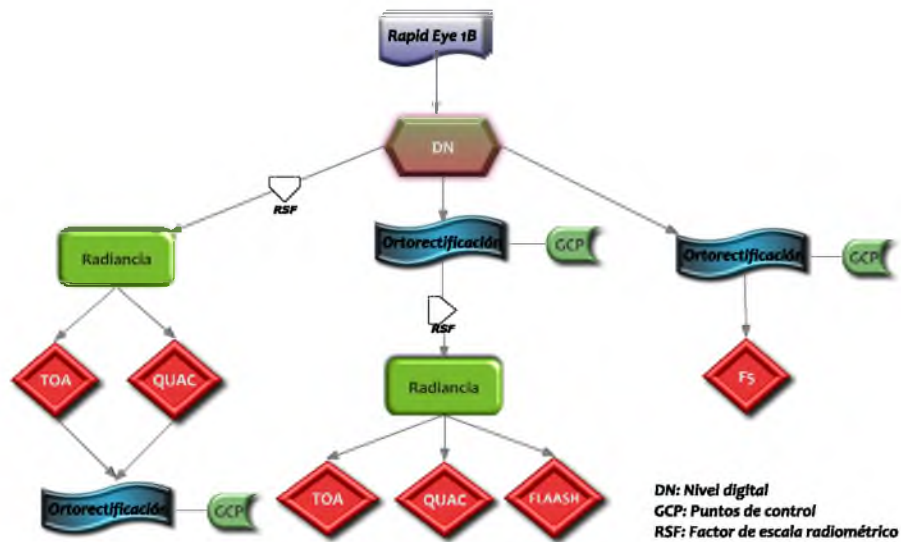


Figura 7. Diagrama de flujo de procesamiento para la escena RapidEye 1B

Cada familia de procesamiento generó una imagen la cual sirvió para ajustar un modelo de predicción de biomasa basado en IV y covariables

3.2.2.1 Ortorectificación

Para corregir la distorsión de la imagen satelital, se ortorectificó utilizando un modelo de elevación digital (DEM) de 30 metros de resolución espacial derivado de ASTER GDEM (*Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer-Global Digital Elevation Model*), el cual fue recortado al tamaño de la escena.

Para el proceso de ortorectificación, fue necesario mantener la proyección y el *Map Model* de manera que no se borren las efemérides y los RPC (coeficiente racional polinomial) del sensor lo que ocasionaría que el archivo quedara sin información relevante para el proceso de ortorectificación.

La escena presentó bandas corridas (Figura 8), por lo que fue necesario verificar bandas coincidentes (1-2 y 3-4-5), posteriormente ubicar GCP's sobre la banda 5 y la banda 2 para generar dos modelos con la misma ubicación espacial. Los modelos se unieron tomando nuevamente como referencia los GCP's. Los píxeles se ajustaron a la nueva cuadrícula a partir del remuestreo con el método de vecino más cercano.

El error de la corrección se evaluó comparando las coordenadas reales de los GCP con las calculadas a partir de la ecuación de transformación a través del RMS (error cuadrático medio) para cada punto y para toda la imagen.

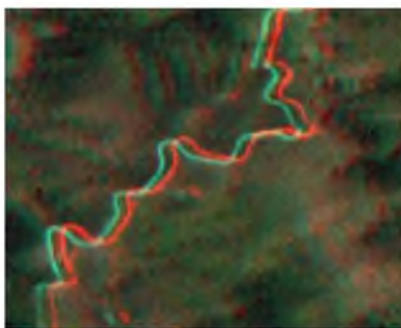


Figura 8. Imagen RapidEye sin corrección geométrica

3.2.2.2 Conversión a radiancia

Para asociar los diferentes tipos de cobertura con su respectiva firma espectral, se transformó los valores de los ND captado por el sensor a valores de radiancia a partir del factor de escala radiométrico del *metadato* de la imagen. Este procedimiento hace más sólida la interpretación de los datos y genera valores de reflectividad.

El valor resultante se expresó en watts por estereorradián por m^2 ($W/m^2sr\mu m^1$).

$$Rad(i) = ND(i) \cdot RSF(i)$$

Dónde:

i=Numero de bandas espectrales

Rad= Valor de radiancia

ND= Niveles digitales

RSF= Factor de escala radiométrico

3.2.2.3 Conversión a reflectancia

La conversión de radiancia a reflectancia se hizo relacionando los valores de radiancia (los ND de los pixeles) con la radiancia con la cual la superficie es iluminada, aplicando una corrección atmosférica a la imagen. También fue posible omitir la influencia de la atmósfera calculando la reflectancia en la parte superior de la atmósfera (ToA), también conocida como albedo planetario.

3.2.2.3.1 Corrección atmosférica QUAC

La corrección atmosférica QUAC se generó a partir de las longitudes de onda de cada banda y a partir del sensor, los demás parámetros de compensación atmosféricos (condiciones del día y hora de toma de escena, ángulo cenital, azimutal, etc.), los obtiene de forma directa a partir del *metadato*, facilitando su cálculo y posterior análisis.

3.2.2.3.2 Corrección atmosférica FLAASH

Con el objetivo de modelar una función de transferencia que permita obtener una imagen con la menor contribución de ruido atmosférico se realizó un modelamiento

atmosférico ingresando parámetros relativos a las condiciones del día y hora de toma de la escena, ángulo cenital y azimutal los cuales vienen en el *metadato*, además se incluyó para el cálculo el modelo de aerosol y de dispersión, la proyección y el tipo de sensor.

3.2.2.3.3 Tope de la atmósfera (ToA)

Toma en consideración solamente la distancia al sol y la geometría de la radiación solar incidente, se calcula a partir de:

$$REF(i) = Rad(i) \frac{SunDist}{(i) \cos(h)}$$

dónde:

i=Numero de bandas espectrales

REF: Valor de reflectancia

RAD= Valor de radiancia

SunDist= Distancia de la tierra al sol el día de adquisición en unidades astronómicas. Este valor se calculó a partir del día juliano, los datos para el análisis fueron consultados de *Landsat Handbook*.

EAI= Irradiancia exoatmosférica. Los valores de EAI para la escena RapidEye son:

Azul: 1997.8 W/m²μm

Verde: 1863.5 W/m²μm

Rojo: 1560.4 W/m²μm

RE: 1395.0 W/m²μm

NIR: 1124.4 W/m²μm

Solar Zenith= Ángulo cenital solar en grados (este valor se obtuvo a partir del metadato de la imagen).

3.3 Análisis de datos

A partir de los puntos tomados con GPS en campo, se digitalizaron polígonos de las 80 parcelas muestreadas, lo cual sirvió para extraer los valores de medias de los píxeles encontrados dentro de cada parcela.

Se utilizó una matriz inicial de 6 familias de procesamiento de datos, 19 IV, 6 covariables y 74 registros (parcelas), Se excluyeron del análisis 6 parcelas porque se encontró un porcentaje elevado de nubes dentro de su área, lo cual imposibilitó obtener información espectral de los sitios.

Se seleccionaron 19 IV basados en diferentes estudios que los destaca como adecuados para caracterizar la vegetación, también se buscó IV que usen la banda 4 (*Red Edge*), debido al potencial de esta banda en estudios sobre sanidad, estrés vegetal y contenido de nitrógeno en las plantas, (Eitel y Long 2007). Los 19 IV elegidos se generaron en ENVI5 a partir de *Band math*.

Se incluyó como covariables de terreno la pendiente, aspecto y altitud, como variables ambientales la temperatura y precipitación y como medida de la variación espacial en función de la escala, se utilizó la textura.

Las capas de precipitación y temperatura mensual promedio, fueron obtenidas de *Worldclim* (Hijmans et al. 2005) (www.worldclim.org), para la altitud se utilizó el DEM recortado en la ortorectificación.

Las capas de aspecto y pendiente se generaron a partir del ajuste y resampleo del DEM; los filtros texturales (*Data range, Mean, Variance, Entropy, Skewness*) se procesaron en ventanas 3*3. El resultado se analizó bajo el factor de índice óptimo (*Optimize Index Factor*), que conserva bandas con mayor información espectral (mayores covarianzas) y menos duplicidad en la información (menores correlaciones entre bandas).

Se hizo modelación bajo 3 enfoques estadísticos: modelos lineales generales y mixtos (GLMM), modelos aditivos (GAM) y árboles de regresión (randomForest), asumiendo correlación lineal y no lineal entre la biomasa y los IV.

3.4 Generación del modelo

Mediante el modelo de regresión lineal múltiple se buscó explicar el comportamiento de la variable de respuesta (biomasa) en función de un conjunto de variables regresoras (IV, covariables), por medio de una relación de dependencia lineal, para ello se seleccionó el modelo ascendente paso a paso *Stepwise*; buscando de entre todas las variables explicativas aquellas que más y mejor expliquen la variable dependiente sin que ninguna de ellas sea combinación lineal de las restantes.

Bajo la teoría de los modelos generales mixtos (MLGM) se ajustaron los modelos por cada familia de datos. Se eligió esta opción por falta de cumplimiento de los supuestos de regresión múltiple (normalidad, linealidad, independencia y homocedasticidad) y para remover el efecto de zona eliminando el sesgo espacial y haciendo el ajuste para toda la escena.

Se consideró el Factor de Inflación de la Varianza (VIF) como indicador para analizar el grado de multicolinealidad entre las regresoras y covariables del modelo, este se definió como:

$$\frac{1}{(1 - R_j^2)}$$

Siendo el coeficiente de determinación

Coefficiente de determinación. Este coeficiente se interpreta como la proporción de la variabilidad total en Y explicable por la variación de la variable independiente o la proporción

de la variabilidad total explicada por el modelo (Di Rienzo *et al.* 2008) y se obtuvo mediante la siguiente fórmula:

—

dónde:

R^2 = Coeficiente de determinación

SCR = Suma de cuadrados de regresión.

SCT = Suma de cuadrados total.

Se ajustaron modelos aditivos mixtos (GAM) buscando incorporar funciones no paramétricas que se adapten mejor a estructuras no lineales de los datos; para ello se analizaron los valores de la biomasa con cada uno de los IV y las covariables en el software QEco (Di Rienzo *et al.* 2010), con los mejores índices seleccionados a partir del R^2 , se desarrolló un script con la librería *gamm4* (Wood 2006) para encontrar el mejor modelo por familia de procesamiento.

Para esta selección, tanto en GAM como en el caso de MLGM, se utilizaron los criterios de información *Akaike* (AIC sigla en inglés) y *Bayesiano* (BIC sigla en inglés) (Moret *et al.* 2007), los cuales se utilizan para elegir el mejor de entre un conjunto de modelos admisibles y según los cuales, los mejores modelos presentan los menores valores de AIC y BIC.

El Criterio de Información *Akaike* (AIC), se obtuvo mediante la fórmula:

$$\left(\sum (ob - o)^2 \right) * 2p$$

dónde:

n = Valor observado.

p = Número de parámetros del modelo.

El Criterio de Información Bayesiano (BIC), se obtuvo a partir de la fórmula:

$$g(1 - R_k^2) +$$

dónde:

n = Número de observaciones.

= Coeficiente de determinación.

= Número de regresoras presente en el modelo.

Una vez obtenido los mejores modelos por familia se utilizó el coeficiente de determinación (R^2) como criterio de selección del mejor modelo.

Se ajustó árboles de regresión no paramétricos en R utilizando la librería *randomForest* (Breiman 2001; Liaw y Wiener 2002), el cual utiliza un enfoque basado en *bootstrap* (remuestreo), para lograr mayor precisión. Esta técnica permite interacciones no lineales y produce gran número de árboles de clasificación, introduciendo permutaciones en cada nodo y seleccionando el resultado más común en la clasificación. En cada una de las familias de datos; se empleó la función *importance* para medir la importancia de las variables sobre el índice creado. El criterio para seleccionar el mejor árbol de regresión fue el error cuadrático medio de predicción y la varianza explicada.

3.4.1 Predicción de la biomasa en el paisaje

Con los tres mejores modelos de cada uno de los enfoques estadísticos se realizaron predicciones de la biomasa a nivel del paisaje. Estas predicciones generadas a partir del mejor modelo permiten tener un estimado con incertidumbre asociada a las áreas donde no se realizaron los muestreos. Buscando mejorar la predicción del modelo, se incluyó la pendiente del sitio y altitud como covariables las cuales en el modelo inicial no fueron significativas.

En los tres enfoques estadísticos se ajustó cada mejor modelo de familia de datos para las 74 parcelas. Posteriormente se activó todos los casos en el paisaje y se corrió la predicción utilizando la librería *predict* la cual es una función genérica para las predicciones de los resultados de varias funciones de ajuste del modelo, con el fin de hacer la predicción a lo largo del paisaje, acorde a las posiciones de la variable de predicción (regresora).

3.4.2 Validación del modelo

Después de la estimación de los parámetros se comprobó que el resultado generado y predicho al paisaje no fuera significativamente diferente a las mediciones hechas en campo, se hizo una validación teniendo en cuenta 10 parcelas seleccionadas al azar y no tomadas en cuenta en la generación del modelo.

Para hacer ajustes al modelo, se utilizó el programa INFOSTAT (Di Rienzo *et al.* 2011) y las librerías bajo lenguaje de programación *R versión 2.15.1* (R Development Core Team. 2010).

3.5 Clasificación de grados de degradación a partir de biomasa

Partiendo del principio de que los bosques maduros acumulan mayor biomasa que bosques en estados tempranos o alterados (Witness 2009; GOF-C-GOLD 2010), se hizo la clasificación de acuerdo a la biomasa encontrada en campo (Cuadro 10). La distinción del grado de degradación de los bosques es necesaria para la supervisión de cambios y la identificación de áreas de prioridad para acciones preventivas, correctivas, etc., además, la clasificación se hizo asumiendo mejorar la correlación con los IV y las covariables.

Para la identificación exploratoria de los grupos, se hizo la clasificación de biomasa bajo análisis multivariado de conglomerados extrayendo la máxima homogeneidad en cada grupo y la mayor diferencia entre ellos. Se utilizó Ward como medida de agrupamiento ponderado de los grupos y Euclídea como medida de distancia.

La degradación de los stocks de carbono se caracterizó a partir del “estado⁹” de los bosques, basados en los grupos de biomasa encontrados. Se tomó como línea de referencia los valores más altos de biomasa expresada en MgC ha⁻¹ (bosques maduros), asumiendo una degradación ligera de carbono, mientras que los bosques con valores más bajos de biomasa fueron asignados al grupo uno bajo la asunción de degradación fuerte de carbono. El grupo restante con valores de biomasa entre los grupos anteriores se considera como degradación moderada de carbono.

Para evaluar la bondad de la clasificación, se trabajó con los datos categorizados a partir de tablas de contingencia, con análisis multivariado discriminante, ajuste multinomial (variables categóricas nominales) y acumulativo (variables categóricas ordinales). En la evaluación se tuvo en cuenta la matriz de confusión generada a partir de tablas de contingencia 3*3 y el coeficiente de Pearson.

El no contar con datos sobre la dinámica de los bosques, conllevó a analizar el grado de desarrollo de estos a partir de la distribución de clases diamétricas por área basal.

En el ajuste multinomial, se utilizó lenguaje de programación *R* y las librerías *vglm* (*Modelo Lineal Generalizado*)(Yee y Wild 1996) el cual se define en términos generales como un modelo estadístico que es una función de *M* predictores lineales; en el ajuste acumulativo se utilizó la librería *vgam* (*Modelo Aditivo Generalizado*)(Yee 2012), el cual es un método para análisis de datos categóricos y está basado en datos visuales que se adapta bien a la exploración de los datos, y que conservan la simplicidad de interpretación que poseen los modelos aditivos.

Para ambos casos, la selección del mejor modelo se basó en la función *IRLS* (*Iteratively Reweighted Least Squares*), cuya sentencia va asignando pesos de importancia de acuerdo a las repeticiones.

⁹ El concepto de degradación comprende tanto el estado de los bosques como el proceso de degradación mismo, el estado se refiere a un punto de referencia y requiere de umbrales (*thresholds*).

Cuadro 10. Grados de degradación de los stocks de carbono de acuerdo a su intensidad de disturbio

<i>Consideraciones</i>	<i>Grados de degradación forestal</i>		
	<i>Ligera</i>	<i>Moderada</i>	<i>Fuerte</i>
<i>Descripción</i>	Poca evidencia de intervención antrópica, cobertura de copa superior al 70%. Presencia de especies de lento crecimiento en diámetros mayores. Maderas comercialmente valiosas.	Remoción selectiva de árboles del dosel y del sotobosque con fines dendroenergéticos	Remoción de gran parte de especies del sotobosque, presencia de claros, gran número de individuos con dap ≤ 25 cm), presencia de árboles remanentes de maderas sin valor comercial.
<i>Tipo de disturbio</i>	Intensidad leve o ninguna (bosque maduro)	Extracción selectiva de madera fina y leña, evidencia de fuego y presencia de caminos de extracción	Excesiva extracción de madera e inadecuadas técnicas de aprovechamiento (reducido número de individuos con dap ≥ 40 cm) caminos bien demarcados.

Fuente: Este estudio

4 RESULTADOS

Los bosques analizados varían en su dimensión, composición, estructura vertical y otras características. La intervención antrópica es el principal promotor de cambio en la magnitud de las existencias de biomasa. Sin embargo, existen factores bastante homogéneos entre ellos en el ámbito agrícola, meteorológico e histórico, que se relacionan con su ubicación sobre la cordillera Isabélica (MARENA 2003).

4.1 Estimación de la biomasa aérea de las especies presentes en los bosques de Wiwilí y El Cuá

Para estimar la biomasa aérea, en la categoría fustal, se optó por el modelo alométrico de Chave *et al.* (2005), debido a su robustez¹⁰. La inclusión de la densidad de la madera, la altura y el dap en el modelo mejora la exactitud de las predicciones (Chave *et al.* 2004; Chave *et al.* 2005). Además, el modelo ha sido considerado como la mejor aproximación para estimar biomasa en bosques tropicales donde no se cuenta con ecuaciones locales (Clark 2007). La revisión de literatura, también permitió encontrar ecuaciones alométricas del trópico para otros componentes del bosque (Cuadro 11)

Cuadro 11. Ecuaciones alométricas seleccionadas para cuantificar la biomasa aérea

Parámetro	Ecuación	Referencia
Fustal	$\exp(-2,977 + \ln(\rho * \text{dap}^2 * H))$	Chave <i>et al.</i> (2005)
Altura (<70 cm dap)	$4,722 * \ln(\text{dap}^2) - 13,323$	Hughes <i>et al.</i> (1999)
Altura (≥ 70 cm dap)	$28,34((1 - \exp)^{(0,026 - 0,062(\text{dap}))})$	Feldpausch <i>et al.</i> (2011)
Palmas	$4,5 + 7,7(H)$	Frangi y Lugo (1985)
Helechos	$-4266348 / (1 - (2792284 \exp(0,313677 \times H)))$	Tiepolo <i>et al.</i> (2002)
Latizal muerto	$\exp(4,6014 + (1,1204 * \ln(\text{dap}^2))) * (1,11/10^6)$	Hughes <i>et al.</i> (2000)
Latizal	$\exp(4,9375 + 1,0583 \ln(\text{dap}^2)) CF / 10^6$	Hughes <i>et al.</i> (1999)
Lianas (1-23 cm dap)	$\ln(\text{TAB}) = (-1,519 + 2,682 * \ln(\text{dap})) * 0,999$	Schnitzer <i>et al.</i> (2006)
Madera caída	$W = \pi^2 S \Sigma \text{dap}^2 / 8L$	Van Wagner (1968)
Árbol muerto en pie	$\pi((\text{dap}/2)^2) * H(0,42)$	Hughes <i>et al.</i> (1999)

exp= exponente, ln= logaritmo natural, dap= diámetro a la altura del pecho, H= altura, ρ = densidad de madera, CF= factor de corrección (1.14), L= largo de transecto.

El modelo alométrico para alturas que mejor ajuste presento con las mediciones en campo, fue el de Hughes *et al.* (1999). Sin embargo con dap superiores a 70 cm, se encontró sobrestimación de alturas que se vio representada en altos valores de biomasa. Por ello se

¹⁰ Las ecuaciones de Chave *et al.* (2005), se han empleado para estimar biomasa en más de 197 bosques tropicales.

buscaron modelos que brindaran estimaciones más precisas ajustando con modelos lineales los cuales brindaban mejor correlación con los datos (Cuadro 12). El modelo de alturas que mejor se ajustó para las especies con valores ≥ 70 cm de dap fue el de Feldpausch *et al.* (2010).

Cuadro 12. Coeficiente de determinación para modelos de altura en las seis familias de procesamiento

Familia de procesamiento	R² Hughes et al (1999)	R² Feldpaush et al (2010)*
NRO	0,41	0,48
NQO	0,50	0,52
ORQ	0,48	0,54
ORR	0,52	0,53
F5	0,45	0,43
ORF	0,52	0,62

**valores ajustados solo para las especies con dap ≥ 70 cm*

4.2 Carbono almacenado en la biomasa de los bosques de Wiwilí y El Cuá

Los valores promedio más altos de carbono almacenado, fueron encontrados en la zona 3 con 172.38 ± 10.63 MgC ha⁻¹, mientras que en la zona 2 se encontraron los valores más bajos (Cuadro 13). Se encontraron diferencias significativas ($p < 0.0001$) entre la zona 3 y zona 1 respecto a la zona 2, sin embargo, entre ellas fueron similares. El rango más amplio de distribución de los stocks de carbono, se encontró en la zona 2 con valores de 14.24 a 284.21 MgC ha⁻¹.

Cuadro 13. Promedio y error estándar de los stocks de carbono en las zonas de bosque estudiadas en Wiwilí y El Cuá

<i>Zona</i>	<i>Rango (Mg C ha-1)</i>	<i>n</i>	<i>Media</i>	<i>DE</i>	<i>EE</i>
1 (El Tabaco)	83,6 – 269,04	20	153,04a	52,38	$\pm 11,71$
2 (Peñas Blancas)	14,24 – 284,21	26	83,42b	64,69	$\pm 12,69$
3 (El Diamante)	29,98 – 282,02	34	172,38a	61,98	$\pm 10,63$

4.2.1 Stocks de carbono en los diferentes componentes de la biomasa aérea

El mayor aporte de los fustales fue de 94.57% en la zona 3, lo cual se ve reflejado en su mayor valor de biomasa total. La zona 3 fue la única zona donde se encontró aporte de palmas (0.85%), valor relativamente bajo, pero superior al aporte de las lianas, helechos y latizales con 0.004, 0.05 y 0.2% respectivamente (Cuadro 14).

La categoría fustal es la que más aporta a la biomasa total en las tres zonas. La zona 1 y la zona 3 son iguales estadísticamente ($p < 0.0001$) con valores medios de 138.16 y 163.02 Mg C ha⁻¹ respectivamente, pero diferentes con la zona 2 (70.69 Mg C ha⁻¹).

En la zona 1 y zona 2 no se encontró aporte de palmas. El aporte de helechos y lianas en la zona 1 con respecto a la biomasa total fue muy bajo: 0.006 y 0.001% respectivamente. De forma similar, el aporte de helechos y lianas en la zona 2 fue 0.01 y 0.02% respectivamente.

Para la zona 1 se encontró que los árboles muertos en pie y la madera caída fueron los componentes que tuvieron mayor aporte a la biomasa total después de los fustales, representando el 5.13 y 4.39% respectivamente. En la zona 2 se encontró situación similar, pero el mayor aporte a la biomasa total fue de la madera caída con 8.66 % seguida por los árboles muertos en pie con 5.86%.

En la zona 3 se encontró que el aporte de madera caída y árboles muertos en pie fue más bajo que en las otras dos zonas con 2.68 y 1.64 % respectivamente.

Cuadro 14. Reservas de carbono en la biomasa aérea de las tres zonas de bosque

Zona		Fustal	Latizal	Árbol muerto en pie	Palmas	Helecho	Liana	Madera caída	TOTAL
Z1	tBio ha-1	293,96	0,63	16,7	0	0,02	0,003	14,3	325,61
		±26,76a	±0,11b	±8,77		±0,01	±0,002	±2,84	±28,87a
	tC ha-1	138,16	0,29	7,85	0	0,009	0,001	6,72	153,04
		±13,57a	±0,05b	±4,12		±0,01	±0,0009	±1,34	±13,57a
%	90,28	0,19	5,13	0	0,006	0,001	4,39		
Z2	tBio ha-1	150,4	1,22	10,4	0	0,021	0,04	15,38	177,48
		±25,88b	±0,1a	±3,86		±0,01	±0,02	±2,18	±25,32b
	tC ha-1	70,69	0,58	4,89	0	0,01	0,020	7,23	83,42
		±11,9b	±0,05a	±1,81		±0,01	±0,01	±1,02	±11,9b
%	84,74	0,69	5,86	0	0,01	0,02	8,66		
Z3	tBio ha-1	346,85	0,74	6,03	3,10	0,19	0,02	9,83	366,76
		±22,65a	±0,09b	±1,43	±0,77	±0,17	±0,004	±1,83	±22,14a
	tC ha-1	163,02	0,34	2,83	1,46	0,09	0,007	4,62	172,38
		±10,4a	±0,04b	±0,67	±0,36	±0,45	±0,002	±0,86	±10,41a
%	94,57	0,2	1,64	0,85	0,05	0,004	2,68		

4.2.2 Protocolo de procesamiento

En la rectificación de la imagen, el modelo (1,2) tuvo un RMS de 1,3693 y el modelo (3,4,5) un RMS de 2,3010, mientras que para el modelo general rectificado el RMS fue de 3,1692, no superando el tamaño de pixel y por lo tanto siendo consistente con la ubicación de los puntos de control y de chequeo.

La mejor familia de procesamiento en la regresión fue ORF ($R^2=0,62$). El valor de reflectancia obtenido con FLAASH con un nivel de procesamiento más completo, muestra los mejores resultados.

Las familias de procesamiento ORR y ORQ ($R^2=0,58$ y $0,54$ respectivamente), siguen el mismo protocolo que ORF, lo cual indica que ortorectificar la imagen, transformarla a valores de radiancia y posteriormente a reflectancia son los pasos adecuados para procesar una imagen RapidEye 1B y de esta manera tener firmas espectrales concretas para los bosques que los distinguen de los demás usos de suelo.

El valor más bajo ($R^2= 0,43$) fue obtenido con F5, donde no se hizo corrección radiométrica a la escena y solo se ortorrectificó para alinear las bandas (Cuadro 15).

4.3 Elección del enfoque estadístico

4.3.1 Modelos lineales generales y mixtos

La mejor correlación mostrada entre la biomasa aérea y los IV se obtuvo a través del análisis con modelos lineales generales y mixtos ($R^2=0.62$). Los IV de mejor ajuste con la biomasa fueron MCARIO/MTVI2 ($p=0.0001$) y GREENNESS ($p=0,0077$), descontando el efecto de ZONA para ampliar el espacio de inferencia.

$$Y = 15.75 + 7.49[ORF \text{ GREENNESS}] - 0.03 \left[ORF \frac{MCARI}{MTVI2} \right]$$

Los resultados encontrados muestran además que MCARI/MTVI2 cobra el 83% de importancia dentro de todas las familias de procesamiento, lo cual es un claro indicador de su capacidad para correlacionar con los valores de la biomasa, a excepción de la familia NRO, donde se destaca MCARI/OSAVI (Cuadro 15).

Las covariables que ayudaron a explicar el comportamiento de la biomasa fueron aspecto y altitud en F5 y ORR respectivamente.

Cuadro 15. Medidas de ajuste de los seis protocolos de procesamiento bajo enfoque de modelos lineales generales y mixtos

FAM	AIC	BIC	logLink	Sigma	R ² 0	R ² 1	Índices
NRO	372,84	381,08	-182,42	5,5	0,19	0,48	MCARI/OSAVI
NQO	383,52	391,82	-187,79	5,12	0,39	0,52	MCARI/MTVI2
ORQ	379,83	388,07	-185,91	4,95	0,4	0,54	MCARI/MTVI2
ORR	360,79	369,03	-176,39	4,97	0,39	0,53	MCARI/MTVI2, altitud
F5	396,38	404,55	-194,19	5,48	0,38	0,43	MCARI/MTVI2, aspect
ORF	367,36	377,57	-178,68	4,52	0,38	0,62	MCARI/MTVI2, GREENESS

AIC y BIC menores implica mejor

4.3.2 Modelos aditivos mixtos

En el caso de los modelos aditivos, no hubo buena correlación entre los IV y la biomasa así como tampoco para las covariables,. El R² máximo no supera 0,43 en el caso del índice NQO, mientras que el menor valor se obtuvo en ORF con R² de 0,33 (Cuadro 16), expresando alta incertidumbre asociada.

Cuadro 16. Medidas de ajuste de los seis protocolos de procesamiento bajo enfoque de modelos aditivos mixtos

FAM	AIC	BIC	Deviance	REMLscore	scale est	R ²	Índices
NRO	617,9	638,6	624,4	599,8	235,85	0,35	TCARI, MCARIO, aspect
NQO	620,3	631,8	620,9	610,3	225,36	0,43	RededgeNDVI
ORQ	621,4	632,9	623	611,35	216,85	0,41	MSAVI
ORR	622,5	634	624	621,46	224,22	0,39	MSAVI
F5	620,2	631,7	620,7	610,15	228,85	0,37	RededgeNDVI
ORF	619,1	630,6	617,1	609,1	233,58	0,33	RededgeNDVI

AIC y BIC menores implica mejor

4.3.3 Árboles de regresión

Para el caso de árboles de regresión, se utilizó el algoritmo *randomForest*. Este enfoque registró los valores más bajos de correlación entre la biomasa con los IV y las covariables, con R² de 0,22. ORQ registró el valor más alto con un R² de 0,33, mientras que ORR tuvo el valor más bajo. El porcentaje de varianza explicada no supera el 30% siendo muy bajo para todas las familias de procesamiento (Cuadro 17).

Cuadro 17. Medidas de ajuste de las seis familias de procesamiento bajo enfoque de árboles de regresión

Familia	Media de residuos cuadrados	% varianza explicada	Correlación	R2	Índices espectrales de vegetación
NRO	310,53	22,27	0,49	0,24	NDVIRE, TCARI, TVI, MCARIO, aspect
NQO	280,92	29,68	0,56	0,32	MCARIO/MTVI2, MSAVI, RededgeNDVI, TVI, RDVI
ORQ	282,28	29,34	0,57	0,33	MSAVI, RededgeNDVI, MTVI, MCARI/MTVI2
ORR	343,98	13,89	0,47	0,22	RDVI, MSAVI, OSAVI, MTVI
F5	289,83	27,45	0,55	0,31	RededgeNDVI, MCARI, MCARI/MTVI2, MCARI/OSAVI
ORF	299,64	25	0,55	0,27	RededgeNDVI, MSAVI, TVI, RDVI

4.3.4 Predicción en el paisaje

Las salidas graficas de los tres enfoques estadísticos predichas para todo el paisaje (Figura 9), se detallan a continuación.

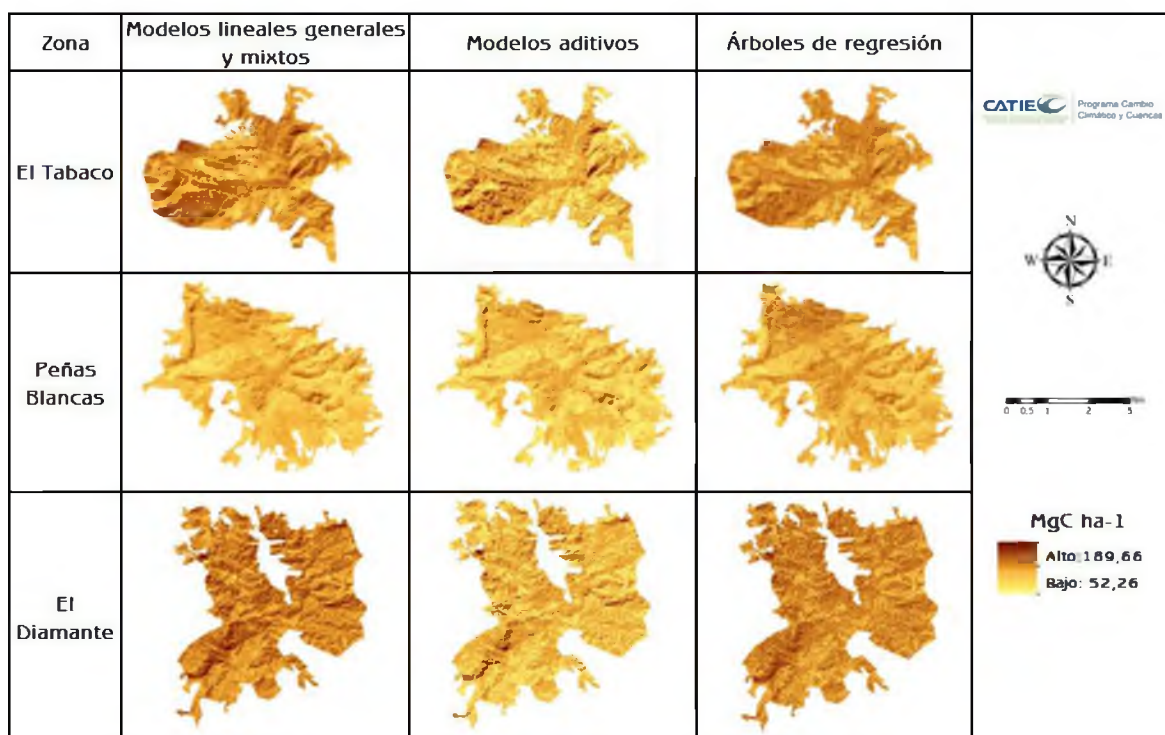


Figura 9. Enfoques estadísticos predichos para los bosques de Wiwili y El Cuá, Nicaragua

4.3.5 Validación del modelo

El enfoque estadístico que mostro mejor correlación entre la biomasa, los IV y las covariables fue modelos lineales generales y mixtos. Para relacionar la consistencia y validez del modelo se utilizó 10 parcelas (Cuadro 18).

Cuadro 18. Validación del modelo lineal general y mixto

Parcela	MgC parcela real	MgC parcela estimado
12	22,71	20,26
15	16,71	14,60
17	9,95	10,25
21	14,18	16,12
27	6,78	7,22
40	28,42	24,21
48	28,20	22,26
53	26,25	24,51
57	25,19	24,18
58	7,74	9,12
66	9,31	9,86

$R^2 = 0,98$ $P = 0,0001$

4.4 Clasificación de la biomasa y grados de degradación de los stocks de carbono

A partir de análisis multivariado se definieron tres grupos según las existencias de biomasa. Los rangos de biomasa permitieron delimitar umbrales de degradación y definirlos partir del “estado” de los bosques (

Figura 10).

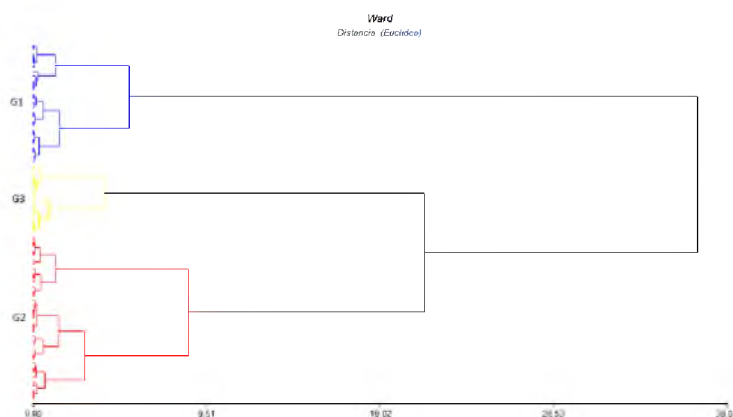


Figura 10. Análisis de conglomerado con base en la biomasa de 80 parcelas

temporales de muestreo de 0.1 ha en los bosques de Wiwili y El Cuá

Según los resultados, el grupo 3 que asemeja condiciones de bosque maduro y degradación ligera tiene la biomasa promedio cuatro veces mayor que la de los bosques del grupo 1 bajo el supuesto de degradación fuerte (Cuadro 19).

Cuadro 19. Valores de tendencia central para los grupos de biomasa y rangos de carbono promedio por ha

<i>Grupo</i>	<i>Rango (Mg C ha-1)</i>	<i>n</i>	<i>Media</i>	<i>D,E</i>	<i>E,E</i>
1 (Degradación fuerte)	14,24 – 93,12	27	61,5	2,37	±0,48
2 (Degradación moderada)	99,46 – 202,35	37	148,1	2,95	±0,46
3 (Degradación ligera)	212,68 – 284,21	16	246,8	2,42	±0,61

4.4.1 Dinámica estructural por grupo de biomasa

4.4.1.1 Abundancia

Se encontró diferencias significativas entre los grupos 1 y 3 en todo el rango de clases diamétricas, con excepción del rango 25-39 cm de dap, sin embargo, el grupo 3 y el grupo 2 no mostraron diferencias significativas a lo largo de todas las clases reportadas (

Cuadro 20).

En el grupo 1 se encontraron 608 individuos/ha en la clase diamétrica de 10-24 cm, representando este rango el mayor porcentaje de abundancia (79.3%). Para los diámetros ≥ 40 cm, se encontró muy baja representación de individuos con 6.2%.

En el grupo 2 el número de individuos disminuye al incrementar el diámetro. Sin embargo el patrón de distribución es más homogéneo que en el grupo 1, presentando diferencias significativas con este ($p=0.0001$). Se encontró un promedio de 477 individuos/ha en la clase diamétrica 10-24 cm, que representan el 69.5% de abundancia en el grupo.

En el grupo 3 se encontraron 415 individuos/ha, (63.23%) de los individuos totales. El mayor número de individuos se encontró representado en las clases diamétricas ≥ 40 cm (18.96%).

Cuadro 20. Promedio \pm error estándar del número de individuos (N/ha) por clases diamétricas y grupos de biomasa

Grupo	Clases diamétricas (cm)							Total
	10-24	25-39	40-54	55-69	70-84	85-99	≥ 100	
G1	607.78	110.74	30.37	10	4.44	2.22	0.74	766.3
	$\pm 1.23a$	$\pm 11.17a$	$\pm 4.83b$	$\pm 2.26b$	$\pm 1.87b$	$\pm 1.69c$	± 1.26	$\pm 47.26a$
G2	477.3	118.92	46.22	20	12.43	7.03	4.59	686.49
	$\pm 39.85b$	$\pm 9.54a$	$\pm 4.13a$	$\pm 2.51a$	$\pm 1.59a$	$\pm 1.44b$	± 1.08	$\pm 40.37b$
G3	415	116.88	48.75	26.25	17.5	17.5	14.38	656.25
	$\pm 38.39b$	$\pm 14.51a$	$\pm 6.28a$	$\pm 6.45a$	$\pm 2.43a$	$\pm 2.2a$	± 1.64	$\pm 61.39b$

4.4.1.2 Área basal

Al no existir datos precisos sobre la dinámica de los bosques (edad, regeneración, mortalidad, crecimiento, etc.), se optó por analizar el grado de desarrollo de estos a partir de la distribución de clases diamétricas por su área basal.

El grupo 1 representa la menor biomasa y área basal de entre los tres grupos (31.4 m²/ha). Muestra una tendencia decreciente a medida que se incrementa el diámetro, mientras que el grupo 2 con un área basal de 47.1 m²/ha muestra una tendencia decreciente más moderada (**Error! No se encuentra el origen de la referencia.**).

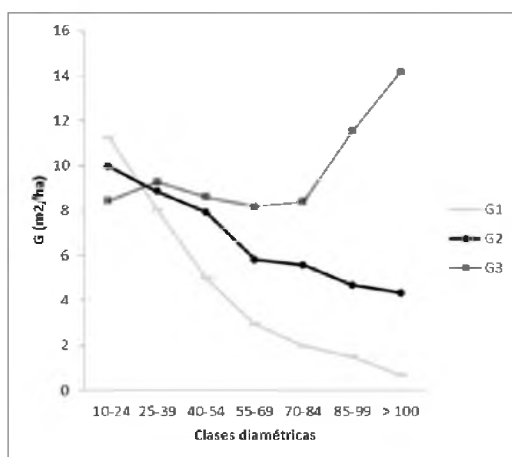


Figura 11. Distribución del área basal por clase diamétrica en tres grupos de biomasa

El grupo 3 representa los bosques maduros con leve intervención y con mayor área basal (68.6 m²/ha). Esto se debe a la acumulación de áreas basales en las clases diamétricas mayores. Los tres grupos tienden a tener similares valores en diámetros menores (25-39 cm dap), sin embargo, los valores empiezan a diferenciarse en diámetros mayores a 50 cm dap, mostrando diferencias marcadas en dap ≥ 100 cm. No obstante, en este grupo, se incluyen las parcelas 53,54 y 65, las cuales, a pesar de tener área basal similar, muestran un comportamiento propio de bosques intervenidos (Figura 12).

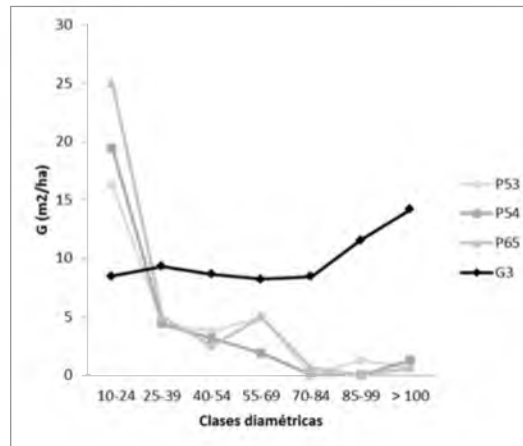


Figura 12. Comparación de la distribución del área basal (G) por clase diamétrica en el G3

4.4.1.3 Especies

La vegetación arbórea es medianamente densa, con individuos que no superan los 30 m de altura, abundante presencia de epifitas y lianas con diámetros inferiores a 10 cm de dap.

En el grupo 1, se encontraron 35 especies arbóreas. Las más importantes ecológicamente fueron *Heliocarpus appendiculatus* y *Lippia myrioccephala* destacándose por su mayor abundancia (29,28 y 18,7 % respectivamente del total). *Heliocarpus appendiculatus* es la especie más dominante en este grupo (58,97% del total).

La vegetación arbórea en el grupo 2 es menos densa que en el grupo 1, con individuos que superan los 30 m de altura. Al igual que en el grupo 1, se encontró abundante presencia de epifitas y escasas de lianas. En este grupo se encontró una media de 31 especies de las cuales, las más importantes ecológicamente fueron *Brosimum alicastrum*, *Dalbergia tucurensis*, *Bravaisia integerrima*, siendo las más abundantes (47,7%). Sin embargo, las especies que presentan mayor dominancia son *Terminalia amazonia* y *Myrcianthes fragrans* con 15,13 y 14,3% respectivamente del total.

Para el grupo 3 se encontró una media de 61 especies de las cuales, las más importantes ecológicamente fueron *Dalbergia tucurensis* y *Brosimum alicastrum*, siendo estas las más abundantes (35,97 % del total).

4.5 Evaluación del error cometido en la clasificación de los grupos

La clasificación de los grupos en diferentes grados de degradación y con el menor porcentaje de error (13,24%), se obtuvo a partir del enfoque de modelos aditivos (Figura 13). Los índices que mejor explicaron la clasificación de los tres grupos fueron ORR_MSAVI ($p=0,017$), NQO_RededgeNDVI ($p=0,001$), ORQ_RededgeNDVI ($p=0,019$) y como covariable, la temperatura ($p=0,012$).

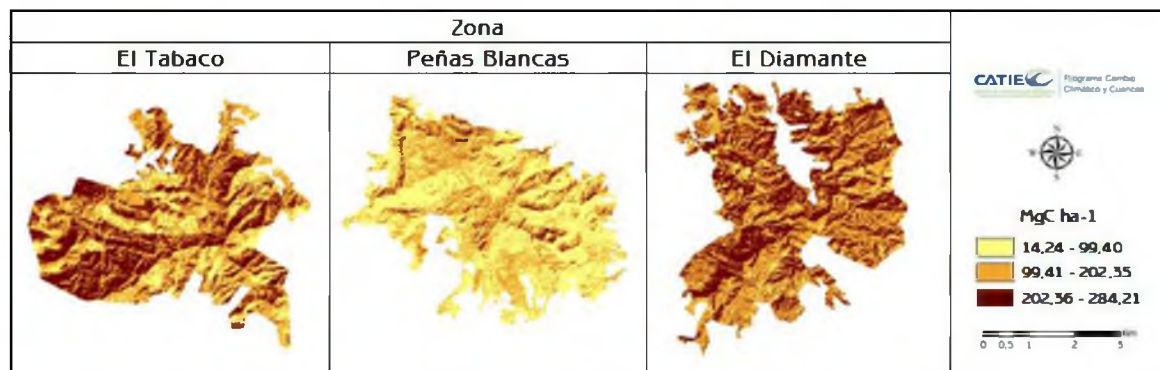


Figura 13. Categorías de degradación de los stocks de carbono en los bosques de Wiwili y El Cuá

A partir de tablas de contingencia se obtuvo la matriz de confusión (Cuadro 21). La clasificación tuvo una exactitud global del 87%, mientras que el coeficiente Kappa fue de 0,78, indicando buena clasificación para cada grupo.

Cuadro 21. Matriz de confusión para la clasificación de los grados de degradación

Grupos	Clasificación			Total
	G1	G2	G3	
G1	22	3	0	25
G2	3	28	3	34
G3	0	0	9	9
Total	25	31	12	68

Overall=87%

Producers = G1 (88%), G2 (90%), G3 (75%)

Users = G1 (88%), G2 (82%), G3 (100%)

Kappa= 0.78

5 DISCUSIÓN

5.1 Estimación de la biomasa aérea en los bosques de Wiwilí y El Cuá

En el caso particular de Nicaragua, la información relacionada con las existencias de carbono en los bosques es en general escasa y fragmentada en varias instituciones, razón por la cual se desconoce ciertas características biofísicas de los bosques tales como la biomasa. El hecho que los valores de biomasa y carbono reportados por el INAFOR (2009) sean considerablemente más bajos de los reportados mundialmente para ecosistemas similares complican aún más los análisis que se pueden hacer para ese país.

Las estimaciones de biomasa realizadas en los bosques de Wiwilí y El Cuá, se ajustan a los reportes encontrados en zonas de vida similares, sin embargo las variaciones existentes se deben principalmente a la degradación antrópica, la edad de los bosques y las metodologías empleadas en la cuantificación

Estas variaciones en las estimaciones, también las reporta Houghton *et al.* (1985) analizando el carbono de bosques tropicales en tres continentes, donde encontraron un promedio para Latinoamérica de 176 MgC ha⁻¹ en bosques sin disturbios, mientras que la FAO/UNEP reporta para los mismos bosques solamente 73 MgC ha⁻¹. La diferencia en las estimaciones radica en la metodología empleada para el cálculo, el primer valor derivado de mediciones directas de los stocks de carbono, mientras que la FAO/UNEP hace las estimaciones basado en stocks comerciales.

La ecuación de Chave *et al.* (2005) empleada en la cuantificación de biomasa para fustales, integra dap, densidad y altura lo cual mejora la evaluación de biomasa (Chave *et al.* 2004) y disminuye el error en la estimación en menos del 16% (Návar 2011). Sin embargo, para Chave *et al.* (2003) las principales fuentes de variación respecto a la utilización de los modelos alométricos, no solamente tiene que ver con la elección del modelo alométrico sino también con errores en las mediciones dasométricas e incertidumbre en el muestreo.

La sobreestimación de alturas encontrada en esta investigación con el modelo alométrico de Hughes *et al.* (1999) para especies con DAP ≥ 70 cm, justifica la medición de alturas en campo para su validación, dada la alta variabilidad de la arquitectura de los árboles en zonas tropicales. Keller *et al.* (2001) encontró resultados similares siendo la mayor fuente de incertidumbre la relación alométrica de especies con DAP ≥ 35 cm.

Los rangos de biomasa promedio encontrados en los bosques de Wiwilí y El Cuá (83,42 a 172,38 MgC ha⁻¹), difieren sustancialmente del reporte hecho para bosques tropicales a nivel mundial por Saatchi *et al.* (2011), quienes encontraron un promedio para Nicaragua de 119 MgC ha⁻¹, el mismo que para Latinoamérica. Las diferencias se deben principalmente a las metodologías de cuantificación, donde los valores para su estudio fueron calculados a partir de la proporción de carbono total del área forestal a nivel nacional. Ambos resultados

difieren de los 42.8 MgC ha⁻¹ para la biomasa total arriba del suelo estimados por el INAFOR (2009).

Al comparar los valores promedio para bosques tropicales húmedos a nivel mundial obtenidos por Keith *et al.* (2009), con valores más conservadores del IPCC para el mismo ecosistema (179 MgC ha⁻¹ y 112 MgC ha⁻¹ respectivamente) es posible afirmar que las estimaciones para los bosques de Wiwilí y El Cuá a pesar de encontrarse en los rangos de estudio, la variación de los stocks de carbono se deben también a los procesos de intervención y condiciones medio ambientales que influyen los flujos de carbono, fotosíntesis, descomposición, respiración, etc. Esto refleja la dificultad de encontrar suficientes datos en los trópicos que sean consistentes para calcular promedios de biomasa por ecosistema.

Brown y Lugo (1982), en su análisis de almacenamiento y producción de materia orgánica en bosques tropicales, compararon la información de cinco continentes y seis zonas de vida, encontrando una distribución de carbono de 20 a 269 Mg ha⁻¹, sin embargo afirman que el cálculo de la biomasa debajo del suelo no incluye raíces de tocones por lo que los datos pueden estar subestimados.

Es necesario establecer sistemas de medición afines entre las regiones y los países, que usen combinaciones apropiadas de teledetección y métodos *in situ* para los inventarios de carbono como los derivados en este estudio con el fin de mejorar las capacidades para el desarrollo de un sistema de MRV¹¹ para REDD+ (Herold y Skutsch 2010).

5.2 Estimación de los componentes de la biomasa aérea

El aporte de los componentes a la biomasa total es similar en las tres zonas de estudio, siendo los fustales los que mayor aporte le dan a la biomasa (>80%). Siguiendo los parámetros de la hipótesis de razón de biomasa planteada por Cornelissen *et al.* (2003), el interés se centra en mejorar las estimaciones de estos.

Es posible asumir que en la zona 2 hay áreas más alteradas, puesto que el total de la biomasa es más bajo (83.42 Mg C ha⁻¹ ±12.69). Además hay mayor aporte a la biomasa total de madera caída y árboles muertos en pie, producto de posibles intervenciones sin técnicas silvícolas adecuadas. Sin embargo, la falta de un estudio más completo donde se involucre la historia de los bosques, sus procesos ecológicos y de desarrollo, limita esta afirmación.

Los vacíos de información marcan la pauta en esta afirmación, puesto que en esta zona, existe un mayor nivel de conciencia respecto a la conservación de los bosques, promulgada a través de cooperativas de turismo, agrícolas, ambientales y entidades como el Centro de Entendimiento con la Naturaleza CEN, lo cual debería verse manifiesto en mayores valores de biomasa.

¹¹ Monitoreo Reporte y Verificación

El aporte de los demás componentes de la biomasa con relación a otros estudios como el de Herrera Arango *et al.* (2001), es muy bajo sobre todo de latizales en la zona 1 y zona 3, lo cual se hace preocupante ya que si bien es cierto hay un buen número de individuos en clases diamétricas menores (10-40 cm dap), la falta de representatividad de latizales en estos bosques (5-9.9 cm dap) puede reflejar daño a la regeneración, lo que implica “retrocesos” en la sucesión (Oldeman 1990).

En la zona 2 los latizales toman mayor importancia que en las otras zonas, tendencia que podría explicarse partiendo de la base que estos bosques a pesar de tener menor stock de carbono, su proceso de conservación se ve más adelantado que en las otras zonas, por lo que estos bosques se encuentran en proceso de renovación y crecimiento constante expresando su comportamiento en mayor densidad de individuos pequeños, dosel menos denso y por lo tanto, mayor iluminación lo que conduce a estimular su crecimiento.

5.3 Correlación entre la biomasa y los IV

De acuerdo con Lu (2006), Foody *et al.* (2001), Steininger (2000a) y Nelson *et al.* (2000), la biomasa sobre el suelo puede ser estimada directamente utilizando sensores remotos, bajo diferentes enfoques tales como análisis de regresión múltiple, vecino más cercano y redes neurales, e indirectamente estimada por parámetros del dosel, tales como diámetros de copa.

Los resultados muestran que la relación entre la biomasa y los IV puede ser explicada a partir de análisis de regresión, asumiendo linealidad en los datos y siendo de acuerdo con Lu (2006), el enfoque más común para el desarrollo de modelos de estimación de biomasa aérea.

Los resultados encontrados difieren de los estudios de Samalca (2007), quien afirma que existe insuficiente evidencia estadística de una relación lineal entre la biomasa por encima del suelo y los IV. Lu (2006) expone además que un cambio en la biomasa del sotobosque, difícilmente se evidencia en cambio de reflectancia, ya que los sensores ópticos capturan la información del dosel (densidad de copa), que se manifiesta por los árboles dominantes.

Los anteriores planteamientos sugieren que la resolución espacial media de sensores como Landsat ETM+ no son suficientes para capturar las características de los bosques; lo cual lo corroboran estudios de Galindo *et al.* (2011), Souza y Roberts (2005), Sader (1987), Wu y Strahler (1994), estas limitaciones sirvieron además para que Nepstad *et al.* (1999) consideren a la degradación forestal como “deforestación criptica” y sea contemplada como “invisible” para imágenes Landsat (Laurance y Fearnside 1999).

Las tecnologías en este campo evolucionan continuamente y la utilización de sensores de mayor capacidad espacial, espectral y temporal es un hecho. Aun así, los costos siguen siendo un obstáculo, por la necesidad de estudios de campo, especialmente en zonas remotas.(Clark y Kellner 2012). El presente estudio tiene la fortaleza de haber combinado estudios de campo con datos de sensores remotos, lo cual permitió encontrar suficiente

evidencia para refutar estudios anteriores donde no fue posible encontrar relación entre IV y biomasa de los bosques tropicales.

El asumir diferentes enfoques estadísticos incluyendo alternativas no paramétricas para encontrar el mejor modelo de biomasa tal como lo plantea Foody *et al.* (2001), fue prioritario para confirmar la mejor correlación de la biomasa con los IV. Los resultados promisorios pueden deberse a la alta resolución espacial de RapidEye (6.5 m) y a la capacidad espectral de los IV. No obstante, Murdiyarso *et al.* (2009), afirman que aun con la utilización de imágenes ópticas de alta resolución sigue encontrándose dificultades en detectar cambios debajo del dosel.

5.4 Potencial de los IV para discriminar biomasa

Los índices MCARI/MTVI2 (*Modified Chlorophyll Absorption Reflectance Index/second Modified Triangular Vegetation Index*) y GREENESS, son los más promisorios para discriminar diferencias en la biomasa de los bosques de Wiwili y El Cuá.

MCARI/MTVI2 explota el fuerte efecto de la variación que tiene la concentración de clorofila sobre la reflectancia en la banda verde (520-590 nm) y la banda *Red Edge* (690-730 nm) y el débil efecto sobre la reflectancia en la banda roja (630-685 nm) (Daughtry *et al.* 2000; Haboudane *et al.* 2002). El índice GREENESS, por otro lado, pretende ser un indicador del contenido de clorofila, puesto que relaciona la banda verde aplicada en mapeo de vegetación por su mayor reflectancia y la banda roja donde hay una alta absorción de clorofila (Martín *et al.* 2011).

Dadas las características de estos dos índices, se puede inferir que explican variaciones en el contenido de clorofila, la cuales de acuerdo con Peñuelas y Filella (1998) y Blackmer *et al.* (1996), se usan para evaluar el crecimiento, biomasa, nivel de nitrógeno, estado fisiológico de las plantas, entre otros.

Partiendo de esta apreciación, es posible afirmar que el valor de reflectancia espectral de los bosques a partir de MCARI/MTVI2 y GREENESS, se relaciona con el dosel (cobertura) y no con el suelo (dada la resistencia a estas variaciones de MCARI/MTVI2). Esto mejora la capacidad del modelo para detectar diferencias en el contenido de clorofila y por tanto estado de N del bosque.

Al respecto, Eitel *et al.* (2009), encontraron que MCARI/MTVI2 explica el 90% de la variabilidad de la clorofila y lo destacan como el mejor índice bajo el criterio de incrementar la sensibilidad a la clorofila, resistencia a variación de IAF y reflectancia del suelo.

A pesar de la corrección y estandarización de distorsiones radiométricas (topografía, atmósfera, cabeceo del sensor, etc.), Bannari *et al.* (2006) encontraron que los índices de clorofila permanecían siempre sensitivos a propiedades ópticas del suelo, particularmente en estados tempranos de crecimiento de las plantas. Sin embargo, resaltan que MCARI permitió una mejor estimación del contenido de clorofila en ambientes de poca cobertura foliar,

independiente del efecto del suelo. Esto podría explicar también que áreas con bajo porcentaje de cobertura arbórea (degradación moderada-fuerte), pueden ser discriminadas con este índice.

MCARI/MTVI2 utiliza la banda *Red Edge*, de elevada correlación con la clorofila e insensibilidad a cambios de factores biofísicos como porcentaje de cobertura de suelo, estructura del dosel y propiedades ópticas de las hojas, efectos atmosféricos, irradiancia y ángulo cenital solar.

La importancia de la inclusión de *Red Edge* en este índice se debe a que se encuentra influenciada por la biomasa del dosel y el contenido de clorofila en las hojas. Además, contiene mayor información sobre la biomasa en comparación con otras partes del espectro electromagnético. Para ilustrar esto, Mutanga y Skidmore (2004) utilizaron la banda roja e infrarroja para estimar biomasa en pasturas, resultados que tuvieron limitantes debido a la saturación de la señal. Sin embargo el uso de índices basados en *Red Edge* mostró mayor precisión en la estimación.

Igualmente, Baranoski y Rokne (2005), encontraron que mientras aumenta la concentración de clorofila, la pendiente típica en la región espectral de *Red Edge*, se desplaza hacia el infrarrojo cercano (NIR) y muy a menudo, el punto de inflexión en esta longitud de onda es usado como indicador de cambio, soportando la hipótesis de que los IV espectrales estimados en sensores que tienen bandas como *Red Edge*, pueden determinar con éxito parámetros como la biomasa.

Algunos de los índices espectrales utilizados en la investigación como SAVI, TSAVI, OSAVI, fueron desarrollados para normalizar los efectos del suelo en la respuesta del follaje (dosel), sin embargo, han mostrado tener limitada sensibilidad al estado de clorofila y N (Daughtry *et al.* 2000; Haboudane *et al.* 2002; Eitel *et al.* 2007; Schelling 2010), lo cual se expresa en su baja correlación con la biomasa.

5.5 Clasificación de la biomasa y grados de degradación de los stocks de carbono

5.5.1 Dinámica estructural por grupo de biomasa

La estructura horizontal de los bosques, principalmente el área basal, permite dar una aproximación al grado de desarrollo de estos, cuando no existen datos precisos sobre su dinámica (regeneración, mortalidad, crecimiento), la distribución de individuos, área basal y especies por clases diamétricas son un instrumento útil para calcular el potencial de los bosques y refleja el grado de intervención que ha ocurrido en estos (Louman *et al.* 2001).

5.5.1.1 Abundancia

Para el G1, se evidencia la alta tala selectiva de especies maderables, corroborado con el hecho de encontrar grandes áreas descubiertas para tal fin y donde existe dominancia de

especies heliófitas de diámetros menores, destacándose *Heliocarpus appendiculatus* (Meliaceae).

La alta presencia de esta especie en el grupo 1, concuerda con el de bosques dominados por especies propias de etapas tempranas de sucesión. A pesar de encontrarse más individuos por ha en clases diamétricas ≤ 40 cm que los grupos 2 y 3, el área basal es menor debido a la subrepresentación de individuos con diámetros mayores.

El análisis, permite deducir que el grupo 1 se encuentra en un estado de desarrollo, que a pesar de encontrar condiciones ambientales aptas para dar paso a una vegetación arbórea que asume características en cuanto a composición y estructura similares al bosque original, el proceso de sucesión está afectado por la intervención antrópica. Esto reduce la representación de especies valiosas y mengua la productividad potencial de madera útil.

En todos los grupos el número de individuos disminuye a medida que se acerca a la condición de bosque maduro (grupo 3), y describe el comportamiento típico de bosques disetáneos en forma de “J” invertida (Louman *et al.* 2001), resultado que difiere del análisis hecho por Aide *et al.* (1996) en Puerto Rico y Ferreira *et al.* (2002) en Nicaragua.

La mayor cantidad de individuos en la clase diamétrica 10-25 cm, muestra la capacidad de las especies para establecerse (regenerar), sin embargo, la disminución del número de individuos al aumentar la clase diamétrica evidencia factores como la alta mortalidad de especies que no logran adaptarse a nuevas condiciones, producto de la competencia y las exigencias lumínicas requeridas para desarrollarse y mantenerse dentro del bosque así como también puede ser indicador de tala selectiva.

Resultados del inventario forestal nacional para Nicaragua muestran densidades promedio y áreas basales más bajas que las reportadas en este estudio (99,5 árboles/ha y 12,56 m²/ha) (INAFOR 2009). La diferencia posiblemente se deba a que el inventario no considera el estado de los bosques. Además es cuestionada la idoneidad de los inventarios a nivel nacional para la estimación de los stocks de carbono (Houghton 2005a; Gibbs *et al.* 2007), principalmente por los errores debidos a la estimación y conversión de volúmenes a biomasa total, arboles huecos, densidades de madera, etc. (Brown y Lugo 1992).

En Costa Rica, Quirós y Quesada (2004) encontraron en parcelas permanentes de bosque primario 452 individuos/ha $\pm 5,74$ con dap ≥ 10 cm; mientras que Cascante y Estrada (2001) reportan para un bosque húmedo premontano valores medios de 509 individuos/ha. Lieberman *et al.* (1990), por su parte, encontró en la Estación La Selva un rango de 395 a 529 árboles/ha, mientras que Thomsen (1997) reporta para un bosque muy húmedo tropical en la Península de Osa, un rango de 482 a 553 árboles/ha.

Por otro lado, en Panamá se estudió la composición y estructura florística de un bosque húmedo tropical mayor de 60 años, registrando información de todos los arboles con dap $> 2,5$ cm en parcelas de 1,5 ha; reportando un área basal de 31,4 m²/ha y 512 árboles ha⁻¹ (Lang y Knight 1983).

Las diferencias encontradas en relación al número de individuos, se deben probablemente al proceso de estandarización de la información haciendo inferencia de los datos a ha, encontrando una tendencia a sobrestimar las clases diamétricas principalmente en diámetros menores (alto número de individuos).

5.5.1.2 Especies

El grupo 3 que asume características de bosque maduro, presentó mayor número de especies que el grupo 1 y 2 de condición ligera y moderada de degradación. Resultados similares han sido encontrados por diversos autores (Saldarriaga *et al.* 1988; Finegan 1996; Ferreira *et al.* 2002).

Delgado (1997) y Vilchez *et al.* (2006) encontraron en bosques tropicales húmedos en Costa Rica entre 90 a 167 especies/ha y 20 a 100 especies/ha respectivamente, valores superiores a los encontrados en este estudio (35-61 especies/ha), posiblemente debido a la inclusión de individuos con diámetros inferiores ($dap > 2,5$ cm). Para Nicaragua por otro lado, el INAFOR (2009), registró para el inventario nacional 386 especies en los bosques latifoliados, lo cual evidencia el alto índice de biodiversidad de los bosques, sin embargo, no se aclara el área de referencia ni el rango diamétrico para esta estimación, lo cual dificulta las comparaciones.

En el estudio de Cascante y Estrada (2001) en bosques fragmentados de Costa Rica se encontró 69,6 especies/ha, resultados similares a los encontrados en Wiwilí y El Cuá. Sin embargo, son valores inferiores a los reportados en bosques maduros o primarios poco intervenidos; lo cual demuestra el efecto negativo de las intervenciones no planificadas hacia un proceso sucesional típico de los bosques.

Los grupos 2 y 3 comparten la característica de poseer especies heliófitas durables en común, destacándose la presencia de *Brosimum alicastrum*, la cual es una especie que exhibe un patrón de comportamiento típico de especie tolerante a sombra, adaptada a crecer y regenerarse rápidamente en sitios perturbados y terrenos abandonados (Berg 1972). Además, en el grupo 3 hay dominancia de especies que se adaptan a condiciones de sombra (*Tabebuia rosea*, *Myrcianthes fragrans*, *Laetia thamnia*). El encontrar este tipo de especies en este grupo, refleja la buena discriminación de los grupos a través de la biomasa

5.5.1.3 Área basal

La tendencia de aumento del área basal con la edad del bosque se reporta en varios estudios (Saldarriaga *et al.* 1988; Aide *et al.* 1996; Steininger 2000b; Ferreira *et al.* 2002), sin embargo es posible afirmar que este supuesto se hace predecible al aumentar el diámetro de los árboles con el paso de los años.

El grupo 3 muestra una tendencia hacia la acumulación de área basal en las últimas clases diamétricas, no obstante, incluye las parcelas 53,54 y 65, las cuales, a pesar de tener área basal similar, muestran una tendencia propia de bosques intervenidos (Figura 14).

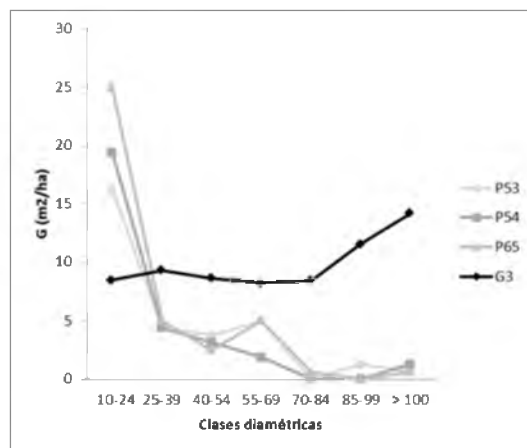


Figura 14. Comparación de la distribución del área basal (G) por clase diamétrica en el G3

Si bien es cierto que las áreas basales difieren con la capacidad de carga de los bosques, los stocks de carbono no son suficientes para discriminar el estado de los bosques (Sasaki *et al.* 2011), para lo cual se hace necesario incluir información acerca de composición florística, gremios ecológicos, distribuciones diamétricas, condiciones sociales y biofísicas bajo las cuales los bosques se desarrollan, etc.

Para medir degradación forestal, además de tener en cuenta los indicadores para su estimación, es apropiado conocer sus causas e impacto, lo cual aportaría en obtener resultados robustos, coherentes, comparables y armonizados con el interés internacional al contar con estimaciones transparentes.

5.6 Clasificación de la degradación de los stocks de carbono

Se han desarrollado diferentes metodologías para mapear la degradación forestal, las cuales involucran técnicas como la segmentación de imágenes, análisis textural, análisis espectral mixto (SMA¹²), árboles de decisión, índices de vegetación (NDFI y CCA¹³), detección de cambios, etc. (GOFC-GOLD 2010).

Son limitados los estudios que clasifican los bosques de acuerdo a su biomasa. Esto dificulta definir umbrales de degradación, dado que los tipos de bosque, situaciones biofísicas e influencias antrópicas varían considerablemente (Simula y Mansur 2012).

El adoptar umbrales de degradación a partir de rangos de biomasa supone mayor confianza en las predicciones. Sin embargo, se encontró dificultad para relacionar diferentes enfoques estadísticos con los grupos y las variables regresoras, porque los modelos no explicaban de forma lineal los datos analizados. El uso de modelos aditivos legítimo la

¹² SMA: Spectral Mixture Analysis

¹³ NDFI: Normalized Difference Fraction Index; CCA: Contextual Classification Algorithm

relación entre las variables ORR_MSAVI, NQO_RededgeNDVI, ORQ_RededgeNDVI y temperatura con los grupos de biomasa.

Los resultados encontrados permiten afirmar que el enfoque a partir de modelos aditivos tiene el potencial para clasificar los tres grupos de biomasa/degradación.

Saatchi *et al.* (2007), en su estudio en la cuenca del Amazonas, clasificaron 11 rangos de biomasa a partir de árboles de decisión (80% confiabilidad). Encontraron que bosques maduros tienen generalmente valores por encima de 150 Mg ha^{-1} , mientras que bosques alterados (secundarios), no superaban los 100 Mg ha^{-1} . Estos resultados permiten asumir en la presente investigación que la clasificación de los tres grupos de biomasa puede ser asociada a tres criterios de degradación teniendo en cuenta el historial de los bosques de las zonas estudiadas donde la degradación de tipo antrópico es el principal promotor del cambio estructural y de composición de las especies.

Sasaki *et al.* (2011), con datos de bosques tropicales en Brasil, Cambodia, Indonesia y Panamá, clasificaron degradación a partir de diámetro mínimo de corta (DMC), encontrando valores medios de 134 MgC ha^{-1} para bosques degradados, 75 MgC ha^{-1} para bosques moderadamente degradados y $21,6 \text{ MgC ha}^{-1}$ para bosques fuertemente degradados. Estos valores difieren sustancialmente con los encontrados en esta investigación, indicando claramente la dificultad en definir enfoques en común (umbrales) cuando las condiciones de los bosques varían entre regiones, países y a nivel internacional.

6. IMPLICACIONES DE LA CUANTIFICACIÓN DE LA DEGRADACIÓN DE LOS STOCKS DE CARBONO EN EL DESARROLLO DE LAS COMUNIDADES DE WIWILÍ Y EL CUÁ

La evaluación de la biomasa es de gran interés en el manejo forestal y se ha convertido en interés global especialmente bajo el contexto del protocolo de Kioto, bajo el cual se establece que cada país debe mantener las emisiones de CO₂ por debajo de cierto umbral, que será calculado teniendo en cuenta tanto las fuentes como sumideros de CO₂, incluyendo el CO₂ absorbido y almacenado por los árboles.

Los ecosistemas forestales representan aproximadamente el 52% del total de carbono terrestre y son de vital importancia en la mitigación del cambio climático dada su capacidad de absorber GEI; sin embargo la degradación forestal es una de las principales causas de la emisión de estos gases.

Las repercusiones de la degradación forestal afectan además los bienes y servicios que los bosques proporcionan a las comunidades quienes dependen de estos, afectando sus medios de vida y condicionándolos a vivir en situación de pobreza extrema; esta falta de ingresos ha conllevado a que las personas vean los bosques como único medio de empleo y se dediquen a la tala ilegal provocando altas tasas de deforestación y degradación¹⁴, que de persistir terminarán por desaparecer los bosques en los próximos 40 años.

La degradación forestal como desafío local, nacional y mundial, necesita respuestas, por lo tanto Nicaragua precisa disponer de información precisa sobre la degradación de sus bosques y de esta manera determinar orden de prioridades en la asignación de recursos humanos y económicos necesarios para su prevención y restauración. En este contexto, los sensores remotos se convierten en un componente clave en la cuantificación de la estructura, volumen, fisiología y flujos de carbono del bosque.

La metodología para cuantificar degradación de los stocks de carbono desarrollada en el presente estudio permite aportar a las comunidades y a Nicaragua en general una de las primeras investigaciones replicable en diferentes estancias y congruente con estudios a nivel internacional la cual puede servir como línea base de investigación para evaluar los bosques del país.

Con la introducción de la metodología propuesta, es posible crear capacidades para evaluar y monitorear la degradación de los bosques y de esta manera, Nicaragua estará en capacidad de reducir el ritmo actual de degradación y poner en marcha campañas eficaces de restauración forestal. El contar con información confiable y verificable del estado de los bosques, le permitirá a Nicaragua beneficiarse de mecanismos tales como REDD+ donde se asigna un valor monetario a las emisiones de carbono almacenadas en los bosques y se ofrece incentivos para que se reduzcan tales emisiones.

Si es posible que las comunidades tengan un papel activo en las decisiones que afectan los bosques de los cuales ellos dependen y si hay un reconocimiento pleno de sus derechos es posible mitigar los impactos negativos que afectan sus medios de vida. Por consiguiente, la incorporación de los bosques dentro de un régimen de REDD+ donde exista una ordenación

¹⁴ Tasa anual de pérdida de bosques (2005-2010) en las zonas de amortiguamiento de 42676 ha (MARENA 2003)

sostenible de los bosques, contribuiría además a la creación de empleos e ingresos para las personas lo cual es uno de los aspectos de mayor importancia en la zona.

6.1 Análisis del potencial de los resultados para la formación de políticas

La falta de gobernanza en Wiwilí y El Cuá favorece las prácticas destructivas y el avance de la frontera agrícola con producción de granos y ganadería principalmente, además de acelerar actividades como la extracción ilegal de madera.

La baja presencia institucional y limitadas campañas ambientales y de sensibilización, agravan el problema, además, no hay cumplimiento de la normatividad ambiental debido principalmente a que las comunidades se asentaron en los bosques antes que estas áreas fueran nombradas como zonas de reserva y protección y fue solo hasta 1991 que se incorporaron al Sistema Nacional de Áreas Protegidas. Hay que señalar además, que a pesar de que un gran porcentaje de las comunidades aledañas al bosque son indígenas, su autoridad permanece invisible y tiene poca presencia en las instancias del poder local, lo cual agrava la situación dado que ellos son dueños de gran parte del territorio.

Estas causas de degradación no son armonizadas y muy poco controladas por lo que el escenario se mantiene constante, además, los estándares actuales no proveen los instrumentos suficientes para asegurar el respeto de los derechos y la protección de los bosques.

El contar con información fidedigna del contenido de carbono en los bosques se convierte en una herramienta fundamental para monitorear el estado de los bosques y definir las medidas que se han de adoptar para cumplir con las metas de conservación propuestas bajo los diferentes convenios y mecanismos internacionales.

Las medidas incluyen la adopción de políticas que garanticen la conservación de los bosques, que promuevan y respeten el derecho de los pueblos, que tengan enfoque participativo y que brinden mecanismos de transparencia y de rendición de cuentas accesible.

Así también, es necesario difundir los efectos de la degradación forestal en las comunidades que viven y dependen de los bosques, los técnicos forestales, los encargados del diseño de políticas y los políticos con el fin de que pueda elaborarse una política pública apropiada para abordar la degradación.

Los bosques son parte integral de la vida de personas y si se les brinda alternativas monetarias, se crean capacidades de manejo y aprovechamiento forestal y se garantiza y respeta los derechos de tenencia de la tierra, la implementación de medidas a corto plazo se verán favorecidas y se garantizará la adopción de políticas a favor de la conservación y sostenibilidad de los bosques.

6 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La escasa información en Nicaragua y la divergencia de promedios regionales genera confusión, siendo necesario información sólida sobre los depósitos de carbono en los bosques que garanticen transparencia y consistencia en las iniciativas de mitigación de cambio climático.

El combinar información de campo con imágenes satelitales posibilita la estimación de la distribución espacial de la biomasa a nivel del paisaje.

Se recomienda la metodología desarrollada en este estudio bajo el empleo de modelos lineales generales y mixtos, lo cual proporciona una línea base respecto a la distribución espacial de la biomasa.

El mejor modelo generado fue $y=15.75+7.49 (ORF_GREENNESS)-0.03(ORF_MCARI/MTVI2)$, con el cual se obtuvo un R^2 de 0.62 mejor que el estimado por otros autores a pesar de encontrarse en un ecosistema tropical que asume mayor complejidad.

La inclusión de altura en la ecuación de regresión puede mejorar el R^2 e incrementar la precisión en la estimación, pero la medición de altura de todos los árboles en un número considerable de parcelas puede consumir mucho tiempo, por lo tanto, para propósitos prácticos se recomienda basarse en ecuaciones alométricas locales que tomen en cuenta solamente el diámetro, construir un modelo de alturas basado en mediciones de al menos 10 árboles por parcela o buscar ecuaciones que se ajusten a las alturas estimadas en campo.

Para obtener mayor confianza en las predicciones, se adoptó umbrales de degradación de los stocks de carbono: ligera ($246.8 \text{ Mg C ha}^{-1}$), moderada ($148.1 \text{ Mg C ha}^{-1}$) y fuerte degradación ($61.5 \text{ Mg C ha}^{-1}$), la exactitud en la clasificación global fue del 87%, mientras que el coeficiente Kappa fue de 0.78.

Los stocks de carbono no son suficientes para discriminar la degradación forestal, dada la complejidad del paisaje, por lo que se hace necesario tomar en cuenta otros indicadores (composición florística, gremios ecológicos, número de individuos, etc.), que permitan reducir la incertidumbre y tener una mejor estimación de biomasa en diferentes escalas.

La resolución espacial es un elemento de gran importancia para seleccionar el sensor más conveniente, pero no debe ser el único a considerar. Se recomienda contar con imágenes con mayor número de bandas lo suficientemente estrechas que permitan recoger la señal sobre las regiones de interés.

El empleo de mayor número de bandas (p.e. imágenes hiperespectrales), que permitan la detección de cambios en la vegetación no detectable visualmente, han mostrado eficiencia al evitar la saturación del índice de vegetación, por lo que puede resultar prometedor en la estimación de variables biofísicas como la biomasa.

La efectividad del modelo ORF depende del procesamiento realizado sobre la imagen, por lo que para estudios similares se recomienda el protocolo de corrección desarrollado para esta familia de procesamiento con el fin de obtener datos más ajustados a la realidad.

Las unidades de muestreo deben diseñarse a un tamaño mayor, puesto que la variabilidad espacial del bosque sin una georeferenciación exacta, tiende a errores y mayor incertidumbre en los valores de los píxeles seleccionados, se recomienda parcelas rectangulares que al menos tengan 50 m de lado y que guarde relación perímetro/superficie.

Combinar la metodología empleada en este estudio con datos satelitales históricos, representa una alternativa viable para profundizar en el estudio de la dinámica en las áreas del bosque, buscando solucionar interrogantes relacionados con el cambio climático, tales como la estimación de emisiones de CO₂ derivados de la degradación forestal.

A pesar de ser consideradas áreas naturales protegidas, la presión sobre los bosques va en aumento como producto de la necesidad de las comunidades aledañas, además de la baja presencia institucional y limitadas campañas ambientales y de sensibilización, por lo que mejorar la gestión del recurso forestal es necesario y urgente para lograr la conservación de los bosques y mitigar los efectos negativos de la deforestación y degradación sobre el ambiente.

7 BIBLIOGRAFÍA

- Aide, TM; Zimmerman, JK; Rosario, M; Marcano, H. 1996. Forest recovery in abandoned cattle pastures along an elevational gradient in northeastern Puerto Rico. *BIOTROPICA*:537-548.
- Albretch, A; Kandji, S. 2003. Carbon sequestration in tropical agroforestry systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 99:15-27.
- Alegre, J; Arevalo, L; Ricse, A; Callo-Concha, D; Palm, C. 2001. Carbon sequestration For different land use systems in the humid tropics of Peru. Meeting of American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America. Charlotte North Carolina.
- Angelsen, A; Wertz-Kanounnikoff, S. 2010. REDD+: De lo global a lo nacional. *In* Angelsen, A; Brockhaus, M; Kanninen, M; Sills, E; Sunderlin, W; Wertz-Kanounnikoff, S. eds. *La implementación de REDD+. Estrategia nacional y opciones de política*. Bogor, Indonesia, CIFOR. 1-12 pp.
- Asner, GP; Knapp, DE; Broadbent, EN; Oliveira, PJ; Keller, M. 2005. Selective logging in the Brazilian Amazon. *Science* 310:480-482.
- Baker, TR; Phillips, OL; Malhi, Y; Almeida, S; Arroyo, L; Di Fiore, A; Erwin, T; Killeen, TJ; Laurance, SG; Laurance, WF. 2004. Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. *Global Change Biology* 10(5):545-562.
- Bannari, A; Staenz, K; Haboudane, D; Khurshid, KS. 2006. Sensitivity Analysis of Chlorophyll Indices to Soil Optical Properties Using Ground-Reflectance Data. *Geoscience and Remote Sensing Symposium, 2006. IGARSS 2006. IEEE International Conference on*.
- Baranoski, GVG; Rokne, JG. 2005. A practical approach for estimating the red edge position of plant leaf reflectance. *International Journal of Remote Sensing* 26(3):503-521. Consultado 2012/10/09
- Barrionuevo, S. 2007. Los bosques como sumideros de carbono. Alternativas para mitigar el efecto invernadero. *Catedra de Ecología I y ecología aplicada. Serie Técnica Científica* (16):71.
- Bellefontaine, R; Petit, S; Pain-Orcet, M; Deleporte, P; Bertault, J. 2002. Trees outside forests. Towards a better awareness. *FAO Conservation Guide 35*. Rome, Italy, FAO, CIRAD. 156 p.
- Benjamin Ordoñez, J; Masera, O. 2001. Captura de carbono ante el cambio climático. *Madera y Bosques* 7(1):3-12.
- Berg, C. 1972. *Brosimum alicastrum* (en línea). *Flora Neotropica* 7:170-171. Disponible en http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/info_especies/arboles/doctos/47-morac1m.pdf
- Blackmer, T; Schepers, JS; Varvel, GE; Walter-Shea, EA. 1996. Nitrogen deficiency detection using reflected shortwave radiation from irrigated corn canopies. *Agronomy--Faculty Publications*:338.
- Bombelli, A; Avitabile, V; Balzter, H; Marchesini, L; Bernoux, M; Brady, M; Hall, R; Hansen, M; Henry, M; Herold, M; Janetos, A; Law, B; Manlay, R; Marklund, L; Olsson, H; Pandey, D; Saktet, M; Schmulilius, C; Sessa, R; Shimabukuro, Y; Valentini, R; Wulder, M. 2009. Biomass. *Global Terrestrial Observing System. Assessment of the status of the development of the standards for the Terrestrial Essential Climate Variables*. T12:30.

- Bormann, F; Likens, G. 1979. Catastrophic disturbance and the steady state in northern hardwood forests. *American Scientist* 67:660-669.
- Boyd, D; Danson, F. 2005. Satellite remote sensing of forest resources: three decades of research development. *Progress in physical Geography* 29(1):1-26.
- Bray, D; Barry, D; Madrid, S; Merino, L; Zuñiga, I. 2010. Sustainable forest management as a strategy to combat climate change: lessons from mexican communities.21.
- Breiman, L. 2001. Random forests. *Machine learning* 45(1):5-32.
- Brown, S; Lugo, AE. 1982. The storage and production of organic matter in tropical forests and their role in the global carbon cycle. *BIOTROPICA*:161-187.
- Brown, S; Gillespie, AJR; Lugo, AE. 1989. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. *Forest Science* 35(4):881-902.
- Brown, S; Lugo, AE. 1992. Aboveground biomass estimates for tropical moist forests of the brazilian amazon. *Interciencia* 17(1):8-18.
- Brown, S. 1997. *Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests: a Primer*. FAO Forestry Paper 134. Rome, Italy.55 p.
- _____. 2002. Measuring carbon in forests: current status and future challenges. *Environmental Pollution* 116:363–372.
- Bunker, D; DeClerck, F; Bradford, J; Colwell, R; Perfecto, I; Phillips, O; Sankaran, M; Naeem, S. 2005. Species loss and aboveground carbon storage in a Tropical Forest. *Science* 310(5750):1029-1031.
- Calderón, JE; de Jong, BHJ; Gaona, SO; Mifsut, IM; Castillo, MA. 1999. Evaluación de dos métodos para la estimación de biomasa arbórea a través de datos Landsat TM en Jusnajib La Laguna, Chiapas, México: Estudio de caso. *Investigaciones Geográficas*. no. 40:71-84.
- Cascante, A; Estrada, A. 2001. Composición florística y estructura de un bosque húmedo premontano en el Valle Central de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 49:213-225.
- CEN. 2010. Plan de manejo reserva natural del macizo de Peñas Blancas (en línea). Centro de Entendimiento con la Naturaleza, Nicaragua. 72 p. Disponible en http://www.cenaturaleza.org/doc/1328226138_Documento%20Introdutorio%20%C3%A1rea%20Protegida%20Macizo%20de%20Pe%C3%Blas%20Blancas.pdf
- Clark, DA. 2007. Detecting tropical forests' responses to global climatic and atmospheric change: current challenges and a way forward. *BIOTROPICA* 39(1):4-19.
- Clark, DB; Kellner, JR. 2012. Tropical forest biomass estimation and the fallacy of misplaced concreteness. *Journal of vegetation science*:1-6 p.
- Cornelissen, J; Lavorel, S; Garnier, E; Diaz, S; Buchmann, N; Gurvich, D; Reich, P; Ter Steege, H; Morgan, H; Van Der Heijden, M. 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 51(4):335-380.
- Cortez, R; Stephen, P. 2009. *Curso Introdutorio sobre la Reducción de las Emisiones de la Deforestación y Degradación (REDD): Manual de Recursos del Participante*. The Nature Conservancy, Conservation International, Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), Rainforest Alliance, y World Wildlife Fund, Inc. 133 p.
- Costenbader, J. 2009. Legal frameworks for REDD. Design and implementation at the national level. IUCN-The World Conservation Union. p.

- Chambers, J; Asner, G; Morton, D; Anderson, L; Saatchi, S; Espírito-Santo, F; Palace, M; Souza, C. 2007. Regional ecosystem structure and function: ecological insights from remote sensing of tropical forests *Trends in Ecology and Evolution* 22(8):414-423.
- Chave, J; Riéra, B; Dubois, M. 2001. Estimation of biomass in a neotropical forest of French Guiana: spatial and temporal variability. *Journal of Tropical Ecology* 17:79-96.
- Chave, J; Condit, R; Lao, S; Caspersen, JP; Foster, RB; Hubbell, SP. 2003. Spatial and temporal variation of biomass in a tropical forest: results from a large census plot in Panama. *Journal of Ecology* 91(2):240-252.
- Chave, J; Condit, R; Aguilar, S; Hernandez, A; Lao, S; Perez, R. 2004. Error propagation and scaling for tropical forest biomass estimates. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 359(1443):409-420.
- Chave, J; Andalo, C; Brown, S; Cairns, M; Chambers, J; Eamus, D; Fölster, H; Fromard, F; Higuchi, N; Kira, T. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145(1):87-99.
- Chuvieco, E. 1996. *Fundamentos de teledetección espacial*. 3ª edición revisada. Alcalá, Madrid, RIALP. 568 p.
- Das, A; Ravindranth, NH. 2007. Remote sensing techniques for biomass production and carbon sequestration projects. *In* Rosillo-Calle, F; de Groot, P; Hemstock, SL; Woods, J. eds. *The biomass assessment handbook*. Bioenergy for a sustainable environment. London, Sterling, Earthscan. 185-199 p.
- Daughtry, C; Walthall, C; Kim, M; Brown de Colstoun, E; McMurtrey, J. 2000. Estimating corn leaf chlorophyll concentration from leaf and canopy reflectance. *Remote Sensing Environment* 74:229-239.
- DeFries, R; Achard, F; Brown, S; Herold, M; Murdiyarso, D; Schlamadinger, B; de Souza Jr, C. 2007. Earth observations for estimating greenhouse gas emissions from deforestation in developing countries. *Environmental Science & Policy* 10(4):385-394.
- DeFries, R. 2008. Terrestrial Vegetation in the Coupled Human-Earth System: Contributions of Remote Sensing. *Annual Review of Environment and Resources* 33(1):369-390. Disponible en <http://www.annualreviews.org/doi/abs/10.1146/annurev.environ.33.020107.113339>
- Del Valle, J; Moreno, F; Orrego, S. 2003. Los bosques tropicales y su contribución a la mitigación del cambio climático. *In* Del Valle, J; Moreno, F; Orrego, S. eds. *Medición de la captura de carbono en ecosistemas forestales tropicales de Colombia*. Bogotá. 3-43 p.
- Delgado, D. 1997. Efectos del aprovechamiento forestal y el tratamiento silvicultural en un bosque húmedo del noreste de Costa Rica: cambios en la riqueza y composición de la vegetación. *Catie*. v. 298, 38 p.
- Denman, K; Brasseur, G; Chidthaisong, A; Ciais, P; Cox, P; Dickinson, R; Hauglustaine, D; Heinze, C; Holland, E; Jacob, D; Lohmann, U; Ramachandran, S; Da Silva Dias, P; Wofsy, S; Zhang, X. 2007. Couplings Between Changes in the Climate System and Biogeochemistry. *In* Solomon, S; Qin, D; Manning, M; Chen, Z; Marquis, M; Averyt, K; Tignor, M; Miller, H. eds. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. United Kingdom and New York, NY, USA., Cambridge University Press, Cambridge,. 499-587.

- Di Rienzo, JA; Casanoves, F; Gonzalez, LA; Tablada, EM; Díaz, MP; Robledo, CW; Balzarini, MG. 2008. Estadística para las ciencias agropecuarias. Cordoba, Argentina, Brujas. 372 p.
- Di Rienzo, JA; Casanoves, F; Pla, L; Vilches, S; Di Rienzo, MJ. 2010. Qeco-Quantitative ecology software: A collaborative approach. Nota Informativa. Revista Latinoamericana de Conservación 1:73-75.
- Di Rienzo, JA; Casanoves, F; Balzarini, MG; Gonzalez, L; Tablada, M; Robledo, CW. 2011. InfoStat versión 2011. Grupo InfoStat, FCA. Universidad Nacional de Córdoba, AR. Disponible en <http://www.infostat.com.ar/>
- Dong, J; Kaufmanna, R; Mynenia, R; Tuckerb, C; Kauppig, P; Buermann, W; Liiski, J; Alexeyevf, V; Hughes, M. 2003. Remote sensing estimates of boreal and temperate forest woody biomass: carbon pools, sources, and sinks. Remote Sensing of Environment 84:393-410.
- Dukatz, f. 2008. Nuestros ojos en el cielo: los satélites de aplicación científica. *In* Grosman, F. ed. Espejos en la llanura. Nuestras lagunas de la región Pampeana. Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires. p. IX. 119-128.
- Eitel, J; Long, D. 2007. Predicting wheat nitrogen status with remote sensing. 2007 Dryland Agricultural Research Annual Report:30.
- Eitel, JUH; Long, DS; Gessler, PE; Smith, AMS. 2007. Using in-situ measurement to evaluate new RapidEye™ satellite series for prediction of wheat nitrogen status. International Journal of Remote Sensing 28(18, 20):4183-4190.
- Eitel, JUH; Long, DS; Gessler, PE; Hunt, ER; Brown, DJ. 2009. Sensitivity of Ground-Based Remote Sensing Estimates of Wheat Chlorophyll Content to Variation in Soil Reflectance All rights reserved. No part of this periodical may be reproduced or transmitted in any form or by any means, electronic or mechanical, including photocopying, recording, or any information storage and retrieval system, without permission in writing from the publisher. Permission for printing and for reprinting the material contained herein has been obtained by the publisher. Soil Sci. Soc. Am. J. 73(5):1715-1723. Disponible en <https://www.soils.org/publications/sssai/abstracts/73/5/1715>
- FAO. 2000. On Definitions of Forest and Forest Change. . Rome, Italy, Forest Resources Assessment Programme. Working Paper 33 15 p.
- _____. 2010a. Evaluación de los recursos forestales mundiales, Informe nacional Nicaragua. Estudio FAO Montes 149. Roma, Italia, FAO. 52 p.
- _____. 2010b. Evaluación de los recursos forestales mundiales. Informe principal. Estudio FAO Montes 163 (en línea). Roma, Italia 381 p. Disponible en <http://www.fao.org/docrep/013/i1757s/i1757s.pdf>
- _____. 2011. Situación de los bosques del mundo. Roma, Italia, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. 193 p.
- Feldpausch, T; Banin, L; Phillips, O; Baker, T; Lewis, S; Quesada, C; Affum-Baffoe, K; Arets, E; Berry, N; Bird, M. 2010. Height-diameter allometry of tropical forest trees. Biogeosciences Discussions 7(5):7727-7793.
- Ferreira, C; Finegan, B; Kanninen, M; Delgado, LD; Segura, M. 2002. Composición florística y estructura de bosques secundarios en el municipio de San Carlos, Nicaragua. Revista Forestal Centroamericana (38):44-50 p.
- Finegan, B. 1996. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. Trends in Ecology & Evolution 11(3):119-124.

- Finegan, B; Delgado, D. 1997. Ciclos y flujos de materia y energía: Ecosistema, océano y atmósfera. Bases Ecológicas. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 5 p.
- Footy, GM; Cutler, ME; McMorrow, J; Pelz, D; Tangki, H; Boyd, DS; Douglas, I. 2001. Mapping the biomass of Bornean tropical rain forest from remotely sensed data. *Global Ecology and Biogeography* 10(4):379-387.
- Franklin, S. 2001. Remote sensing for sustainable forest management. New York, Taylor & Francis CRC Press. 424 p.
- Galindo, GA; Cabrera, E; Vargas, DM; Pabón, HR; Cabrera, KR; Yepes, AP; Phillips, JF; Navarrete, DA; Duque, AJ; García, MC; Ordoñez, MF. 2011. Estimación de la biomasa aérea usando datos de campo e información de sensores remotos. IDEAM. Bogotá D.C., Colombia, Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales. 52 p.
- Gibbs, HK; Brown, S; Niles, JO; Foley, JA. 2007. Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: making REDD a reality. *Environmental Research Letters* 2:1-13.
- Giri, C; Jenkins, C. 2005. Land cover mapping of Greater Mesoamerica using MODIS data. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 31:274-282.
- Goetz, S; Baccini, A; Laporte, N; Johns, T; Walker, W; Kellndorfer, J; Houghton, R; Sun, M. 2009. Mapping and monitoring carbon stocks with satellite observations: a comparison of methods. *Carbon Balance and Management* 4(2):7.
- GOFC-GOLD. 2010. A sourcebook of methods and procedures for monitoring and reporting anthropogenic greenhouse gas emissions and removals caused by deforestation, gains and losses of carbon stocks in forests remaining forests, and forestation., GOFC-GOLD Report version COP16-1, (GOFC-GOLD Project Office, Natural Resources Canada, Alberta, Canada). 210 p.
- Griscom, B; Ganz, D; Virgilio, N; Price, F; Hayward, J; Cortez, R; Dodge, G; Hurd, J; Lowenstein, FL; Stanley, B. 2009. The hidden frontier of forest degradation: a review of the science, policy and practice of reducing degradation emissions. Arlington, VA: The Nature Conservancy 21(06):64.
- Haboudane, D; Miller, N; Tremblay, P; Zarco, T; Dextraze, L. 2002. Integrated narrow-band vegetation indices for prediction of crop chlorophyll content for application to precision agriculture. *Remote Sensing Environment* 81:416-426.
- Haboudane, D; Miller, JR; Pattey, E; Zarco-Tejada, PJ; Strachan, IB. 2004. Hyperspectral vegetation indices and novel algorithms for predicting green LAI of crop canopies: Modeling and validation in the context of precision agriculture. *Remote Sensing of Environment* 90(3):337-352.
- Herold, M; Skutsch, M. 2010. Medición, reporte y verificación de REDD+. Objetivos, capacidades e instituciones. *In* Angelsen, A. ed. La implementación de REDD+. Estrategia nacional y opciones de política. Bogor, Indonesia, CIFOR. 85-100 p.
- Herrera Arango, MA; Del Valle, JI; Orrego, SA. 2001. Biomasa de la vegetación herbácea y leñosa pequeña y necromasa en bosques tropicales primarios y secundarios de Colombia Valdivia, Chile. 18 p.
- Herrera, Z; Morales, A. 1993. Propiedades y usos potenciales de 100 maderas nicaragüenses. Managua, NI., Instituto Nicaragüense de Recursos Naturales y del Ambiente (IRENA). Servicio Forestal Nacional, Departamento de Investigación Forestal, Laboratorio de tecnología de la madera "OLOF PALME". 178 p.
- Hijmans, RJ; Cameron, SE; Parra, JL; Jones, PG; Jarvis, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25:1965-1978.

- Houghton, R. 2005a. Aboveground forest biomass and the global carbon balance. *Global Change Biology* 11(6):945-958.
- Houghton, RA; Boone, RD; Melillo, JM; Palm, CA; Woodwell, GM; Myers, N; Moore, B; Skole, DL. 1985. Net flux of carbon dioxide from tropical forests in 1980.
- Houghton, RA. 2005b. Tropical deforestation as a source of greenhouse gas emissions *In* Mutinho, P; Schwartzman, S. eds. *Tropical Deforestation and Climate Change*. Belém, Pará, IPAM. p. 13-21.
- Houghton, RA; Goetz, S. 2008. New satellites help quantify carbon sources and sinks. *EOS, Transactions, American Geophysical Union* 89(43):417-432.
- Houghton, RA; Hall, F; Goetz, SJ. 2009. Importance of biomass in the global carbon cycle. *Journal of geophysical research* 114:13 p.
- Huete, AR; Liu, HQ; van Leeuwen, WJD. 1997. The use of vegetation indices in forested regions: issues of linearity and saturation.
- Hughes, RF; Kauffman, JB; Jaramillo, VJ. 1999. Biomass, carbon, and nutrient dynamics of secondary forests in a humid tropical region of Mexico. *Ecology* 80(6):1892-1907.
- Hutchinson, C. 1982. Techniques for combining LANDSAT and ancillary data for digital classification improvement. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 48(1):123-130.
- Huth, A; Ditzer, A. 2001. Long-term impacts of logging in a tropical rain forest - a simulation study. *Forest Ecology and Management* 142:33-51.
- IGAC (Instituto Geográfico Agustín Codazzi, CO). 2007. *Fundamentos físicos de teledetección*. Bogotá, IGAC. 88 p.
- INAFOR (Instituto Nacional Forestal, NI). 2004. *Estandarización de unidades de medidas y cálculo de volúmenes de madera*. Nicaragua, SETAC/INATEC/Proyecto de tecnología agropecuaria. 22 p.
- _____. 2009. *Resultados del inventario nacional forestal: Nicaragua 2007-2008*. 2 ed. Managua, INAFOR. 232 p.
- Ingram, J; Dawson, T; Whittaker, R. 2005. Mapping tropical forest structure in southeastern Madagascar using remote sensing and artificial neural networks. *Remote Sensing of Environment* 94:491-507.
- IPCC. 2005. *Orientación del IPCC sobre las buenas prácticas para UTCUTS*. 628 p.
- _____. 2007. *Climate Change 2007: Mitigation*. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Metz, B; Davidson, O; Bosch, P; Dave, R; Meyer, L. (eds). Cambridge University Press, Cambridge. United Kingdom and New York, NY, USA. 864 p.
- Jackson, R; Slater, P; Pinter, P. 1983. Discrimination of growth and water stress in wheat by various vegetation indices through clear and turbid atmospheres. *Remote Sensing of Environment* 13(3):187-208.
- Kalácska, M; Sánchez-Azofeifa, GA; Rivard, B; Calvo-Alvarado, JC; Journet, ARP; Arroyo-Mora, JP; Ortiz-Ortiz, D. 2004. Leaf area index measurements in a tropical moist forest: A case study from Costa Rica. *Remote Sensing of Environment* 91(2):134-152. Disponible en <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425704000665>
- Keith, H; Mackey, BG; Lindenmayer, DB. 2009. Re-evaluation of forest biomass carbon stocks and lessons from the world's most carbon-dense forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106(28):11635-11640.
- Keller, M; Palace, M; Hurtt, G. 2001. Biomass estimation in the Tapajos National Forest, Brazil: Examination of sampling and allometric uncertainties. *Forest Ecology and Management* 154(3):371-382.

- Laestadius, L; Potapov, P; Yaroshenko, A; Turubanova, S. 2012. Global forest alteration, from space. *Unasylva* 62.
- Lang, GE; Knight, DH. 1983. Tree growth, mortality, recruitment, and canopy gap formation during a 10-year period in a tropical moist forest. *Ecology*:1075-1080.
- Lapeyre, T; Alegre, J; Arevalo, L. 2004. Determination of carbon reserves of the aerial biomass in different land use systems in San Martín, Perú. *Ecología Aplicada* 3(1,2):35-44.
- Laurance, WF; Fearnside, PM. 1999. Amazon burning. *Trends in Ecology & Evolution* 14(11):457-457.
- Liaw, A; Wiener, M. 2002. Classification and Regression by randomForest (en línea). *R News* 2(3):18-22. Disponible en <http://CRAN.R-project.org/doc/Rnews/>
- Louman, B; Quirós, D; Nilsson, M. 2001. Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con énfasis en América Central. Turrialba, C.R 265 p.
- Lu, D. 2006. The potential and challenge of remote sensing-based biomass estimation. *International Journal of Remote Sensing* 27(7):1297-1328.
- MacDicken, K. 1997. A guide to monitoring carbon storage in forestry and agroforestry projects. Winrock International Institute for Agricultural Development. 91 p.
- MAGFOR. 2005. Potencial de plantaciones forestales y fijación de carbono en Nicaragua. 1a edición. Managua, Nicaragua, La Prensa. 178 p.
- MARENA (Ministerio del Ambiente y Recursos Naturales, NI) 2003. Plan de manejo de la reserva de biosfera Bosawas PM-RBB. Secretaria Técnica de Bosawas SETAB, Nicaragua.
- Martín, F; Corbera, J; Marchan, JF; González, A. 2011. RapidEye and the Rededge band for modelling the vegetation and the recovery of the soil moisture. *Mapping* 6(50):10-20.
- Mather, PM; Koch, M. 2011. Computer processing of remotely-sensed images. An introduction, Fourth edition. John Wiley & Sons, Ltd. i-xxv. Disponible en <http://dx.doi.org/10.1002/9780470666517.fmatter>
- Moret, AY; Ortiz, AG; Pérez, Y; Quijada, M. 2007. Ecuaciones de volumen para árboles de Samán (*Samanea saman* (Jacq.) Merr.), provenientes de potreros en el municipio Machiques de Perijá, Estado Zulia, Venezuela. *Revista Forestal Venezolana* 1(51):87-96.
- Murdiyarto, D; Skutsch, M; Guariguata, MR; Kanninen, M; Luttrell, C; Verweij, P; Martins, OS. 2009. ¿Cómo medimos y monitoreamos la degradación forestal? Avancemos con REDD: problemas, opciones y consecuencias. Bogor, Indonesia, Center for International Forestry Research (CIFOR). 99-105. Disponible en <http://www.cifor.org/online-library/browse/view-publication/publication/3023.html>
- Mutanga, O; Skidmore, AK. 2004. Narrow band vegetation indices overcome the saturation problem in biomass estimation. *International Journal of Remote Sensing* 25(19):3999-4014. Consultado 2012/10/12. Disponible en <http://dx.doi.org/10.1080/01431160310001654923>
- Muukkonen, P; Heiskanen, J. 2005. Estimating biomass for boreal forests using ASTER satellite data combined with standwise forest inventory data. *Remote Sensing of Environment* 99:434-447.
- Návar, J. 2011. The spatial distribution of aboveground biomass in tropical forests of Mexico. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* (1):149-158.
- Nelson, RF; Kimes, DS; Salas, WA; Routhier, M. 2000. Secondary forest age and tropical forest biomass estimation using Thematic Mapper imagery. *BioScience* 50(5):419-431.

- Nepstad, DC; Verissimo, A; Alencar, A; Nobre, C; Lima, E; Lefebvre, P; Schlesinger, P; Potter, C; Moutinho, P; Mendoza, E. 1999. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature* 398:505-508.
- OIMT. 2002. Directrices de la OIMT para la restauración, ordenación y rehabilitación de bosques tropicales secundarios y degradados. Organización Internacional de las Maderas Tropicales (OIMT) - Serie de políticas forestales no 13. 89 p.
- Oldeman, RAA. 1990. *Forests: elements of silvology*. Berlin, Alemania, Springer-Verlag. 624 p.
- Orozco, L; Brumér, C. eds. 2002. Inventarios forestales para bosques latifoliados en América Central. Serie técnica. Manual técnico no. 50. Turrialba, C.R., CATIE. 264 p.
- Orrego, S; Del Valle, J. 2003. Existencias y tasas de incremento neto de la biomasa y del carbono en bosques primarios intervenidos y secundarios. *In* Orrego, S; Del Valle, J; Moreno, F. eds. *Medición de la captura de carbono en ecosistemas forestales de Colombia: Contribuciones para la mitigación del cambio climático*. Bogotá, Universidad Nacional de Colombia sede Medellín, Centro Andino para la Economía en el Medio Ambiente. p. 215-242.
- Parresol, B. 1999. Assessing tree and stand biomass: a review with examples and critical comparisons. *Forest Science* 45(4):24.
- Penman, J; Gytarsky, M; Hiraishi, T; Krug, T; Kruger, D; Pipatti, R; Buendia, L; Miwa, K; Ngara, T; Tanabe, K. 2003. *Good practice guidance for land use, land-use change and forestry*. Institute for Global Environmental Strategies for the Intergovernmental Panel on Climate Change. 632 p.
- Peñuelas, J; Filella, I. 1998. Visible and near-infrared reflectance techniques for diagnosing plant physiological status. *Trends in plant science* 3(4):151-156.
- Pérez, C; Locatelli, B; Vignola, R; Imbach, P. 2008. Importancia de los bosques tropicales en las políticas de adaptación al cambio climático. *Recursos Naturales y Ambiente*:51-52.
- Posada, E. 2011. *Manual de prácticas de percepción remota* Bogotá, Colombia, CIAF - IGAC. 130 p.
- Potapov, P; Yaroshenko, A; Turubanova, S; Dubinin, M; Laestadius, L; Thies, C; Aksenov, D; Egorov, A; Yesipova, Y; Glushkov, I. 2008. Mapping the world's intact forest landscapes by remote sensing. *Ecology and Society* 13(2):51.
- Putz, F; Zuidema, P; Pinard, M; Boot, R; Sayer, J; Sheil, D; Elias, P; Vanclay, J. 2008. *Improved Tropical Forest Management for Carbon Retention*. *PLoS Biology* 6(7):12.
- Quirós, K; Quesada, R. 2004. *Composición florística y estructural de un bosque primario*. Cartago, Costa Rica, Instituto Tecnológico de Costa Rica. 128 p.
- R Development Core Team. 2010. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, ISBN 3-900051-07-0 (en línea). Disponible en <http://www.R-project.org>
- Ramirez, O; Rodriguez, L; Finegan, B; Gómez, M. 1999. Implicaciones económicas del secuestro de CO₂ en los bosques naturales. *Revista Forestal Centroamericana* 2(27):10-16.
- RapidEye. 2012. *Satellite images. Technical specifications. Version 4.0* (en línea). Arlington, USA 50 p. Disponible en <http://www.rapideye.com/products/basic.htm>
- Research Systems. 2000. *ENVI User's Guide* (en línea). Research Systems. 1150 p. Disponible en http://aviris.gl.fcen.uba.ar/Curso_SR/biblio_sr/ENVI_userguid.pdf
- Richter, R; Schlapfer, D. 2012. *Atmospheric/Topographic fro Satellite Imagery (ATCOR 2/3 User Guide, Version 8.2)*. DLR-German Aerospace Center, Wessling, Germany:216 p.


- Rignot, EJ; Zimmermann, R; van Zyl, JJ. 1995. Spaceborne applications of P band imaging radars for measuring forest biomass. *Geoscience and Remote Sensing, IEEE Transactions on* 33(5):1162-1169.
- Rignot, EJ; Salas, WA; Skole, DL. 1997. Mapping deforestation and secondary growth in Rondonia, Brazil, using imaging radar and thematic mapper data. *Remote Sensing of Environment* 59(2):167-179.
- Romero-Sánchez, E; Paz-Pellat, F; Palacios-Vélez, E; Bolaños-González, M; Valdez-Lazalde, R; Aldrete, A. 2009. Diseño de un índice espectral de la vegetación desde una perspectiva conjunta de los patrones exponenciales y lineales del crecimiento. *Agrociencia* 43(3):291-307.
- Saatchi, SS; Houghton, RA; Dos Santos Alvala, RC; Soares, JV; Yu, Y. 2007. Distribution of aboveground live biomass in the Amazon basin. *Global Change Biology* 13(4):816-837.
- Saatchi, SS; Harris, NL; Brown, S; Lefsky, M; Mitchard, ETA; Salas, W; Zutta, BR; Buermann, W; Lewis, SL; Hagen, S. 2011. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108(24):9899.
- Sader, S. 1987. Forest biomass, canopy structure, and species composition relationships with multipolarization L-band synthetic aperture radar data. *Photogrammetry & Remote Sensing* 53(2):193-202.
- Saldarriaga, JG; West, DC; Tharp, M; Uhl, C. 1988. Long-term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. *The Journal of Ecology*:938-958.
- Samalca, IK. 2007. Estimation of forest biomass and its error: a case in Kalimantan, Indonesia. Unpublished MSc. Thesis, ITC the Netherlands, Enschede.
- Sarria, F. 2008. Técnicas de teledetección aplicadas a la gestión de los recursos hídricos. Apuntes de la maestría: Consultoría hidrológica y manejo de ecosistemas acuáticos. Universidad de Murcia, Facultad de biología, Programa de postgrado en tecnología, administración y gestión del agua (TAyGA). 162 p.
- Sasaki, N; Putz, FE. 2009. Critical need for new definitions of “forest” and “forest degradation” in global climate change agreements. *Conservation Letters* 2(5):226-232.
- Sasaki, N; Asner, GP; Knorr, W; Durst, PB; Priyadi, HR; Putz, FE. 2011. Approaches to classifying and restoring degraded tropical forests for the anticipated REDD+ climate change mitigation mechanism. *iForest-Biogeosciences and Forestry* 4(1):1-6.
- Schelling, K. 2010. Approaches to characterize chlorophyll/nitrogen status of crop canopies. DGPF workshop Analysis of remote sensing data.
- Schlegel, B. 2001. Estimación de la biomasa y carbono en bosque del tipo forestal siempre verde en el sur de Chile. Simposio Internacional medición y monitoreo de la captura de carbono en ecosistemas forestales. Valdivia, Chile. 13 p.
- Schuster, C; Förster, M; Kleinschmit, B. 2012. Testing the red edge channel for improving land-use classifications based on high-resolution multi-spectral satellite data. *International Journal of Remote Sensing* 33(17):5583-5599.
- Segura, M; Kanninen, M. 2005. Allometric models for tree volume and total aboveground biomass in a Tropical Humid Forest in Costa Rica. *BIOTROPICA* 37(1):2-8.
- Shi, JC; Du, Y; Du, JY; Jiang, LM; Chai, LN; Mao, KB; Xu, P; Ni, WJ; Xiong, C; Liu, Q. 2012. Progresses on microwave remote sensing of land surface parameters. *SCIENCE CHINA Earth Sciences* 55(7):1052-1078.

- Sierra, CA; del Valle, JI; Orrego, SA; Moreno, FH; Harmon, ME; Zapata, M; Colorado, GJ; Herrera, MA; Lara, W; Restrepo, DE. 2007. Total carbon stocks in a tropical forest landscape of the Porcè region, Colombia. *Forest Ecology and Management* 243(2-3):299-309.
- Silver, W; Ostertag, R; Lugo, A. 2000. The potential for carbon sequestration through reforestation of tropical agricultural and pasture lands. *Restoration Ecology* 8:394-407.
- Simula, M. 2009. Towards defining forest degradation: Comparative analysis of existing definitions. Working paper 154. Rome, Italy:62 p.
- Simula, M; Mansur, E. 2012. Un desafío mundial que reclama una respuesta local. *Unasyuva: revista internacional de silvicultura e industrias forestales* (238):3-7.
- Song, C; Woodcock, CE; Seto, KC; Lenney, MP; Macomber, SA. 2001. Classification and change detection using Landsat TM data: when and how to correct atmospheric effects? *Remote Sensing of Environment* 75(2):230-244.
- Souza, CM; Roberts, D. 2005. Mapping forest degradation in the Amazon region with Ikonos images. *International Journal of Remote Sensing* 26(3):425-429. Consultado 2012/10/09. Disponible en <http://dx.doi.org/10.1080/0143116031000101620>
- Steininger, MK. 2000a. Satellite estimation of tropical secondary forest above-ground biomass: data from Brazil and Bolivia. *International Journal of Remote Sensing* 21(6-7):1139-1157.
- _____. 2000b. Secondary forest structure and biomass following short and extended land-use in central and southern Amazonia. *Journal of Tropical Ecology* 16(5):689-708.
- Stern, P; Young, O; Druckman, D. 1992. *Global Environmental Change. Understanding the Human Dimensions* (en línea). Washington, D.C Disponible en http://books.google.com/books?id=GrOHUmO3hvYC&printsec=frontcover&dq=Global+Environmental+Change.+Understanding+the+Human+Dimensions+STERN&source=bl&ots=W4Kz8Wr55d&sig=AW0X95LCWEenm_PE7IboC7RUhI&hl=es&ei=k0ltTdbMJI2btwfemdTXBQ&sa=X&oi=book_result&ct=result&resnum=1&sqi=2&ved=0CCAO6AEwAA#v=onepage&q&f=false
- Thomsen, KA. 1997. Structure and floristic composition of lowland rain forest in the northern part of the Osa Peninsula, Costa Rica. Copenhagen, University of Copenhagen, DK. Disponible en <http://www.ots.ac.cr/bnbt/20182.html>
- Tiepolo, G; Calmon, M; Feretti, AR. 2002. Measuring and Monitoring Carbon stocks at the Guaraquecaba climate action project, Parana, Brazil.
- Tucker, CJ. 1979. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment* 8(2):127-150.
- Turner, B; Cortina, S; Foster, D; Geoghegan, J; Keys, E; Klepeis, P; Lawrence, D; Macario, P; Manson, S; Ogneva-Himmelberger, Y; Plotkin, A; Pérez, D; Roy, R; Savitsky, B; Schneider, L; Schmook, B; Vance, C. 2001. Deforestation in the southern Yucatán peninsular region: an integrative approach. *Forest Ecology and Management* 154:353-370.
- UNFCCC. 2011. Report of the Conference of the Parties on its sixteenth session, held in Cancun from 29 November to 10 December 2010, Decisions adopted by the Conference of the Parties, Decision 1/CP.16, 2011-00-27. Disponible en <http://unfccc.int/resource/docs/2010/cop16/eng/07a01.pdf>
- Unsalan, C; Boyer, KL. 2003. Linearized vegetation indices using a formal statistical framework. *The Ohio State University, Department of Electrical Engineering* 2:982-984.

- Vallejo Joyas, M; Londoño Vega, A; López Camacho, R; Galeano, G; Álvarez Dávila, E; Devia Álvarez, W. 2005. Establecimiento de parcelas permanentes en bosques de Colombia Volumen I. (Serie: Métodos para estudios ecológicos a largo plazo). Bogotá D. C., Colombia, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. 310 p.
- Van Laake, P; Sánchez-Azofeifa, A. 2004. Focus on deforestation: zooming in on hot spots in highly fragmented ecosystems in Costa Rica Agriculture, Ecosystems & Environment 102(1):3-15.
- Van Wagner, C. 1968. The line intersect method in forest fuel sampling. Forest Science 14(1):20-26.
- Venables, WN; Ripley, BD. 2002. Modern Applied Statistics with S. Fourth Edition. Springer. New York.
- Verstraete, MM; Pinty, B. 1996. Designing optimal spectral indexes for remote sensing applications. Geoscience and Remote Sensing, IEEE Transactions on 34(5):1254-1265.
- Vílchez, B; Chazdon, R; Quesada, V. 2006. Dinámica de la regeneración en cuatro bosques secundarios tropicales de la región Huetar Norte, Costa Rica su valor para la conservación o uso comercial. Recursos Naturales y Ambiente (55):118-128 p.
- Wagner, W; Luckman, A; Vietmeier, J; Tansey, K; Balzter, H; Schmullius, C; Davidson, M; Gaveau, D; Gluck, M; Le Toan, T; Quegan, S; Shvidenko, A; Wiesmann, A; Jiong Yu, J. 2003. Large-scale mapping of boreal forest in SIBERIA using ERS tandem coherence and JERS backscatter data. Remote Sensing of Environment 85: 125-144.
- Walsh, R; Rueda, R. 2000. Expedición al centro de la reserva natural Macizo Kilambé, proyecto apoyo a las áreas protegidas y biodiversidad. Managua, Nicaragua, MARENA. Dirección General de Biodiversidad y Recursos Naturales. p.
- Waring, RH; Way, JB; Hunt, ER; Morrissey, L; Ranson, KJ; Weishampel, JF; Oren, R; Franklin, SE. 1995. Imaging radar for ecosystem studies. BioScience 45(10):715-723.
- Weichelt, H; Rosso, P; Marx, A; Reigber, S; Douglass, K; Heynen, M. (s.f.). White Paper The RapidEye Red Edge band.6 p. Disponible en http://www.rapideye.com/upload/Red_Edge_White_Paper.pdf
- Whittaker, RH; Woodwell, GM. 1968. Dimension and production relations of trees and shrubs in the Brookhaven Forest, New York. The Journal of Ecology:1-25.
- Witness, G. 2009. Intereses creados. La tala industrial y el carbono en los bosques tropicales (en línea). 20 p. Disponible en http://www.globalwitness.org/sites/default/files/pdfs/vested_interests_sp.pdf
- Wood, SN. 2006. Generalized Additive Models: An Introduction with R. Chapman and Hall/CRC.
- Wu, Y; Strahler, AH. 1994. Remote Estimation of Crown Size, Stand Density, and Biomass on the Oregon Transect. Ecological Applications 4(2):299-312. Disponible en <http://www.jstor.org/stable/1941935>
- Wulder, M. 1998. Optical remote-sensing techniques for the assessment of forest inventory and biophysical parameters. Progress in physical Geography 22(4):449-476.
- Yee, TW; Wild, CJ. 1996. Vector generalized additive models. Journal of the Royal Statistical Society, Series B, Methodological 58:481-493.
- Yee, TW. 2012. VGAM: Vector Generalized Linear and Additive Models. R package version 0.9-0. Disponible en <http://CRAN.R-project.org/package=VGAM>

ANEXOS

Anexo 1. Formulario de campo Fustal


 <p><small>Soluciones for environment and development Soluciones para el ambiente y desarrollo</small></p>	FUSTAL <input style="width: 50px; height: 20px; margin: 0 10px;" type="text"/> 1 de Degradación de los stocks de carbono y validación a partir de sensores remotos en bosques tropicales de Witlil y El Cuá, Nicaragua
Sitio: _____	
Responsable: _____	Coordenadas: N: _____ W: _____
Identificador en campo: _____	Fecha medición: ____/____/____
Acompañantes: _____	Altitud: _____ (msnm)
Léase en columnas No: Numero árbol, Sp: especie; DAP: dap en cm, HT: altura total en m, F: Forma (a: árbol, l: liana, p: palma, h: heliconia), v: vivo, <v>muerto	

No	Sp	DAP	HT	F	±	No	Sp	DAP	HT	F	±

OBSERVACIONES:

Cobertura + + +

Anexo 2 Formulario de campo Latizal y madera caída

 <p>CATIE Solutions for environment and development Soluciones para el medio ambiente y desarrollo</p>	<p>LATIZAL 1 de</p> <p>Degradación de los stocks de carbono y validación a partir de sensores remotos en bosques tropicales de Wiwili y El Cuá, Nicaragua</p>
<p>Sitio: _____</p>	
<p>Responsable: _____</p>	<p>Coordenadas: N: _____ W: _____</p>
<p>Identificador en campo: _____</p>	<p>Fecha medición: ____ / ____ / ____</p>
<p>Acompañantes: _____</p>	<p>Altitud: _____ (msnm)</p>
<p><small>Léase en columnas No: Número árbol, Sp: especie D&P: dap en cm, F: Forma (a: árbol, l: liana, p: palma, n: helecho), +: vivo, -: muerto</small></p>	

No	Sp	DAP	F	±	No	Sp	DAP	F	±

OBSERVACIONES

pendiente 1 _____ pendiente 2 _____ pendiente 3 _____

MADERA CAIDA

DENSIDAD		
Sólida	Interme	Podrida

DENSIDAD		
Sólido	Interme	Podrido

DENSIDAD		
Sólida	Interme	Podrido

Anexo 3 Análisis estadístico modelos aditivos

Modelos aditivos

Análisis de la varianza

NQO_MSAVI

Variable N R² R² Aj CV
NQO MSAVI740,32 0,3016,53

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo I)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	126171576,16	263085788,0816,79	<0,0001		
GRUP TODOS	126171576,16	263085788,0816,79	<0,0001		
Error	266749280,1671	3757032,11			
Total	392920856,3273				

Test:LSD Fisher Alfa=0,05 DMS=1121,61184

Error: 3757032,1150 gl: 71

GRUP TODOS	Medias	n	E.E.
3	9881,5916484,58	A	
1	11313,9231348,13	B	
2	13295,1327373,03	C	

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p<= 0,05)

NQO_RededgeNDVI

Variable N R² R² Aj CV
NQO RededgeNDVI740,31 0,2914,29

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo I)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	15761579,27	27880789,6316,07	<0,0001		
GRUP TODOS	15761579,27	27880789,6316,07	<0,0001		
Error	34818731,4871	490404,67			
Total	50580310,7473				

Test:LSD Fisher Alfa=0,05 DMS=405,22612

Error: 490404,6687 gl: 71

GRUP TODOS	Medias	n	E.E.
3	4245,0216175,07	A	
1	4758,7331125,78	B	
2	5453,7527134,77	C	

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p<= 0,05)

NQO_MCARI11

Variable N R² R² Aj CV
NQO MCARI11740,33 0,3116,63

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo I)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	18619849,67	29309924,8317,53	<0,0001		
GRUP_TODOS	18619849,67	29309924,8317,53	<0,0001		
Error	37702613,8671	531022,73			
Total	56322463,5373				

Test:LSD Fisher Alfa=0,05 DMS=421,67387

Error: 531022,7305 gl: 71

GRUP	TODOS	Medias	n	E.E.
3		3692,2816182,18A		
1		4205,6731130,88	B	
2		4991,9327140,24	C	

*Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p<= 0,05)***NQO_RDVI1**

Variable	N	R ²	R ²	Aj	CV
NQO RDVI1	740,33	0,319,94			

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo I)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	785,69	2392,8417,63	<0,0001		
GRUP_TODOS	785,69	2392,8417,63	<0,0001		
Error	1582,2071	22,28			
Total	2367,8973				

Test:LSD Fisher Alfa=0,05 DMS=2,73163

Error: 22,2845 gl: 71

GRUP	TODOS	Medias	n	E.E.
3		43,04161,18A		
1		46,34310,85	B	
2		51,47270,91	C	

*Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p<= 0,05)***NQO_MCARI00_MTVI2**

Variable	N	R ²	R ²	Aj	CV
NQO MCARI00 MTVI2	740,36	0,3416,04			

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo I)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	406309,82	2203154,9120,07	<0,0001		
GRUP_TODOS	406309,82	2203154,9120,07	<0,0001		
Error	718637,8571	10121,66			
Total	1124947,6773				

Test:LSD Fisher Alfa=0,05 DMS=58,21649

Error: 10121,6599 gl: 71

GRUP	TODOS	Medias	n	E.E.
3		532,531625,15A		
1		595,703118,07	B	
2		719,932719,36	C	

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p<= 0,05)

ORQ_RededgeNDVI

Variable	N	R ²	R ²	Aj	CV
ORQ_RededgeNDVI	740	,29	0	,27	13,17

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo I)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	14067184,01	270	33592,00	14,66	<0,0001
GRUP_TODOS	14067184,01	270	33592,00	14,66	<0,0001
Error	34070716,00	71	479869,24		
Total	48137900,01	73			

Test:LSD Fisher Alfa=0,05 DMS=400,84972

Error: 479869,2395 gl: 71

GRUP	TODOS	Medias	n	E.E.
3		4646,09	16	173,18A
1		5116,43	11	24,42 B
2		5783,46	27	133,32 C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p<= 0,05)

ORR_MSAVI

Variable	N	R ²	R ²	Aj	CV
ORR_MSAVI	740	,30	0	,28	17,51

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo I)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	0,39	20	2015,54	<0,0001	
GRUP_TODOS	0,39	20	2015,54	<0,0001	
Error	0,90	71	10,01		
Total	1,29	73			

Test:LSD Fisher Alfa=0,05 DMS=0,06503

Error: 0,0126 gl: 71

GRUP	TODOS	Medias	n	E.E.
3		0,54	16	0,03A
1		0,61	11	0,02 B
2		0,73	27	0,02 C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p<= 0,05)

MSAVI

Variable	N	R ²	R ²	Aj	CV
MSAVI	740	,30	0	,28	19,37

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo I)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	693196702,89	234	6598351,45	14,98	<0,0001
GRUP_TODOS	693196702,89	234	6598351,45	14,98	<0,0001
Error	1642540810,00	71	23134377,61		
Total	2335737512,89	73			

Test:LSD Fisher Alfa=0,05 DMS=2783,22965

Error: 23134377,6056 gl: 71

GRUP	TODOS	Medias	n	E.E.
3		20643,17	16	1202,46A
1		23745,11	11	863,87 B
2		28562,93	27	925,65 C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p<= 0,05)

RededgeNDVI

Variable N R² R² Aj CV
RededgeNDVI740,30 0,2813,12

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo I)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	92524417,44	246262208,72	14,91	<0,0001	
GRUP_TODOS	92524417,44	246262208,72	14,91	<0,0001	
Error	220354071,68	71	3103578,47		
Total	312878489,12				

Test:LSD Fisher Alfa=0,05 DMS=1019,41612

Error: 3103578,4743 gl: 71

GRUP	TODOS	Medias	n	E.E.
3		11826,77	16440,42	A
1		13094,15	1316,41	B
2		14761,98	27339,04	C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p<= 0,05)

ORF_MCARIO_MTVI2

Variable N R² R² Aj CV
ORF_MCARIO_MTVI2740,34 0,3216,60

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo I)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	235822,33	2117911,17	18,02	<0,0001	
GRUP_TODOS	235822,33	2117911,17	18,02	<0,0001	
Error	464509,87	71	6542,39		
Total	700332,21				

Test:LSD Fisher Alfa=0,05 DMS=46,80459

Error: 6542,3925 gl: 71

GRUP	TODOS	Medias	n	E.E.
3		414,07	1620,22	A
1		464,03	114,53	B
2		557,55	2715,57	C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p<= 0,05)

ORF_RDVI

Variable N R² R² Aj CV
ORF_RDVI740,29 0,2710,91

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo I)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	802,99	2401,50	14,63	<0,0001	
GRUP_TODOS	802,99	2401,50	14,63	<0,0001	
Error	1948,58	71	27,44		
Total	2751,58				

Test:LSD Fisher Alfa=0,05 DMS=3,03145

Error: 27,4448 gl: 71

GRUP	TODOS	Medias	n	E.E.
3		43,55	161,31	A
1		46,78	310,94	B
2		52,03	271,01	C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p<= 0,05)

ORF_RededgeNDVI

Variable	N	R ²	R ²	Aj	CV
ORF_RededgeNDVI	740	,32	0	,3017	,89

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo I)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	17342728,59	28671364	,2916	,40	<0,0001
GRUP_TODOS	17342728,59	28671364	,2916	,40	<0,0001
Error	37550264,8371	528876	,97		
Total	54892993,4273				

Test:LSD Fisher Alfa=0,05 DMS=420,82105

Error: 528876,9694 gl: 71

GRUP	TODOS	Medias	n	E.E.
3		3375,8416	181	,81A
1		3914,2231	130	,62 B
2		4643,6027	139	,96 C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p<= 0,05)

ORF_MCARI1

Variable	N	R ²	R ²	Aj	CV
ORF_MCARI1	740	,31	0	,2918	,97

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo I)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	19451912,64	29725956	,3215	,67	<0,0001
GRUP_TODOS	19451912,64	29725956	,3215	,67	<0,0001
Error	44068981,8271	620689	,88		
Total	63520894,4673				

Test:LSD Fisher Alfa=0,05 DMS=455,88727

Error: 620689,8848 gl: 71

GRUP	TODOS	Medias	n	E.E.
3		3458,0516	196	,96A
1		3963,9731	141	,50 B
2		4780,0727	151	,62 C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p<= 0,05)

ORF_MSAVI

Variable	N	R ²	R ²	Aj	CV
ORF_MSAVI	740	,31	0	,2919	,29

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo I)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	141379632,01	270689816	,0115	,88	<0,0001
GRUP_TODOS	141379632,01	270689816	,0115	,88	<0,0001
Error	316120724,7471	4452404	,57		
Total	457500356,7573				

Test:LSD Fisher Alfa=0,05 DMS=1221,00500

Error: 4452404,5738 gl: 71

GRUP	TODOS	Medias	n	E.E.
3		9030,6816	527	,52A
1		10466,1031	378	,98 B
2		12618,7327	406	,08 C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p<= 0,05)

Mejor modelo librería vgam

```
VGAM s.vam loop 1 : deviance = 87.6376
VGAM s.vam loop 2 : deviance = 68.2364
VGAM s.vam loop 3 : deviance = 62.6043
VGAM s.vam loop 4 : deviance = 60.6467
VGAM s.vam loop 5 : deviance = 60.1415
VGAM s.vam loop 6 : deviance = 60.0528
VGAM s.vam loop 7 : deviance = 60.0369
VGAM s.vam loop 8 : deviance = 60.0342
VGAM s.vam loop 9 : deviance = 60.0337
VGAM s.vam loop 10 : deviance = 60.0336
VGAM s.vam loop 11 : deviance = 60.0335
VGAM s.vam loop 12 : deviance = 60.0336
VGAM s.vam loop 13 : deviance = 60.0337
VGAM s.vam loop 14 : deviance = 60.0336
VGAM s.vam loop 15 : deviance = 60.0336
```

Call:

```
vgam(formula = Conglomerado80 ~ s(ORR_MSAVI) + s(NQO_RededgeNDVI) +
      s(ORQ_RededgeNDVI) + s(Tem), family = cumulative(link = "logit",
      reverse = TRUE, parallel = T), data = final2, trace = TRUE)
```

Number of linear predictors: 2

Names of linear predictors: logit(P[Y>=2]), logit(P[Y>=3])

Dispersion Parameter for cumulative family: 1

Residual deviance: 60.03362 on 120 degrees of freedom

Log-likelihood: -30.01681 on 120 degrees of freedom

Number of iterations: 15

DF for Terms and Approximate Chi-squares for Nonparametric Effects

	Df	Npar	Df	Npar	Chisq	P(Chi)
(Intercept):1	1					
(Intercept):2	1					
s(ORR_MSAVI)	1	3	3	10.0776	0.0179154	
s(NQO_RededgeNDVI)	1	3	3	16.4560	0.0009142	
s(ORQ_RededgeNDVI)	1	3	3	9.8657	0.0197433	
s(Tem)	1	3	3	10.8366	0.0126433	

Anexo 4 Análisis estadístico modelos de regresión lineal

Análisis de regresión lineal mejor modelo (ORF)

Variable	N	R ²	R ² Aj	ECMP	AIC	BIC
tC/plot	60	0,52	0,49	30.14	370.56	381.03

Selección Stepwise.

Máximo p-valor para entrar: 0,15

Máximo p-valor para retener: 0,15

Número original de regresoras: 4, regresoras retenidas en el modelo 3

Coefficientes de regresión y estadísticos asociados

Coef	Est.	E.E.	LI(95%)	LS(95%)	T	p-valor	CpMallows	VIF
const	178,41	42,64	92,87	263,94	4,18	0,0001		
ORF_MCARIO_MTVI2	-0,06	0,01	-0,08	-0,04	-6,60	<0,0001	48,73	2,03
aspect	-0,04	0,01	-0,05	-0,02	-4,59	<0,0001	26,70	1,35
Tem	-5,87	1,51	-8,90	-2,85	-3,89	0,0003	20,89	3,37
ORF_TCARI_OSAVI	0,02	0,01	1,9E-03	0,03	2,28	0,0267	11,12	1,88
ORF_GREENESS	7,23	2,94	1,34	13,13	2,46	0,0171	11,97	1,24
pp	-0,78	0,36	-1,49	-0,06	-2,18	0,0339	10,67	3,78

Error cuadrático medio: 21,034371

Anexo 5 Análisis estadístico modelos lineales generales y mixtos

Especificación del mejor modelo (ORF) en R

```

modelo.029_tCplot_FINREAL_REML<-
lme(tCplot_FINREAL~1+ORF_MCARIO_MTVI2+ORF_GREENESS
,random=list(ZONA=pdIdent(~1))
,method="REML"
,control=lmeControl(msMaxIter=200)
,na.action=na.omit
,data=R.data29
,keep.data=FALSE)

```

Resultados para el modelo: modelo.029_tCplot_FINREAL_REML

Variable dependiente: tCplot_FINREAL

Medidas de ajuste de los seis modelos

FAMN	AIC	BIC	logLik	Sigma	R2 0	R2 1
NRO	60 372,84	381,08	-182,42	5,50	0,19	0,48
NQO	60 383,58	391,82	-187,79	5,12	0,39	0,50
ORQ	60 379,83	388,07	-185,91	4,95	0,40	0,54
ORR	60 360,79	369,03	-176,39	4,97	0,39	0,53
F5	60 396,38	404,55	-194,19	5,48	0,38	0,43
ORF	60 367,36	377,57	-178,68	4,52	0,38	0,62

AIC y BIC menores implica mejor

Pruebas de hipótesis marginales modelo.029_tCplot_FINREAL_REML

numDF	denDF	F-value	p-value
(Intercept)	1	55	5,55 0,0220
ORF_MCARIO_MTVI2	1	55	18,77 0,0001
ORF_GREENESS	1	55	7,65 0,0077

Efectos fijos

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	15,75	6,6855	2,36	0,0220	
ORF_MCARIO_MTVI2	-0,03	0,0155	-4,33	0,0001	
ORF_GREENESS	7,49	2,7155	2,77	0,0077	

Parámetros de los efectos aleatorios

Modelo de covarianzas de los efectos aleatorios: pdIdent
 Formula: ~1|ZONA

Desvíos estándares relativos al residual y correlaciones

(const) 0,89

Anexo 6 Separación de grupos Tablas de contingencia

Tablas de contingencia

Frecuencias absolutas

En columnas: Conglomerado80

Grupo.cols	G1	G2	G3	Total	Error (%)
G1	22	3	0	25	17
G2	3	28	3	34	17.65
G3	0	0	9	9	0
Total	25	31	12	68	13.24

Estadístico	Valor	gl	p
Chi Cuadrado Pearson	83,21	4	<0,0001
Chi Cuadrado MV-G2	77,43	4	<0,0001
Coef.Conting.Cramer	0,64		
Coef.Conting.Pearson	0,75		