

RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

Del Bosque Siempre Verde Montano Alto En los Andes Tropicales del Ecuador

Daniel Adrian Vistin Guamantaqui
Greys Carolina Herrera Morales
Edwin Fernando Basantes Basantes
Hugo Rolando Sanchez Quispe



PUERTO MADERO
EDITORIAL

1era Edición
2023



puertomaderoeditorial.com.ar



La Plata - Argentina

Restauración Ecológica del Bosque Siempre Verde Montano Alto en los Andes Tropicales del Ecuador

Daniel Adrian Vistin Guamantaqui, Greys Carolina Herrera Morales
Edwin Fernando Basantes Basantes, Hugo Rolando Sanchez Quispe

ISBN: 978-987-82912-1-5



RESTAURACIÓN ECOLÓGICA Del Bosque Siempre Verde Montano Alto en los Andes Tropicales del Ecuador

AUTORES:

Daniel Adrian Vistin Guamantaqui
Greys Carolina Herrera Morales
Edwin Fernando Basantes Basantes
Hugo Rolando Sanchez Quispe



Restauración ecológica del bosque siempre verde Montano Alto en los Andes Tropicales del Ecuador / Daniel Adrian Vistin Guamantaqui ... [et al.] ; editado por Alex Vinicio Gavilanes Montoya ; Juan Carlos Santillán Lima. - 1a ed. - La Plata : Puerto Madero Editorial Académica, 2023.

Libro digital, PDF/A

Archivo Digital: descarga y online

ISBN 978-987-82912-1-5

I. Ingeniería Forestal. I. Vistin Guamantaqui, Daniel Adrian. II. Gavilanes Montoya, Alex Vinicio, ed. III. Santillán Lima, Juan Carlos, ed.

CDD 634.90982



Licencia Creative Commons:

Atribución-NoComercial-SinDerivar 4.0 Internacional (CC BY-NC-SA 4.0)

Primera Edición, Marzo 2023

**Restauración Ecológica del Bosque Siempre Verde Montano Alto en los Andes
Tropicales del Ecuador**

ISBN: 978-987-82912-1-5

DOI: <https://doi.org/10.55204/pmea.30>

Editado por:

Sello editorial: ©Puerto Madero Editorial Académica

N° de Alta: 933832

Editorial: © Puerto Madero Editorial Académica

CUIL: 20630333971

Calle 45 N491 entre 4 y 5

Dirección de Publicaciones Científicas

La Plata, Buenos Aires, Argentina

Teléfono: +54 9 221 314 5902

+54 9 221 531 5142

Código Postal: AR1900

Este libro se sometió a arbitraje bajo el sistema de doble ciego (peer review)

Corrección y diseño:

Puerto Madero Editorial Académica

Diseñador Gráfico: José Luis Santillán Lima

Diseño, Montaje y Producción Editorial:

Puerto Madero Editorial Académica

Diseñador Gráfico: Santillán Lima, José Luis

Director del equipo editorial:

Santillán Lima, Juan Carlos

Editor:

Gavilanes Montoya, Alex Vinicio

Caichug Rivera, Daniela Margoth

Santillán Lima, Juan Carlos

Hecho en Argentina

Made in Argentina

AUTORES:

Daniel Adrian Vistin Guamantaqui

Escuela Superior Politécnica de Chimborazo -Sede Orellana. Facultad de Recursos Naturales. Carrera de Ingeniería Agronómica. Francisco de Orellana. Ecuador

daniel.vistin@esPOCH.edu.ec



<https://orcid.org/0000-0002-8313-9176>

Greys Carolina Herrera Morales

Escuela Superior Politécnica de Chimborazo -Sede Orellana. Facultad de Ciencias. Carrera de Ingeniería Ambiental. Francisco de Orellana. Ecuador

herreragreys94@gmail.com



<https://orcid.org/0000-0002-9184-0333>

Edwin Fernando Basantes Basantes

Universidad Estatal Amazónica. Facultad Ciencias de la Vida. Pastaza. Ecuador

ef.basantesb@uea.edu.ec



<https://orcid.org/0000-0002-2262-0222>

Hugo Rolando Sanchez Quispe

Escuela superior Politécnica de Chimborazo- Sede Orellana, Facultad de Ciencias, Carrera de Ingeniería Ambiental Francisco de Orellana_Ecuador

hugo.sanchez@esPOCH.edu.ec



<https://orcid.org/0000-0001-9785-9337>

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE GENERAL	xi
ÍNDICE DE FIGURAS	xvii
ÍNDICE DE TABLAS	xix
GLOSARIO DE SIGLAS Y ABREVIATURAS	xxi
PRÓLOGO	xxiii
INTRODUCCIÓN	xxvii
CAPÍTULO I	1
1 CONTEXTO GENERAL DEL BOSQUE SIEMPRE VERDE MONTANO ALTO DISTRIBUCIÓN Y SITUACIÓN ACTUAL EN EL ECUADOR	1
1.1 Definición de bosque	2
1.2 Definición de degradación	3
1.3 Definición de restauración y rehabilitación	4
1.4 El bosque y la diversidad biológica	5
1.5 Bosque Montano	8
1.6 Situación de los Bosques Montanos.....	9
1.7 Los Bosques Montanos en el Ecuador	10
1.8 Conservación y amenazas sobre los Bosques Montanos	12
1.9 Los Bosques Montanos y la degradación forestal.....	13
1.10 La fragmentación de los Bosques Montanos.....	14
CAPÍTULO 2	19
2 ANÁLISIS SOBRE LAS PROBLEMÁTICAS QUE AFECTAN LA CONSERVACIÓN DEL BOSQUE SIEMPRE VERDE MONTANO ALTO	19
2.1 Tipología de las perturbaciones humanas	20
2.2 Destrucción del hábitat.....	20
2.3 Homogenización biótica	21
2.4 La silvicultura en la restauración de los bosques para la conservación.....	22
2.5 Importancia de la silvicultura en la rehabilitación de bosques	29

2.6	Restauración pasiva y activa	30
2.7	Los métodos de restauración y rehabilitación en bosques	32
2.8	La restauración y rehabilitación silvícola en bosques degradados.....	33
2.9	El monitoreo mundial de los bosques desde el espacio	35
2.10	Estudios de vegetación mediante Sistemas de Información Geográfica	36
2.11	Método de clasificación Supervisado y no Supervisado.....	38
2.12	Creación de firma espectral.....	39
2.13	Los sensores remotos en los mapas de cobertura de la tierra.	40
2.14	Determinación de las coberturas de la tierra	42
2.15	Métodos de clasificación de imágenes.....	43
2.16	Clasificación basada en el píxel	44
CAPÍTULO 3		45
3 PROPUESTA DE RESTAURACIÓN FORESTAL DEL BOSQUE SIEMPRE VERDE MONTANO ALTO BASADO EN ANÁLISIS MATEMÁTICO CUENCAS HIDROGRAFICAS SIG Y PARTICIPACIÓN COMUNITARIA.....		45
3.1	Ubicación geográfica del área de estudio.....	46
3.2	Características biofísicas.....	46
3.3	Geología, geomorfología y suelos.....	47
3.4	Obtención de las imágenes satelitales	48
3.5	Pre-procesamiento de imágenes para el cambio de uso de suelo	48
3.6	Clasificación de imágenes.....	50
3.7	Validación de resultados	51
3.8	Fase de inventario	51
3.8.1	Muestreo	51
3.8.2	Análisis de suelo	53
3.8.3	Cobertura de copas	54

3.8.4	Curva de acumulación de especies - validación de muestreo	54
3.9	Métodos para medir la biodiversidad	55
3.9.1	Diversidad Alfa.....	55
3.9.2	Diversidad Beta.....	56
3.9.3	Relación variable físico-químicas del suelo y especies .	56
3.9.4	Estructura horizontal	57
3.10	Estructura vertical	58
3.10.1	Regeneración natural	58
3.10.2	Estado de conservación de las Áreas.....	58
3.10.3	Propuesta de rehabilitación ecológica arbórea.....	59
3.11	Análisis multitemporal.....	60
3.11.1	Clasificación supervisada.....	60
3.11.2	Análisis de la cobertura vegetal en el 1991	62
3.11.3	Análisis de la cobertura vegetal en el 2016.....	63
3.11.4	Cambio de cobertura de suelo.....	65
3.11.5	Matriz de evolución.....	66
3.11.6	3.11.6 Matriz de transición obtenida de la tabulación cruzada.	68
3.11.7	Dinámica de cambio de uso de suelo entre 1991 – 2016	70
3.11.8	Validación del muestreo	71
3.11.9	Características florísticas generales del área estudiada .	72
3.11.10	Diversidad Alfa.....	74
3.11.11	Diversidad Beta.....	76

3.11.12	Estructura horizontal	78
3.11.13	Estructura diamétrica.....	80
3.11.14	Estructura vertical	82
3.11.15	Regeneración natural	83
3.11.16	Volumen de madera en m ³ como indicador de degradación	84
3.11.17	Cobertura de copas de los conglomerados inventariados.	86
3.11.18	Relación especies variables ambientales.....	87
3.11.19	Propuesta de rehabilitación forestal	91
3.11.20	Especies indicadoras.....	92
3.11.21	Especies banderas.....	92
3.12	Propuesta para la restauración ecológica.	92
3.12.1	PASO 1. Definir el ecosistema o comunidad de referencia	92
3.12.2	PASO 2. Evaluar el estado actual del ecosistema o comunidad	94
3.12.3	PASO 3. Definir las escalas o niveles de organización del ecosistema	96
3.12.4	PASO 4. Establecer las escalas y jerarquías de disturbio	96
3.12.5	PASO 5. Lograr la participación comunitaria	97
3.12.6	PASO 6. Evaluar el potencial de regeneración del ecosistema	98

3.12.7	Paso 7. Barreras a la restauración	99
3.12.8	Paso 8. Selección de las especies adecuadas para la restauración Forestal	99
3.12.9	Paso 9. Propagación y Manejo de las especies	101
3.12.10	Paso 10. Selección de los sitios.....	101
3.12.11	Paso 11. Estrategia para superar las barreras a la restauración	105
3.12.12	Paso 12. Monitorear el proceso de restauración	107
3.12.13	Consolidación del Proceso de Restauración.....	108
3.13	Componentes adicionales a la restauración forestal.....	109
3.13.1	Enriquecimiento en líneas	110
3.13.2	Enriquecimiento en bosquetes	111
3.13.3	Enriquecimiento en fajas.....	111
3.13.4	Mantenimiento	112
3.13.5	Siembra directa de semillas	112
3.13.6	Aperturas del dosel en fragmentos de bosques secundarios en proceso de regeneración.....	113
3.14	Discusión General y Conclusiones.....	113
	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	115
	DE LOS AUTORES	139
	DANIEL ADRIAN VISTIN GUAMANTAQUI	139
	GREYS CAROLINA HERRERA MORALES.....	140
	EDWIN FERNNDO BASANTES BASANTES	141
	HUGO ROLANDO SANCHEZ QUISPE	142
	ANEXOS	143

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Diagrama de rehabilitación de bosques, Modelo Stanturf.....	27
Figura 2. Ubicación del área de estudio.....	46
Figura 3. Ubicación de los conglomerados en el bosque de la comunidad de Guangras, Parque Nacional Sangay.....	52
Figura 5. Clasificación supervisada de los usos de suelo.	61
Figura 6. Geoprocesamiento de imágenes ASTER de 1991 y 2016.....	62
Figura 7. Áreas de uso de suelo en 1991.	63
Figura 8. Área de uso de suelo en el 2016.....	64
Figura 9. Cambio de uso de suelo en el período 1991 – 2016.....	66
Figura 10. Dinámica de cambio de uso de suelo entre 1991-2016.....	71
Figura 11. Curva de rarefacción validación del muestreo bosque de “Guangras”, PNS.....	72
Figura 12. Familias y su riqueza arbórea en el bosque de la comunidad de Guangras.....	74
Figura 13. Curva rango-abundancia por altitud.....	75
Figura 15. Distribución por clases diamétricas en el bosque de la comunidad de Guangras, PNS.....	81
Figura 16. Comportamiento de la regeneración natural por especies en el área de investigación.	84
Figura 17. Volumen de madera en m ³ por especie	85
Figura 18. Comportamiento de la cobertura de copas del área inventariada.	86
Figura 19. Proyección del comportamiento especies, parcelas de la vegetación y variables ambientales.	89
Figura 20. Sitios establecidos para la Rehabilitación forestal.	102
Figura 21. Mapa de ubicación de las zonas de enriquecimiento Bosque de Guangras.....	109

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Evolución del uso de suelo en superficie y porcentaje entre 1991 y 2016	67
Tabla 2. Matriz de transición por tabulación cruzada usos del suelo de 1991 y 2016	69
Tabla 3. Índice de Valor de Importancia por especie en el área estudiada.	79
Tabla 4. Estructura vertical del bosque de la comunidad de Guangras, PNS	83
Tabla 5. Resultados de la prueba de permutación de Monte Carlos	87
Tabla 6. Distribución del la Inercia	87
Tabla 7. Autovalores y porciento de la inercia	88
Tabla 8. Índices de diversidad de especies	93
Tabla 9. Valores del IC por parcelas	93
Tabla 10. Grado de perturbación y escalas de disturbio	96
Tabla 11. Listado de especies para la rehabilitación del bosque de Guangras	100

GLOSARIO DE SIGLAS Y ABREVIATURAS

Abreviatura	Significado
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación
CMNUCC	Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático
FRA	Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales
PFNM	Productos Forestales No Madereros
PIB	Producto Interno Bruto
BM	Bosque Montano
BMM	Bosque Mesófilo de Montaña
OIMT	Organización Internacional de las Maderas Tropicales
DMC	Díametro Mínimo de Corta
RN	Regeneración Natural
SIG	Sistemas de Información Geográfica
CORINE	Coordinación de Información sobre Medio Ambiente
USGS	Servicio Geológico de Estados Unidos
INAMHI	Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología
LEDAPS	Implementación y Evaluación del Modelo Landsat Ecosystem
ONU-	Naciones Unidas para reducir las emisiones de la deforestación y
REDD+	la degradación de bosques en países en desarrollo.
ENF	Evaluación Nacional Forestal
CCA	Análisis de Correspondencia Canónico
IVIE	Índice Valor de Importancia Ecológica de las Especies
UICN	Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza

PRÓLOGO

La degradación de la tierra tiene repercusiones extremadamente negativas tanto ecológicas como sociales de gran importancia, que afectan a 3 200 millones de personas y a 2 000 millones de hectáreas de terreno en el mundo. La degradación de los bosques montanos acelera el cambio climático a nivel mundial, aumenta la pérdida de biodiversidad, causa pobreza en las comunidades cercanas, migraciones, conflictos y tiene efectos negativos sobre el flujo de gases de efecto invernadero, lo que pone en riesgo los medios de vida y la alimentación. En muchos estudios el objetivo principal es hacer frente a estos desafíos que están relacionados entre sí. Las prácticas de restauración ofrecen otros beneficios adicionales, como la reducción de la velocidad del cambio climático y de sus efectos mediante la captación de carbono y la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero. También contribuye a la resiliencia ecológica de los paisajes y reducen el riesgo de catástrofes medioambientales.

Los bosques sanos cumplen una función importante en la vida de millones de personas, ya que descargan agua limpia en los cauces y represas, sustentan cientos de animales y plantas comestibles, proporcionan medicinas, y ofrecen los suministros para satisfacer la demanda de madera y leña a la industria y sobre todo a las comunidades locales. Las tierras y los bosques degradados no pueden

cumplir correctamente sus funciones ya que hasta que se recuperen necesitan un largo tiempo hasta que ocurra la sucesión ecológica, por tal motivo estos no generan servicios ecosistémicos al estar sometidos a factores detonantes y contribuyentes que limitan su normal desarrollo.

El objetivo de la restauración del paisaje forestal es restaurar la integridad ecológica y mejorar la productividad y el valor económico de las tierras degradadas, que pueden comprender una amplia gama de usos además de los bosques. La restauración de paisajes forestales ha demostrado ser útil en la restauración de bienes y servicios clave y en el mejoramiento de los medios de sustento de las poblaciones locales. Constituye también una herramienta para alcanzar una amplia diversidad de objetivos del paisaje al desarrollar un mosaico de usos productivos complementarios de la tierra.

La restauración de paisajes forestales es un vehículo para cumplir con los compromisos acordados a nivel internacional en relación con los bosques, la biodiversidad, el cambio climático y la desertificación. Contribuye asimismo a los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) principalmente con el fin de la pobreza, agua limpia y saneamiento y de manera general vida de ecosistemas terrestres.

Debido a la necesidad de contribuir positivamente con acciones que permitan ralentizar la degradación sobre los Bosques Montanos en la sierra centro del Ecuador en los Andes tropicales se

establecen acciones a corto y mediano plazo para su restauración. Ayudados de herramientas tecnológicas que brindaron un panorama general del estado de conservación de la zona de estudio mediante los SIG y recorridos *in situ* para verificar los datos en los sistemas de geoprocésamiento.

Paralelamente se hizo un análisis de la cobertura vegetal entre los años 1991 y 2016 mediante imágenes satelitales y se determinó cual fue la dinámica del cambio de uso de suelo, luego ayudados de varios inventarios forestales se estableció cual es la dominancia, abundancia y frecuencia de las especies arbóreas sumado a esto se estableció la estructura horizontal y vertical del bosque lo que permitió establecer con que especies se trabajaría para la propuesta de restauración del bosque.

Una vez que se estableció las actividades a realizarse en esta propuesta se trabajó mediante capacitaciones con los miembros de las comunidades aledañas ya que ellos son el factor clave para el acierto o no del programa de restauración el cual permitirá una recuperación exponencial y así nuevamente genere recursos para los moradores que allí viven y de manera general puedan seguir generando servicios ecosistémicos y frenando el impacto del calentamiento global.

INTRODUCCIÓN

Se prevé que la población mundial aumente de los 7 600 millones de personas actuales a cerca de 10 000 millones para 2050. La correspondiente demanda mundial de alimentos que se estima crecerá un 50 % durante este período está ejerciendo una enorme presión sobre la forma en que se utiliza la tierra productiva; en particular en los países en desarrollo, en los que se concentra la inmensa mayoría de los más de 800 millones personas pobres y hambrientas del mundo. La deforestación, causada principalmente por la conversión de la tierra forestal en zonas de agricultura y ganadería, amenaza no solo a los medios de vida de los silvicultores, las comunidades forestales y los pueblos indígenas, sino también a la variedad de la vida en el planeta. Los cambios de uso de la tierra dan lugar a una pérdida de hábitats valiosos, a la degradación de la tierra, la erosión del suelo, la disminución del agua limpia y la liberación de carbono a la atmósfera. Encontrar la manera de aumentar la producción agrícola y mejorar la seguridad alimentaria sin reducir la superficie forestal es uno de los mayores problemas de nuestro tiempo FAO (2018).

En este sentido, el 16 de junio de 1979 se declara bajo acuerdo ministerial N° 190 al Parque Nacional Sangay (PNS) como área protegida del estado ecuatoriano; respondiendo principalmente a la necesidad de proteger la biodiversidad existente en la zona, el cual

abarca cuatro provincias: Tungurahua, Chimborazo, Cañar y Morona Santiago. Políticamente, la mayor parte del territorio (80 %) se encuentra en Morona Santiago. Las decisiones iniciales no consideraron aspectos socio-económicos, políticos, ni de impactos ambientales ligados a las poblaciones que colonizaron estas tierras, evidentemente con un criterio de subsistencia más no de conservación, llevando consigo a estas nuevas tierras problemas antrópicos como resultado de sus actividades cotidianas, haciendo que cada día se altere el ecosistema (Plan de manejo PNS, 1998).

La comunidad de Guangras en la jurisdicción del PNS en la microcuenca del río Santiago, tiene una extensión de 11 753,35 ha, estas se encuentran alteradas debido al aprovechamiento no sostenible del componente arbóreo además de actividades como el pastoreo, la ganadería, roza, tumba y quema, lo que ha dado paso a un cambio de uso del suelo y por consiguiente a la pérdida de la biodiversidad.

Estudios antes realizados, revelan la riqueza e importancia de la flora del PNS que supera las 3 000 especies vegetales, se distribuyen en un amplio rango altitudinal que va desde 1 000 a 4 000 msnm, abarcando cerca de la mitad de las formaciones vegetales existentes en el país. Sin embargo, las labores de recolección y cuantificación, han enfrentado como una constante la dificultad de acceso a las zonas del PNS (Plan de Manejo Estratégico del Parque Nacional Sangay, 1998).

Dentro de las áreas del PNS se encuentra desde los 1 800 a 3 400 msnm el Bosque Montano, el cual es una de las formaciones vegetales más importantes por los servicios ecosistémicos que brinda, especialmente la regulación hídrica ya que al estar junto con el ecosistema de páramo provee de agua a la represa Paute, comunidades y ciudades. Este sitio no ha escapado al deterioro por la colonización humana lo que ha dado paso a que paulatinamente merme el recurso agua y la diversidad biológica.

Este libro se divide en tres capítulos dos de los cuales son introductorios y el tercero es donde se explica de forma detallada el estudio de caso:

EL CAPÍTULO 1. Trata sobre un contexto general del Bosque Siempre Verde Montano Alto la distribución que tiene en el Ecuador y su situación actual.

EL CAPÍTULO 2. Pone de manifiesto un análisis de las problemáticas que afectan la conservación del Bosque Siempre Verde Montano Alto en el Ecuador.

EL CAPÍTULO 3. Se expresa un estudio de una propuesta de restauración forestal del Bosque Siempre Verde Montano Alto basado en análisis matemático Cuencas Hidrográficas SIG y participación comunitaria.

Los autores

CAPÍTULO I

1 CONTEXTO GENERAL DEL BOSQUE SIEMPRE VERDE MONTANO ALTO DISTRIBUCIÓN Y SITUACIÓN ACTUAL EN EL ECUADOR

1.1 Definición de bosque

Para hablar de degradación, fragmentación de bosques es importante empezar por revisar la definición de bosque que se utiliza, ya que ésta condiciona enormemente su aplicación posterior. Por lo general, las definiciones de bosque involucran parámetros de umbrales que incluyen una superficie mínima, altura mínima de árboles y nivel mínimo de cubierta de copas (FAO, 2001).

Las definiciones más comúnmente utilizadas de bosque son las de la Organización de las Naciones Unidas para Agricultura y Alimentos (FAO) y los Acuerdos Marrakesh del Protocolo de Kioto (Angelsen *et al.* 2009). La FAO define bosque como un área con árboles de más de 5 metros de altura y con una cobertura del dosel superior al 10 %, en áreas de más de 0,5 hectáreas. Esta definición no incluye las áreas que son de uso agrícola o urbano, pero sí incluye las plantaciones utilizadas para fines forestales o de protección, espacios protegidos y de interés científico, histórico o cultural (FAO, 2001).

Por otra parte, la convención marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático o (CMNUCC o UNFCCC United Nations Framework Convention on Climate Change), define bosque como una superficie mínima de tierra de 0,05 -1,0 hectáreas con cubierta de árboles con copas de más del 10 % al 30 %, con una altura mínima de 2-5 metros. En esta definición, a diferencia de la definición de la FAO, no se excluyen formaciones vegetales abiertas o jóvenes que, aunque

no hayan alcanzado los parámetros establecidos se espera que lo hagan en un futuro (Sasaki, Asner y Knorr, 2011).

Esta definición presenta un poco más de flexibilidad a los países que están diseñando un plan de monitoreo de bosques y deforestación con un fuerte componente de sensores remotos. El uso de datos de sensores remotos permite la aplicación de distintos umbrales para los parámetros de superficie y cubierta de copas mínimas según las circunstancias de cada región. Angelsen *et al.* (2009), definen bosque como un área con una extensión superior a 0,05 hectáreas con árboles con copas >20 % y con altura superior a los 3 metros como punto de partida en su propuesta para el estudio de degradación global de bosques.

1.2 Definición de degradación

La degradación forestal se ha definido como un proceso de reducción de la calidad de los bosques (Lund, 2009). También es considerada como un proceso de cambio que afecta negativamente a las características del bosque (Simula, 2009) y se sugiere como uno de los procesos que reduce la capacidad de un bosque para suministrar servicios ecosistémicos claves, como es el caso del almacenamiento de carbono (FAO, 2010; Thompson, Guariguata y Okabe, 2013; Bustamante *et al.*, 2015).

Así, la degradación forestal se refiere a una pérdida de las reservas de carbono dentro de áreas boscosas. Se trata de un impacto

negativo causado por el hombre y que puede llegar a afectar los procesos ecológicos de los ecosistemas (Herold *et al.*, 2011). En una línea similar, Sasaki, Asner y Knorr (2011) consideran a la degradación forestal como la pérdida de árboles y sus reservas de carbono hasta el punto de no poder ser calificada la zona como de área boscosa, mientras que Lanly (2003) define degradación como un proceso que se caracteriza por la disminución de la calidad de la superficie forestal en uno o más elementos (estrato vegetal, fauna, suelo) y las interacciones entre estos componentes y su funcionamiento.

1.3 Definición de restauración y rehabilitación

La restauración ecológica como método de restauración ambiental es el proceso de asistir al restablecimiento de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido. Entendiendo que un ecosistema ha sido recuperado cuando contiene todos los elementos bióticos y abióticos que le permiten continuar por sí mismo con su desarrollo, que se mantiene tanto a nivel funcional como estructural y que además de mostrar signos de recuperación, interactúa con los ecosistemas contiguos y con la cultura de las poblaciones locales (SER, 2004).

Según la OIMT (2002), la restauración ecológica es un proceso holístico, resultado de un manejo integral de todos los aspectos relacionados con el espacio degradado para devolver el ecosistema a

las condiciones y funciones lo más cercanas a las previas a la degradación. Debido a la dinámica de los ecosistemas y al proceso histórico por el que han pasado es imposible alcanzar el sistema original exactamente.

Según Barrera (2010), la rehabilitación ecológica tiene un elemento en común con la restauración ecológica al hablar de restauración ambiental. Este elemento en común es el contar con un lugar de referencia para plantear la recuperación, ya sea un ecosistema histórico o preexistente. Sin embargo, las metas y estrategias de ambas son distintas. La rehabilitación no necesariamente restablece la condición natural, se centra más en los procesos, en la productividad y los servicios ofrecidos por el ecosistema.

La restauración ecológica además de lo anterior, también centra sus esfuerzos en el restablecimiento de la composición de especies y estructura de la comunidad. Básicamente la rehabilitación ambiental se fundamenta en el conocimiento de los principios y las causas de degradación de los sistemas naturales, para mejorar la calidad de vida de la sociedad humana con el desarrollo de proyectos que recuperen los espacios alterados y/o degradados (SER, 2004).

1.4 El bosque y la diversidad biológica

Los bosques y los árboles brindan beneficios importantes tanto a las personas como al planeta al fortalecer los medios de vida, suministrar aire y agua limpios, conservar la biodiversidad y responder

al cambio climático. Los bosques representan una fuente de alimentos, medicinas y combustible para más de mil millones de personas. Además de ayudar a responder al cambio climático y proteger los suelos y el agua, albergan más de tres cuartas partes de la biodiversidad terrestre mundial, proporcionan numerosos productos y servicios que contribuyen al desarrollo socioeconómico y son particularmente importantes para cientos de millones de moradores de las zonas rurales, entre los que se cuentan muchas de las personas más pobres del mundo FAO (2018).

La Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales (FRA), coordinada por la FAO, concluyó que el porcentaje de tierras forestales con respecto a la superficie terrestre mundial ha disminuido del 31,6 % en 1990 al 30,6 % en 2015, aunque en los últimos años el ritmo de pérdida se ha ralentizado.

Los medios de vida y la seguridad alimentaria de gran parte de la población rural pobre del mundo dependen de la vitalidad de los bosques y los árboles. Los datos indican que aproximadamente el 40 % de la población rural que padece pobreza extrema, esto es, unos 250 millones de personas, vive en zonas boscosas o de sabana. Para los medios de vida y la resiliencia de los hogares más pobres es fundamental poder acceder a los productos, bienes y servicios de los bosques, que actúan como redes de seguridad en épocas de dificultad. De algunos estudios se desprende que los bosques y los árboles pueden

proporcionar en torno al 20 % de los ingresos de los hogares rurales en los países en desarrollo, ya sea a través de ingresos monetarios o satisfaciendo las necesidades de subsistencia. Se estima que los productos forestales no madereros (PFNM) aportan alimentos, ingresos y diversidad nutricional a una de cada cinco personas en todo el mundo, sobre todo mujeres, niños, agricultores sin tierras y otras personas en situación de vulnerabilidad (FAO, 2018).

La diversidad biológica es la base de la amplia gama de bienes y servicios que los bosques proveen. La variedad de árboles y arbustos forestales desempeña un papel decisivo en la vida diaria de las comunidades rurales de muchas zonas ya que estos son fuente de productos madereros y no madereros, contribuyen a la conservación de los suelos y las aguas y son depositarios de valores estéticos, éticos, culturales y religiosos.

La diversidad biológica de los bosques es uno de los siete elementos temáticos del concepto de gestión forestal sostenible aprobado por la Asamblea General de las Naciones Unidas en 2007, junto con el Instrumento jurídicamente no vinculante sobre todos los tipos de bosques (FAO, 2018).

Los bosques representan más del 10 % del PIB en muchos de los países más pobres. Se estima que el sector forestal procura empleo oficial a 10 millones de personas y empleo informal a otros 30 a 50 millones de personas en los países en desarrollo. A pesar de su

importancia en la economía mundial, no se ha adelantado mucho en materia de ordenación forestal sostenible y la pérdida y la degradación de los bosques continúa produciéndose en numerosos países en desarrollo.

La pérdida de diversidad forestal implica la falta de oportunidades de obtener medicinas, alimentos, materias primas y empleo; en una palabra: bienestar (FAO, 2018).

1.5 Bosque Montano

El Bosque Montano (BM), Bosque de Niebla (BN) o Bosque Mesófilo de Montaña (BMM) es considerado uno de los ecosistemas más importantes por la gran diversidad biológica que alberga en un área reducida (214 630 km² a nivel global) y los múltiples procesos ecosistémicos que produce, tales como: captura y mantenimiento de carbono, recarga de cuerpos de agua, conservación de biodiversidad, según la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio, 2010).

Estos bosques, como su nombre lo indica, se caracterizan por la presencia frecuente de niebla que afecta significativamente los regímenes de energía, luz y temperatura y grandes cantidades de agua a través de lluvia. El medio se caracteriza por precipitaciones de alrededor de 1 000 a 3 000 mm/año, una altitud que va de 1 800 -4 500 msnm y una temperatura que va de 7 a 22 °C, sin embargo, su distribución y composición florística dependen de muchos factores

tales como: la latitud, la altitud, los vientos, los patrones de precipitación, el tamaño y pendiente de las cadenas montañosas (Pérez y Silva, 2010).

Debido a factores microambientales y topográficos, la composición florística en estos bosques no es uniforme, aunque es notable la abundancia y diversidad de epífitas, trepadoras leñosas y helechos. En el dosel suelen dominar especies de climas templados como: *Miconia latifolia*, *Oreopanax ecuadorensis*, *Cedrela montana*, entre otros y en el sotobosque prevalecen géneros de especies sub tropicales como: *Eugenia*, *Myrsine*, *Ocotea*, etc, helechos arborescentes (*Alsophila*, *Cyathea*, *Dicksonia*) y epífitas sobre los troncos y ramas de los árboles como los tenchos o bromelias (*Tillandsia*), orquídeas, musgos y líquenes (Scatena *et al.*, 2010).

1.6 Situación de los Bosques Montanos

La destrucción de los Bosques Montanos ha recibido atención mundial debido a que estos ecosistemas tienen un papel único en términos ecológicos, la diversidad de funciones que proveen y, sobretudo, la incesante amenaza a su existencia, con efectos directos sobre las emisiones netas de carbono debidas a la deforestación y degradación (Houghton, 2012).

A esto se suma que, las tasas de deforestación están lejos de ser uniformes en todo el mundo y dependen de los diferentes análisis y fuentes de datos usados para su cálculo, la FAO (2011) estimó una

deforestación neta a nivel mundial de 0.20 % en la década que va de 1990 a 2000, 0.12 % entre el 2000 y el 2005 y 0.14 % entre el 2005 y el 2010, con una pérdida neta de 5.2 millones de hectáreas en la década del 2000 al 2010; mientras que Hansen, Stehman y Potapov (2010) indican un tasa de 0.6 % anual, con una superficie estimada de pérdida de bosques mundial, entre el 2000 y el 2005 de 1 011 000 km², donde cerca de 3.9 millones de km² se asocian a procesos de aprovechamiento forestal por tala selectiva de madera (Asner *et al.*, 2009).

1.7 Los Bosques Montanos en el Ecuador

El Ecuador se caracteriza a escala mundial por una inmensa riqueza florística que todavía es poco conocida y que frecuentemente se encuentra amenazada. Se estima que el país tiene más especies de plantas por unidad de área que cualquier otro país de América del Sur. Según el Catálogo de Plantas Vasculares del Ecuador, existen 15 901 especies, de las cuales 595 se consideran introducidas y 4 173 endémicas. La mayor diversidad florística del Ecuador está en los bosques tropicales y las zonas interandinas, con el 64 % y 33 % aproximadamente del total (Jorgensen y León, 1999).

Esto se atribuye a la diversidad de climas, al gran rango de altitudes, debido a la presencia misma de los Andes, a los diferentes tipos de suelo, a la exposición diferencial entre la cordillera oriental y la occidental, y a la complejidad geológica y geomorfológica. Esta

multiplicidad de factores ha dado origen a una variedad de ecosistemas complejos. Los vientos cálidos del Pacífico y los vientos alisios del Atlántico chocan con los flancos occidentales y orientales de las cordilleras andinas respectivamente, lo cual crea unas condiciones de humedad muy altas, matizadas por zonas semiáridas en algunos valles interandinos. Esto se traduce en la presencia de múltiples hábitats en áreas muy locales, con presencia de especies de distribución restringida y, por lo tanto, con un alto grado de vulnerabilidad (Jorgensen y León, 1999).

Los Bosques Montanos son una prioridad para la conservación de la biodiversidad en el mundo. Estos ecosistemas particularmente los ubicados en la cordillera de los Andes en Ecuador mantienen los índices más altos de endemismo de plantas del país. Pero lastimosamente, están seriamente amenazados por las actividades humanas. Además de la biodiversidad, la protección de los ecosistemas andinos de Bosques Montanos es crucial, debido a la gran variedad de servicios ambientales que prestan, tales como suministro de agua para consumo humano y generación de energía eléctrica. De hecho, los bosques montanos de esta área son la fuente de cuatro ríos binacionales, que abastecen de agua a cerca de 2 millones de personas en Ecuador y Perú (Gálvez *et al*, 2003).

Por otro lado, son denominados así, debido a la humedad que se eleva desde las zonas bajas, provocando una densa neblina y

alcanzando su mayor diversidad biológica entre los 1 000 - 4 500 msnm (Dangles, Nowicki y Mena, 2009). La investigación sobre la biodiversidad en los Bosques Montanos con cualquier grupo biológico es de vital importancia, más aún si se trata de organismos que ocupan una posición central, que permiten estudiar la diversidad de las comunidades y la conservación de los ecosistemas (Cavasini, Pincela y Tunes, 2008).

La conservación de los Bosques Montanos de los Andes puede ayudar a reducir los efectos del cambio climático. Estos permiten acumular y mantener el agua de la cual dependen más de 40 millones de personas en los Andes tropicales. Captan el agua de los bancos de nubes y llegan a acumular entre 20 y 40 toneladas de carbono por hectárea, lo que los hace un gran sumidero. Los Andes tropicales cubren una extensión de 1 543 000 km², desde el oeste de Venezuela hasta la frontera entre Bolivia, Chile y Argentina. Allí coexisten 3 400 especies de vertebrados. En Ecuador se los halla en Morona Santiago, Chimborazo, Tungurahua, Pichincha, Cotopaxi, Imbabura, Loja, y Morona Santiago esta última donde se desarrolla la actividad minera, que representa un riesgo para el bosque, y las comunidades en general (Gálvez *et al*, 2003).

1.8 Conservación y amenazas sobre los Bosques Montanos

Las principales amenazas para los Bosques Montanos se asocian con el cambio de uso del suelo y la migración hacia altitudes

mayores y posible extinción de algunas poblaciones por cambio climático global (Pounds, Fogden y Toledo, 2011). Se ha estudiado poco cómo el calentamiento global puede afectar la distribución de las especies que alcanzan el límite de los 3 500 m, generalmente aceptado como cota superior del Bosque Montano.

A pesar de esfuerzos considerables recientes, no se dispone aún de bases de información adecuadas sobre dos variables básicas para definir el grado de afectación de los BM, el tamaño de los fragmentos relativamente conservados y el grado de la degradación en la composición y estructura de sus comunidades secundarias (Conabio, 2010). Se ha mencionado que al menos la mitad de la extensión original ha sido deforestada o dedicada a usos que implican transformaciones severas en su interior, aunque mantengan un dosel parecido al original, notablemente que ha venido siendo reemplazado por cultivos de ciclo corto.

1.9 Los Bosques Montanos y la degradación forestal

La degradación de los Bosques Montanos constituye un grave problema ambiental, social y económico. Es, sin embargo, un problema difícil de definir y de evaluar. La degradación es objeto de apreciaciones y percepciones diferentes por las distintas partes interesadas, las cuales persiguen objetivos que son variados a su vez, la degradación es un concepto técnico y científicamente delicado de definir, y la definición que la describa puede tener implicaciones

políticas que hacen aún más ardua la tarea de llegar a un consenso y elaborar un conjunto de enfoques comunes válidos, tanto en la esfera internacional como nacional (Laestadius *et al*, 2011).

La cuantificación de la magnitud de la degradación forestal es dificultosa, porque obedece a muchas causas y ocurre de diferentes formas y con grados de intensidad diversos, 16 años atrás, la Organización Internacional de las Maderas Tropicales (OIMT, 2002), estimó que 850 millones de hectáreas de bosque y tierras forestales estaban degradadas. Esa cantidad es superior a la de la superficie actual de bosques no degradados. No obstante, la Asociación Global sobre restauración y rehabilitación del paisaje forestal ha indicado que en todo el mundo más de 2 000 millones de hectáreas de tierras forestales fueron totalmente taladas incluyendo áreas de bosques montanos.

Las formas de estimar la degradación forestal son tan variadas como las causas que la determinan, es por lo tanto difícil encontrar un enfoque común para definir la degradación forestal, el bosque degradado de una persona representa el medio de subsistencia de otra (Morales *et al.*, 2014).

1.10 La fragmentación de los Bosques Montanos

La fragmentación de los bosques es una de las principales amenazas a los ecosistemas forestales. La fragmentación se debe a cambios en el uso del suelo, que conducen a una reducción de la

superficie forestal y a la división de los bosques en parches que con el tiempo pueden reducir su tamaño, lo que acarrea un aislamiento del hábitat (Thompson, Guariguata y Okabe, 2013).

El efecto de la fragmentación del hábitat sobre la diversidad de las especies varía en función de los diferentes hábitats y taxones. No obstante, la reducción de hábitat combinado con el aislamiento de los fragmentos remanentes y la aparición de más bordes entre tipos de hábitats, resulta en muchas ocasiones en cambios en la estructura y composición de la vegetación de borde y eventualmente resulta en el aislamiento de poblaciones de especies silvestres. Cambios en factores poblacionales pueden afectar la capacidad de adaptación de ciertas especies y ecosistemas a los cambios de clima, aumentar la probabilidad de eventos de fuego, alterar los factores ambientales, afectar la dispersión y el movimiento de muchos organismos (Simula, 2009).

Adicional a las consecuencias ecológicas a nivel de especies, la fragmentación es considerada un proceso causante de degradación debido a que se pueden ver alterados no sólo la composición sino también el funcionamiento de los ecosistemas y la pérdida de procesos ecológicos importantes. Por ejemplo, los procesos de fragmentación no sólo reducen el almacenamiento de carbono a escala de paisaje, sino que también incrementan la susceptibilidad de los bordes de los fragmentos a otro tipo de perturbaciones como por ejemplo la

ocurrencia de incendios o especies invasoras (Broadbent, Asner y Keller, 2008).

Esto es mediado por cambios en la estructura y composición de la vegetación, además de las importantes alteraciones microclimáticas que se dan cuando se crea un borde (Broadbent, Asner y Keller, 2008). Sin duda la fragmentación del bosque crea unas condiciones que interactúan de manera sinérgica con el fuego, por medio de la creación de entornos inflamables cerca de los bordes, en mayor medida durante las estaciones secas, aumentando la probabilidad de incendios (Bustamante *et al.*, 2015). Los efectos de la fragmentación dependerán del tamaño de los fragmentos, de la composición de dichos fragmentos, de lo que ocurra fuera de los fragmentos, de su evolución previa a la fragmentación y por supuesto del tipo de bosque y su estado inicial (Simula, 2009).

Las especies exóticas invasoras son una de las fuertes causas de pérdida de biodiversidad y degradación de los ecosistemas a través de mecanismos tales como: la competencia, la herbivoría, la propagación de enfermedades y la depredación (Thompson, Guariguata y Okabe, 2013). Existe también una sinergia entre el estado de fragmentación y la introducción de especies invasoras (Wright, 2005; McDonald y Urban, 2006).

Finalmente, el resultado de la acción individual o en sinergia de estas causas resulta en una extensión de la degradación variable.

Los procesos de degradación del bosque pueden o no afectar a grandes áreas, pero por lo general la afectación no se distribuye por igual en un territorio, ya que se suele centrar en áreas específicas (Herold *et al.*, 2011). El proceso de degradación puede ser repentino o ser un proceso gradual que puede extenderse por largos períodos de tiempo (Simula, 2009). En este sentido la velocidad a la que se produzca el cambio, junto con la percepción de cuando un bosque es degradado está influenciado por las causas de degradación reconocidas en cada zona, los bienes o servicios de interés, y las escalas temporales y espaciales consideradas (Thompson, Guariguata y Okabe, 2013; Ravera, Tarrasón y Espelta, 2015).

CAPÍTULO 2

2 Análisis sobre las problemáticas que afectan la conservación del Bosque Siempre Verde Montano Alto

2.1 Tipología de las perturbaciones humanas

En los nuevos escenarios modificados por el hombre, sobreviven las especies preadaptadas a las nuevas condiciones o las capaces de evolucionar con la rapidez exigida. El resto son arrinconadas y eliminadas luego de ser víctimas de una progresiva acumulación de perturbaciones. En tal situación y como advertía hace ya cuarenta años uno de los padres de la biología de la conservación, “las especies salvajes, crecientemente amenazadas por la pérdida de hábitats, dependerán de una organizada protección de su supervivencia. A largo plazo, esto es sólo posible si se las mantiene en continua evolución dentro de sus comunidades naturales (Mortiz, 2002).

2.2 Destrucción del hábitat

La destrucción sistemática de los hábitats naturales se inicia con el desarrollo de la agricultura y la proliferación de los asentamientos humanos en el Neolítico (10 000 años a.c). A partir de ese momento, se cultivan los valles más fértiles y se desmontan los bosques para crear pastizales útiles para el ganado. Todavía hoy, la “ampliación de la frontera agrícola” constituye una oferta válida en países en los que el fuego y los bulldóceres son vistos por muchos como los mejores aliados de su desarrollo (Laurence, 2006).

Todos están familiarizados con la vertiginosa desaparición de bosques donde se han perdido millones de hectáreas en la última

década. En unos casos, estas pérdidas se asocian al crecimiento de la población, pero en muchos otros tiene que ver con la expansión de ciertos cultivos, está, además de la expansión urbana, la actividad minera, carreteras, oleoductos y tendidos eléctricos con sus secuelas sobre el medio natural. En la información sobre los últimos 20 años destaca, como rasgos más llamativos, la persistente deforestación de Sudamérica, Sudeste Asiático y África, lugares que albergan algunos de los sectores del planeta más ricos en especies (Broks *et al.*, 2006).

2.3 Homogenización biótica

Buena parte del impacto del hombre sobre el planeta previo a la Revolución Industrial se debe a su interés por favorecer a unas pocas especies de plantas por lo general cereales y también animales domésticos. Por consiguiente, se ha modificado la vegetación y monopolizado el agua, contaminado el ambiente con toneladas de vertidos fecales, nutrientes y pesticidas. Se han generado así sistemas ecológicos intensamente intervenidos que ocupan buena parte del planeta donde, además de prosperar las pocas especies elegidas y los organismos locales preadaptados a estas condiciones, se expanden con facilidad otros polizones llegados al amparo de la expansión humana (Simberloff, 2010).

Esta homogenización ambiental, junto con el creciente trasiego de personas y mercancías y el popular interés por mantener animales y plantas exóticas, ha producido un intercambio adicional de especies

silvestres entre continentes que pueden alterar el funcionamiento de diferentes procesos ecológicos al competir ventajosamente con los organismos autóctonos y eliminarlos (Lowes, Browne y Boudjelas, 2000).

En primer lugar, por lo que concierne al tipo de organismos implicados, son las plantas quienes ocupan el lugar más destacado (suponen el 35 % de las especies más perjudiciales) por su capacidad para competir con la vegetación autóctona y tapizar grandes superficies de las áreas invadidas. Les siguen los mamíferos (15 % de las especies), por su impacto sobre la vegetación u otros animales, y los insectos (15 %), por su devastador efecto sobre los sistemas ecológicos (Simberloff, 2010).

2.4 La silvicultura en la restauración de los bosques para la conservación

En el contexto de la restauración de bosques, la silvicultura tiene como propósito primordial aumentar el nivel de biodiversidad y complejidad estructural en bosques adultos degradados, en bosques secundarios (de densidad normal y degradados), en bosques quemados y plantaciones, para mejorar su funcionalidad ecológica (Dirzo, Mendoza y Ortiz, 2007).

La restauración de bosques en Ecuador debiera estar basada en estudios que incluya un amplio rango de opciones o estrategias que tratan con bosques transformados o degradados, tales como:

restauración ecológica, rehabilitación, reconstrucción, reemplazo y conversión (Kainer, Wadt y Staudhammer, 2013).

Algunas de estas opciones llevarán al ecosistema de vuelta a su trayectoria histórica y otras solamente buscarán restaurar algunos atributos, lo que dependerá del estado inicial en el que se encuentra el ecosistema y la meta u objetivo planificado. En este contexto, la silvicultura es clave para enriquecer los conceptos de la restauración de bosques, traduciendo estos en estrategias, técnicas y soluciones prácticas reales (Dent y Wright, 2009).

El incremento significativo del impacto humano sobre los bosques y la creciente escasez de madera en algunas regiones del mundo, fue la causa principal del nacimiento de la ciencia y práctica de la silvicultura hace más de dos siglos (Puettmann *et al.*, 2015). Curiosamente, por razones similares, hace aproximadamente 30 años se empezó a desarrollar el nuevo paradigma de la restauración ecológica (Stanturf *et al.*, 2014).

Cuando se trata de restaurar bosques, es decir, manipular la composición, estructura o el crecimiento de estos para direccionar el ecosistema hacia un objetivo determinado, se está aplicando silvicultura (Bauhus, Puettmann y Messier, 2009). La silvicultura busca, entre otras cosas, promover la regeneración arbórea alterando las variables abióticas y bióticas que la afectan (luz, nutrientes, agua,

cama de semillas, fuente de semillas). Debido a esto, el traslape de ambas disciplinas es evidente.

Por esto resulta paradójico que, pese a la importancia y utilidad de la silvicultura para una restauración forestal efectiva (Sarr *et al.*, 2004), esta disciplina no ocupe el sitio clave que le corresponde en el debate o discusión sobre la restauración de bosques en Ecuador. En realidad, la silvicultura constituye la herramienta clave para la restauración de bosques, desde lo más básico, como la aplicación de técnicas eficientes de plantación, hasta complejas aplicaciones como la restauración de bosques degradados o la conversión de plantaciones forestales de especies exóticas hacia bosques naturales (O'Hara, 2001).

En Chile se han acumulado sobre 60 experiencias prácticas y teóricas en diversos tipos de bosques (Smith *et al.*, 2015), y se ha constituido la red chilena de restauración ecológica (Bannister *et al.*, 2015). Sin embargo, el concepto “restauración” abarca muchas situaciones encontradas en la literatura (incluye restauración ecológica, rehabilitación, reconstrucción, reemplazo y conversión, entre otras) y, por eso, la terminología relacionada con este concepto ha sido indistintamente usada, generando confusión a científicos que recuperan bosques en la práctica (Stanturf, 2005).

Debido a esto, antes de empezar un proyecto en que se pretende “restaurar” un bosque degradado, es crucial que exista acuerdo en la

terminología básica asociada al concepto de “restauración”. De esta forma se tendrá una visión clara con respecto al objetivo final buscado a través de la intervención del ecosistema y, en consecuencia, se sabrá qué monitorear, evaluar y corregir o adaptar en el tiempo. En función de lo señalado, es necesario aclarar conceptos y aproximaciones vinculados a la restauración, y dimensionar los aportes de la teoría y práctica de la silvicultura para enfrentar exitosamente iniciativas conducentes a restaurar bosques degradados. Por consiguiente, el autor menciona tres aspectos fundamentales a tener en cuenta:

a) Proporcionar un marco conceptual sobre la terminología relacionada con la restauración de bosques, facilitando así la discusión y toma de decisiones sobre el tema.

b) Resaltar la importancia de la silvicultura como herramienta para la restauración de bosques templados, usando como ejemplo sus principales aplicaciones en Ecuador.

c) Recomendar algunas preguntas básicas que debieran hacerse los profesionales y técnicos ligados al área de la restauración de tal forma que se dimensione adecuadamente los esfuerzos requeridos para ejecutar una actividad en terreno (Echeverría *et al.*, 2015).

Actualmente, en el sur de la cordillera oriental de los Andes ecuatorianos existe una gran superficie de bosques nativos degradados antrópicamente de aproximadamente 17 000 ha/año (FAO, 2016). En este contexto, la restauración incluye un amplio rango de opciones o

estrategias que tratan con bosques transformados o degradados (Echeverría *et al.*, 2015).

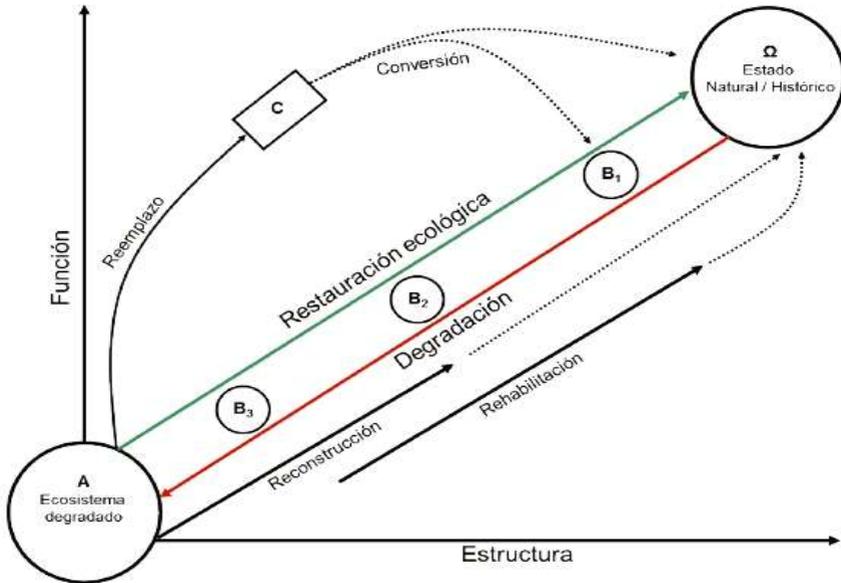
Por este motivo, es importante estandarizar la terminología relacionada a la restauración de bosques y sus estrategias. Teniendo en cuenta la realidad del sector forestal ecuatoriano en el siglo XXI, caracterizado por múltiples situaciones que requieren esfuerzos de restauración, la restauración de bosques en Ecuador debiera estar basada en un enfoque pragmático, amplio y funcional (Stanturf *et al.*, 2014). En consecuencia, la “restauración ecológica”, cuyo propósito es recuperar los atributos del ecosistema histórico o previo a la alteración, debe ser entendida solo como una estrategia específica dentro de un amplio abanico de estrategias de restauración (Stanturf *et al.*, 2014).

Otras estrategias, en tanto, pretenden llevar el ecosistema degradado a uno menos degradado. Por ello, la terminología va a depender del punto inicial donde se encuentra el ecosistema y el punto final al que se pretende llegar, además de los objetivos de quien planea hacer la restauración (producción, preservación). Un diagrama conceptual sobre la restauración de bosques, basado en Stanturf (2005) propone tomar en cuenta las relaciones entre cambios de uso del suelo, deforestación y cobertura boscosa.

En el diagrama (Figura 1) se representa la trayectoria de la degradación la cual tiene como punto de partida un bosque idealizado

“ Ω ” y avanza hacia un estado “A” a través de estados intermedios (B1, B2, B3), representando “A” un sitio extremo deforestado y convertido a otro uso de suelo.

Figura 1. Diagrama de rehabilitación de bosques, Modelo Stanturf.



Fuente: Stanturf, (2005)

Todos estos estados representan puntos de inicio para trayectorias de restauración. El trayecto entre “A” y “ Ω ” representa lo que estrictamente se entiende como “restauración ecológica”, proceso a través del cual se pretende recrear el ideal de ecosistema, es decir, que a futuro retome su trayectoria ecológica natural, de preferencia hacia un estado similar al previo a la degradación. La reconstrucción, por su parte, se refiere a la restauración de ecosistemas bajo usos de

suelo distintos al forestal (agricultura, zona urbana) a través de plantaciones o invasión natural (Stanturf, 2005).

El punto final de una reconstrucción puede ser cualquiera de los estados “B”, por ejemplo, un bosque natural de baja diversidad (B2) o una plantación mixta de especies nativas (B3). La rehabilitación de bosques, en tanto, tiene su punto de inicio en alguno de los estados intermedios (B1, B2, B3), los cuales se caracterizan por una cobertura boscosa degradada, no obstante, no ha ocurrido un cambio del uso del suelo. Rehabilitación abarca una serie de técnicas para restaurar la estructura, composición florística y regímenes de disturbios. En los casos de rehabilitación, el objetivo es llegar a estados de mayor complejidad (B1, B2), pero no necesariamente al supuesto estado histórico previo a la perturbación del ecosistema. Alternativamente, un sitio puede estar tan degradado que puede ser necesario reemplazar especies nativas por exóticas para recuperar la productividad del sitio (Jacobs *et al.*, 2015).

En estos casos esta acción se llama “reemplazo” y su punto final sería “C”. No obstante, a través de la “conversión”, también se puede llevar a estos sistemas reemplazados a estados cercanos al natural o histórico. Esto último también podría suceder con el tiempo, potencialmente con la rehabilitación y reconstrucción, si es que se cambian los objetivos a largo plazo, luego de éxitos en el mediano plazo (Stanturf, 2005).

2.5 Importancia de la silvicultura en la rehabilitación de bosques

La rehabilitación de bosques adultos o secundarios degradados, y bosques quemados, que se encuentran en un estado alternativo estable, es decir, donde este no será capaz en el corto plazo de recuperar la composición ni la estructura original (o cercana a ello), corresponde a una de las situaciones más comunes donde es necesario restaurar la capacidad de regeneración de las especies deseadas en el sistema, por vía natural o artificial (Donoso *et al.*, 2014).

El principal desafío es restaurar la funcionalidad de estos bosques en base a la promoción de atributos estructurales y de composición (Bauhus, Puettmann y Messier, 2009). En este contexto, el establecimiento de plantaciones nativas (complementarias a la regeneración natural) en grupos distribuidos dentro de la matriz de bosque degradado o bosque quemado, es una prometedora opción para incrementar de forma activa la diversidad de especies arbóreas tanto entre como dentro de los grupos (aparte de imitar los patrones espaciales de muchas especies), y tiene a largo plazo un efecto positivo a nivel de paisaje por su influencia en el área no plantada al dispersar semillas (Saha, 2012; Bannister, 2015). Además, la conservación de legados biológicos en el sistema, como árboles semilleros o de gran tamaño y pequeños fragmentos de bosques dentro de la matriz de bosque degradado o quemado, pueden ser considerados para apoyar pasivamente la restauración del bosque.

En el caso particular de los bosques secundarios densos y de baja complejidad estructural estos pueden requerir esfuerzos de restauración hacia ecosistemas más complejos, especialmente en regiones con escasez de bosques adultos, para lo cual son buenas opciones los raleos de restauración y de densidad variable que generan o promueven atributos de bosques adultos (Donoso *et al.*, 2014). Finalmente, existen una serie de aproximaciones silviculturales para la conversión gradual de monocultivos de especies exóticas.

2.6 Restauración pasiva y activa

La restauración es un proceso clave para la conservación y manejo adecuado de los bosques Montanos en Ecuador y otras regiones con situaciones sociopolíticas y económicas similares. Incluso si se ampliaran las áreas protegidas con nuevos fragmentos de (BM), la restauración de poblaciones en los bosques secundarios o degradados aledaños tendría efectos favorables, si se considera la conexión entre fragmentos maduros como parte de la estrategia (García, 2009).

Este autor también analizó por qué la emigración en áreas marginales no ha favorecido la conservación al fomentar la recuperación de los bosques, a diferencia de lo observado en otros países con condiciones socioeconómicas similares. En la República Dominicana y Puerto Rico la disminución poblacional ha reducido la presión sobre los bosques al concentrarse la actividad agrícola e

industrial de altos insumos en áreas urbanas y suburbanas (Aide y Grau, 2004).

Al parecer, desde la perspectiva de la conservación, la restauración pasiva en el (BM) no ha tenido efectos favorables similares debido a que la agricultura minifundista, no ha dejado de tener impacto sobre los bosques. Esta situación señala la necesidad de diseñar nuevas estrategias para la coexistencia de la conservación con el desarrollo agrícola en paisajes complejos que incluyan pequeñas unidades productivas y el uso sustentable de bosques comunitarios.

Por el contrario, es posible augurar mayor éxito a la restauración activa en territorios comunitarios donde persisten bosques colindantes con áreas susceptibles de manejo sustentable (Ramírez *et al.*, 2006). Varios elementos relacionados con la presencia de especies de *Quercus* en muchos sitios de (BM) en México permiten sustentar esta opinión, ya que estos árboles reúnen atributos aprovechables en la restauración: predominan en el BN, frecuentemente en el dosel y constituyen un grupo funcional natural en la sucesión, lo que facilita la restauración y el manejo silvícola.

Según Ramírez, Camacho y González (2008), representa un grupo ecológico clave en la estructura de los (BM) al facilitar el reclutamiento de muchas especies del interior del bosque y al proporcionar hábitats indispensables para muchísimas especies de epífitas, hongos, insectos y vertebrados que son relativamente fáciles

de utilizar en la restauración, pues sus semillas se recolectan fácilmente, tienen alta germinación, sus plántulas se manejan con facilidad, sobreviven bien en condiciones de campo y facilitan el establecimiento natural de muchas otras especies tolerantes a la sombra (Quintana y González, 2011), y muchas especies de *Quercus* no presentan problemas agudos de conservación (González *et al.*, 2011). Sin embargo, puede considerarse también el uso combinado de otras especies que tienen tasas de crecimiento mayores que las especies de *Quercus*, como *Alnus acuminata*, *Liquidambar styraciflua*, *Meliosma dentata*, entre otras (Ramírez *et al.*, 2006).

2.7 Los métodos de restauración y rehabilitación en bosques

Según Álvarez (2016) esta rehabilitación requiere de los enriquecimientos intensivos, estos son aplicables a los rodales de ocupación incompleta, independientemente del carácter primario o secundario de la vegetación forestal a tratar y no excluye el refinamiento, si es necesario.

Para este método se aplican las cortas de mejora, pero con menor intensidad, porque en este método lo fundamental es proyectar y ejecutar los enriquecimientos intensivos, con especies comerciales de rápido o medio ritmos de crecimiento, nativas e introducidas. Por enriquecimiento intensivo se considera introducir entre 500 y 1 000 plantas de vivero por hectárea, mediante una de las tres variantes siguientes:

- El enriquecimiento irregular o desordenado, a veces individual.
- El enriquecimiento en corredores.
- El enriquecimiento en grupos.
- El enriquecimiento irregular.

Teóricamente, el método sería ir por todo el rodal, en múltiples direcciones, buscando “ventanas de luz”, para plantar o sembrar una o varias plantas o semillas, y esperar a ver qué pasa.

Más práctico es aprovechar los efectos de una tala selectiva más o menos fuerte en todo el rodal, y en esos pequeños claros de los árboles talados, y por las huellas del arrastre de los troncos, ir sembrando o plantando.

El procedimiento es barato, porque colectan las semillas de los árboles talados en el momento oportuno en que sus frutos tienen las semillas formadas, pero antes de la dehiscencia masiva, de manera que garantizan semilla prácticamente sin costo. Estas semillas mantienen su viabilidad por algunos meses, por lo que es posible ir sembrando durante la mayor parte del período lluvioso, al producirse la remoción del suelo por el arrastre de los troncos.

2.8 La restauración y rehabilitación silvícola en bosques degradados

Según los criterios de Álvarez (2016) menciona que el bosque natural, por muy empobrecido que esté no debe dar lugar a

plantaciones puras de exóticas, sino que se debe reconstruir con especies autóctonas en mezcla, para propiciar un inicio parcial a la composición original. Es por eso que este método se describe como de restauración silvícola, que conduce al manejo por cortas selectivas por diámetro mínimo de corta (DMC), donde la restauración ecológica ocurrirá gradualmente con la migración de otras especies accesorias al sitio plantado y tratado, con vistas a una estructura cercana al bosque multietáneo normal. La estrategia es la siguiente:

- a) Aunque la reconstrucción es por plantación coetánea, las especies seleccionadas, además de ser autóctonas se diferencian por su turno de madurez del duramen.
- b) La mezcla es de 5 o 6 especies edificadoras y de valor económico, preciosas o duras y durables.
- c) A los 4-5 años se realiza la limpia a los brinzales plantados, pero preservando todos los brinzales de especies autóctonas que surjan.
- d) A los 9-10 (12) años se realiza el único raleo, de selección positiva y calificado de fuerte, que propicie el incremento en diámetro y la aparición de especies secundaria nativas, al mismo tiempo que se inicia la regeneración natural (RN) de las plantadas.
- e) Los ciclos de cortas serán a los 20, 30 y 40 años. En el ciclo a los 20 se cortan árboles con DMC de la especie más precoz;

diez años después los fustes atrasados de las más precoz y los fustales más adelantados del turno 30. Diez años después se comienzan a aprovechar, con la de turno 40 y los primeros fustales de la RN, con lo que el rodal ya es multietáneo de estructura cercana a la normal.

- f) El borde de los rodales será intocable, como manto de amparo y expresión de la biodiversidad, eliminando únicamente alguna especie exótica invasora que puede surgir.
- g) Esto permite asegurar una estructura diamétrica cercana a la jota invertida, donde predomina la selección natural de las especies económicas y la presencia de las accesorias inmigrantes.

2.9 El monitoreo mundial de los bosques desde el espacio

La evaluación de la degradación de los bosques plantea dificultades a escala regional y mundial que responden a varias causas, la degradación es un concepto difícil de definir además la medición de la degradación como tal supone costos elevados. La escasa información que se tiene acerca de este fenómeno es a menudo inadecuada, poco detallada incompleta e incoherente, en particular cuando se refiere a zonas de jurisdicciones transfronterizas (Asner *et al.*, 2002).

La descripción de los aspectos no productivos de la degradación, como la biodiversidad, tienden a ser particularmente

deficientes, así la observación satelital representa un enfoque prometedor para la recolección de información sobre la alteración de los bosques, lo cual según Dupont (2015), la disponibilidad y la cantidad técnica de las imágenes por satélite aumentan constantemente, algo que permite obtener datos exactos con la utilización de herramientas de los Sistemas de Información Geográfica (SIG). Mediante estas imágenes, es posible evaluar con una cierta rapidez paisajes extensos, incluso inaccesibles. Además, es posible acceder en archivos públicos a imágenes satelitales que datan de hasta alrededor de 1980, lo que permite conocer los cambios que han tenido lugar a lo largo del tiempo (FAO, 2015).

2.10 Estudios de vegetación mediante Sistemas de Información Geográfica

Las Tecnologías de Información Geográfica, tanto los SIG como la Teledetección, son herramientas fundamentales para realizar un estudio de los cambios en los usos de suelos a escala local, regional y nacional. Cuando se habla de Teledetección hacemos referencia a un conjunto de técnicas utilizadas para determinar, a distancia, las propiedades y objetos que se encuentran en la superficie terrestre, a partir de las radiaciones que ellas reflejan o emiten en diversas longitudes de onda (Chuvieco, 2010).

El producto o resultado de la teledetección es la obtención de información de la superficie terrestre representada en imágenes. La misma posee una serie de interferencias que hacen que la información que quiere obtenerse aparezca perturbada por una serie de errores o debe modificarse la imagen para poder ser comparada con otra información cartográfica auxiliar dentro de un SIG. Por ello, se realiza una corrección de cada una de las bandas (Chuvieco, 2010).

Este procedimiento, denominado “calibración radiométrica” (Chander, Markham y Helder, 2009) se lleva a cabo conociendo la información acerca de los parámetros de calibración de los sensores (L_{min} y L_{max}) que se encuentra disponible en el encabezamiento de la imagen.

Según Chander, Markham y Helder (2009), señalan que cuando se comparan imágenes de distintas fechas es ventajoso transformar los valores de radiancia en reflectancia porque se remueve el efecto producido por el ángulo solar y se compensan las diferencias en los valores de la irradiancia solar extra atmosférica. La reflectancia combinada de la superficie y atmósfera se calcula mediante la expresión:

$$P\lambda = \frac{*L\lambda*d^2}{ESUN\lambda*\cos \theta_s} \quad (\text{ecuación 1})$$

Dónde:

$P\lambda$: Reflectancia planetaria adimensional

π : Radiancia espectral en apertura del sensor

$L\lambda$: Distancia tierra sol en unidades astronómicas

Θ_s : Ángulo cenital solar en grados

$ESUN\lambda$: Irradiancia solar exoatmosférica media

2.11 Método de clasificación Supervisado y no Supervisado

Cuando se utiliza métodos de clasificación digital. Tradicionalmente estos se han dividido en dos grandes grupos: los supervisados, basados en la selección de áreas que caracterizan estadísticamente las cubiertas y usos de suelo de interés, y los no supervisados, basados en la identificación de grupos homogéneos espectralmente (clusters) que posteriormente se asignan a las cubiertas y usos de suelo. Un tercer grupo intermedio lo formarían los métodos mixtos (Chuvieco, 2010).

En cuanto al método supervisado, requiere de un cierto conocimiento de la zona de estudio que permite delimitar sobre la imagen unas zonas o áreas representativas de las distintas categorías que se pretenden discriminar. Este método concreto se aplicó en el presente trabajo para elaborar una máscara que permita extraer las zonas más bajas y con situación de inundación permanente o semipermanentes y los montes, localizadas en sector Noroeste del partido, en el primer caso, y con distribución aleatoria en el partido, en el caso de los bosques (Chander, Markham y Helder, 2009).

En lo que respecta al método no supervisado de clasificación trata de definir las clases espectrales presentes en la imagen. No implica ningún conocimiento previo del área de estudio por lo que la intervención humana se centra en la interpretación de los resultados. Este método asume que los números digitales (ND) de la imagen se agrupan en una serie de conglomerados (o clusters) que se corresponden con grupos de píxeles con un comportamiento espectral homogéneo y que, por ello, deberían definir unas clases informacionales de interés. Cuando se aplicó el módulo de clasificación no supervisada para el análisis de cada cultivo y/o cubierta vegetal se generaron nuevas capas raster (cinco capas en total, una por cada mes) con 30 clases cada una, según el valor de radiancia de los píxeles. Aquí es donde se comienzan a conjugar ambos métodos de clasificación y concluyen en uno mixto (Chuvieco, 2010).

2.12 Creación de firma espectral

Las firmas espectrales son fundamentales para reconocer cubiertas de interés, o parámetros dentro de esas cubiertas como es la clorofila en la vegetación, para su análisis se corroboran estadísticamente el coeficiente de Pearson (Sierras, 1998), como los visuales según la composición en falso color de las imágenes satelitales y la elaboración de la matriz de confusión, se extrae de cada una de las tres bandas que componen cada capa raster para el análisis de los diferentes usos de suelo.

Al obtener la firma espectral de cada tipo de uso de suelo y ajustada para cada período según umbrales máximos y mínimos de cada banda para evitar la omisión de información, se extrae de cada una de las áreas. Para ello se utiliza la herramienta Raster Calculator (Módulo de Análisis Espacial de Arc Gis 10.0) colocando la fórmula con los valores de reflectancia máxima y mínima predeterminados que permitan extraer para cada banda (3, 4 y 5) los píxeles que cumplan con dicha condición (Chander, Markham y Helder, 2009).

2.13 Los sensores remotos en los mapas de cobertura de la tierra

El origen de la percepción remota es muy discutido a nivel mundial, pero se condiciona a nivel general con el surgimiento de los sensores fotográficos, Novo (2002), lo define textualmente como: tecnología que permite la adquisición de información de objetos, sin tener un contacto físico con ellos.

En el estudio de la cobertura vegetal y el uso de la tierra, los sensores remotos juegan un papel importante en términos de la adquisición de datos, por la capacidad que ofrecen para entregar información multitemporal, determinada por la frecuencia de toma de datos, que posibilita la cuantificación y el seguimiento de los cambios que ocurren en las coberturas objeto de estudio (Etter *et al.*, 2006). Y, en el análisis de la información a través del estudio de la respuesta espectral de los objetos siendo posible discriminar elementos que, en el pasado, no podían ser detectados por el ojo humano (Novo, 2002).

La diversidad de los sensores remotos en cuanto a la resolución espacial y temporal es uno de los cuestionamientos que priman en el momento de generar un análisis espacial, es por esta razón que las imágenes de satélite del sensor Landsat han sido las más utilizadas para mapear las coberturas del suelo, siendo un recurso ideal para investigaciones de observación y monitoreo de la tierra, enfocado a los recursos naturales, esto debido a la alta frecuencia en la toma de datos a nivel mundial y por su período de permanencia en el espacio, durante las últimas cuatro décadas, sin descartar como complemento la utilización de las fotografías aéreas, a causa de la alta resolución espacial (Knorn *et al.*, 2009).

Debido a los avances tecnológicos y a la introducción de los SIG, para el manejo de la información espacial, es necesario definir la escala, como punto de partida para el análisis en una investigación. Es común, referirse a las escalas numéricas enteras en los mapas análogos, fotografías e impresiones, para facilitar la conversión de medidas respecto al terreno real; en tanto que los sistemas indican la escala digital y las conversiones son automáticamente suministradas por él. Los SIG, involucran un término reciente denominado: multi escala, que hace referencia a la interacción de diferentes escalas, en un entorno digital y sistematizado (Behnrens *et al.*, 2010).

La resolución espacial, se refiere al tamaño máximo de un objeto capturado por un sensor, almacenado en un píxel. Weng (2009),

lo define textualmente como: la resolución espacial es una medida de la mínima distancia entre dos objetos, que pueden ser diferenciados, uno del otro, en una imagen en función de la altitud del sensor, tamaño del detector, tamaño focal y la configuración del sistema.

En síntesis, la resolución espacial define el nivel de detalle espacial de un objeto respecto a la superficie de la tierra (Weng, 2009). A mayor número de píxeles en un área determinada, mayor es el detalle de los objetos a distinguir. Este concepto es único para cada sensor remoto, y de ello depende en gran parte el tamaño de la información obtenida y el costo de adquisición de la imagen satelital. La extensión espacial, representa la cantidad de información del proyecto a trabajar, en una unidad de medida de área determinada, el cual también depende de cada sensor remoto.

2.14 Determinación de las coberturas de la tierra

En los últimos años, la metodología más usada para clasificar las coberturas y usos del suelo, es la europea denominada CORINE (Coordinación de información del medio ambiente) Cobertura de tierras, que surgió a partir de un proyecto iniciado en 1985 para los países de la unión europea, con el fin de capturar datos de tipo numérico y espacial, generando una base de datos de Europa, a escala 1:100.000, basados en las imágenes del satélite Landsat (Ezquerro, Cuesta y López, 1998).

Con el propósito de generar el mapa de coberturas y usos de la tierra. La determinación y cuantificación de la cobertura y uso de la tierra, incluye los cambios que ocurren en ésta en el espacio-tiempo y adicionalmente, las interacciones con la sociedad, fundamentales para predecir el dinamismo que existe entre los componentes de un paisaje (Dupuy *et al.*, 2007).

2.15 Métodos de clasificación de imágenes

Una imagen obtenida por un sensor remoto, se puede definir como una matriz rectangular, compuesta por un número determinado de píxeles, que representan un área específica en el espacio, que a su vez representa un valor de energía electromagnética emitida por una superficie particular. La clasificación de imágenes satelitales ha sido utilizada para diferentes propósitos, con un único objetivo: agrupar o zonificar los píxeles de una imagen, para delimitar una clase temática de interés (Brizuela, Aguirre y Velasco, 2007).

En los últimos años se han utilizado distintas tecnologías computacionales para la clasificación de imágenes como las redes neurales, los sistemas expertos y la lógica difusa. Según Weng (2009), categoriza los sistemas de clasificación de imágenes en cinco clasificadores basados: en pixel, en subpixel, contextuales, por campo y los orientados a objetos.

2.16 Clasificación basada en el píxel

Los clasificadores basados por píxel, son los más tradicionales debido a su facilidad de procesamiento, se destacan el Supervisado y No supervisado (Lewinsky y Zerimski, 2004; Weng, 2009). Utilizan algoritmos que se basan en los valores espectrales de reflectancia y emitancia (Guntli, 2006), compendiados en grupos de píxeles que representan una clase de la clasificación.

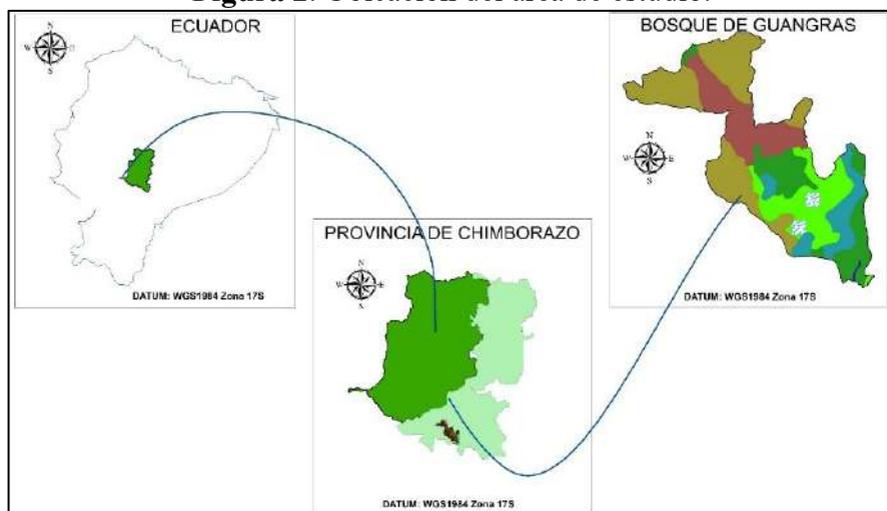
CAPÍTULO 3

3 PROPUESTA DE RESTAURACIÓN FORESTAL DEL BOSQUE SIEMPRE VERDE MONTANO ALTO BASADO EN ANÁLISIS MATEMÁTICO CUENCAS HIDROGRAFICAS SIG Y PARTICIPACIÓN COMUNITARIA

3.1 Ubicación geográfica del área de estudio

El área de estudio se localiza en el bosque de la comunidad de Guangras, en 1 609,48 ha de la microcuenca del río Santiago, perteneciente a la Parroquia Achupallas, Provincia de Chimborazo dentro del Parque Nacional Sangay, Ecuador, en la cordillera oriental de los Andes; limita al norte con la microcuenca de Ozogoche, al sur con la provincia de Azuay, al este con la provincia de Morona Santiago, y al oeste con la provincia de Cañar. Las coordenadas geográficas proyectadas UTM Zona 17S, DATUM WGS 84 son de Latitud Sur, 765693 de Longitud Este 9726656 (Figura 2).

Figura 2. Ubicación del área de estudio.



Fuente: Elaboración propia

3.2 Características biofísicas

La mayor superficie del ámbito regional se caracteriza por la presencia de una topografía hostil de difícil acceso y un sin número de

caídas profundas de agua y taludes. El rango altitudinal oscila entre 1 000 y 4 000 msnm.

El clima se ajusta a la clasificación Ecuatorial mesotérmico semi-húmedo. La temperatura oscila entre 7 y 25 °C como promedio, la precipitación total anual presenta grandes variaciones, el promedio anual de precipitación es 3 040,9 mm. Existe una época seca durante los meses de diciembre a marzo, y se presentan dos períodos de lluvia: de marzo a junio los más lluviosos y de mayor intensidad, de octubre a noviembre de menor duración e intensidad (Plan de Manejo Estratégico del Parque Nacional Sangay, 1998).

3.3 Geología, geomorfología y suelos

La geología está configurada con rocas no metamórficas, rocas metamórficas y rocas cuaternarias. La serranía oriental del parque tiene como base una secuencia de rocas sedimentarias y volcánicas no metamorfoseadas de la edad Mesozoica y Terciaria. Los suelos derivados de cenizas volcánicas finas y recientes ocupan la mayor parte del área que se localiza en las partes altas de la cordillera y en las vertientes tanto internas como externas en donde se presenta mayor humedad. Suelos derivados parcialmente de ceniza volcánica con otros tipos de materiales (coluviones, acumulaciones orgánicas y arrastres aluviales) que se desarrollan en las vertientes altas y sierra alta y fría ocupando depresiones y concavidades en las partes bajas cerca de los ríos (Anexo 29). Estos suelos se encuentran en menor

proporción en el área (Plan de Manejo Estratégico del Parque Nacional Sangay, 1998).

3.4 Obtención de las imágenes satelitales

El presente estudio está orientado a obtener la clasificación de uso de suelo y los cambios ocurridos a través del período 1991 - 2016. Estos cambios se estiman con la ayuda de dos imágenes Landsat 5 para 1991 y Landsat 8 para el 2016 obtenidas durante la estación seca con una cobertura de nubosidad del 10 % (path/row: 10/62), técnicas de percepción remota, y el uso de Sistemas de Información Geográfica (SIG). Donde se determina los diferentes usos de suelo. bosque, cuerpos de agua, cultivos, pastizal y páramos, en enero de 1991 y febrero del 2016.

Las imágenes de satélite de enero de 1991 y febrero del 2016 se obtuvieron del portal del Servicio Geológico de los Estados Unidos (United States Geological Survey – USGS). El motivo por el cual se seleccionaron estas fechas es por la escasez de imágenes sin cobertura de nubosidad, problema recurrente en la zona de estudio (INAMHI, 2016).

3.5 Pre-procesamiento de imágenes para el cambio de uso de suelo

Las imágenes están georreferenciadas usando coordenadas en la proyección cartográfica Universal Transversal de Mercator (WGS 84 Zona 17S), para su integración dentro del entorno SIG. Con una resolución espacial (30 x 30 m).

Este proceso se lleva a cabo mediante el ArcGis 10.1 una vez georreferenciadas las imágenes, para posteriormente proceder a la corrección radiométrica que implica la restauración de líneas o píxeles perdidos, mediante Surface Reflectance, y realizando la combinación de bandas necesaria se hace la corrección atmosférica que se efectúa con modelos matemáticos que integran el valor registrado de niveles de gris con los valores reales existentes del objeto sobre el terreno (proceso de calibración) mediante LEDAPS, y corrección geométrica que modifica la geometría de los píxeles ajustándolos a un sistema geométrico, proceso que se realizó mediante imágenes georreferenciadas.

La corrección radiométrica es fundamental para una adecuada interpretación de las imágenes satelitales, ya que los contrastes en la iluminación y la geometría deben ser minimizados en estudios multitemporales mediante el uso de valores constantes o coeficientes de corrección de factores tales como la distancia entre la tierra y el sol (Alexakis *et al.*, 2014).

La corrección consistió en la utilización de ecuaciones estándar para convertir los ND a unidades de radiancia y reflectancia percibida por el sensor del satélite. Las ecuaciones y los datos de calibración fueron obtenidos de Chander *et al.*, (2009). Después de la conversión a radiancia, cada imagen fue convertida a reflectancia superficial considerando la corrección atmosférica. Este método asume que en

una imagen de satélite existen superficies que reflejan una proporción de radiación solar muy baja (es decir, cuerpos de agua, sombras), de tal manera que la señal proveniente de estas superficies u objetos que es registrada por el sensor no representa una medida correcta (Chuvieco, 2010). Una alternativa para determinar la influencia atmosférica y reducir sus efectos dentro del proceso de calibración fue mediante la propia información de la imagen, para lo cual se empleó el método de substracción del objeto oscuro (DOS) propuesto por Chavez *et al.*, (1996).

3.6 Clasificación de imágenes

El procedimiento se realizó mediante una clasificación supervisada, utilizando el clasificador de máxima verosimilitud, ya que es uno de los algoritmos más comúnmente utilizados en percepción remota (Camacho, 2015), y es considerado como uno de los procedimientos de discriminación más eficientes, Donde se estableció en la imagen campos de entrenamiento representativos de cada categoría de cobertura vegetal y uso de suelo, con base en los cuales se caracteriza estadísticamente cada categoría. Posteriormente, se evaluó una función de probabilidad multidimensional completa, en la que cada píxel es asignado a la clase de mayor probabilidad de pertenencia (Eastman, 2010). Es importante notar que este enfoque se basa únicamente en la información espectral de la imagen y no

considera elementos como textura, forma y disposición de objetos (Berlanga *et al.*, 2010).

3.7 Validación de resultados

La muestra para realizar la comparación de resultados se determinará mediante muestreo aleatorio estratificado. Según lo establecido por Chuvieco, (2010), tomando un total de 384 píxeles seleccionados para la validación, con un 95 % de confianza, con la que se evalúa la exactitud de la clasificación, situando en las filas las clases o categorías obtenidas en el mapa y en las columnas las mismas clases con datos reales del terreno o campo. La precisión general se evalúa dividiendo el número de píxeles clasificados correctamente entre el total de lugares de referencia.

3.8 Fase de inventario

3.8.1 Muestreo

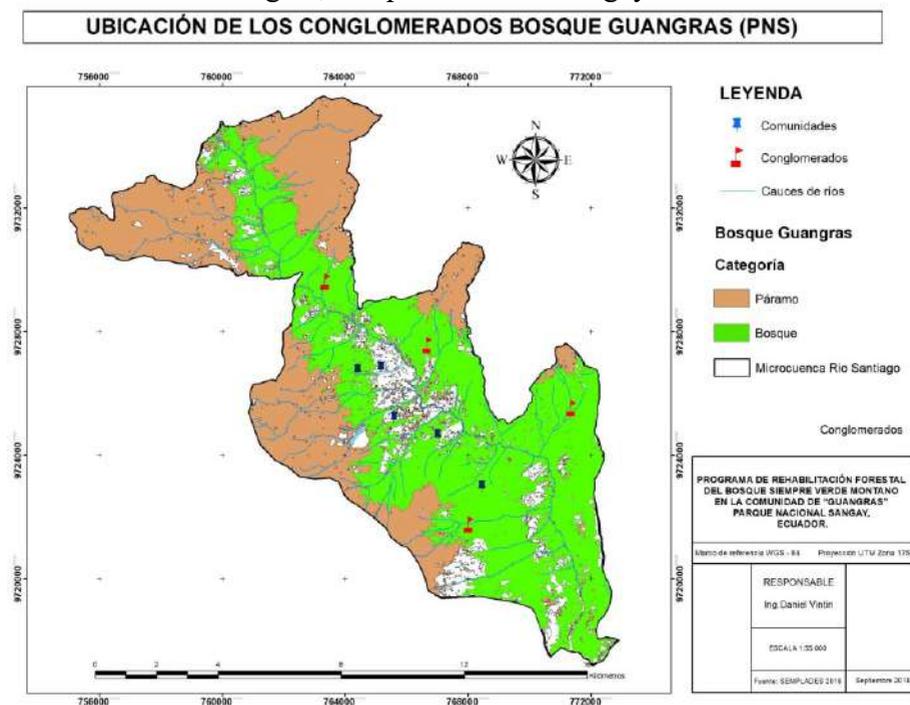
La metodología aplicada a la presente investigación es del Manual de Campo (2014) publicado por el proyecto Evaluación Nacional Forestal ENF y el programa Nacional Conjunto ONU-REDD+ del Ministerio del Ambiente del Ecuador, bajo la cooperación del programa “Manejo Forestal Sostenible ante el Cambio Climático” FAO Finlandia y el componente ONU REDD FAO, previo a un análisis detallado se establecen los puntos de muestreo (ver Figura 3).

La fase del inventario se realizó mediante el levantamiento de cuatro conglomerados cada uno con tres parcelas de 60 x 60 m con una distancia de 250 m entre ellos en forma de L, de las cuales 6 parcelas

fueron tomadas en un rango altitudinal de 1 800 a 3 000 msnm y las otras 6 de 3 000 a 3 400 msnm (Anexo 1).

Teniendo en consideración dos factores fundamentales, el primero que sea accesible y el segundo que no exista rastros antropogénicos. Definiendo los sitios a inventariar de manera sistemática con la ayuda de las imágenes satelitales y los recorridos en campo.

Figura 3. Ubicación de los conglomerados en el bosque de la comunidad de Guangras, Parque Nacional Sangay.



Fuente: Elaboración propia

Se identificaron taxonómicamente en campo los individuos a nivel de especies, cuyo diámetro fuera igual o mayor a 10 cm a una altura de 1,30 m. Las especies no identificadas en el campo se colectaron muestras botánicas para su análisis e identificación en el herbario de la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH). Se identificaron las especies endémicas y la categoría de amenazas según el libro rojo de las plantas endémicas del Ecuador (León *et al.*, 2011). Además, se midieron las variables dasométricas: diámetro a 1,30 m, altura y área basal.

3.8.2 *Análisis de suelo*

Para el análisis físico-químico del suelo se establecieron cinco puntos de muestreo, distribuidos uno en el centro y en cada extremo de los vértices de las parcelas de cada conglomerado.

En el punto central de la parcela se observó el color, textura, estructura y pedregosidad, para los análisis químicos se recolectó 1 Kg de suelo que sirvió para determinar los macro y micro nutrientes, materia orgánica y Ph.

Se construyeron calicatas donde se extrajeron muestras a tres profundidades: entre 0 a 10 cm, de 10 a 20 cm y de 20 a 30 cm, para su análisis en el Laboratorio de Servicios Ambientales de la Universidad Nacional de Chimborazo (UNACH).

3.8.3 Cobertura de copas

La cobertura de copas fue definida como la proporción del suelo del bosque cubierto por copas de árboles en una proyección vertical (Kangas *et al.*, 2006). La estimación de la cobertura de copas es importante como indicador ecológico multipropósito, debido a su importancia para establecer la calidad de hábitat y el microclima del suelo y condiciones de luz.

La medición con el densiómetro se realizó de forma sistemática en cada faja sobre el carril central (cada 20 m). La primera a los 10 m, es decir al centro de la parcela de 20 x 20 m, luego una medición a los 30 y 50 m. En cada faja se realizó 3 mediciones.

3.8.4 Curva de acumulación de especies - validación de muestreo

Para validar el esfuerzo de muestreo se efectuó una curva de rarefacción basada en el número de individuos mediante el uso del EcoSim ver. 7.0. Esta curva de rarefacción indica como las especies van apareciendo en las unidades de muestreo. Cuando una curva de acumulación de especies se vuelve asintótica indica que, aunque se aumente el número de unidades de muestreo o de individuos censados, no se incrementará el número de especies, por lo que se está en presencia de un muestreo representativo Morello *et al.* (2012).

3.9 Métodos para medir la biodiversidad

3.9.1 *Diversidad Alfa*

Para el análisis de la diversidad del bosque se realizó el gráfico de abundancia relativa en los dos rangos de altitud establecidos para el muestreo de 1 800 a 3 000 msnm y de 3 000 a 3 400 msnm, estos gráficos son también conocidos como gráficos de dominancia-diversidad, o “curva de Whitaker” (Feinsinger, 2003).

Las curvas se realizaron a escala logarítmica, por lo que cada valor de abundancia fue transformado a Ln de cada Pi, dado por la fórmula:

$$P_i = \frac{ni}{N} \quad (\text{ecuación 2})$$

Donde:

ni: es el número de individuos de la especie i

N: es el número total de individuos

Pi: es la proporción de los individuos en una comunidad o una muestra que pertenece a la especie i.

En teoría, según Feinsinger (2003), los logaritmos podrían estar en cualquier base. Por razones prácticas o matemáticas o por ningún motivo, los diferentes investigadores deciden usar logaritmo en base 10, en base 2 o en base e.

Las especies de cada muestra se grafican de mayor a menor abundancia (del Pi más alto al más bajo), dentro de una muestra.

3.9.2 *Diversidad Beta*

Para este estudio se aplica un análisis de conglomerados jerárquicos, mediante la medida de distancia de Sorensen Bray – Curtis, y el método de unión de los grupos fue el de Wards.

3.9.3 *Relación variable físico-químicas del suelo y especies*

Con el propósito de establecer una ubicación geográfica de las especies y como las variables físico-químicas del suelo influyen en este ecosistema se realizó un análisis de correspondencia canónico (CCA), mediante el Start XLSTAT de Excel. Este análisis sirve para entender como la vegetación responde simultáneamente a factores externos como las variables ambientales, obteniéndose un diagrama de ordenamiento formado por un sistema de ejes donde se muestran los sitios, las especies y variables físico-químicas (Samaniego, 2015).

Con los datos obtenidos se elaboraron dos matrices de datos. La primera matriz consistió en 12 unidades muestrales (columnas) y la abundancia de 18 especies (filas); y la segunda matriz de las mismas 12 unidades muestrales (filas) y 10 variables físico-químicas (columnas) identificadas anteriormente.

Para determinar la influencia de las variables edáficas en la ordenación de la vegetación, donde orienta la exploración de la longitud del gradiente a través del CCA que estima la heterogeneidad en la composición de la comunidad, extrayendo los ejes de máxima variación en la composición de las especies. Si la longitud del

gradiente es $< 3,0$ debe usarse un método de ordenación lineal para el análisis de las variables, si la longitud del gradiente oscila entre 3 y 4 pueden utilizarse métodos de ordenación lineal o unimodal y si la longitud del gradiente si es > 4 debe usarse un método de ordenación unimodal ya que los datos son muy heterogéneos. Al cumplirse esta última condición se decidió aplicar un CCA, como técnica básica del análisis de gradiente directo el cual representa además un caso especial de regresión múltiple donde la composición de especies es directamente relacionada con las variables ambientales (Sánchez y López, 2003).

3.9.4 Estructura horizontal

La estructura horizontal del bosque se obtuvo seleccionando todas las especies con diámetros superiores a 10 cm. Se determinaron los parámetros estructurales a través del cálculo de: abundancia, frecuencia y dominancia relativa (Moreno, 2001), así como las distribuciones de abundancia de árboles por clase diamétrica.

Se calculó el índice valor de importancia ecológica de las especies (IVIE) Curtis y Macintosh (1951), citado por (Lamprecht, 1990; Keels *et al.*, 1997 y Bascopé y Jorgensen, 2005) mediante las siguientes ecuaciones:

$$IVIE = AR + DR + FR \quad (\text{ecuación 3})$$

Donde:

$$\text{AR (abundancia relativa)} = \frac{\text{número de individuos de la especie}}{\text{número total de individuos}} \times 100$$

(ecuación 4)

$$\text{DR (dominancia Relativa)} = \frac{\text{área basal de la especie}}{\text{área basal total}} \times 100$$

(ecuación 5)

$$\text{FR (frecuencia relativa)} = \frac{\text{frecuencia absoluta de una especie}}{\text{total de frecuencia absoluta}} \times 100$$

(ecuación 6)

Este valor indica que tan importante es una especie dentro de la comunidad. La especie que tiene el IVI más alto significa, entre otras cosas que es dominante ecológicamente, que absorbe muchos nutrientes, que ocupa mayor espacio físico, que controla en un porcentaje alto la energía que llega a ese ecosistema (Ordoñez *et al.*, 2009).

3.10 Estructura vertical

3.10.1 Regeneración natural

Para determinar la regeneración natural se establecieron dentro de los conglomerados parcelas circulares de 3,98 m de radio (50 m²), donde se inventariaron a todos aquellos individuos mayores de 30 cm de altura y con diámetro < 10 cm. (Aguirre *et al.*, 2012).

3.10.2 Estado de conservación de las Áreas

Se emplea los índices de diversidad de Margaleff M Base 10, de dominancia de Simpsons y equitatividad de Shannon J' por parcelas

además de un índice cuantitativo propuesto por Holdridge (1978) denominado Índice de Complejidad, el cual hace referencia a la interacción entre parámetros como altura, densidad y número de especies de la vegetación arbórea en un área determinada. Este índice permitira definir el ecosistema o comunidad de referencia para la rehabilitación. Este esta representado por la siguiente fórmula:

$$IC=10^{-3}hgds \quad (\text{ecuación 7})$$

Donde:

h: altura media de 1/10 de ha

d: número de arboles con $dap \geq 10$ cm por 1/10 de ha

g: área basal de árboles con $dap \geq 10$ cm por 1/10 de ha

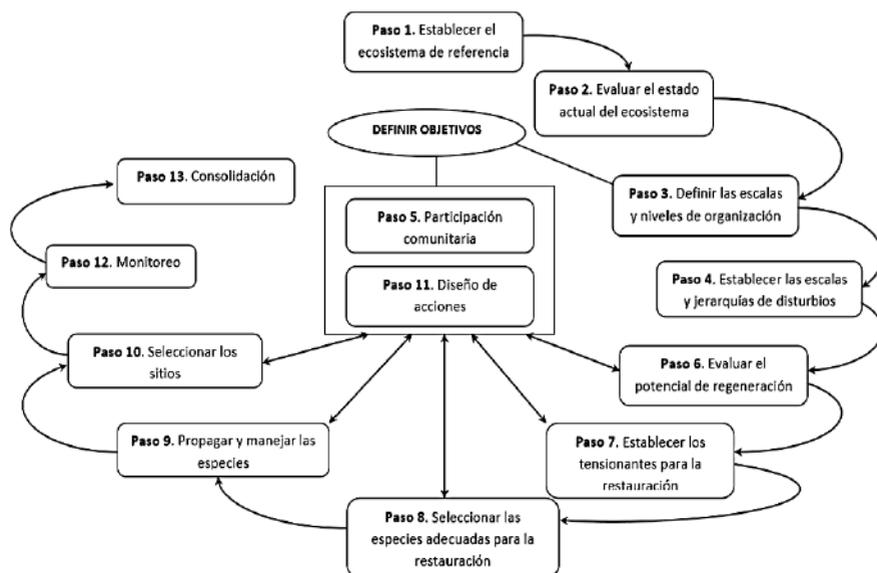
s: número de especies de árboles con $dap \geq 10$ cm por 1/10 de ha

Este procedimiento ha sido utilizado por Builes y Blandon (2000) en cuatros zonas de vidas o unidades bioclimáticas principales: boque húmedo montano bajo, bosque muy húmedo premontano, bosque húmedo premontano y bosque humedo montano bajo de la reserva Alto de San Miguel, Caldas, Antioquia, Colombia.

3.10.3 Propuesta de rehabilitación ecológica arbórea

Para la propuesta de rehabilitación Forestal se hizo una revisión de las experiencias de la OIMT (2002), Matos (2006), Matos y Ballate (2006) y Vargas (2010), haciendose una adecuación de este última para la rehabilitación. En la Figura 4 se representan los pasos que se tuvieron en cuenta.

Figura 4. Esquema general de la propuesta en trece pasos para la restauración ecológica.



Fuente: Vargas (2010)

3.11 Análisis multitemporal

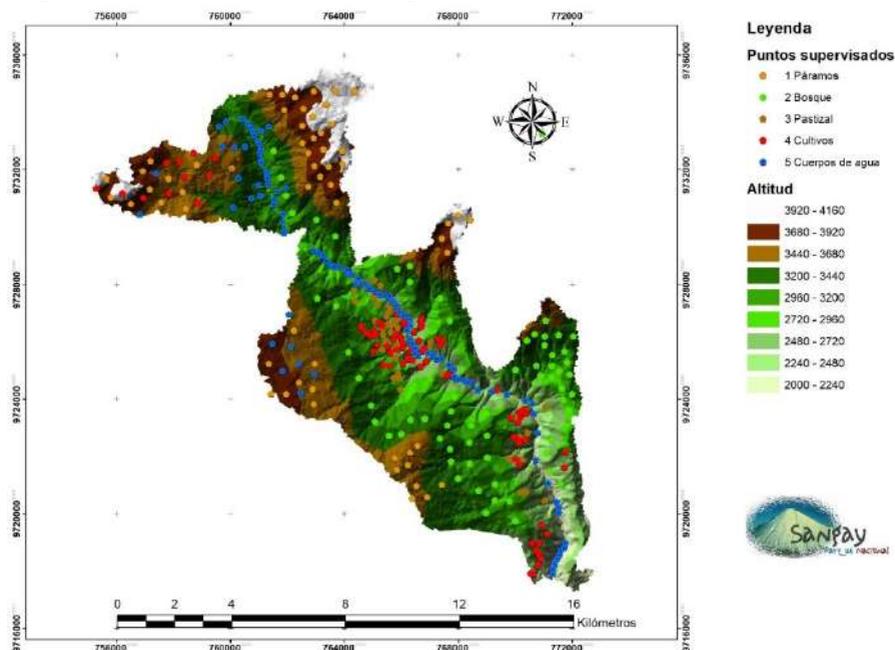
3.11.1 Clasificación supervisada

Cuando se aplicó el módulo de clasificación supervisada para el análisis de cada uso de suelo o cubierta vegetal se generaron nuevas capas, cada una según el valor de radiancia de los píxeles (Figura 5).

Para la evaluación de la confiabilidad temática en los cinco usos de suelo se concuerda con lo propuesto por (Cortina, Macario y Himmelberguer, 1998; Buendía, Terrazas y Vargas, 2002; Velázquez *et al.*, 2002; Mas y Couturier, 2003; Antonio *et al.*, 2006; Franco *et*

al., 2006; Valdez, Aguirre y Ángeles, 2011; Champo, Valderrama y España 2012).

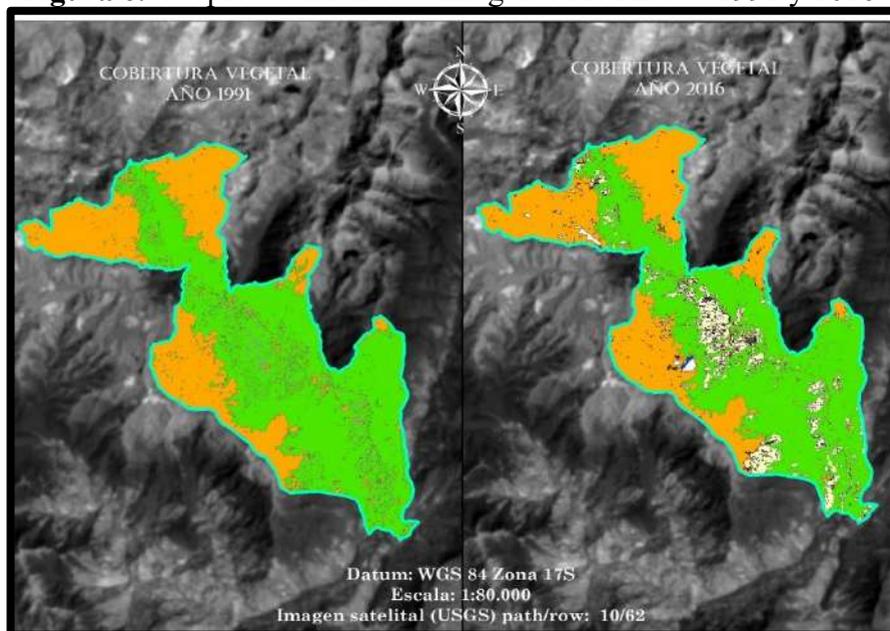
Figura 5. Clasificación supervisada de los usos de suelo.



Fuente: Elaboración propia

Donde a través de la utilización de la herramienta (Spatial Analyst tools) (Multivariate) (Maximum Likelihood) del Arc Gis 10.1, la combinación de bandas cuatro, tres, dos para color natural, cinco, cuatro, tres para infrarrojo (Anexo 31), cinco, seis, dos para vegetación saludable además de la banda número ocho pancromática para obtener una mejor resolución (15 m) se pudo determinar la pérdida de cobertura vegetal (Figura 6).

Figura 6. Geoprocesamiento de imagenes ASTER de 1991 y 2016.



Fuente: Elaboración propia

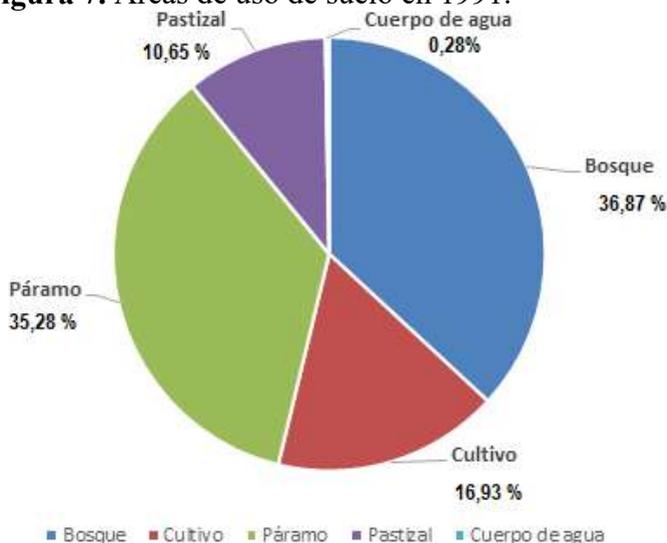
3.11.2 Análisis de la cobertura vegetal en el 1991

Las imágenes del año 1991 corresponden a recortes suministrados por la USGS. Dichos recortes hacen parte del área significativa para el estudio de cambio en la cobertura vegetal en la microcuenca del río Santiago, PNS.

A partir de la corrección radiométrica, geométrica y atmosférica de las imágenes del satélite Landsat 5 de 1991 y su posterior clasificación supervisada con el algoritmo de máxima verosimilitud, se genera el mapa de uso de suelo, dando como

resultado cinco usos y coberturas de suelo (Páramo, Cultivo, Bosque, Pastizal y Cuerpos de agua) como se muestra en la Figura 7.

Figura 7. Áreas de uso de suelo en 1991.



Fuente: Los Autores

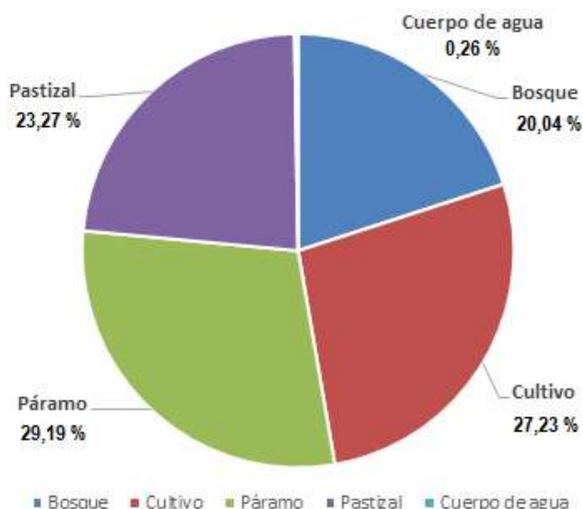
En la Figura 7 se determinó de manera cuantitativa los siguientes valores de uso de suelo: Zona de Páramo 4 146,06 ha que representan el 35,28 %, Cultivos 1 990,17 ha el 16,93 %, Bosque 4 332,89 ha con el 36,87 %, Pastizal 1 251,83 ha el 10,65 %, Cuerpos de agua 32,40 ha con el 0,28 %, con un total del área de estudio de 11 753,35 ha.

3.11.3 Análisis de la cobertura vegetal en el 2016

El procedimiento involucra la selección de áreas de entrenamiento, donde se delimitan áreas representativas de las distintas categorías IHMEA (2010) posteriormente se calculó los

parámetros que caracterizan la distribución de los datos espectrales de las áreas definidas como muestras, se hizo el análisis de las áreas y finalmente la clasificación para obtener en forma de polígonos las superficies de las diferentes categorías.

Figura 8. Área de uso de suelo en el 2016.



Fuente: Los Autores

A partir de la corrección radiométrica, geométrica y atmosférica de la imagen de satélite Landsat 8 del 2016 y su posterior clasificación supervisada con el algoritmo de máxima verosimilitud, se genera el mapa de uso de suelo, dando como resultado los mismos cinco usos y coberturas de suelo que en el análisis de 1991 ver Figura 8.

En la Figura 8 se determinó de manera cuantitativa los siguientes valores de usos de suelo: zona de páramo 3 431,14 ha que

representan el 29,19 %, cultivos 3 200,53 ha el 27,23 %, bosque 2 355,95 ha con el 20,04 %, pastizal 2 735,53 ha el 23,27 %, cuerpos de agua 30,20 ha con el 0,26 %, con un total del área de estudio de 11 753,35 ha.

3.11.4 Cambio de cobertura de suelo

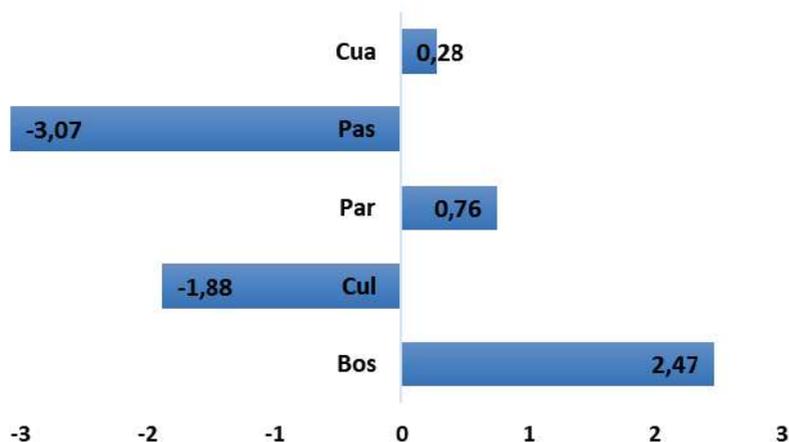
El estado de conservación del recurso bosque presenta fragmentos de hábitat natural bajo una fuerte presión como producto de factores antropogénicos (Marena *et al.*, 2004). La fragmentación del bosque nativo se da por el reemplazo de grandes áreas por otros ecosistemas, dejando parches (o islas) separados del bosque y entre sí Dzieszko (2014). En el área esto se evidencia en los diferentes tamaños y formas de los fragmentos que reflejan las diferentes coberturas paisajísticas.

El grado de intervención del área da lugar a una fragmentación excesiva del bosque. Se sabe que las modificaciones humanas son las más determinantes en la fragmentación de los ecosistemas, acelerando la pérdida de hábitat y la reducción de la diversidad biológica. El paso de bosque nativo a áreas de pastizales y agrícolas en el área, hace que el paisaje se encuentre más fragmentado y el efecto de borde sea más abrupto.

En la Figura 9 se muestra los cambios de uso del suelo, en 1991 en la comunidad de Guangras el área boscosa tenía una superficie de 4 332,89 ha sin embargo, para el 2016 esta disminuyó a 1 976,94 ha

con una tasa de deforestación del 2,47 %, de igual manera el área de páramo tenía una superficie de 4 146,06 ha reduciéndose para el 2016 en 714 ha con una tasa de pérdida de 0,76 %, los cuerpos de agua contaban con una área de 32,4 ha la cual disminuyó en 2,2 ha así la tasa de cambio fue de 0,28 %, mientras tanto para pastizales el área inicial era de 1 251,83 ha la cual aumentó en un 3,07 %, de igual manera el área de cultivos se registró 1 990,17 ha aumentado en 1,88 %.

Figura 9. Cambio de uso de suelo en el período 1991 – 2016.



Fuente: Los Autores

Leyenda Cuerpos de agua (**Cua**), Pastizal (**Pas**), Páramo (**Par**), Cultivos (**Cul**), Bosque (**Bos**), Valores negativos indican ganancia de área y valores positivos indican pérdida de área.

3.11.5 Matriz de evolución

Para el análisis de los patrones de cambio de uso de suelo se generó una matriz de evolución en superficie y porcentaje donde se

explica claramente los cambios ocurridos en cada categoría en un lapso de 25 años (Tabla 1).

Mediante un análisis de evolución comprendida entre 1991 y 2016, se ha perdido 1976,94 ha de zonas de bosque, 714,92 ha de páramo, 2,2 ha de cuerpos de agua (Tabla 1), por lo tanto, se representa con valores negativos indicando que estas tres categorías fueron perdiendo área paulatinamente en 25 años.

Mientras que 1210,36 ha pertenecientes a cultivos y 1483,7 ha de pastizales representan a sitios que claramente han contribuido al avance de la frontera agrícola mientras que las zonas de pasto han venido aumentando debido a la implementación de crianza de ganado.

Esto ha permitido que esta zona boscosa se fragmente y deteriore a lo largo de estos 25 años, a esto hay que sumarle las actividades de roza, tumba y quema por parte de los moradores del sitio, ocasionando con esta actividad una pérdida no solo de las especies vegetales sino también de toda la diversidad del bosque a pesar de encontrarse dentro de una zona protegida.

Tabla 1. Evolución del uso de suelo en superficie y porcentaje entre 1991 y 2016

N°	Categorías	1991 (ha)	%	2016 (ha)	%	Cambio de la superficie (ha)
1	Bosque	4 332,89	36,87	2 355,95	20,04	-1 976,94
2	Cultivo	1 990,17	16,93	3 200,53	27,23	1210,36
3	Páramo	4 146,06	35,28	3 431,14	29,19	-714,92

4	Pastizal	1 251,83	10,65	2 735,53	23,27	1 483,70
5	Cuerpo de agua	32,40	0,28	30,20	0,26	-2,20
	Total	11 753,35	100	11 753,35	100	

Fuente: Elaboración propia

3.11.6 3.11.6 Matriz de transición obtenida de la tabulación cruzada.

Mediante la transición por tabulación cruzada del mapa de uso de suelo en un lapso de 25 años y la sobreposición de líneas vectoriales se determinó con el ArcGis 10.1 la dinámica del cambio de uso de suelo (Tabla 2).

La sumatoria de los valores de persistencia (indicados en la diagonal) establece que un total de 9 059,29 ha mantuvieron su categoría de ocupación lo que representa el 77,08 % del total de la superficie del bosque de la comunidad de Guangras.

Los resultados de ganancias y pérdidas indican notables pérdidas de 1 689,65 ha de bosque y una ínfima ganancia de apenas un 0,35 ha, los cultivos tuvieron una pérdida de 2,3 ha y una ganancia de 1 403,44 ha, la pérdida de páramos fue de 788,67 ha con una ganancia de 3,35 ha, los pastizales tuvieron 213,24 ha de pérdida y 1 286,92 ha de ganancia y los cuerpos de agua perdieron 0,2 ha con una ganancia de cero.

Tabla 2. Matriz de transición por tabulación cruzada usos del suelo de 1991 y 2016

Estables (9059,29)	Bosque	Cultivo	Páramo	Pastizal	Cuerpo de agua	Total (1991)	Pérdidas	Cambio total
Bosque	2 355,95	723,14	0,36	966,15	0	4 045,60	1 689,65	1 690,00
Cultivo	0	1 990,17	2,30	0	0	1 992,47	2,30	1 405,74
Páramo	0	468,10	3 431,14	320,57	0	4 219,81	788,67	792,02
Pastizal	0,35	212,20	0,69	1 251,83	0	1 465,07	213,24	1 500,16
Cuerpos de agua	0	0	0	0,20	30,20	30,40	0,20	0,20
Total (2016)	2 356,30	3 393,61	3 434,49	2 538,75	30,20	11 753,35		
Ganancias	0,35	1 403,44	3,35	1 286,92	0			

Fuente: Elaboración propia

3.11.7 Dinámica de cambio de uso de suelo entre 1991 – 2016

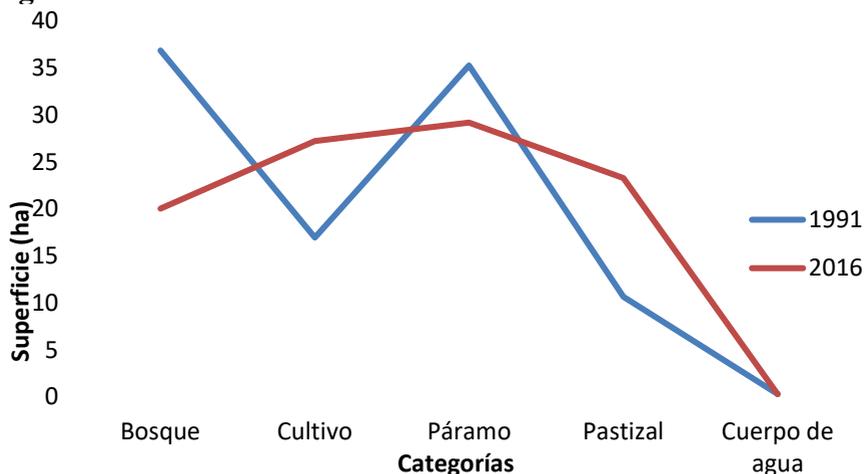
El resultado del presente estudio ofrece una caracterización del cambio de uso de suelo en la microcuenca del río Santiago durante el período 1991-2016, mediante el uso del procedimiento de máxima verosimilitud (Figura 10). Los resultados vienen a corroborar estimaciones sobre la proporción de superficies de ciertas coberturas y sus cambios, expuestas en otros trabajos de investigación dentro de la microcuenca del río Blanco, Cayambe, Ecuador tal es el caso del trabajo de Valencia (2014), quien determinó que el 19 % del bosque ha sido convertido a pastizales, mientras que en este estudio el resultado fue de 20,04 %. También existió coincidencia con los resultados de Lozano, Delgado y Agüirre (2003), quienes determinaron que las principales causas de deforestación en Bosques Montanos ubicadas en el Parque Nacional Podocarpus han sido provocadas por el crecimiento de la actividad agropecuaria a costa de la cobertura vegetal existente.

Los cambios de superficie más representativos son el bosque ya que ha perdido un 16,83 % mientras que los cultivos aumentaron en un 10,3 %, en cambio la zona de páramo se ha perdido un 6,09 %, no obstante, la zona de pastizal aumentó en área un 12,62 %, y los cuerpos de agua disminuyeron un 0,02 %.

El uso del suelo en la microcuenca ha experimentado cambios sustanciales. Entre 1991 y 2016 se perdieron más de 2 694,35 ha de

vegetación natural. La situación es especialmente crítica en el caso de los bosques, que aportan el 36,87 % del área total. Los terrenos dedicados a la ganadería (pastizales) aumentaron su superficie en 1 483,7 ha debido a la expansión de áreas agrícolas y la ganadería.

Figura 10. Dinámica de cambio de uso de suelo entre 1991-2016.

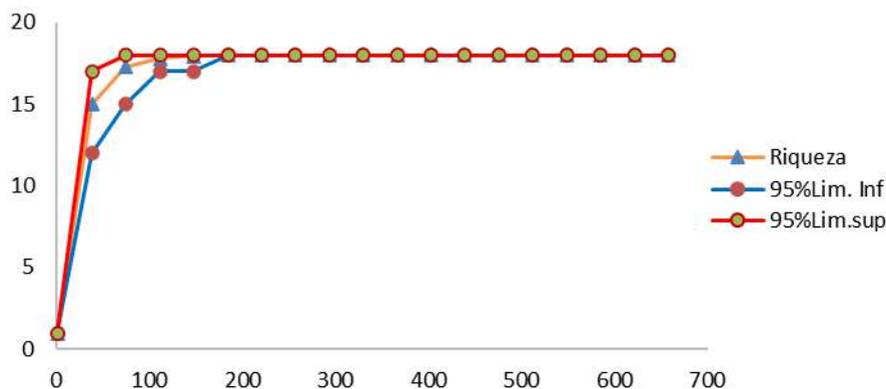


Fuente: Elaboración propia

3.11.8 Validación del muestreo

De acuerdo con los datos tabulados mediante el software Eco Sim teniendo en cuenta la abundancia, riqueza, límite inferior y límite superior con un porcentaje de confiabilidad del 95 %, la tendencia de la curva de rarefacción alcanza la asíntota con un valor de 200 individuos, por lo que puede considerarse que el muestreo fue suficiente para representar la composición florística y la diversidad de la comunidad (Figura 11).

Figura 11. Curva de rarefacción validación del muestreo bosque de “Guangras”, PNS



Fuente: Elaboración propia

Similar resultado obtuvo Champo, Valderrama y España (2012) en el estudio de la composición florística y estructura de cuatro bosques andinos del Santuario de Flora Guanentá, Cordillera Oriental de Colombia, indica que en un área aproximada de 0,1 ha, subdividida en diez transectos de 50 x 2 (100 m²) cada uno, menciona que el número de especies arbóreas no es muy abundante teniendo en cuenta el gradiente altitudinal en el que se encuentra, a diferencia de bosques de zonas más bajas. Por lo cual el aumento en la intensidad del muestreo no provee un aumento significativo en la riqueza de especies.

3.11.9 Características florísticas generales del área estudiada

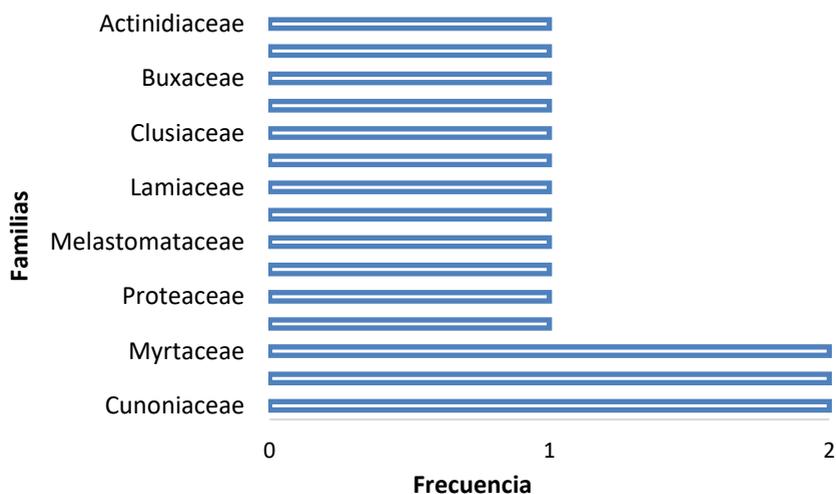
El inventario florístico por parcelas se muestran en los anexos del 2 al 26 donde se registraron 18 especies arbóreas, distribuidas en 15 géneros y 15 familias reportando 695 individuos. La riqueza es

similar a la que reporta Bussmann (2005), en su estudio florístico en el bosque nublado dentro de la Reserva Biológica San Francisco, la cual se encuentra en el límite norte del Parque Nacional Podocarpus.

Las familias mejor representadas (Figura 12) en relación con la riqueza de especies y que determina la diversidad existente en la zona de estudio son: Myrtaceae, Asteraceae, Cunoniaceae cada una con 2 especies respectivamente, en contraste las familias menos representadas fueron: Actinidiaceae, Araliaceae, Buxaceae, Chloranthaceae, Clusiaceae, Elaeocarpaceae, Lamiaceae, Lauraceae, Melastomataceae, Primulaceae, Proteaceae y Rosaceae con 1 especie cada una. Las familias representadas en este estudio coinciden con los resultados reportados por el Plan de Manejo Estratégico del Parque Nacional Sangay (1998) en los estudios de vegetación realizados para el Plan de Manejo del PNS.

Las familias que se mencionan en este estudio coinciden con los reportes de Bussmann (2005), para bosques siempre verdes montanos, así como por Eastman (2010), quien reporta que las familias con mayor número de especies en zonas estudiadas de Bosques Nublados en México son: Lauraceae, Myrtaceae, Cunoniaceae y Asteraceae, siendo también reportadas por Espinosa *et al.* (2012), quienes mencionan que son las familias con mayor número de especies en zonas estudiadas de Bosques Montanos del neotrópico Ecuatoriano.

Figura 12. Familias y su riqueza arbórea en el bosque de la comunidad de Guangras.



Fuente: Elaboración propia

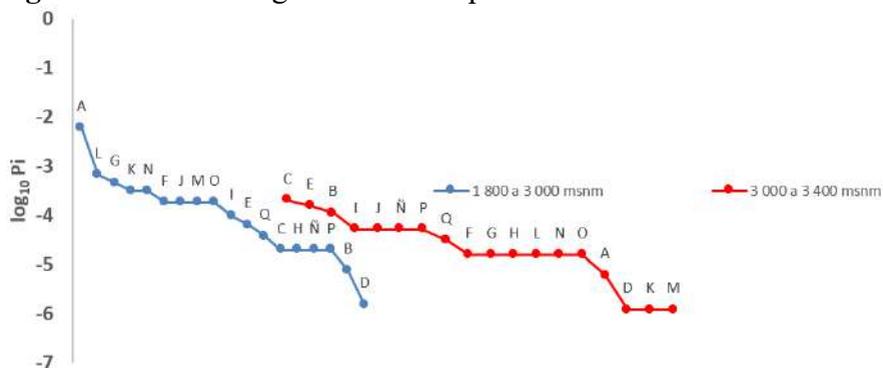
Por otra parte, Kappelle y Brown (2001) y Bruijnzeel, Scatena y Hamilton (2011), mencionan que estos bosques tienen un patrón de distribución de especies discontinuo, análogo a un archipiélago de islas pero que al mismo tiempo al no estar asociadas con innumerables especies las hace más vulnerables a la fragmentación o pérdida de estas masas boscosas.

3.11.10 Diversidad Alfa

La curva rango abundancia Figura 14 muestra la existencia de diferencias en la abundancia de las especies en función de la altitud, de los 1 800 a 3 000 msnm las especies más abundante son *Weinmannia auriculata*, *Clusia flaviflora* y *Miconia latifolia* y para

los 3 000 a 3 400 msnm *Hesperomeles ferruginea*, *Myrsine andina*, y *Gynoxis halii*, mientras es común que la especie menos abundante en ambos sitios es *Roupala aublet* como consecuencia de la explotación forestal de la cual es víctima dada su alto valor económico por ser una madera de gran durabilidad para vigas de casas y postes de luz eléctrica.

Figura 13. Curva rango-abundancia por altitud.



Fuente: Elaboración propia

Leyenda: A (*Weinmannia auriculata* D. Don), B (*Gynoxis halii* Hieron), C (*Hesperomeles ferruginea* (Pers.) Benth), D (*Roupala montana* Aublet), E (*Myrsine andina* Mez), F (*Myrcianthes limbata* (Kunth) McVaugh), G (*Miconia latifolia* D. Don), H (*Nectandra discolor* Kunth), I (*Myrcianthes rhopaloides* Kunth in. H.B.K), J (*Aegiphila ferruginea* Hayek & Spruce), K (*Vallea stipularis* Mutis ex L.f), L (*Clusia flaviflora* Engl), M (*Hedyosmum racemosum* (Ruiz & Pav.) G. Don), N (*Styloceras laurifolium* (Willd.) Kunth), Ñ (*Oreopanax ecuadorensis* Seem), O (*Saurauia tomentosa* (Kunth) Spreng), P (*Weinmannia mariquitae* Szyszyl), y Q (*Grosvenoria rimbachii* B.L.Rob).

Llama la atención como las especies *Aegiphila ferruginea* declarada como vulnerable, *Grosvenoria rimbachii* como casi amenazada y *Oreopanax ecuadorensis* como de preocupación menor

por la UICN (2018) se encuentran en el medio de las curvas como indicador de una proporción de la abundancia media de las mismas.

Se representó además en la figura anterior una estabilidad en el comportamiento de las dos curvas lo cual indica una equitatividad significativa al tener poca pendiente en correspondencia con lo planteado por Feisinger, (2003) y Jimenez, (2012).

3.11.11 Diversidad Beta

La diversidad beta mide las diferencias (el recambio) entre las especies de dos puntos, dos tipos de comunidad o dos paisajes. Estas diferencias podrán ocurrir en el espacio, cuando las mediciones se hacen en sitios distintos en un mismo tiempo (Halfiter y Moreno, 2005).

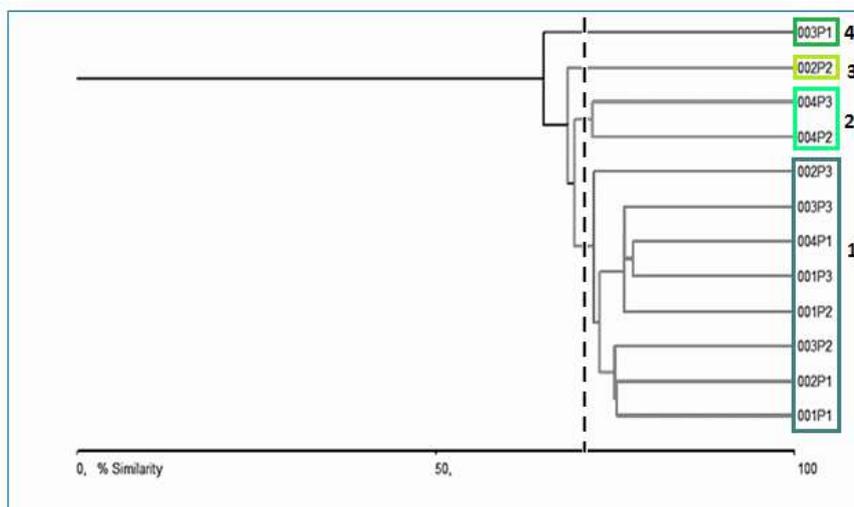
Como resultado del análisis de conglomerado que se presenta en la Figura 14, se tomó en consideración cuatro agrupaciones, considerando como grupos las parcelas cuyo porcentaje de similitud fue del 75 %, se comprobó que la altitud no influyó en los agrupamientos, pues existe una mínima diferencia entre parcelas localizadas en los dos gradientes altitudinales.

La primera agrupación está conformada por las parcelas (P1, P2, P3) del conglomerado 1, las parcelas (P1, P3) del conglomerado 2, las parcelas (P2, P3) del conglomerado. 3 y la parcela (P1) del conglomerado cuatro. Los mismos se encuentran en su mayoría desde los 3 000 a 3 400 msnm, lo que les proporciona una similitud en la

distribución de especies en todas las parcelas, teniendo en común a *Miconia latifolia* debido a que esta especie tiene un rango amplio de adaptabilidad altitudinal.

En un segundo grupo se encuentran las parcelas (P2, P3) del conglomerado 4, las cuales se encuentran en un rango altitudinal desde los 2 400 a los 3 000 msnm, diferenciándolas de las demás parcelas, pero a la vez aumentando la cantidad de individuos y progresivamente la diversidad.

Figura 14. Dendrograma de similitud florística obtenido por el análisis de conglomerados mediante la medida de similitud de Bray – Curtis.



Fuente: Elaboración propia

En el grupo tres se encuentra el conglomerado 2 (P2) cuyo gradiente altitudinal va desde los 3 000 a 3 400 msnm, la diferencia en

relación a las demás parcelas muestreadas estuvo dada por la presencia en esta de la especie *Vallea stipularis*.

El cuarto grupo donde está el conglomerado 3 (P1) el cual se encuentra a una altitud de 2 400 a 3 000 msnm, difiere de las demás al encontrarse en el mismo una especie en particular *Myrcianthes rhopaloides*, nunca antes registrada en la literatura para esta altitud.

3.11.12 Estructura horizontal

Las especies más importantes de acuerdo al IVIE en toda la zona de estudio se presentan en la Tabla 3, *Miconia latifolia* y *Weinmannia mariquitae* fueron las más dominantes, mientras que *Aegiphila ferruginea* fue la más abundante, siendo estas tres especies típicas de esta formación vegetal, lo cual se encuentra en correspondencia con lo encontrado en estudios de vegetación para esta formación vegetal por Ceccon y Morales (2008).

- **Abundancia:** Del total de especies encontradas en el bosque la más abundante fue *Miconia latifolia*, seguida de *Myrsine andina* y *Aegiphila ferruginea*, mientras que la menos abundante fue *Roupala aublet*.
- **Dominancia:** En el estudio realizado las especies dominantes fueron *Miconia latifolia*, *Aegiphila ferruginea* y *Weinmannia mariquitae* mientras que *Myrcianthes rhopaloides* resultó la de menor dominancia.

- **Frecuencia:** Las especies más frecuentes en el estudio fueron: *Miconia latifolia*, *Myrsine andina*, *Aegiphila ferruginea*, mientras que la menos frecuente fue *Roupala aublet*. Los histogramas de frecuencia también permiten la evaluación de la estructura horizontal en los ecosistemas boscosos, los cuales se generan a partir de la agrupación de las especies en categorías o clases de frecuencia absoluta.

Tabla 3. Índice de Valor de Importancia por especie en el área estudiada

ESPECIE	FR	DR	AR	IVIE
<i>Miconia latifolia</i>	6,35	14,47	8,29	29,11
<i>Aegiphila ferruginea</i>	6,35	9,23	12,97	28,55
<i>Weinmannia mariquitae</i>	6,35	12,94	7,71	27
<i>Myrsine andina</i>	6,35	8,69	7,83	22,87
<i>Clusia flaviflora</i>	5,82	7,57	5,61	19
<i>Saurauia tomentosa</i>	5,82	6,13	6,31	18,26
<i>Oreopanax ecuadorensis</i>	5,82	6,08	5,72	17,62
<i>Nectandra discolor</i>	5,82	5,62	6,07	17,51
<i>Gynoxys halii</i>	5,82	5,01	5,26	16,09
<i>Grosvenoria rimbachii</i>	5,82	4,47	5,72	16,01
<i>Hesperomeles ferruginea</i>	5,82	4,32	3,62	13,76
<i>Styloceras laurifolium</i>	5,29	3,62	3,86	12,77
<i>Weinmannia auriculata</i>	5,29	4,10	3,04	12,43
<i>Myrcianthes limbata</i>	5,29	2,68	4,09	12,06
<i>Myrcianthes rhopaloides</i>	5,29	0,08	5,14	10,51
<i>Hedyosmum racemosum</i>	4,76	1,58	3,62	9,96

Vallea stipularis	4,23	1,84	3,15	9,22
Roupala aublet	3,70	1,59	1,99	7,28

Fuente: Elaboración propia

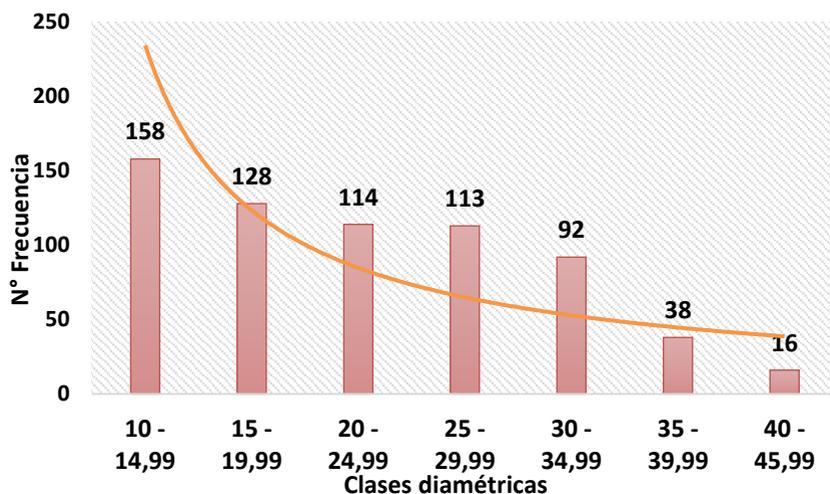
Especial importancia tienen *Myrcianthes rhopaloides* y *Roupala aublet*, ya que estas dos especies están desapareciendo progresivamente debido a las propiedades que tienen sus maderas para ser utilizadas para vigas de casas y postes de luz eléctrica.

3.11.13 Estructura diamétrica

La distribución diamétrica del bosque de la comunidad de Guangras se muestra en la Figura 15, en ella se aprecia que las clases diamétricas inferiores son las más abundantes (35-45, 99 individuos). Es necesario destacar que las clases diamétricas mayores no están representadas por especies de valor económico, sino por árboles de poco valor comercial como es el caso de *Aegiphila ferruginea* y *Weinmannia mariquitae*, siendo un indicador de la antropización del bosque, esto trae consigo que no exista continuidad en cuanto al surtido que estos bosques deberían proporcionar respecto a las clases diamétricas, afectándose así la capacidad productiva del mismo Lamprecht (1990).

En la figura 15 se constata la forma de J invertida que sigue la distribución del bosque de la comunidad de Guangras, la J no es tan pronunciada como en estudios donde no existe acciones antropogénicas o cuando se está en presencia de bosques prístinos.

Figura 15. Distribución por clases diamétricas en el bosque de la comunidad de Guangras, PNS



Fuente: Elaboración propia

De los 695 árboles identificados en este estudio se determinó que 624 individuos están entre las clases diamétricas de 11 a 35, mientras que en las clases diamétricas de 37 a 45 se encuentran 35 individuos, esto es un reflejo de que las especies arbóreas que se encuentran en este tipo de bosque no logran diámetros superiores a los 45 cm debido a su prematuro aprovechamiento lo que se corrobora con las investigaciones obtenidas por Báez, Santiana y Guevara (2012) en el bosque siempre verde montano bajo del sur de la cordillera de los Andes.

Este resultado fue similar al obtenido por Bruijnzeel, Scatena y Hamilton (2011), en bosques húmedos en Bolivia, de igual manera Bussmann (2005) citado por Samaniego (2015), menciona que el dominio de clases diamétricas inferiores es el resultado de la antropización y aprovechamiento irracional de un bosque. Así Baquero *et al.* (2004), mencionan que los Bosques Montanos vienen sufriendo actividad antrópica hasta en un 53,4 % en Ecuador; situaciones similares informan Jimenez (2012) para bosques de la Reserva de la Biósfera Sierra del Rosario en Cuba y Garibaldi (2008) para los bosques de la Reserva el Montuoso en Panamá.

3.11.14 Estructura vertical

El Bosque Montano de la localidad de Guangras se encuentra entre las cotas de los 1 800 a 3 400 nsnm, presentan tres tipos de patrones en su estructura o tres estratos: sotobosque, dosel intermedio y dosel superior (Tabla 4), considerando los criterios del Godínez y López (2002).

En el estrato superior se encontró a *Myrsine andina*, *Clusia flaviflora* y *Miconia latifolia*; en el dosel intermedio estuvieron presentes *Oreopanax ecuadorensis*, *Grosvenoria rimbachi*, *Hesperomeles ferruginea* y *Gynoxis hallii*, mientras que el sotobosque estuvo dominado por individuos juveniles en regeneración y arbustos.

Tabla 4. Estructura vertical del bosque de la comunidad de Guangras, PNS

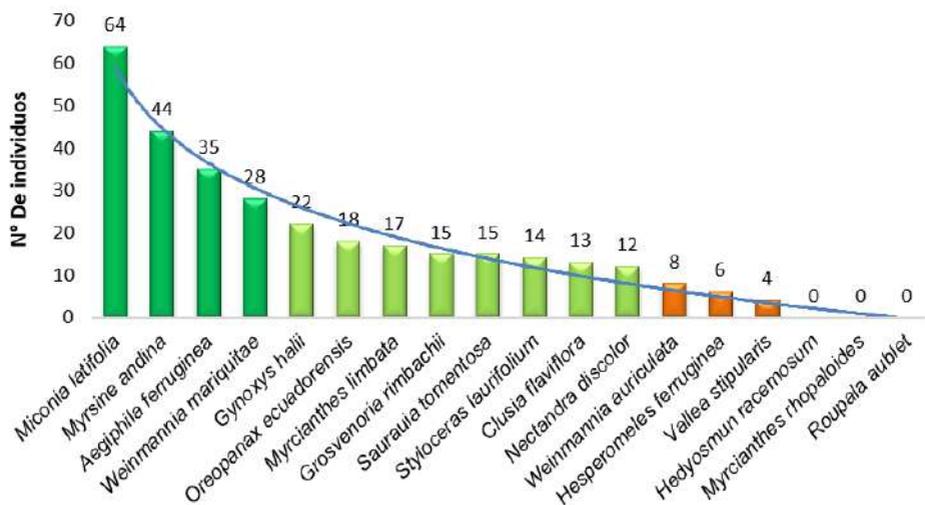
Altura (m)	Estrato	Características
5 – 30	Dosel superior	Estos árboles crecen irregularmente siendo esta la fisonomía típica de los bosques montanos con troncos ramificados desde la base y en algunos casos muy inclinados o casi horizontales, el estrato superior o emergente sobresale por encima del dosel las especies que tienen esta característica estructural son: <i>Myrsine andina</i> , <i>Clusia flaviflora</i> y <i>Miconia latifolia</i> , especies que alcanzan de 20 a 25 m.
1,50 – 5	Estrato intermedio	Este estrato está en un rango de 3 a 5 m, poseen una alta proporción de epífitas (bromelias, orquídeas, líquenes, musgos, y helechos) y una gran cantidad de lianas.
0 – 1,50	Sotobosque	Los individuos que representan el sotobosque son arbustos como <i>Otholobium mexicanum</i> , <i>Salvia corrugata</i> , <i>Brachyotum ledifolium</i> , <i>Fuchsia loxensis</i> y <i>Monnina cestrifolia</i> .

Fuente: Elaboración propia

3.11.15 Regeneración natural

Mediante este proceso por el que en un espacio dado se produce la aparición de nuevos pies de distintas especies forestales sin intervención de la acción directa o indirecta del hombre Agüirre (2012). Se representa (Figura 16) la distribución de la regeneración natural donde se determinó en el campo que las tres últimas especies no presentaron regeneración natural lo cual las colocó como especies con más interés para el programa de rehabilitación forestal.

Figura 16. Comportamiento de la regeneración natural por especies en el área de investigación.



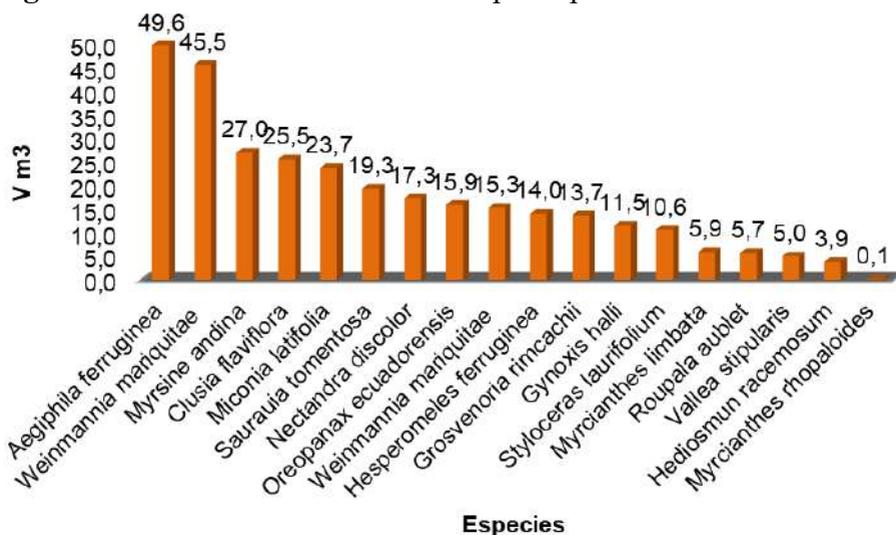
Fuente: Elaboración propia

3.11.16 Volumen de madera en m³ como indicador de degradación

El resultado del cálculo del volumen para cada una de las especies inventariadas en las parcelas se realizó con el propósito de tener una perspectiva más que ayude a demostrar el grado de afectación que sufre esta zona del PNS debido al aprovechamiento no sostenible del componente arbóreo y por consiguiente de toda la diversidad del área Angelsen *et al.* (2009), donde las cinco últimas especies que se observan en la Figura 17, son las más demandadas por las utilidades que le dan los moradores de la comunidad.

El volumen total obtenido de los 695 individuos censados fue de 309,47 m³. Las especies que mayor volumen obtuvieron fueron: *Aegiphila ferruginea* y *Weinmannia mariquitae* con 95,1 m³ que representa el 30,72 %, una tercera parte del volumen total; mientras que *Myrsine andina*, *Clusia flaviflora*, *Miconia latifolia*, *Saurauia tomentosa*, *Nectandra discolor*, *Oreopanax ecuadorensis*, *Weinmannia mariquitae*, *Hesperomeles ferruginea*, *Grosvenoria rimbachii*, *Gynoxis halli* y *Styloceras laurifolium* suman un volumen de 193,8 m³, correspondiente a un 62,62 % del total, y las especies que menor volumen tuvieron fueron: *Myrcianthes rhopaloides*, *Roupala aublet*, *Vallea stipularis*, *Hediosmun recemosum*, y *Myrcianthes limbata* con 20,6 m³ lo que representa el 6,65 % del total.

Figura 17. Volumen de madera en m³ por especie

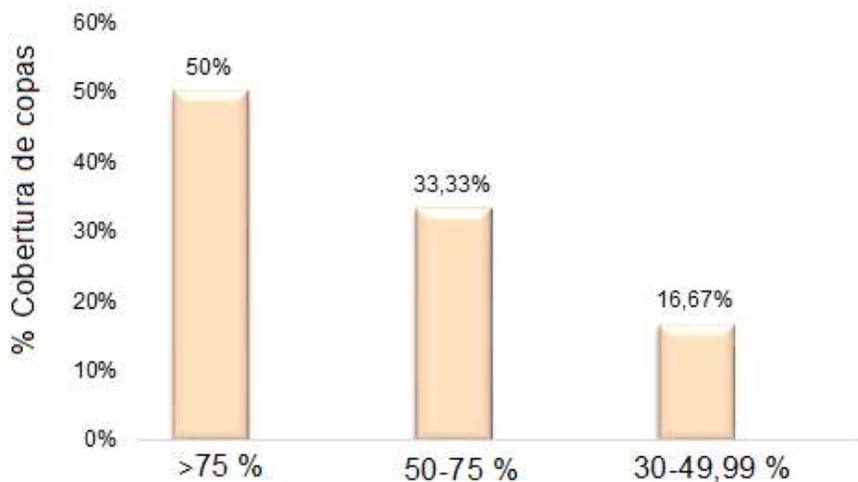


Fuente: Elaboración propia

3.11.17 Cobertura de copas de los conglomerados inventariados.

Según Aguirre (2012) la cobertura de los árboles es la proporción del área ocupada por la proyección vertical hacia el suelo desde las partes aéreas de una especie, esta ha sido la única opción para poder estimar la cobertura de copas en este levantamiento de información que se indica en la Figura 18, donde las parcelas del conglomerado uno son las más conservadas en toda la zona de estudio.

Figura 18. Comportamiento de la cobertura de copas del área inventariada.



Fuente: Elaboración propia

En el Anexo 28 se muestran como los conglomerados dos y cuatro se ubican entre 30 y 49,9 % de cobertura de copas con un 16,67 % del área inventariada total, mientras que el conglomerado tres se localiza entre 50 y 75 % y el conglomerado uno en más del 75 % con el 50 % del área muestreada total.

3.11.18 Relación especies variables ambientales

El Análisis de Correspondencia Canónico demuestra que los datos parcelas/especies vegetales no están linealmente relacionados con los datos parcelas/variables edáficas con un nivel de significación del 5 % como se muestra en la Tabla 5. Un examen más minucioso permite ver que el valor p está justo por encima del umbral elegido (0.05 frente a 0.820).

Tabla 5. Resultados de la prueba de permutación de Monte Carlos

Permutaciones	1000
Pseudo F	0,839
valor-p	0,820
alfa	0,050

Fuente: Elaboración propia

La Tabla 6 muestra cómo la inercia se reparte entre el CCA restringido (el análisis que usa las variables explicativas) y el CCA no restringido (el Análisis Canónico de Correspondencias no restringido es un análisis de correspondencias de los residuos del Análisis Canónico de Correspondencias restringido).

Tabla 6. Distribución de la Inercia

	Valor	%
Total	0,353	100,000
Restringida	0,210	59,495
No-restringida	0,143	40,505

Fuente: Elaboración propia

En la Tabla 7 se evidencia que al CCA restringido le corresponde solo el 60 % de la inercia. Dentro del análisis de los autovalores se observa que la mayor parte de la inercia es explicada por el primer eje. Con el segundo eje se obtiene el 60 % de la inercia. Esto significa que el mapa bidimensional del CCA es suficiente para analizar las relaciones entre los sitios, las especies y las variables.

Tabla 7. Autovalores y porcentaje de la inercia

	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7
Valor propio	0,075	0,043	0,037	0,028	0,014	0,007	0,006
Inercia restringida (%)	35,643	20,685	17,550	13,221	6,536	3,573	2,793
% acumulado	35,643	56,328	73,878	87,099	93,634	97,207	100,000
Inercia total	21,206	12,307	10,441	7,866	3,888	2,126	1,662
% acumulado (%)	21,206	33,512	43,954	51,819	55,708	57,833	59,495

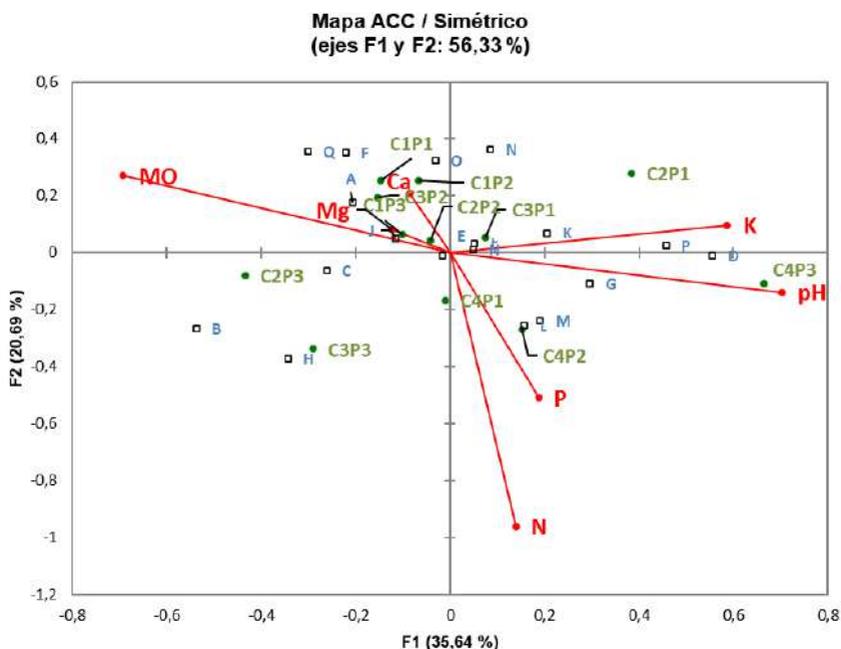
Fuente: Elaboración propia

En el diagrama de ordenación espacial de especies, parcelas de la vegetación y variables ambientales Figura 19 se representan con color azul el acrónimo de las especies y con color rojo las variables ambientales. En la Figura se aprecia que existe correspondencia entre comportamiento de las especies, parcelas de la vegetación y variables ambientales.

En la Figura 19 se muestra que el eje 1 en su extremo negativo muestra un aumento de la materia orgánica, el Magnesio, el Calcio y del Potasio en el extremo positivo, el eje 2 muestra un aumento del

Nitrógeno, el Fósforo y el pH en el extremo negativo y del Potasio en el extremo positivo.

Figura 19. Proyección del comportamiento especies, parcelas de la vegetación y variables ambientales.



Fuente: Elaboración propia

Leyenda : A (*Weinmannia auriculata*), B (*Gynoxis halii*), C (*Hesperomeles ferruginea*), D (*Roupala aublet*), E (*Myrsine andina*), F (*Myrcianthes limbata*), G (*Miconia latifolia*), H (*Nectandra discolor*), I (*Myrcianthes rhopaloides*), J (*Aegiphila ferruginea*), K (*Vallea stipularis*), L (*Clusia flaviflora*), M (*Hedyosmum racemosum*), N (*Styloceras laurifolium*), Ñ (*Oreopanax ecuadorense*), O (*Saurauia tomentosa*), P (*Weinmannia mariquitae*), y Q (*Grosvenoria rimbachii*).

Se observa que las especies N (*Styloceras laurifolium*), K (*Vallea stipularis*), y D (*Roupala aublet*) se posicionan cercanas al centro de gravedad y se asocian a la parte positiva del primer eje y B

(*Gynoxis halii*) a la parte negativa, así como las especies F (*Myrcianthes limbata*) y Q (*Grosvenoria rimbachii*) se asocian a la parte negativa del eje dos mientras que L (*Clusia flaviflora*) y H (*Nectandra discolor*) a la parte positiva, el resto de las especies no destacan hacia ninguna dirección un crecimiento o un decrecimiento, se corrobora también la inexistencia de un gradiente, al no existir una pauta de asociación de grupos de parcelas con especies.

Los autovalores obtenidos se corroboran con otros estudios como Becker *et al.* (1997) quienes plantean que cuando los autovalores son menores que 0.3, los resultados explican correctamente la ordenación realizada. Según Sánchez (2015) por lo general en estudios florísticos se consideran los autovalores > 0.3 como gradientes muy altos y una de las causas pueden estar dadas porque existen menor cantidad de unidades de muestreo que variables ambientales.

Las especies O (*Saurauia tomentosa*), F (*Myrcianthes limbata*) y Q (*Grosvenoria rimbachii*) son abundantes en ecosistemas donde hay mayor cantidad de Magnesio (Mg) y Materia orgánica (MO) y en menor cuantía donde hay Nitrógeno (N), las especies G (*Miconia latifolia*) y M (*Myrcianthes rhopaloides*) se relacionan con el pH, la especie C (*Hesperomeles ferruginea*) en lugares donde abunda el Nitrógeno, así la especie I (*Myrcianthes rhopaloides*) abunda en lugares donde el Calcio es predominante.

Estos resultados son similares a los encontrados por Samaniego (2015) quien reportó en el bosque húmedo tropical premontano relación del ordenamiento de las parcelas y las especies con las variables de suelo y con Rodríguez (2015) en el bosque Nublado de la Sierra Maestra, mientras que discrepa con lo encontrado por Jimenez (2012) en el bosque semideciduo mesófilo en el sector oeste de la Reserva de la Biosfera “Sierra del Rosario”, Cuba donde el efecto de las variables edáficas no fue significativo en la distribución y presencia de especies y por tanto en el ordenamiento de las parcelas.

El hecho que las parcelas C1P2 y C2P1 estén tan distantes del centro de gravedad significa que están asociadas a una mayor cantidad de Calcio y Potasio en el suelo, las parcelas C4P3 y C4P3 a un pH y Fósforo altos sobre todo la C4P3, las parcelas C1P3, C2P2, C2P3, C3P1 y C3P2 a grandes cantidades de Materia orgánica y Magnesio siendo más favorecida la parcela C3P2, así como las parcelas C3P3 y C4P1 a una mayor cantidad de Nitrógeno en el suelo.

3.11.19 Propuesta de rehabilitación forestal

Los aspectos tomados en cuenta por el autor para la identificación y caracterización de formaciones vegetales se fundamentaron en lo propuesto por el MAE (2012) en el nuevo sistema de clasificación de los ecosistemas del Ecuador continental considerando dos rangos de elevación de 1 800 a 3 400 msnm delimitados en el área de estudio, se georreferenció la distribución de

los asentamientos humanos, se montó una capa con los rangos altitudinales (Figura. 5) creando una máscara de elevaciones en Arc Gis 10. 1.

3.11.20 Especies indicadoras

Las especies *Aegiphila ferruginea* y *Weinmannia mariquिताe* presentan una abundancia de juveniles en categorías diamétricas inferiores y también en su regeneración natural lo que sugiere una tolerancia a la competencia provocada por perturbaciones en el bosque, por esta razón estas dos especies pueden ser incorporadas para el monitoreo del estado de conservación de este ecosistema.

3.11.21 Especies banderas

Se identificaron como especies banderas a: *Gynoxys halii*, *Chimborazensis Hieron*, *Oreopanax ecuadorensis*, *Styloceras laurifolium*, *Weinmannia auriculata*, reconocidas por León *et al.*, 2011 como especies endémicas del Ecuador con categorías de amenazas, y de vital importancia recuperarlas en el programa de rehabilitación forestal dado el estado crítico en el que se encuentran.

3.12 Propuesta para la restauración ecológica.

3.12.1 PASO 1. Definir el ecosistema o comunidad de referencia

Los índices de diversidad de Margaleff M Base 10, dominancia de Simpsons y equitatividad de Shannon J' por parcelas se muestran en la Tabla 8 donde resultaron las parcelas C1P1, C2P3, C3P1 y C4P1

las de más riqueza de especies, siendo además C1P1 y C2P3 las de menor dominancia y mayor equitatividad.

Tabla 8. Índices de diversidad de especies

Índices	C1P1	C1P2	C1P3	C2P1	C2P2	C2P3	C3P1	C3P2	C3P3	C4P1	C4P2	C4P3
Simpsons	0,051	0,074	0,076	0,071	0,065	0,061	0,103	0,06	0,085	0,084	0,084	0,084
(D)												
Shannon	0,957	0,935	0,943	0,925	0,961	0,933	0,901	0,949	0,902	0,907	0,907	0,907
J'												
Margalef,	10,006	9,095	9,6	10,407	9,522	10,167	10,923	9,485	9,343	9,682	9,682	9,682

Fuente: Elaboración propia

Al analizar por parcelas los valores del índice de complejidad de Holdridge Tabla 9 se observa que los sitios más conservados coinciden con los de los índices de diversidad analizados anteriormente son las parcelas C1P1, C2P3, C3P1 y C4P1.

Tabla 9. Valores del IC por parcelas

Parcelas	IC
C1P1	110
C1P2	74
C1P3	68
C2P1	71
C2P2	78
C2P3	107
C3P1	100
C3P2	86
C3P3	90
C4P1	105
C4P2	94
C4P3	98

Fuente: Elaboración propia

Los valores de los resultados encontrados son similares a los reportados por Aguilar (1974) en el bosque subtropical húmedo del Tical y el bosque muy húmedo subtropical del Ceibal en Guatemala, así como por Holdridge (1978) para varias zonas de vida en bosques naturales maduros, y difiere de los reportados por DiStéfano, Brenes y Mora (1995) en un bosque primario del piso premontano pluvial, en San Ramón, Costa Rica dada esta característica de ser un bosque primario. Estas parcelas resultaron también del análisis espacio temporal las que no fueron afectadas por los cambios de uso de suelo, sirviendo de patrón para la propuesta de acciones para la rehabilitación de los sitios degradados.

3.12.2 PASO 2. Evaluar el estado actual del ecosistema o comunidad

La deforestación en las masas boscosas del Parque Nacional Sangay es uno de los problemas ambientales más importantes, con serias consecuencias económicas y sociales (Laurance, 2006). Estos bosques albergan un gran número de especies animales y plantas, influyen en el clima local y regional, regulan el caudal de los ríos y proveen una amplia gama de productos maderables y no maderables. La pérdida de este bosque se debe principalmente a la fragmentación y deforestación, y como agravante el sobrepastoreo y la ganadería expansiva (Aide y Grau, 2004).

La deforestación y la degradación en la zona es el principal responsable de cambios en la estructura y función del ecosistema (Saunders, Hobbs y Margules, 1991; Debinski y Holt, 2000). La fragmentación ha provocado una disminución del tamaño medio del hábitat y los ha aislado. Aunque el terreno sigue siendo de uso forestal, su composición y función ha quedado comprometida por la intervención humana, con sus actividades de roza-tumba-quema y en áreas con pendientes fuertes la depredación de las especies valiosas *Myrcianthes rhopaloides* y *Roupala aublet*. Todo esto aumenta la vulnerabilidad de muchas especies de animales y plantas a condiciones ambientales adversas, pero también ocasiona la creación de nuevos hábitats para otras especies más generalistas así se pueden mencionar a las especies exóticas (FAO, 2005).

Sabiendo que las cifras de deforestación que sufre el Ecuador son alarmantes, la acelerada destrucción de los bosques ha colocado en estado de emergencia a una gran variedad de especies de flora y fauna que dependen de ese ecosistema León *et al.* (2011).

Por otro lado, sabiendo que este tipo de vegetación se encuentra cada vez más amenazada al igual que los páramos dentro del parque y conlleva a una drástica disminución en el suministro de agua a escala local y nacional se pretende poner en marcha la presente propuesta de rehabilitación forestal con la cooperación del MAE y ESPOCH a través de proyectos de investigación.

3.12.3 PASO 3. Definir las escalas o niveles de organización del ecosistema

Escala local: Comunidad de Guangras (Bosque Siempre Verde Montano)

Escala regional: Parque Nacional Sangay (Servicios ecosistémicos)

3.12.4 PASO 4. Establecer las escalas y jerarquías de disturbio

Para comenzar con la propuesta de rehabilitación se evaluó el grado de perturbación mediante el método de observación ver Tabla 8, a partir de los criterios establecidos por García (2006) y Matos y Ballate (2006). Se estableció el criterio de bajo, moderado y alto, considerado bajo aquella área que resulte con poca o casi ninguna alteración (menos del 5 %), moderada cerca de un 50 % de afectaciones producidas por el hombre y alto cuando se aprecie alta influencia antrópica (más del 80 %), ver Anexo 30.

Tabla 10. Grado de perturbación y escalas de disturbio

Grado de perturbación	Bajo (< 5 %)	Moderado (50 %)	Alto (> 80 %)	Total
Área bosque	367,46 ha	651,63 ha	957,85 ha	1 976,94 ha

Fuente: Elaboración propia

De acuerdo con los datos obtenidos en el estudio espacio-temporal y estableciendo los lugares más idóneos para el programa, 1 609,48 ha es el área que se intervendrá en el programa de

rehabilitación forestal considerando como prioridad donde el grado de perturbación es moderado y mayor al 80 % (Anexo 30).

3.12.5 PASO 5. Lograr la participación comunitaria

Una de las acciones que está presente dentro de este estudio es lograr la participación de la comunidad en el programa de rehabilitación forestal teniendo en cuenta las necesidades de las personas, ya que estas estuvieron por años y seguirán estando en esta zona, por tal razón, es importante la participación activa de las mismas para el éxito del programa.

En este paso se ha tomado en cuenta a los pobladores de la comunidad a través de capacitaciones sobre la propagación forestal, recolección de semillas y producción de plántulas en viveros comunitarios de las especies interés para el programa.

Cabe recalcar que los programas de rehabilitación, reclamación o reemplazo, revegetalización y restauración son a largo plazo, por esta razón quienes tiene en las manos el éxito o fracaso de los programas antes mencionados son los comuneros de la localidad en conjunto con el Gobierno Parroquial, el Ministerio del Ambiente, el Parque Nacional Sangay con el apoyo del Sistema Nacional de Áreas Protegidas, y las universidades quienes son las precursoras en la investigación de programas de restauración ecológico (Vargas *et al.*, 2010).

Para lo cual se menciona las siguientes actividades:

1. Miembros de la comunidad (Hombres, Mujeres, Niños), profesores e investigadores se comprometen a recolectar, plantar y cuidar las zonas establecidas en el programa.
2. Mostrar los mecanismos para restaurar las áreas degradadas e incentivos económicos a través de calificar las áreas de bosque al programa socio-bosque.
3. Crear un acta de compromiso con los comuneros donde cada uno se comprometa a llevar a cabo las actividades del programa de rehabilitación. Con el objetivo de que a mediano plazo el bosque se recupere.

3.12.6 PASO 6. Evaluar el potencial de regeneración del ecosistema

Del inventario florístico se tiene información sobre el potencial de regeneración natural, la disponibilidad de especies en la región, su ubicación y su abundancia, lo cual es un indicativo preciso para la selección de las especies que se emplearán en el programa.

A través de la recopilación de información secundaria obtenida del Plan de manejo de PNS y artículos realizados en zonas cercanas al sitio de interés se establece las especies para el programa de rehabilitación forestal además de un listado de especies para la reintroducción dentro del bosque.

3.12.7 Paso 7. Barreras a la restauración

La barrera para la rehabilitación forestal se entiende a todos los factores que impiden, limitan o desvía la sucesión natural permitiendo día a día el deterioro paulatino del componente arbóreo (Zamorano *et al.*, 2014).

De acuerdo con los resultados que se presentan en este capítulo, se definen por tanto, como barreras ecológicas:

- Introducción de pastos (*Brachiaria decumbens*, *Panicum maximun*)
- Apertura de caminos (Carretera Totoras-Juval)
- Dominancia de especies con poco valor comercial (*Aegiphila ferruginea*, *Grosvenoria rimbachii* y *Hesperomeles ferruginea*)
- Depredación selectiva de ciertas especies (*Myrcianthes rhopaloides*, *Roupala aublet*, *Vallea stipularis*, *Hediosmun recemosum* y *Myrcianthes rhopaloides*)
- Roza, tumba y quema
- Fragmentación
- Ganadería

3.12.8 Paso 8. Selección de las especies adecuadas para la restauración Forestal

Para este paso fue necesario determinar las especies con las que se va a trabajar, del cual depende el éxito o no del programa de

rehabilitación forestal (Ceccon y Pérez, 2016) así se propuso las especies siguientesTabla 9.

Tabla 11. Listado de especies para la rehabilitación del bosque de Guangras

Especies rehabilitación	Especies reintroducción
Hedyosmun racemosum	Baccharis latifolia Ruiz & Pavón
Hesperomeles ferruginea	<i>Cedrela montana</i> Moritz ex Turcz
Myrcianthes rhopaloides	Chusquea scandens Kunth
Myrcianthes limbata	Clusia multiflora Kunth
Roupala aublet	Cyathea caracasana Klotzsch Domin
Styloceras laurifolium	Escallonia myrtilloides L.F.
Vallea stipularis	Gaiadendron punctatum Ruiz & Pavón G. Don
Weinmannia auriculata	Miconia jahnii Pittier
	Oreopanax semanianus
	Polylepis sericea Ruiz & Pavón
	Siphocampylus giganteus Cav.G. Don

Fuente: Elaboración propia

Las especies que se indican en la Tabla 9 son especies endémicas y con algún grado de amenaza según León *et al.*, (2011) las cuales se registraron en el primer plan de manejo del PNS, de igual manera se plantea el levantamiento de parcelas experimentales para su reintroducción evaluando su dinámica, así como la realización de talleres con la comunidad y el equipo de investigación para informar de esta actividad y contribuir al éxito de la misma.

3.12.9 Paso 9. Propagación y Manejo de las especies

De las 18 especies registradas en el Bosque Montano, 8 son las que se seleccionaron tomando en cuenta su abundancia, regeneración natural y grado de amenaza. Las especies se producirán en viveros comunitarios con ayuda técnica de instituciones gubernamentales.

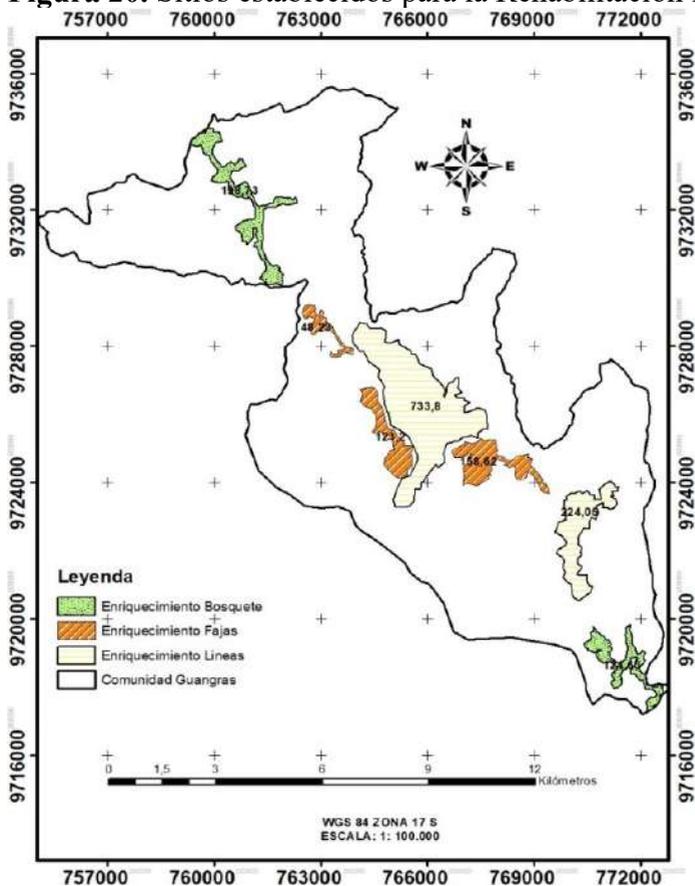
- a) *Reproducción sexual*: Para obtener semillas de buena calidad se realizarán salidas de campo con los moradores de la comunidad para seleccionar y marcar árboles semilleros, considerando que los árboles de donde se obtengan las semillas tengan copas adecuadas (25 a 35 por ciento), tallos o fustes rectos y sin defectos, preferiblemente de circunferencia uniforme, buena frutificación, y sanos.
- b) *Reproducción asexual*: Para esto se ha determinado que la reproducción mediante esquejes o estacas es la más adecuada, la cual consiste en recolectar esquejes de las ramas de una planta para obtener una planta nueva a partir de este. Los esquejes y las estacas se pueden diferenciar en que las estacas se obtienen de ramas leñosas, más duras, mientras que los esquejes se obtienen de ramas más jóvenes o de plantas no leñosas.

3.12.10 Paso 10. Selección de los sitios

La selección de los sitios a restaurar, o donde se van a realizar los experimentos, debe hacerse cuidadosamente. En este paso ya hay un conocimiento de lo que sucede a diferentes escalas, principalmente

como actúa el régimen de disturbios naturales y antrópicos. El conjunto de recomendaciones para la selección de los sitios hace referencia principalmente a una combinación de factores abióticos, bióticos y las poblaciones humanas locales (Vargas, 2010), donde considerando lo antes mencionado se establece las siguientes áreas para rehabilitar ver (Figura 20).

Figura 20. Sitios establecidos para la Rehabilitación forestal.



Fuente: Elaboración propia

Ubicación en sitios accesibles.

En lo posible buscar sitios accesibles. Las facilidades logísticas son de gran importancia para garantizar el éxito del programa. Se deben tener en cuenta los siguientes aspectos:

- a) Vías o caminos de acceso, o sitios cercanos en donde no sea difícil el transporte de los materiales necesarios.
- b) Fácil acceso para personas mayores y niños, con el fin de emprender acciones de participación y educación.
- c) Facilidades para realizar la fase de monitoreo.
 - *Áreas de interés comunitario.* En los proyectos de rehabilitación es muy importante que se discuta con la comunidad los sitios prioritarios para restaurar. Lo ideal es que la comunidad participe en la selección de los sitios, por algún interés especial relacionado con servicios ambientales, como agua, o para detener la erosión, o por ser recursos de amplia utilización por las comunidades.
 - *Definir si aún persisten en el sitio los disturbios y predecir si se pueden volver a presentar.* Si no se eliminan de una forma definitiva los factores tensionantes es posible que el proyecto no sea viable. En algunos ecosistemas donde los disturbios hacen parte de su dinámica natural es importante restaurar la

frecuencia de disturbios, por ejemplo: inundaciones, fuegos, hidrología. Tener en cuenta las recomendaciones de las comunidades locales en cuanto a fenómenos estacionales como inundaciones, fuegos, heladas.

- Se debe explicar a la comunidad sobre el papel de los disturbios y perturbaciones en los procesos ecológicos.
- Evaluar con las comunidades locales las actividades humanas, buscando la mayor compatibilidad posible con el proyecto.
- Evaluar si algunas prácticas culturales son compatibles con el desarrollo de proyectos de rehabilitación.
- Establecer si en el sitio o en sus alrededores se presentan poblaciones muy abundantes de pequeños herbívoros como *Oryctolagus cuniculus* (conejos), que se puedan convertir estacional o permanentemente en una barrera por su impacto de herbívoro sobre especies nativas.
- Se debe evaluar si hay especies invasoras en el sitio o en los alrededores y evitar que se introduzcan estas especies tanto de plantas como de animales. Planear actividades continuas con la comunidad, para el manejo de especies invasoras.

- No es recomendable remover especies introducidas naturalizadas (no invasoras) que cumplen una importante función ecológica.
- Evaluar los gradientes topográficos naturales y patrones de drenaje.
- Restablecer el régimen del flujo hidrológico natural.

3.12.11 Paso 11. Estrategia para superar las barreras a la restauración

Dada la variedad de disturbios dentro de la zona de estudio es necesario el desarrollo de métodos y técnicas silviculturales que puedan ser utilizadas para alcanzar los resultados a partir de diferentes condiciones iniciales.

1. Implementación de la señalización del área protegida donde se prohíbe la tala de árboles, la caza y la pesca.
2. Recuperación de zonas críticas (Aislamiento de áreas donde se desarrolla el programa de rehabilitación forestal) y mejoramiento de corrales y cercos eléctricos para el ganado.
3. Fomentar las jaleas y miel que se extraen del bosque como Productos Forestales No Maderables para generar ingresos como actividades complementarias para el desarrollo de las familias.
4. Plan de producción de plántulas a través de viveros comunitarios y familiares con especies nativas para abastecer al programa de rehabilitación forestal.

5. Capacitación a los miembros de la comunidad para el desempeño como guías naturalistas para turistas que así contribuyan al cuidado y conservación del bosque.
6. Fomentar la visita de autoridades gubernamentales (Ministerio del Ambiente) para que se genere apoyo a proyectos de rehabilitación de ecosistemas montanos.

Aportes complementarios para superar las barreras a la restauración

- Erradicación de matrices de pastos invasores: para facilitar la recolonización por parte de especies nativas, es necesario eliminar de las zonas de restauración pastos que han colonizado estas áreas por causa de pastoreo y abandono de cultivos. Debido a que la mayoría de estas especies invasoras son altamente competitivas se requiere de varias estrategias como erradicación manual, competencia con otras especies y tratamientos de sombra para lograr un control efectivo.
- Creación de refugios artificiales para la fauna: con la acumulación de troncos, piedras y algo de vegetación, se pueden formar agrupaciones que pueden servir como albergues temporales o sitios de paso para la fauna nativa. Mejorar las condiciones abióticas para el desplazamiento de las especies favorece simultáneamente la dispersión de muchas especies vegetales.

- Utilización de perchas artificiales para aves: con esta estrategia se busca aumentar la dispersión de semillas en potreros. Son estructuras en madera con diferentes arreglos, que permiten la llegada de aves a la matriz de pastizal, dando lugar a un aumento significativo de la tasa de deposición de semillas de plantas ornitócoras y la implantación de individuos que no llegan en condiciones naturales, teniendo consecuencias en la aceleración de la recuperación del bosque, así como en la acumulación de un banco de semillas del bosque.

3.12.12 Paso 12. Monitorear el proceso de restauración

Dentro de un proceso de restauración ecológica, el monitoreo consiste en el seguimiento y evaluación continuo de los cambios que experimentará el bosque de la comunidad de Guangras, bajo los diferentes tratamientos de rehabilitación aplicados.

Según Guarnaschelli (2014), el monitoreo constante tiene como objetivo final asegurar el éxito de la restauración ecológica, porque brinda la información necesaria para evaluar y ajustar las prácticas de restauración, de modo que puedan ser modificadas en cualquier momento; de esta manera, si los resultados obtenidos en los tratamientos aplicados son negativos o indeseables, dichos tratamientos se modifican o detienen; por el contrario, si se obtienen

resultados positivos, estos tratamientos se continúan, multiplican, y si es posible, se mejoran Díaz (2007).

A nivel de paisaje se deberá monitorear la cobertura vegetal haciendo énfasis en las especies que están determinadas como especies principales para el programa de rehabilitación, así como las que se pretenden reintroducir.

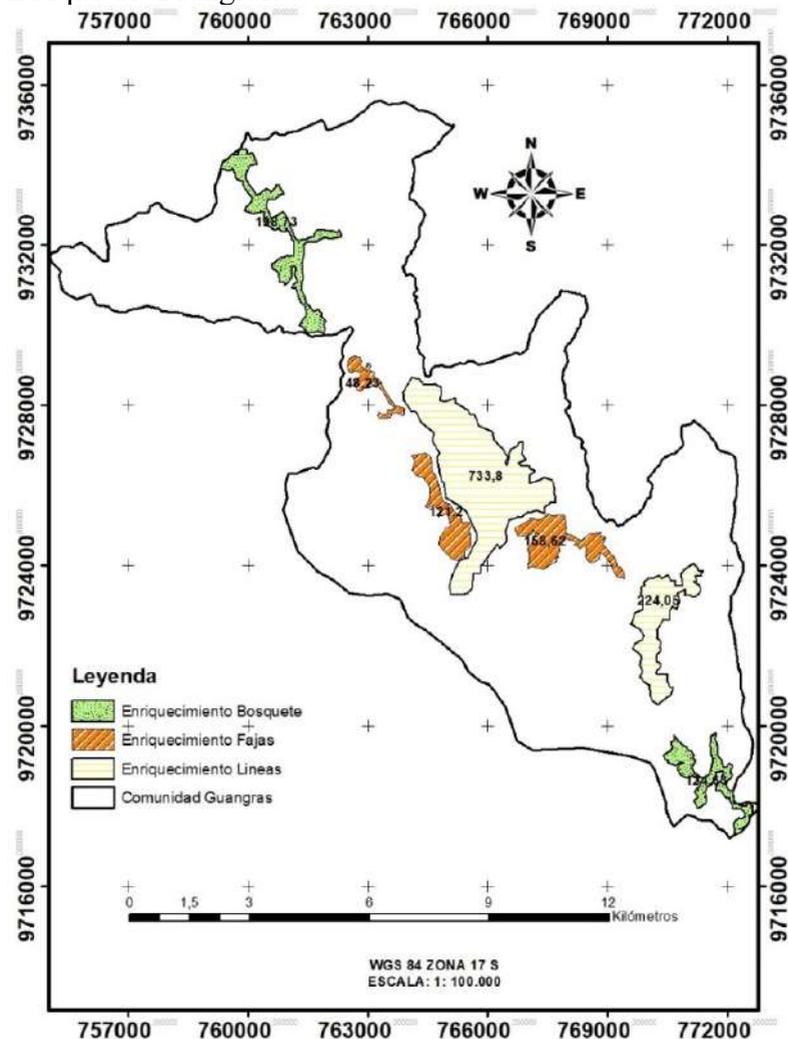
3.12.13 Consolidación del Proceso de Restauración

La consolidación de la propuesta implica que se han superado casi todas las barreras a la restauración y que el ecosistema marcha de acuerdo a los objetivos planteados, las labores de mantenimiento y monitoreo deben indicar que el proceso marcha satisfactoriamente y el ecosistema empieza a mostrar variables de autosostenimiento como: enriquecimiento de especies, recuperación de la fauna, restablecimiento de servicios ambientales relacionados con calidad del agua y suelo. La importancia de consolidar áreas en proceso de restauración se fundamenta en los siguientes aspectos Vargas (2010).

Durante el desarrollo de todas las actividades dentro del programa de rehabilitación forestal es importante hacer el seguimiento permanente de los resultados y no esperar a culminar el proyecto ya que en el proceso es posible encontrar fallas y hacer las modificaciones necesarias que permitan obtener los resultados deseados.

3.13 Componentes adicionales a la restauración forestal

Figura 21. Mapa de ubicación de las zonas de enriquecimiento Bosque de Guangras.



Fuente: Elaboración propia

Históricamente los bosques nativos de Ecuador fueron aprovechados con un patrón de tipo extractivo, con ausencia de planes de manejo racionales, extrayendo los ejemplares con mayor valor económico y con calidades genéticas superiores, pese a encontrarse dentro de un área protegida provocando de esta forma el empobrecimiento de la masa boscosa (Murcia *et al.*, 2017), para lo cual a través de recorridos dentro de la zona de estudio se han determinado los sitios donde se establecerán las actividades de enriquecimiento en líneas, fajas y bosquete (Figura 21).

Con el propósito de implementar actividades que ayuden a la rehabilitación del bosque de la comunidad de Guangras se ha establecido las áreas que estarán sujetas al programa con el acuerdo de la comunidad y los estudios técnicos MAE y/o investigadores de la Universidad.

3.13.1 Enriquecimiento en líneas

Se abrirá fajas o picadas paralelas cuyo ancho dependerá de las necesidades lumínicas de las especies a plantar, variando en general entre 2 y 4 metros. En cada faja se instala una hilera de plantas a distancias entre sí de 4 a 5 metros. Se pretende establecer 250 árboles por hectárea como máximo, con lo cual pueden abrirse estos rumbos cada 10 o 15 metros. Si se disponen en sentido este – oeste se logrará la máxima exposición solar, estableciéndose así 957,85 ha para esta

actividad ya que estos sitios son los más cercanos a la comunidad (Chazdon *et al.*, 2017).

3.13.2 Enriquecimiento en bosquetes

Para esta actividad se aprovechará pequeños claros en el bosque para plantarlos con una o varias especies, diversificando de esta forma la producción y disminuyendo el riesgo. Los claros pueden haber sido originados por la intervención del hombre o ser el resultado de la caída de uno o varios árboles (Gómez y Cardozo, 2003).

Con el enriquecimiento en bosquetes puede ser más importante la competencia entre los individuos plantados que con el bosque existente, con la expectativa de que los mejores individuos se impongan durante el desarrollo (Vera y Gauto, 2003). Este método sería apto para las superficies donde el grado de perturbación es bajo menor al 5 % proponiendo llevar a cabo esta actividad en 323.36 ha en las zonas mejor conservadas.

3.13.3 Enriquecimiento en fajas

Se abrirá fajas o picadas paralelas cuyo ancho será cada 20 m una faja de 20 m donde se establecerán las especies que más demanda tienen en la comunidad (Palacios, Agüirre y Lozano, 2015), (*Myrcianthes rhopaloides*, *Roupala aublet*, *Vallea stipularis*, *Hediosmun recemosum* y *Myrcianthes limbata*) estableciéndose 3 hileras dentro de los 20 m con un espaciamiento de 5 m entre individuo

de esta manera se repoblarán 328,05 ha donde también se establecerán parcelas con especies de reintroducción.

3.13.4 *Mantenimiento*

Las experiencias realizadas hasta el momento señalan que la etapa de cuidados y tratamientos posteriores a la plantación, que puede extenderse entre los primeros tres años, es crítica para el éxito de esta práctica (Zucchini, 2009). Debe mantenerse la línea de plantación libre de malezas que compiten por los recursos hasta que los árboles plantados tengan una altura suficiente, además se recomienda realizar esta tarea hasta tres veces durante los primeros años de crecimiento. Uno de los factores más importantes es la competencia por luz, con lo cual es fundamental el buen tamaño de las plantas, no deben ser inferior a los 50 centímetros de altura. Para esta última tarea tendrán que podarse ramas de árboles laterales que alteren el crecimiento y desarrollo de las plantas (Gómez, 2012). Para la eliminación de árboles de copa ancha que obstaculicen el crecimiento se utiliza la técnica de anillado (Vera y Gauto, 2003).

3.13.5 *Siembra directa de semillas*

Considerada como una técnica más económica que la producción de plántulas, se considera como una actividad más dentro del programa de rehabilitación que contribuya positivamente en zonas de fácil acceso, ya que esta puede resultar en fracaso teniendo en

cuenta que la mortalidad puede ser alta, no obstante, se realizará ya que no demanda de muchos recursos económicos además es una técnica de rehabilitación que se ha utilizado en zonas degradadas con resultados aceptables que se lo toma como un aporte al programa (Ceccon, Olmsted y Campos , 2002).

3.13.6 Aperturas del dosel en fragmentos de bosques secundarios en proceso de regeneración

Consiste en la intervención del dosel del bosque con aperturas que generen un 40 % de iluminación, con el fin de disminuir las tasas de mortalidad de especies sucesionales tempranas y mejorar su reclutamiento en sitios estratégicos (Melo, Rodríguez y Rojas, 2008), con esta técnica silvícola se logra dar una mayor posibilidad a las especies que están en menor abundancia de tener menos competencia por la luz y nutrientes del suelo de tal manera que puedan desarrollarse de mejor manera.

3.14 Discusión General y Conclusiones

De acuerdo con el análisis multitemporal, durante el período 1991-2016 se determinó que el bosque, páramo, y cuerpos de agua sufrieron una reducción del área debido a la actividad antropogénica de cambio de uso de suelo de 2,47 %, 0,76 %, 0,28 % respectivamente, cifras que superan lo indicado por entidades gubernamentales en el país.

La caracterización florística dio paso al entendimiento de la estructura y composición del bosque Montano objeto de estudio, significando un aspecto importante para determinar la riqueza, así como el grado de perturbación y la posterior toma de acciones para el programa de rehabilitación forestal.

De las 1 976,94 ha de área de estudio se determinó que 957,85 ha se establecerá un enriquecimiento en líneas debido a que esta zona está más cercana a la comunidad, además aquí se establecerá sitios experimentales para la reintroducción de especies, 651,63 ha en fajas y 367,46 ha en bosquete al ser zonas más conservadas, de esta manera se genera a mediano y largo plazo la rehabilitación del ecosistema como estrategia de conservación de la diversidad forestal local y de la recuperación del ecosistema degradado al mismo tiempo que sigue generando recursos ecosistémicos.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguilar, M.A. (1974). Índices de complejidad de los bosques húmedos y muy húmedos de El Petén de Guatemala. Tesis de maestría en Ciencias Instituto Interamericano de Agricultura de la OEA.CATIE. Turrialba, Costa Rica. 140 pp.
- Aguirre, N. (2012). Restauración ecológica en el Ecuador. consultado 12 enero 2013. [nikolayaguirre.com/2012/01/27/restauración ecológica](http://nikolayaguirre.com/2012/01/27/restauración-ecológica).
- Aide, T. M., and H. R. Grau. (2004). Globalization, migration, and Latin American ecosystems. *Science* 305:1915-1916
- Aide, T.M., Grau, (2004). Globalization, migration, and Latin American ecosystems. *Science* 305:1915-1916.
- Alexakis, D.D., Agapiou, A., Hadjimitsis, D.G., Retalis, A. (2014). Optimizing statistical classification accuracy of satellite remotely sensed imagery for supporting fast flood hydrological analysis. *Acta Geophys.* 60, 959-984. (PDF) Integrated use of remote sensing, GIS and precipitation data for the assessment of soil erosion rate in the catchment area of "Yialias" in Cyprus.
- Álvarez, P.A. (2016). Métodos Silvícolas. Editorial Félix Varela. 242pp.
- Angelsen, A., Brown, S., Loisel, C., Peskett, L, (2009). Reducción de Emisiones de la deforestación y la degradación de bosques

(REDD): Reporte de Evaluación de Opciones. Meridian Institute.

Antonio, X., E. Treviño, J. Jiménez, H. Villalón y J. Návar. (2006). Cambios en la vegetación en la Subcuenca del Río Pilon, Nuevo León, México. *Revista Chapingo Serie Ciencia Forestales y del Ambiente* 12(1):5-11.

Asner, G.P., Keller, M., Pereira, R. Jr. y Zweede, J.C. (2002). Remote sensing of selective logging in Amazonia: assessing limitations based on detailed field observations, Landsat ETM+, and textural analysis. *Remote Sensing of Environment*, 80(3) 250pp.

Asner, G.P., Rudel, T.K., Aide, T.M., Defries, R. & Emerson, R. (2009). A contemporary assessment of change in humid tropical forests. *Conservation Biology*, 23, 1386-95.

Báez, S., J. Santiana & J. Guevara. (2012). Bosque siempre verde montano bajo del sur de la cordillera de los Andes. Pp. 41-43 En Ministerio del Ambiente del Ecuador. Sistema de clasificación de los ecosistemas del Ecuador continental. Subsecretaría de Patrimonio Ambiental, Quito.

Bannister J. (2015). Recuperar bosques no es solo plantar árboles: lecciones aprendidas luego de 7 años restaurando bosques de *Pilgerodendron uviferum* (D. Don) Florin en Chiloé. *Anales del Instituto de la Patagonia* 43:35-51.

Baquero, F., Sierra R., Ordoñez L., Espinosa L., Soria M. (2004). Memoria explicativa de los mapas de vegetación: potencial y

remanente a escala 1:250.000 y modelamiento predictivo con especies indicadoras.

Barrera, J. I. (2010). Manual para la restauración ecológica de los ecosistemas disturbados del distrito capital. Bogotá, Colombia: Secretaría Distrital de Ambiente (SDA), Pontificia Universidad Javeriana (PUJ).

Bascopé, F y Jorgensen, P. (2005). Caracterización de un bosque montano humedo: Yungas, La Paz. *Ecología en Bolivia* 40(3):365-379.

Bauhus J, K., Puettmann, C., Messier. (2009). Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management* 258:525-537.

Becker, B.; Terrones, F. M. y Horchler, P. (1997). Especies Indicadoras de la Flora Acompañante en campos de cultivo de los Andes- Parte II. Metodología y Primeros Resultados, 5: 13-19.

Behrens, T.; Zhu, A.; Schmidt, K.; Scholten, T. (2010). Multi-scale digital terrain analysis and feature selection for digital soil mapping. *Geoderma*, v.5, n.3-4, p.175-185.

Berlanga, C. A.; García, R. R.; López, J.; Ruíz, A. (2010). Patrones de cambio de coberturas y usos del suelo en la región costa norte de Nayarit (1973-2000). *Investigaciones Geográficas*, n. 72, p. 7-22.

Brizuela, A.; Aguirre, C.; Velasco, I. (2007). “Aplicación de métodos de corrección atmosférica de datos de Landsat 5 para análisis

multitemporal”. Teledetección Hacia un mejor entendimiento de la dinámica global y regional.

Broadbent E, Asner G, Keller M, (2008). Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. *Biol Conserv* 141:1745–1757. doi: 10.1016/j.biocon.2008.04.024.

Broks, T.M., Mittermeter, R.A., Fonseca, G.A.B., Gerlach, J., Hoffmann, M., Lamoreux, J.F., Mittermeier, C.G., Pilgrim, J.D. & Rodrigues, A.S.L. (2006). Los bosques desde el espacio Conservación y Desarrollo Sostenible. 243 pp.

Bruijnzeel, L. A.; Scatena, F. N.; Hamilton, L. S. (2011). Tropical Montane Cloud Forests. International Hydrological Series. Cambridge University Press. Reino Unido.

Buendía, E., S. Terrazas, E. Vargas. (2002). Aplicación de imágenes de satélite en la cartografía de uso de suelo y vegetación en una región del Oriente del Valle de México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 8(1):13-19.

Builes, I. y Blandón, L.I (2000). Influencia de las variables socioeconómicas en el estado de conservación de la vegetación en la reserva Alto de San Miguel (Caldas, Antioquia). *Revista Crónica Forestal y del Medio Ambiente*. No 5.21-36 p.

Bussmann, R. (2005). Bosques Andinos del sur de Ecuador, clasificación, regeneración y usos. p.207-208.

Bustamante M. M.C., Roitman I., Aide T. M., Alencar A., Anderson L., Aragão L., Asner G. P., Barlow J., Berenguer E., Chambers

J., Costa M. H., Fanin T., Ferreira L. G., Ferreira J. N., Keller M., Magnusson W. E., Morales L., Morton D., Ometto J. P.H.B., Palace M., Peres C., Silvério D., Trumbore S. and Vieira I. C.G. (2015). Towards an integrated monitoring framework to assess the effects of tropical forest degradation and recovery on carbon stocks and biodiversity. *Glob Change Biol.* Accepted Author Manuscript. doi:10.1111/gcb.13087

Camacho, F., Baret, F. & Lacaze, R. (2015). Guidelines for field campaigns, Issue 11.10. <http://fp7-imagines.eu/pages/documents.php>

Cavasini, R., Pincela, M. R. & Tunes, B. M. L. (2008). Caracterização da assembléia de *Drosophila* (Diptera, Drosophilidae) em dois fragmentos florestais na região sul do Brasil. *Revista Eletrônica Lato Sensu* 3(1):1980-6116.

Ceccon E. & D. Pérez. (2016). Más allá de la ecología de la restauración: perspectivas sociales en América Latina y el Caribe. Vázquez Mazzini Editores: Ciudad Autónoma de Buenos Aires. 38 pp.

Ceccon, E & Morales, A. (2008). Selección de especies de selva baja caducifolia para la restauración de un área degradada de Morelos, México. Resúmenes de contribuciones técnicas del Congreso Internacional de Ecosistemas Secos. Santa Marta. Colombia.

Ceccon, E. Olmsted, I. y Campos, A. J. (2002). Vegetación y propiedades del suelo en dos bosques tropicales secos de

diferente grado de regeneración en Yucatán. *Agro ciencia*. 36: 621-631.

Champo, O., L. Valderrama y M. España. (2012). Pérdida de cobertura forestal en la Reserva de la Biósfera Mariposa Monarca, Michoacán, México (2006-2010). *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 18(2):143-157.

Chander G.; Markham B. L.; Helder D. L. (2009). “Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors”. *Remote Sensing of Environment*. vol. 113, Pág. 893–903.

Chander, G., Markham, B. L. and Helder, D. L.(2009). Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. *Remote Sensing of Environment*, 113, pp. 893-903.

Chavez Jr PS. (1996). "Image-Based Atmospheric Corrections Revisited and Improved." *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 62, 1025-1036.

Chazdon R.L., P. Brancalion, D. Lamb, L. Laestadius, M. Calmon & C. Kumar. (2017). A Policy-Driven Knowledge Agenda for Global Forest and Landscape Restoration. *Conservation Letters* 10(1): 125–132.

Chuvieco, E. (2010). “Teledetección Ambiental. La observación de la tierra desde el espacio”. Editorial Planeta, S. A. Barcelona.

Conabio, O. (2010). El Bosque Mesófilo de Montaña en México: Amenazas y Oportunidades para su Conservación y Manejo

Sostenible. Vol. 1, Comisión Nacional para el Conocimiento y
Uso de la Biodiversidad, México. 197 pp.

- Cortina, V., P. Macario y. O, Himmelberguer. (1998). Cambios en el uso del suelo y deforestación en el sur de los estados de Campeche y Quintana Roo, México. Investigaciones geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM (38):41-56.
- Curtis, J. T. & McIntosh, P. (1951). An upland forest continuum in the prairie-forest border Region of Wisconsin. *Ecology*32: 476-496.
- Dangles, O., Nowicki, F. & Mena, B. (2009). *Biota Máxima: Ecuador Biodiverso*. Quito, Imprenta Mariscal, Pontificia Universidad Católica del Ecuador. 250p.
- Debinski, D.M. & Holt, R.D. (2000). A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14(2): 342-355.
- Dent, D. & S. Wright. (2009). The future of tropical species in secondary forests: a quantitative review. *Biol. Conserv.* 142: 2833–2843.
- Díaz R. (2007). El monitoreo en la restauración ecológica. En: O. Vargas (ed.). 2007. *Guía Metodológica para la restauración ecológica del bosque altoandino*. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- DiStéfanol, J.F., Brenes, L y Mora V.(1995). Composición florística y estructura de un bosque primario del piso premontano pluvial, en San Ramón, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.*, 43(1-3): 67-73.

- Dirzo, R., E. Mendoza & P. Ortiz. (2007). Size-related differential seed predation in a heavily de faunated neotropical rain forest. *Biotropica* 39: 355–362.
- Donoso, P.J., C. Frene., M. Flores., C. Oyarzún., M. Moorman., J Zavaleta. (2014). Balancing water supply and old-growth forest conservation in the lowlands of south-central Chile through an adaptive co-management approach. *Landscape Ecology* 29:245-260.
- Dupont, P. (2015). Les plantes vasculaires atlantiques, les pyrénéo-cantabriques et les éléments floristiques voisins dans la Péninsule ibérique et en France. *Société Botanique du centre-Ouest. N° spécial 45 : 494pp.*
- Dupuy, R.J.M., Gonzales, I.J.A., Iriarte V.S., Calvo, I.L.M., Espadas, M.C.; Tun, D.F., Dorantes, E.A. (2007). Cambios de cobertura y uso del suelo (19792000) en dos comunidades rurales en el noroeste de Quintana Roo. *Investigaciones Geográficas*, n.62, p.104-124.
- Dzieszko, P. (2014). Land-cover modelling using corine land cover data and multi-layer perceptron. *Quaestiones Geographicae*. 2-55 pp.
- Eastman, J. R. (2012). *IDRISI Selva Guía para SIG y Procesamiento de Imágenes.*
- Echeverría, C., C. Smith, J., Aronson, J.I., Barrera. (2015). Good news from Latin America and the Caribbean: national and

international networks are moving ahead. *Restoration Ecology* 23:1-3.

Espinosa, A., M. De La Cruz., A. L. Luzuriaga, & A. Escudero. (2012). Bosques tropicales secos de la región Pacífico Ecuatorial: diversidad, estructura, funcionamiento e implicaciones para la conservación. *Ecosistemas* 21 (1-2): 167-179.

Etter, A., Mcalpine, C., Wilson, K., Phinn, S., Possingham, H. (2006). Regional patterns of agricultural land use and deforestation in Colombia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v.114, n.2-4, p.114-369.

Ezquerro A.C., Cuesta, E. M., López, J.U.M. (1998). Proyecto LACOST. Cambios en la cobertura del suelo en las costas europeas. Observatorio medioambiental, Universidad Complutense, Madrid. v.1, p.201-219.

FAO. (2001). *Global Forest Resources Assessment 2000. Main report.* FAO Forestry Paper 140. ISSN 0258-6150.

FAO. (2010). *Global Forest Resources Assessment 2010. Terms and Definitions.* Working paper 144/E. Rome, 2010.

FAO. (2011). *Food and Agriculture Organization of the United Nations State of the World's Forests. Chapter 2.* Rome: FAO.

FAO. (2015). *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2015.* Roma (disponible en: www.fao.org/forest-resources-assessment/es).

- FAO. (2016). El estado de los bosques del mundo 2016. Los bosques y la agricultura: desafíos y oportunidades en relación con el uso de la tierra. Roma P 76 – 118.
- FAO. (2018). El estado de los bosques del mundo 2018. Las Vías Forestales hacia el Desarrollo Sostenible. Roma (disponible en: www.SOFO 2018 - El estado de los bosques del mundo 2018.htm)
- Feisinger, P. (2003). Diseño de estudio de campo para la conservación de la Biodiversidad. Santa Cruz de la Sierra: Editorial Fan, Bolivia. 273 p.
- Franco, S., H. Regil, C., González y G. Nava. (2006). Cambio de uso del suelo y vegetación en el Parque Nacional Nevado de Toluca, México, en el período 1972-2000. Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM (61):38-57.
- Gálvez J., Z. Aguirre, O. Sánchez, y N. López. (2003). Estado actual de conservación y posibilidades del manejo del romerillo en la región Sur-Occidental del Parque Nacional Podocarpus. Ministerio del Ambiente, Herbario Loja, Programa Podocarpus, Loja, Ecuador. 155 pp.
- García, D.A. (2009). Restauración de la vegetación en los bosques de encino y pino en el Parque Ecológico Chipinque. FCF, UANL. 100 pp.
- García, Q.Y. (2006). Estrategia para la conservación intraespecífica de *Pinus caribaea* Morelet var *caribaea*, Barret y Golfari. Tesis en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Ecológicas.

Proyecto de cooperación de formación doctoral Universidad de Pinar del Río / Universidad de Alicante. Cuba/España. Pinar del Río, Cuba.

Garibaldi, C. (2008). Efecto de la extracción y uso tradicional de la tierra sobre la estructura y dinámica de bosque fragmentado en la península de Azuero, Panamá. Tesis doctoral en ciencia forestal. Universidad Pinar del Río. Cuba.

Godínez, O & López, L. (2002). Estructura, composición, riqueza y diversidad de árboles en tres muestras de selva mediana subperennifolia. Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Botánica 73(2): 283-314.

Gómez, C.A. (2012). Taller “El enriquecimiento en bosques nativos para la conservación ambiental y desarrollo económico” Centro Regional Chaco-Formosa. EEA. Sáenz Peña. Campo Anexo Estación Forestal Plaza. INTA.

Gómez C.A. y F. Cardozo. (2003). “Enriquecimiento del bosque nativo con *Ibira puita guazú* (*Peltophorum dubium* Spreng)” Presidencia de la Plaza, Chaco. Centro Regional Chaco-Formosa. E.E.A. Sáenz Peña. Campos Anexo Presidencia de la Plaza.

González, N. Ochoa, S. Pozo, C. Gordon B. R, Ruiz, J. Arriaga, E. Ponce, A. Kampichler, Ch. (2011). Indicadores ecológicos de hábitat y biodiversidad en un paisaje neotropical: perspectiva multitaxonómica, Revista de Biología Tropical versión ISSN 0034-7744, vol.59 no.3 San José, Costa Rica.

- Guarnaschelli A.B. (2014). Producción Forestal: regeneración de bosques. Buenos Aires: Universidad de Buenos Aires. 21 pp.
- Guntli, D. (2006). Classification of land cover and land use - an object-oriented approach in Western Tajikistan. Tesis, University of Zurich, Suiza, 157 pp.
- Halffter, G. Moreno, C. (2005). Significado biológico de las diversidades alfa, beta y gamma, capítulo 1, m3m vol. 4. CANABIO, México, SEA España, CONACYT. México. 5-18p.
- Hansen, M.C., Stehman, S. V. & Potapov, P. V. (2010). Quantification of global gross forest cover loss. Proceedings of the National Academy of Sciences, 107, 8650-5.
- Herold M, Román-Cuesta R.M., Mollicone D, Hirata Y, Van Laake P, Asner G.P., Souza C, Skutsch M, Avitabile V, MacDicken K. (2011). Options for monitoring and estimating historical carbon emissions from forest degradation in the context of REDD+. Carbon Balance and Management, December 2011, 6:13. doi 10.1186/1750-0680-6-13
- Holdridge, L. (1978). Ecología basada en Zonas de vida. Instituto interamericano de ciencias Agrícolas(IICA), San José.216 p.
- Houghton, R. (2012). Carbon emissions and the drivers of deforestation and forest degradation in the tropics. Current Opinions in Environmental Sustainability, 4, 597-603.
- IHMEA. (2010). Informe anual sobre el estado del medio ambiente y los recursos naturales renovables en Colombia. Bosques 2009.

Instituto de hidrología, meteorología y estudios ambientales.
Bogotá d.c.,

INAMHI. (2016). Boletín de vigilancia climática del Ecuador. Instituto Nacional De Meteorología e Hidrología. Quito Ecuador. 22 pp.

Jacobs, D.F, J.A, Oliet., J, Aronson., A. Bolte., J.M, Bullock., P.J, Donoso., S.M, Landhäuser., P. Madsen., S. Peng., J.M, Rey, J.C, Weber. (2015). Restoring forests: What constitutes success in the twenty-first century? *New Forests* 46: 601-614.

Jimenez, A. (2012). Contribución a la ecología del bosque semideciduo mesófilo en el sector oeste de la Reserva de la Biosfera “Sierra del Rosario”, orientada a su conservación. (Tesis en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Forestales). Universidad de Pinar del Río. 109 pp.

Jorgensen, P.M & León S. (eds.). (1999). Catalogue of the vascular plants of Ecuador. *Monogr. Syst. Bot. Missouri Bot. Gard.* 75: i–viii, 1–1182

Kainer, K. A., Wadt, L. H., & Staudhammer, C. L. (2013). Testing a silvicultural recommendation: Brazil nut responses 10 years after liana cutting. *Journal of Applied Ecology*.

Kangas, A. y Maltamo, M. (2006). *Forest Inventory: Methodology and Applications*. Springer. 362 pp.

Kappelle, M., Brown A.D. (2001). *Bosques Nublados del Neotrópico*. Instituto Nacional de Biodiversidad, Heredia, Costa Rica.

- Keels, S.; Gentry, A. and Spinzi, L. (1997). Using vegetation analysis to facilitate the selection of conservation sites in eastern Paraguay. (Biodiversity measuring and monitoring certification training, Volume 2. Washington: SI/MAB.
- Knorn, J., Rabe, A., Radeloff, V.C., Kuemmerle, T., Kozak, J., Horstert, P. (2009). Land cover mapping of large areas using chain classification of neighboring Landsat satellite images, *Remote sensing of environment*, v.113, n.5, p.957-964.
- Laestadius, L., Saint, C., Minnemeyer, S. y Potavov, P. (2011). A world of opportunity: the world forest from a restoration perspective. Asociación Global sobre la Restauración del Paisaje Forestal, Instituto de Recursos Mundiales, Universidad del Estado de Dakota del Sur y Unión Nacional para la Conservación de la Naturaleza.
- Lamprecht, H. (1990). *Silvicultura en los trópicos: los ecosistemas forestales en los bosques tropicales y sus especies arbóreas, posibilidades y métodos para un aprovechamiento sostenido*. Carrillo, A. (Trad.). Eschborn. DE. GTZ (Cooperación Técnico Alemana). 335 p.
- Lanly J.P. (2003). Los factores de la deforestación y de la degradación de los bosques. XII Congreso Forestal Mundial. Quebec, Canadá.
- Laurence, W.F. (2006). Have we overstated the tropical biodiversity crisis? *Trends in Ecology and Evolution*, 22: 65-70.

- León, S., Valencia, R., Pitman, N., Endara, L., Ulloa, C., y Hugo, N. (2011). Libro rojo de las plantas endémicas del Ecuador. 2ª edición. Publicaciones del Herbario QCA, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Quito
- Lewinski, S. & Zaremski, K. (2004). Examples of object-oriented classification performed on high-resolution satellite images. *Miscellanea Geographica*, v.11, p.349-359.
- Lowes S. J., Browne, M. & Boudjelas, S. (2000). Of the World's Worst Invasive Alien Species. IUCN/SSC Invasive Species Specialist Group (ISSG). Auckland.
- Lozano, P., T Delgado y Z Aguirre. (2003). Estado actual de la flora endémica exclusiva y su distribución en el Occidente del Parque Nacional Podocarpus.
- Lund H.G. (2009). What is a degraded forest? White Paper on Forest Degradation Definitions Prepared for FAO.
- MAE. (2012). Ministerio del Ambiente del Ecuador. Sistema de clasificación de los ecosistemas del Ecuador continental. Subsecretaría de Patrimonio Natural. Quito.
- Manual de Campo. (2014). Proyecto Evaluación Nacional Forestal ENF y el programa Nacional Conjunto ONU-REDD+ del Ministerio del Ambiente del Ecuador, bajo la cooperación del programa “Manejo Forestal Sostenible ante el Cambio Climático” FAO Finlandia y el componente ONU REDD FAO.

- MARENA, (2004). Plan De Manejo Del Paisaje Terrestre Protegido Mirafior Moropotente. Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales. Managua Nicaragua. 273 pp.
- Mas, J. y S. Couturier. (2003). Evaluación de bases de datos cartográficas. In: F. Bautista, ed. Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales. CIGA, IG. México, D.F. p: 675-703.
- Matos, J. (2006). Manual de Manejo de Flora Silvestre para especialistas técnicos de áreas protegidas. Villa Clara: Editorial Feijoo. ISBN: 959-250-233-1.
- Matos, J. y Ballate, D. (2006). ABC de la Restauración Ecológica. Santa Clara. Editorial Feijóo. 92 p.
- McDonald RI, Urban DL (2006). Edge Effects on Species Composition and Exotic Species Abundance in the North Carolina Piedmont. *Biol Invasions* 8:1049– 1060. doi: 10.1007/s10530-005-5227-5.
- Melo, O. A. (2000). Evaluación ecológica y silvicultural de los fragmentos de vegetación secundaria, ubicados en áreas de bosque seco tropical en el norte del departamento del Tolima. Universidad del Tolima. Facultad de Ingeniería Forestal. Ibagué. 150 P.
- Melo, O., Rodríguez., N. y Rojas., F. (2008). Patrones de arquitectura foliar asociados al crecimiento funcional de cinco especies leñosas nativas de la cordillera oriental utilizadas en restauración

ecológica en la sabana de Bogotá. *Colombia Forestal*, 15(1), 119-130.

Morales, L., Skutsch, M., Jardel, E. J., Ghilardi, A., Kleinn, C. y Healey, J. R. (2014). Operationalizing the definition of forest degradation for REDD+, with application to Mexico. *Forests*, 5(14), 1653-1681. doi:10.3390/f5071653.

Morello, J., Matteucci, S. D., Rodriguez, A. F. & Silva, M. E. (2012). *Ecorregiones y Complejos Ecosistémicos argentinos*. Buenos Aires, Orientación gráfica editora. 753 pp.

Moreno, E. (2001). *Métodos para Medir la Biodiversidad*. M y T – Manuales y Tesis SEA, Zaragoza. vol.1, 83 p.

Mortiz, C. (2002). Strategies to protect biological diversity and the evolutionary process that sustain it. *Systematic Biology*, 51: 238-254.

Murcia C., M.R. Guariguata, M., Peralvo & V. Gálmez. (2017). *La restauración de bosques andinos tropicales: Avances, desafíos y perspectivas del futuro*. CIFOR Occasional Paper 170. Center for International Forestry Research (CIFOR). Bogor, Indonesia. 96 pp.

Novo, E. (2002). *Sensoriamento Remoto. Princípios e Aplicações*. São Paulo: Edgard Blucher. 2da edição.

O'Hara, K.L. (2001). The silviculture of transformation - a commentary. *Forest Ecology and Management* 151: 81-86.

OIMT (2002). Directrices de la OIMT para la restauración, ordenación y rehabilitación de bosques tropicales secundarios y degradados. OIMT Serie de políticas forestales No. 13. OIMT, CIFOR, FAO, UICN y WWF Internacional. ISBN 4-902045-05-2.

Ordóñez, L., Schweitzer, M. E., Galinsky, A. D., & Bazerman, M. H. (2009). Goals gone wild: How goals systematically harm individuals and organizations. *Academy of Management Perspectives*, 23(1), 6-16.

Palacios B., Z. Agüirre & D. Lozano. (2015). Experiencias de Enriquecimiento Forestal en Bosque Secundario en la Microcuenca “El Padmi”, Zamora Chinchipe Ecuador. *CEDAMAZ* 5: 4–11 pp.

Pérez MA., Tejeda C y Silva E. 2010. Los bosques mesófilos de montaña en Chiapas. Situación actual, diversidad y conservación. Vol. 1, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, México. 326 p.

Plan de Manejo Estratégico del Parque Nacional Sangay, (1998). Dirección nacional de áreas Naturales y Vida Silvestre. DNANVS/INEFAN 173pp.

Pounds A.J., Fogden P.L., Toledo J.H. (2011). Biological response to climate change on a tropical mountain. *Nature* 398:611-615.

Puettmann, K.J, S.M Wilson., S.C Baker., P.J Donoso., L. Drössler., G. Amente., B.D Harvey, T. Knoke., Y. Lu, S Nocentini, F.E Putz., T. Yoshida., J. Bausch. (2015). Which type of forest management provides most ecosystem services.

- Quintana, P.F & González, M. (2011). Afinidad fitogeográfica y papel sucesional de la flora leñosa de los bosques de pino-encino de Los Altos de Chiapas, México.
- Ramírez, N., Camacho, A., González, M. (2008). Clasificación de grupos funcionales vegetales para la restauración del bosque mesófilo de montaña. En: Sánchez-Velázquez, L.R., Galindo-González, J.R., Díaz-Fleischer, F. (eds.), Ecología, Manejo y Conservación de los Ecosistemas de Montaña en México, pp. 51-72, CONABIO/Universidad Veracruzana/Editorial Mundi-Prensa México, México, Distrito Federal, México.
- Ramírez, N., Camacho, A., González, M., López, F. (2006). Establishment, survival and growth of tree seedlings under successional montane oak forests in Chiapas, Mexico. En: Kappelle, M. (ed.), Ecology and Conservation of Neotropical Oak Forests, Ecological Studies No. 185, pp. 177-189, Springer, Berlín, Alemania.
- Ravera, F., Tarrasón, D., Espelta, J.M. (2015). Land use change trajectories, conservation status and social importance of dry forests in Nicaragua. *Environ Conserv* 42:1–11. doi: 10.1017/S0376892914000186
- Rodríguez, J.L. (2015). Fitosociología y demografía de *Junglans jamaicensis* C.DC., en el parque Nacional Turquino, provincia de Granma. (Tesis en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Forestales). Universidad de Pinar del Río. 104 pp
- Saha, S. (2012). Development of tree quality, productivity, and diversity in oak (*Quercus robur* and *Q. petraea*) stands

established by cluster planting. PhD Thesis. Freiburg, Alemania.
Albert-Ludwigs Universität Freiburg. 105 p.

Samaniego, E.O. (2015). Líneas estratégicas para el manejo del bosque húmedo tropical premontano en estribación oriental del Parque Nacional Llanganates, Ecuador. (Tesis en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Forestales). Universidad de Pinar del Río. 100 pp

Sánchez, A & López, L. (2003). Clasificación y ordenación de la vegetación del norte de la Sierra Nevada, a lo largo de un gradiente altitudinal. Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Botánica 74(1): 47-71.

Sarr D, K., Puettmann, R Pabst, M., Cornett, L., Arguello. (2004). Restoration Ecology: New Perspectives and Opportunities for Forestry. Journal of Forestry 102:20-24.

Sasaki, N., Asner, G., Knorr, W. (2011). Approaches to classifying and restoring degraded tropical forests for the anticipated REDD+ climate change mitigation mechanism. Forest - Biogeosciences For 4:1–6. doi: 10.3832/ifor0556-004

Saunders, D.A., Hobbs, R.J., y Margules, C.R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. Conservation Biology 5: 18-32.

Scatena, F.N., Bruijnzeel, L.A., Bubb, P y Das S. (2010). “Setting the stage” en Bruijnzeel LA, Scatena FN, y Hamilton LS.

(eds), Tropical montane cloud forests, Vol. 1, Cambridge University Press, United Kingdom 3-13.

SER. (2004). The SER International Primer on ecological Restoration. y Tucson: Society for Ecological Restoration International. 14 p.

Sierra, R. (1998). “Técnicas de Investigación Social. Teoría y Ejercicios”. Decimocuarta Edición. THOMSON TM. Madrid.

Simberloff, D. (2010). Invasive species. In: N.S. SODHI & P.R. EHRLICH, Eds. Conservation Biology for All. Págs. 131-152. Oxford University Press. Oxford.

Simula, M. (2009). Hacia Una Definición De Degradación De Los Bosques: Análisis Comparativo De Las Definiciones Existentes.

Smith, C., González, M.E., Echeverría, C., Lara, A. (2015). Estado actual de la restauración ecológica en Chile, perspectivas y desafíos. Anales del Instituto de la Patagonia 43:11-21.

Stanturf, J. (2005). What is forest restoration? In Stanturf J eds. Restoration of Boreal and Temperate Forests. Boca Raton, USA. CRC Press. p. 3-11.

Stanturf, J.A., Palik, B.J., Williams, M.I., Dumroese, R.K., Madsen, P. (2014). Forest restoration paradigms. Journal of Sustainable Forestry 33:S161-S194.

Thompson, ID., Guariguata, MR., Okabe, K. (2013). An Operational Framework for Defning and Monitoring Forest Degradation. Ecol Soc 18: art20. doi: 10.5751/ ES-05443-180220

- UICN. (2018). The IUCN Red list of threatened Species. disponible:
<http://www.iucnredlist.org/search>
- Valdez, J., C. Aguirre y G. Ángeles. (2011). Análisis de los cambios en el uso del suelo en la Cuenca del Río Metztlán (México) usando imágenes de satélite: 1985-2007. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 17(3):313-324.
- Valencia, G. (2014). Análisis de la Disponibilidad de los Recursos Hídricos en la Microcuenca del Río Blanco (Nevado Cayambe), Utilizando El Modelo Oferta-Demanda En Arcgis, Ecuador.
- Vargas, O. Reyes, S.P. Gómez, P.A. Díaz, J.E. (2010). Guías Técnicas para la restauración Ecológica de Ecosistemas. Grupo de restauración Ecológica (GREUNAL). Departamento de Biología. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional de Colombia.
- Velázquez, A., J. Mas, G. Díaz, S. Mayorga, P. Alcántara, R. Castro, T. Fernández, G. Bocco, E. Ezcurra y J. Palacio. (2002). Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. *Gaceta Ecológica* (62):21-37
- Vera, N.E. & O.A. Gauto. (2003). “Enriquecimiento y Conducción de la Regeneración Natural en Bosques Primarios y Secundarios Degradados: Principios y Técnicas” Facultad de Ciencias Forestales, UNAM. Proyecto Forestal de Desarrollo-SAGPyA. Misiones.
- Weng, Q. (2009). *Remote Sensing and GIS Integration: Theories, Methods, and Applications*. McGraw-Hill, p.8-15.

- Whittaker, R. (1972). Evolution and measurement of species diversity, *taxon*, 213-251p.
- Wright, S.J. (2005). Tropical forests in a changing environment. *Trends Ecol Evol* 20:553–560. doi: 10.1016/j.tree.2005.07.009.
- Zamorano, C. L., Cayuela, J.M., Rey, P.J., Donoso, D., Geneletti., Hobbs, R.J., (2014). The differential influences of human-induced disturbances on tree regeneration community: A landscape approach. *Ecosphere* 5(7):1-17.
- Zucchini, H. (2009). “Subsidio a la práctica de enriquecimiento forestal. Revisión y propuesta desde la perspectiva de proyecto” Tesis de Maestría en Evaluación de Proyectos. Universidad del Centro de Estudios Macroeconómicos. - Instituto Tecnológico de Buenos Aires. UCEMA – ITBA.

DE LOS AUTORES

DANIEL ADRIAN VISTIN GUAMANTAQUI



Formación académica en la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo como Ingeniero Forestal, Participación en 3 proyectos de investigación enfocados en el manejo de los recursos naturales en ecosistemas andinos, Director subrogante de 1 proyecto enfocado en la valoración económica de los servicios ecosistémicos en el Instituto de Investigaciones

de la ESPOCH, Doctor en Ciencias Forestales en la Universidad Hermanos Saíz Montes de Oca en la Facultad de Ciencias Forestales y Agropecuarias (CUBA), Capacitador en temas relacionados con la Geomática y Teledetección, Elaboración de artículos científicos, Inventarios forestales, Silvicultura, Investigación científica, Cambio climático y temas del ámbito Forestal, Expositor en congresos nacionales e internacionales sobre medio ambiente, Posdoctorado en ciencias Medioambientales en la Universidad Centro Panamericano de Estudios Superiores UNICEPES (MEXICO), Certificación internacional como profesionales en medio ambiente (MEXICO), autor de varios artículos científicos indexados y de cuartil así como de obras literarias. Docente Investigador de la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo desde el 2021.

GREYS CAROLINA HERRERA MORALES



Formación académica en la carrera de Ingeniera en Biotecnología Ambiental de la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, 2017 y Magister en Sistema Integrados de Gestión en mención Seguridad Industrial, Calidad y Ambiente en la Universidad Internacional de La Rioja, 2020. Miembro activo de la consultora NATURE STRATEGY como técnica ambiental en el manejo de temas en relación a plantas de tratamiento de aguas, planes de manejo ambiental, evaluaciones de impactos ambientales, licencias, certificados y registro ambientales entre otros ámbitos ambientales; adicional otorgándose la certificación por la SETEC-124-CCL-61731, en prevención de riesgos laborales, 2018. Dirección de proyectos de investigación en relación a Economía Circular y Producción Limpia. Integrante del Grupo de Investigación “Causana Yachay” de la ESPOCH, desde el año 2020. Evaluadora de proyectos de innovación ciencia y tecnología, en el HubNorte. Autor de varios artículos científicos en el área ambiental indexados y de alto impacto. Docente de la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo – Sede Orellana desde el 2020.

EDWIN FERNNDO BASANTES BASANTES



De profesión Bioquímico Farmacéutico (Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, 2010). Magíster en Sistemas de Gestión de la Calidad (Universidad UTE - Ecuador, 2022). Máster en Ciencia y Tecnología Química Especialista en Química Analítica (UNED-España 2018). Magíster en

Toxicología Industrial y Ambiental (Universidad de Cuenca- Ecuador 2014).

Investigador externo de la Universidad Técnica de Ambato. Revisor de revista de investigación: Revista TALENTOS de la Universidad Estatal de Bolívar, Revista ENFOQUE Universidad UTE. Autor de varios artículos científicos en el área de las Ciencias Químicas publicados en revistas indexadas y de alto impacto.

Representante Legal del Laboratorio de Análisis Químico TOX-CHEM, Miembro de la empresa VIDA-Ecuador

Docente titular-Universidad Estatal Amazónica.

HUGO ROLANDO SANCHEZ QUISPE



De profesión Ingeniero Automotriz (Escuela Superior Politécnica de Chimborazo,2013). Magister en Sistemas Control y Automatización Industrial (Escuela Superior Politécnica de Chimborazo,2013), Docente Investigador en la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo desde 2019, miembro activo del grupo de Investigación

Causana Yachay, coautor de artículos relevantes indexados en la base de datos latindex catálogo, Autor de artículos en el campo de la matemática utilizando metodologías de machine learning indexados en Scopus y lógica difusa, miembro activo del proyecto de investigación (Implementación de Alarmas Fitosanitarias en los cantones de Loreto, Sacha y la Belleza ;Orellana-Ecuador)

4 ANEXOS

Anexo 1. Detalles de las coordenadas UTM de la ubicación de las parcelas de muestreo de vegetación del bosque siempreverde Montano de la comunidad Guangras, PNS. Proyección UTM – WGS 84 Zona 17S

Conglomerado	Parcela	X	Y	Altitud
	1	768025	9721757	3080
1	2	768031	9721744	3083
	3	768040	9721745	3087
	1	771342	9725539	3020
2	2	771321	9725558	3033
	3	771382	9725496	3040
	1	766663	9727571	2621
3	2	766668	9727544	2700
	3	766690	9727555	2531
	1	763353	9729639	2530
4	2	763362	9729610	2572
	3	763385	9729615	2500

Anexo 2. Inventario forestal del conglomerado 1 parcela 1

Nombre común	Nombre científico	Diámetro	Altura
Sacha Capulí	<i>Vallea stipularis</i>	22,28	7,40
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	19,23	6,50
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	16,20	12,00
Masamorro	<i>Aegiphila ferruginea</i>	20,05	18,00
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	20,69	16,30
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	26,74	14,70
	<i>Hesperomeles</i>		
Pujin	<i>ferruginea</i>	18,56	12,50
Platuquero	<i>Styloceras laurifolium</i>	19,87	10,50
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	36,40	15,60
	<i>Myrcianthes</i>		
Arrayan	<i>rhopaloides</i>	13,32	8,70
Roble	<i>Roupala aublet</i>	21,30	18,00
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	20,69	15,50
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	27,06	17,00
Moquillo	<i>Saurauia tomentosa</i>	17,96	7,40
Platuquero	<i>Styloceras laurifolium</i>	12,73	8,60
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	26,00	15,00
	<i>Hesperomeles</i>		
Pujin	<i>ferruginea</i>	14,56	8,50
Masamorro	<i>Aegiphila ferruginea</i>	15,28	7,00
Pusu	<i>Grosvenoria rimcachii</i>	15,00	6,50
Quizarrá	<i>Nectandra discolor</i>	19,00	10,00
	<i>Hesperomeles</i>		
Pujin	<i>ferruginea</i>	25,50	14,50
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	19,23	6,80
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	16,50	7,00
Sacha Capulí	<i>Vallea stipularis</i>	14,00	6,00
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	23,24	14,00
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	36,00	12,00

Pusu	<i>Grosvenoria rimbachii</i>	19,10	21,30
Masamorro	<i>Aegiphila ferruginea</i>	11,46	17,00
Moquillo	<i>Saurauia tomentosa</i>	19,90	7,00
Roble	<i>Roupala aublet</i>	13,30	10,00
Masamorro	<i>Aegiphila ferruginea</i>	18,46	20,30
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	11,14	8,50
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	36,00	15,00
	<i>Oreopanax</i>		
Pumamaqui	<i>ecuadorensis</i>	20,69	16,20
Piquil	<i>Gynoxis hali</i>	18,00	10,00
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	20,05	18,60
Moquillo	<i>Saurauia tomentosa</i>	25,00	10,00
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	35,90	20,30
Pusu	<i>Grosvenoria rimbachii</i>	23,24	16,80
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	22,28	3,00
Roble	<i>Roupala aublet</i>	21,30	25,00
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	18,10	2,00
Ducu	<i>Clusia flaviflora</i>	34,50	11,90

Anexo 3. (Continuación) Inventario forestal del conglomerado 1 parcela 1

Nombre común	Nombre científico	Diámetro	Altura
Roble	<i>Roupala aublet</i> <i>Grosvenoria</i>	20,69	21,60
Pusu	<i>rimbachii</i> <i>Oreopanax</i>	12,73	20,60
Pumamaqui	<i>ecuadorensis</i> <i>Miconia</i>	17,40	7,80
Colca	<i>bracteolata</i>	12,73	8,30
Roble	<i>Roupala aublet</i> <i>Styloceras</i>	11,46	5,30
Platuquero	<i>laurifolium</i> <i>Miconia</i>	26,00	12,10
Colca	<i>bracteolata</i>	12,10	7,60
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i> <i>Grosvenoria</i>	15,60	11,00
Pusu	<i>rimbachii</i> <i>Hedyosmum</i>	22,30	13,00
Olloco	<i>racemosum</i>	10,19	7,40

Anexo 4. Inventario forestal conglomerado 1 parcela 2

Nombre común	Nombre científico	Diámetro	Altura
	<i>Grosvenoria</i>		
Pusu	<i>rimbachii</i>	11,78	10,00
Platuquero	<i>Styloceras laurifolium</i>	36,60	12,40
Ducu	<i>Clusia flaviflora</i>	11,14	6,00
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	31,00	14,00
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	18,46	10,70
Masamorro	<i>Aegiphila ferruginea</i>	31,60	13,10
Masamorro	<i>Aegiphila ferruginea</i>	19,74	14,00
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	15,92	7,40
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	41,00	20,00
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	13,69	8,00
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	12,41	4,80
	<i>Oreopanax</i>		
Pumamaqui	<i>ecuadorensis</i>	17,19	11,70
Masamorro	<i>Aegiphila ferruginea</i>	12,10	6,60
	<i>Myrcianthes</i>		
Arrayan	<i>rhopaloides</i>	11,32	8,50
Moquillo	<i>Saurauia tomentosa</i>	35,00	17,00
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	29,00	10,00
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	34,50	18,50
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	15,00	11,00
	<i>Myrcianthes</i>		
Arrayan	<i>rhopaloides</i>	11,32	8,00
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	17,19	6,90
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	41,00	17,00
Quizarrá	<i>Nectandra discolor</i>	17,00	11,00
	<i>Myrcianthes</i>		
Arrayan	<i>rhopaloides</i>	18,30	7,00
	<i>Hesperomeles</i>		
Pujin	<i>ferruginea</i>	25,56	6,50
	<i>Hesperomeles</i>		
Pujin	<i>ferruginea</i>	15,56	9,50
Masamorro	<i>Aegiphila ferruginea</i>	25,46	14,30

	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	45,00	13,00
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	11,46	7,60
Colca	<i>Niconia bracteolata</i>	16,87	5,70
Quizarrá	<i>Nectandra discolor</i>	13,00	7,00
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	31,00	14,00
	<i>Myrcianthes</i>		
Arrayan	<i>rhopaloides</i>	12,00	8,00
Quizarrá	<i>Nectandra discolor</i>	12,00	5,00
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	19,00	11,00
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	14,64	8,30
Ducu	<i>Clusia flaviflora</i>	35,40	7,50
	<i>Myrcianthes</i>		
Arrayan	<i>rhopaloides</i>	11,32	6,00
Quizarrá	<i>Nectandra discolor</i>	22,00	16,00
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	12,00	10,00
	<i>Grosvenoria</i>		
Pusu	<i>rimcachii</i>	14,96	7,50
	<i>Myrcianthes</i>		
Arrayan	<i>rhopaloides</i>	16,30	8,00
Platuquero	<i>Styloceras laurifolium</i>	26,70	11,40
Ducu	<i>Clusia flaviflora</i>	20,37	11,00
Quizarrá	<i>Nectandra discolor</i>	17,83	10,60
Masamorro	<i>Aegiphila ferruginea</i>	18,60	13,00
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	14,00	9,00
Masamorro	<i>Aegiphila ferruginea</i>	21,33	9,10

Anexo 6.(Continuación) Inventario forestal conglomerado 1 parcela 2

Nombre común	Nombre científico	Diámetro	Altura
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	16,00	18,00
Pusu	<i>Grosvenoria rimcachii</i>	26,74	13,80
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	30,88	14,00
Platuquero	<i>Styloceras laurifolium</i>	16,55	10,70
Platuquero	<i>Styloceras laurifolium</i>	12,41	10,30
Quizarrá	<i>Nectandra discolor</i>	19,00	10,00
Pumamaqui	<i>Oreopanax ecuadorensis</i>	18,78	13,00
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	19,10	9,00
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	21,65	10,20
Masamorro	<i>Aegiphila ferruginea</i>	33,60	14,30
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	26,42	14,80
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	23,55	13,40
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	11,46	6,00
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	15,28	6,40
Pusu	<i>Grosvenoria rimcachii</i>	16,87	6,80
Encino	<i>Weinmannia auriculata</i>	18,60	7,70
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	19,42	5,90
Pumamaqui	<i>Oreopanax ecuadorensis</i>	23,45	10,60
Masamorro	<i>Aegiphila ferruginea</i>	28,70	13,70

Anexo 7. Inventario forestal conglomerado 1 parcela 3

Nombre común	Nombre científico	Diámetro	Altura
Ducu	<i>Clusia flaviflora</i>	18,40	17,30
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	17,00	9,50
	<i>Grosvenoria</i>		
Pusu	<i>rimbachii</i>	23,70	16,50
	<i>Oreopanax</i>		
Pumamaqui	<i>ecuadorensis</i>	26,80	15,30
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	21,32	14,70
Moquillo	<i>Saurauia tomentosa</i>	17,00	7,00
Masamorro	<i>Aegiphila ferruginea</i>	17,32	9,00
Masamorro	<i>Aegiphila ferruginea</i>	31,25	12,40
	<i>Hesperomeles</i>		
Pujin	<i>ferruginea</i>	25,56	17,50
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	23,64	15,30
Moquillo	<i>Saurauia tomentosa</i>	21,00	17,00
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	21,00	14,00
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	13,00	12,00
	<i>Hesperomeles</i>		
Pujin	<i>ferruginea</i>	35,56	25,50
Quizarrá	<i>Nectandra discolor</i>	19,00	10,00
Moquillo	<i>Saurauia tomentosa</i>	17,00	7,00
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	15,00	11,00
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	32,00	14,00
	<i>Hedyosmum</i>		
Olloco	<i>racemosum</i>	16,37	7,50
	<i>Myrcianthes</i>		
Arrayan	<i>rhopaloides</i>	18,00	9,00
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	20,40	7,60
Quizarrá	<i>Nectandra discolor</i>	17,00	11,00
Moquillo	<i>Saurauia tomentosa</i>	17,00	7,00
Ducu	<i>Clusia flaviflora</i>	16,34	15,30
Masamorro	<i>Aegiphila ferruginea</i>	30,20	12,10

Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	17,96	9,50
Quizarrá	<i>Nectandra discolor</i>	18,00	10,00
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	17,32	8,00
	<i>Myrcianthes</i>		
Arrayan	<i>rhopaloides</i>	13,00	8,00
	<i>Oreopanax</i>		
Pumamaqui	<i>ecuadorensis</i>	17,32	11,20
	<i>Hesperomeles</i>		
Pujin	<i>ferruginea</i>	33,56	18,50
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	33,00	15,00
	<i>Myrcianthes</i>		
Arrayan	<i>rhopaloides</i>	13,00	7,00
	<i>Hedyosmum</i>		
Olloco	<i>racemosum</i>	22,80	13,20
	<i>Grosvenoria</i>		
Pusu	<i>rimcachii</i>	22,14	15,30
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	27,10	18,60
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	18,45	7,50
	<i>Hesperomeles</i>		
Pujin	<i>ferruginea</i>	38,00	25,50

Anexo 8. (Continuación) Inventario forestal conglomerado 1 parcela 3

Nombre común	Nombre científico	Diámetro	Altura
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	22,92	16,50
	<i>Oreopanax</i>		
Pumamaqui	<i>ecuadorensis</i>	19,42	9,80
	<i>Aegiphila</i>		
Masamorro	<i>ferruginea</i>	19,42	8,50
	<i>Hesperomeles</i>		
Pujin	<i>ferruginea</i>	21,00	14,00
	<i>Myrcianthes</i>		
Arrayan	<i>rhopaloides</i>	14,32	9,00
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	19,10	14,00
	<i>Grosvenoria</i>		
Pusu	<i>rimcachii</i>	28,65	21,60
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	28,33	14,20
Ducu	<i>Clusia flaviflora</i>	27,69	17,50
	<i>Hesperomeles</i>		
Pujin	<i>ferruginea</i>	29,00	14,00
	<i>Aegiphila</i>		
Masamorro	<i>ferruginea</i>	35,65	16,50
Sacha Capulí	<i>Vallea stipularis</i>	17,19	12,60
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	29,60	18,50
	<i>Aegiphila</i>		
Masamorro	<i>ferruginea</i>	32,79	17,40
	<i>Grosvenoria</i>		
Pusu	<i>rimbachii</i>	20,37	14,50
	<i>Aegiphila</i>		
Masamorro	<i>ferruginea</i>	34,58	13,00
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	14,96	9,50
Ducu	<i>Clusia flaviflora</i>	30,88	18,00

Pumamaqui	<i>Oreopanax ecuadorensis</i>	33,45	11,00
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	25,00	10,00
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	21,00	14,70
Masamorro	<i>Aegiphila ferruginea</i>	35,60	16,50
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	18,46	12,40

Anexo 9. Inventario forestal conglomerado 2 parcela 1

Nombre común	Nombre científico	Diámetro	Altura
	<i>Styloceras</i>		
Platuquero	<i>laurifolium</i>	24,85	17,80
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	23,64	13,60
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	36,00	14,00
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	12,41	10,50
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	15,60	12,00
	<i>Styloceras</i>		
Platuquero	<i>laurifolium</i>	22,73	11,40
	<i>Aegiphila</i>		
Masamorro	<i>ferruginea</i>	32,64	15,30
	<i>Hedyosmum</i>		
Olloco	<i>racemosum</i>	15,60	11,50
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	41,00	29,00
	<i>Saurauia</i>		
Moquillo	<i>tomentosa</i>	18,00	7,00
Quizarrá	<i>Nectandra discolor</i>	19,00	10,00
	<i>Hesperomeles</i>		
Pujin	<i>ferruginea</i>	22,00	12,00
Sacha Capulí	<i>Vallea stipularis</i>	24,13	13,70
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	41,00	25,00
	<i>Myrcianthes</i>		
Arrayan	<i>rhopaloides</i>	16,00	10,00
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	16,00	12,00
Roble	<i>Roupala aublet</i>	25,30	15,00
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	19,74	11,30
	<i>Aegiphila</i>		
Masamorro	<i>ferruginea</i>	30,29	15,80

	<i>Saurauia</i>		
Moquillo	<i>tomentosa</i>	27,00	17,00
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	13,00	16,00
	<i>Grosvenoria</i>		
Pusu	<i>rimcachii</i>	25,78	13,80
Quizarrá	<i>Nectandra discolor</i>	20,00	13,00
	<i>Oreopanax</i>		
Pumamaqui	<i>ecuadorensis</i>	22,31	18,90
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	14,00	11,00
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	30,52	20,10
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	27,61	18,30
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	14,00	9,00
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	25,18	16,50
	<i>Styloceras</i>		
Platuquero	<i>laurifolium</i>	23,24	11,50
	<i>Aegiphila</i>		
Masamorro	<i>ferruginea</i>	31,30	15,80
	<i>Aegiphila</i>		
Masamorro	<i>ferruginea</i>	25,46	14,60
	<i>Grosvenoria</i>		
Pusu	<i>rimbachii</i>	15,60	14,10
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	14,64	12,00

Anexo 10. (Continuación) Inventario forestal conglomerado 2 parcela 1

Nombre común	Nombre científico	Diámetro	Altura
Pumamaqui	<i>Oreopanax ecuadorensis</i>	31,50	14,30
Olloco	<i>Hedyosmum racemosum</i>	20,05	12,00
Roble	<i>Roupala aublet</i>	19,30	13,00
Pumamaqui	<i>Oreopanax ecuadorensis</i>	31,56	14,20
Masamorro	<i>Aegiphila ferruginea</i>	33,50	19,00
Sacha Capulí	<i>Vallea stipularis</i>	26,90	11,70
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	14,64	8,70
Pumamaqui	<i>Oreopanax ecuadorensis</i>	20,36	10,50
Encino	<i>Weinmannia auriculata</i>	30,24	13,80
Encino	<i>Weinmannia auriculata</i>	33,20	15,00
Masamorro	<i>Aegiphila ferruginea</i>	25,78	15,00
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	24,31	16,40

Anexo 11. Inventario forestal conglomerado 2 parcela 2

Nombre común	Nombre científico	Diámetro	Altura
Masamorro	<i>Aegiphila ferruginea</i>	36,20	18,90
Masamorro	<i>Aegiphila ferruginea</i>	26,43	17,40
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	13,20	10,40
Pusu	<i>Grosvenoria rimbachii</i>	19,60	6,50
Chachacu	<i>Escallonia sp</i>	19,10	7,00
Quizarrá	<i>Nectandra discolor</i>	19,00	11,00
Pumamaqui	<i>Oreopanax ecuadorensis</i>	26,60	11,80
Ducu	<i>Clusia flaviflora</i>	31,40	18,90
Moquillo	<i>Saurauia tomentosa</i>	17,00	7,00
Pujin	<i>Hesperomeles ferruginea</i>	33,00	16,00
Pujin	<i>Hesperomeles ferruginea</i>	18,56	6,50
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	12,00	8,00
Moquillo	<i>Saurauia tomentosa</i>	27,00	13,00
Sacha capulí	<i>Vallea stipularis</i>	18,30	10,30
Encino	<i>Weinmannia auriculata</i>	30,00	14,00
Quizarrá	<i>Nectandra discolor</i>	18,00	11,00
Ducu	<i>Clusia flaviflora</i>	27,60	15,30
Encino	<i>Weinmannia auriculata</i>	35,30	18,60
Encino	<i>Weinmannia auriculata</i>	33,00	20,00
Encino	<i>Weinmannia auriculata</i>	31,40	17,40

	<i>Styloceras</i>		
Platuquero	<i>laurifolium</i>	24,60	18,10
Quizzarrá	<i>Nectandra discolor</i>	17,00	9,00
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	10,00	8,00
	<i>Saurauia</i>		
Moquillo	<i>tomentosa</i>	17,00	7,00
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	41,00	28,00
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	15,40	9,20
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	14,20	9,10
Quizzarrá	<i>Nectandra discolor</i>	16,00	10,00
	<i>Hedyosmum</i>		
Olloco	<i>racemosum</i>	15,70	12,40
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	31,00	14,00
Ducu	<i>Clusia flaviflora</i>	27,60	20,90
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	14,50	11,00
Quizzarrá	<i>Nectandra discolor</i>	21,00	10,00
Sacha Capulí	<i>Vallea stipularis</i>	27,60	12,80
	<i>Oreopanax</i>		
Pumamaqui	<i>ecuadorensis</i>	29,60	14,80
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	41,00	14,00
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	28,40	13,50
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	21,50	18,70
	<i>Grosvenoria</i>		
Pusu	<i>rimcachii</i>	30,21	15,60
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	28,60	17,50
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	19,87	15,10
	<i>Oreopanax</i>		
Pumamaqui	<i>ecuadorensis</i>	25,60	14,80

Ducu	<i>Clusia flaviflora</i>	26,30	20,50
Ducu	<i>Clusia flaviflora</i>	25,70	18,70
	<i>Styloceras</i>		
Platuquero	<i>laurifolium</i>	25,10	15,60
	<i>Aegiphila</i>		
Masamorro	<i>ferruginea</i>	32,64	21,40
Sacha Capulí	<i>Vallea stipularis</i>	23,54	12,50

Anexo 12. (Continuación) Inventario forestal conglomerado 2 parcela 2

Nombre común	Nombre científico	Diámetro	Altura
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	36,70	17,50
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	31,60	18,50
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	21,40	12,40
	<i>Grosvenoria</i>		
Pusu	<i>rimbachii</i>	18,60	11,70
	<i>Aegiphila</i>		
Masamorro	<i>ferruginea</i>	21,84	11,60
	<i>Aegiphila</i>		
Masamorro	<i>ferruginea</i>	35,60	17,40
	<i>Grosvenoria</i>		
Pusu	<i>rimbachii</i>	32,40	11,90
	<i>Hedyosmum</i>		
Olloco	<i>racemosum</i>	21,30	8,30
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	23,45	13,20

Anexo 13. Inventario forestal conglomerado 2 parcela 3

Nombre común	Nombre científico	Diámetro	Altura
	<i>Styloceras</i>		
Platuquero	<i>laurifolium</i>	15,60	12,70
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	13,50	9,30
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	11,00	11,00
Ducu	<i>Clusia flaviflora</i>	25,30	22,10
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	17,00	11,00
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	23,50	17,40
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	31,00	19,00
	<i>Myrcianthes</i>		
Arrayan	<i>rhopaloides</i>	22,00	9,00
	<i>Aegiphila</i>		
Masamorro	<i>ferruginea</i>	30,34	9,50
	<i>Myrcianthes</i>		
Arrayan	<i>rhopaloides</i>	18,00	19,00
	<i>Grosvenoria</i>		
Pusu	<i>rimbachii</i>	21,30	15,50
	<i>Saurauia</i>		
Moquillo	<i>tomentosa</i>	17,00	7,00
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	19,00	13,00
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	11,00	8,00
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	13,00	10,00
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	19,54	14,30
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	11,00	9,00
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	21,43	15,60
	<i>Saurauia</i>		
Moquillo	<i>tomentosa</i>	15,00	7,00
Quizarrá	<i>Nectandra discolor</i>	20,45	24,50

	<i>Grosvenoria</i>		
Pusu	<i>rimbachii</i>	18,48	12,50
Ducu	<i>Clusia flaviflora</i>	24,60	13,60
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	14,65	9,50
	<i>Saurauia</i>		
Moquillo	<i>tomentosa</i>	17,00	7,00
	<i>Grosvenoria</i>		
Pusu	<i>rimcachii</i>	16,60	11,30
	<i>Aegiphila</i>		
Masamorro	<i>ferruginea</i>	28,94	17,60
	<i>Hesperomeles</i>		
Pujin	<i>ferruginea</i>	26,00	13,00
Quizarrá	<i>Nectandra discolor</i>	20,45	24,50
	<i>Hedyosmum</i>		
Olloco	<i>racemosum</i>	19,87	12,40
Quizarrá	<i>Nectandra discolor</i>	20,40	24,50
	<i>Oreopanax</i>		
Pumamaqui	<i>ecuadorensis</i>	23,56	12,30
	<i>Saurauia</i>		
Moquillo	<i>tomentosa</i>	31,00	17,00
Sacha Capulí	<i>Vallea stipularis</i>	18,67	12,50
Quizarrá	<i>Nectandra discolor</i>	21,45	24,50
	<i>Hesperomeles</i>		
Pujin	<i>ferruginea</i>	26,00	16,00
	<i>Aegiphila</i>		
Masamorro	<i>ferruginea</i>	34,70	16,60
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	28,40	12,20

Anexo 14. Inventario forestal conglomerado 3 parcela 1

Nombre común	Nombre científico	Diámetro	Altura
Colca	<i>Miconia latifolia</i> <i>Miconia</i>	12,73	11,40
Colca	<i>bracteolata</i>	19,87	7,40
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i> <i>Weinmannia</i>	25,46	14,20
Encino	<i>auriculata</i> <i>Miconia</i>	30,00	14,00
Colca	<i>bracteolata</i> <i>Myrcianthes</i>	19,56	7,20
Arrayan	<i>rhopaloides</i>	20,00	14,00
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i> <i>Weinmannia</i>	32,47	21,60
Encino	<i>auriculata</i> <i>Oreopanax</i>	29,00	20,00
Pumamaqui	<i>ecuadorensis</i>	35,63	10,50
Piquil	<i>Gynoxis halii</i> <i>Grosvenoria</i>	11,00	7,00
Pusu	<i>rimbachii</i> <i>Myrcianthes</i>	14,32	9,50
Arrayan	<i>rhopaloides</i> <i>Weinmannia</i>	25,00	11,00
Encino	<i>auriculata</i>	31,00	14,00
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i> <i>Miconia</i>	27,35	17,30
Colca	<i>bracteolata</i> <i>Miconia</i>	10,19	7,50
Colca	<i>bracteolata</i>	10,82	7,50
Piquil	<i>Gynoxis halii</i> <i>Weinmannia</i>	27,10	8,40
Encino	<i>auriculata</i> <i>Myrcianthes</i>	29,00	14,00
Arrayan	<i>rhopaloides</i>	18,00	14,00

	<i>Hesperomeles</i>		
Pujin	<i>ferruginea</i>	19,00	13,00
	<i>Saurauia</i>		
Moquillo	<i>tomentosa</i>	30,00	17,00
Quizarrá	<i>Nectandra discolor</i>	20,00	24,00
	<i>Hesperomeles</i>		
Pujin	<i>ferruginea</i>	23,00	12,00
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	23,64	8,20
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	31,34	18,70
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	14,00	9,00
Quizarrá	<i>Nectandra discolor</i>	19,00	20,50
	<i>Oreopanax</i>		
Pumamaqui	<i>ecuadorensis</i>	11,78	8,50
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	28,00	15,00
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	10,82	5,60
	<i>Aegiphila</i>		
Masamorro	<i>ferruginea</i>	34,40	17,50
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	41,00	17,00
	<i>Hesperomeles</i>		
Pujin	<i>ferruginea</i>	29,00	12,00
	<i>Grosvenoria</i>		
Pusu	<i>rimbachii</i>	35,45	16,80
Quizarrá	<i>Nectandra discolor</i>	20,50	24,00
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	30,00	13,00
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	27,60	15,30
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	11,70	11,40
Colca	<i>Miconia latifolia</i>	13,70	11,30

Anexo 16. Inventario forestal conglomerado 3 parcela 2

Nombre común	Nombre científico	Diámetro	Altura
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	10,82	10,00
Ducu	<i>Clusia flaviflora</i>	25,46	18,30
	<i>Grosvenoria</i>		
Pusu	<i>rimbachii</i>	32,40	16,50
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	21,30	14,50
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	21,00	9,00
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	19,40	13,80
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	10,00	10,00
Ducu	<i>Clusia flaviflora</i>	34,20	4,50
	<i>Grosvenoria</i>		
Pusu	<i>rimcachii</i>	28,40	9,30
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	35,00	10,00
Quizarrá	<i>Nectandra discolor</i>	21,45	24,00
Quizarrá	<i>Nectandra discolor</i>	18,45	24,50
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	27,35	7,80
	<i>Oreopanax</i>		
Pumamaqui	<i>ecuadorensis</i>	32,84	13,50
	<i>Hesperomeles</i>		
Pujin	<i>ferruginea</i>	20,00	13,00
	<i>Oreopanax</i>		
Pumamaqui	<i>ecuadorensis</i>	18,14	8,40
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	18,00	14,00
Quizarrá	<i>Nectandra discolor</i>	20,45	24,50
	<i>Saurauia</i>		
Moquillo	<i>tomentosa</i>	36,00	17,00
Roble	<i>Roupala aublet</i>	17,30	18,00
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	36,40	15,60
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	31,50	18,40

Quizarrá	<i>Nectandra discolor</i>	19,00	24,50
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	33,20	16,70
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	12,70	6,10
Piquil	<i>Gynoxis hali</i>	15,00	8,00

Anexo 17. (Continuación) Inventario forestal conglomerado 3
 parcela 2

Nombre común	Nombre científico	Diámetro	Altura
	<i>Hedyosmum</i>		
Olloco	<i>racemosum</i>	11,30	6,00
	<i>Grosvenoria</i>		
Pusu	<i>rimbachii</i>	15,28	9,30
Moquillo	<i>Saurauia tomentosa</i>	31,00	17,00
Ducu	<i>Clusia flaviflora</i>	27,06	17,30
Ducu	<i>Clusia flaviflora</i>	32,47	18,60
	<i>Oreopanax</i>		
Pumamaqui	<i>ecuadorensis</i>	25,46	12,80
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	30,21	16,50
	<i>Myrcianthes</i>		
Arrayan	<i>rhopaloides</i>	16,00	10,00
Moquillo	<i>Saurauia tomentosa</i>	30,00	17,00
	<i>Styloceras</i>		
Platuquero	<i>laurifolium</i>	28,80	14,30
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	10,00	6,00
Sacha capulí	<i>Vallea stipularis</i>	21,33	9,40
	<i>Myrcianthes</i>		
Arrayan	<i>rhopaloides</i>	16,00	11,00
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	33,10	16,40
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	23,40	9,30
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	21,60	8,50
	<i>Aegiphila</i>		
Masamorro	<i>ferruginea</i>	32,60	16,80
	<i>Myrcianthes</i>		
Arrayan	<i>rhopaloides</i>	19,00	13,00
	<i>Myrcianthes</i>		
Arrayan	<i>rhopaloides</i>	18,00	11,00

	<i>Aegiphila</i>		
Masamorro	<i>ferruginea</i>	29,60	15,40
Ducu	<i>Clusia flaviflora</i>	29,10	15,60
	<i>Grosvenoria</i>		
Pusu	<i>rimbachii</i>	34,30	18,00
	<i>Oreopanax</i>		
Pumamaqui	<i>ecuadorensis</i>	27,69	12,40
	<i>Oreopanax</i>		
Pumamaqui	<i>ecuadorensis</i>	26,40	10,60
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	10,19	7,40
	<i>Myrcianthes</i>		
Arrayan	<i>rhopaloides</i>	20,00	16,00
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	18,10	12,90
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	20,70	10,40
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	23,50	11,30
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	22,90	18,40
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	20,60	15,00
	<i>Aegiphila</i>		
Masamorro	<i>ferruginea</i>	35,40	17,60
	<i>Aegiphila</i>		
Masamorro	<i>ferruginea</i>	32,90	17,00
	<i>Aegiphila</i>		
Masamorro	<i>ferruginea</i>	34,10	16,50
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	28,30	8,40
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	24,20	7,30
	<i>Styloceras</i>		
Platuquero	<i>laurifolium</i>	34,40	15,00
	<i>Styloceras</i>		
Platuquero	<i>laurifolium</i>	29,90	13,10

Anexo 18. Inventario forestal conglomerado 3 parcela 3

Nombre común	Nombre científico	Diámetro	Altura
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	19,40	12,40
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	23,40	14,50
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	18,60	6,40
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	19,67	5,90
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	16,90	9,40
	<i>Saurauia</i>		
Moquillo	<i>tomentosa</i>	35,00	17,00
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	28,50	13,80
	<i>Aegiphila</i>		
Masamorro	<i>ferruginea</i>	33,80	17,30
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	17,00	10,00
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	21,00	13,00
	<i>Aegiphila</i>		
Masamorro	<i>ferruginea</i>	37,50	18,20
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	13,00	8,00
	<i>Aegiphila</i>		
Masamorro	<i>ferruginea</i>	32,95	17,30
	<i>Aegiphila</i>		
Masamorro	<i>ferruginea</i>	36,54	16,50
	<i>Styloceras</i>		
Platuquero	<i>laurifolium</i>	26,30	15,70

Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	11,00	8,00
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	28,60	7,80
	<i>Saurauia</i>		
Moquillo	<i>tomentosa</i>	21,00	9,00
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	21,86	14,30
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	27,60	16,30

Anexo 19. (Continuación) Inventario forestal conglomerado 3 parcela 3

Nombre común	Nombre científico	Diámetro	Altura
	<i>Hesperomeles</i>		
Pujin	<i>ferruginea</i>	31,00	11,00
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	12,00	9,00
	<i>Hedyosmum</i>		
Olloco	<i>racemosum</i>	32,75	16,60
Quizarrá	<i>Nectandra discolor</i>	25,00	20,50
Roble	<i>Roupala aublet</i>	18,30	16,00
	<i>Myrcianthes</i>		
Arrayan	<i>rhopaloides</i>	12,00	19,00
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	13,60	6,70
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	20,00	14,00
Ducu	<i>Clusia flaviflora</i>	25,30	15,00
Ducu	<i>Clusia flaviflora</i>	28,60	17,30
	<i>Grosvenoria</i>		
Pusu	<i>rimcachii</i>	15,60	6,80
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	13,20	5,50
	<i>Oreopanax</i>		
Pumamaqui	<i>ecuadorensis</i>	32,80	8,70
Roble	<i>Roupala aublet</i>	21,30	16,00
	<i>Myrcianthes</i>		
Arrayan	<i>rhopaloides</i>	16,00	14,00
	<i>Oreopanax</i>		
Pumamaqui	<i>ecuadorensis</i>	35,80	7,60
	<i>Aegiphila</i>		
Masamorro	<i>ferruginea</i>	36,50	16,40
	<i>Grosvenoria</i>		
Pusu	<i>rimcachii</i>	31,94	15,30
	<i>Aegiphila</i>		
Masamorro	<i>ferruginea</i>	37,60	16,90

Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	29,40	7,50
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	31,25	11,90
	<i>Grosvenoria</i>		
Pusu	<i>rimcachii</i>	27,70	12,80
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	23,45	9,40
	<i>Aegiphila</i>		
Masamorro	<i>ferruginea</i>	33,85	15,10
Ducu	<i>Clusia flaviflora</i>	31,40	14,50
Quizarrá	<i>Nectandra discolor</i>	18,00	10,00
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	21,50	6,10
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	27,30	5,40
	<i>Aegiphila</i>		
Masamorro	<i>ferruginea</i>	31,45	15,60
	<i>Aegiphila</i>		
Masamorro	<i>ferruginea</i>	29,68	14,80
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	34,76	12,90
	<i>Hesperomeles</i>		
Pujin	<i>ferruginea</i>	16,00	9,00
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	21,34	9,60
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	24,00	8,30
	<i>Hedyosmum</i>		
Olloco	<i>racemosum</i>	29,65	8,6
Ducu	<i>Clusia flaviflora</i>	33,6	18,8
	<i>Styloceras</i>		
Platuquero	<i>laurifolium</i>	27,3	11,7

Anexo 20. Inventario forestal conglomerado 4 parcela 1

Nombre común	Nombre científico	Diámetro	Altura
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	19,76	7,20
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	11,70	8,70
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	18,78	7,10
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	25,30	12,40
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	29,54	14,30
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	13,32	8,70
Quizarrá	<i>Nectandra discolor</i>	35,00	12,00
	<i>Aegiphila</i>		
Masamorro	<i>ferruginea</i>	32,30	16,40
	<i>Myrcianthes</i>		
Arrayan	<i>rhopaloides</i>	17,00	10,00
	<i>Hesperomeles</i>		
Pujin	<i>ferruginea</i>	22,00	13,00
	<i>Hesperomeles</i>		
Pujin	<i>ferruginea</i>	29,00	15,00
	<i>Aegiphila</i>		
Masamorro	<i>ferruginea</i>	36,40	17,30
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	12,87	6,80
Moquillo	<i>Saurauia tomentosa</i>	35,00	17,00
Ducu	<i>Clusia flaviflora</i>	20,32	14,30
Quizarrá	<i>Nectandra discolor</i>	42,00	12,00
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	26,42	8,10
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	12,10	6,70
Moquillo	<i>Saurauia tomentosa</i>	31,00	13,00
Quizarrá	<i>Nectandra discolor</i>	45,00	10,00

Anexo 21. (Continuación) Inventario forestal conglomerado 4 parcela 1

Nombre común	Nombre científico	Diámetro	Altura
	<i>Grosvenoria</i>		
Pusu	<i>rimcachii</i>	23,58	11,10
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	30,88	12,60
Moquillo	<i>Saurauia tomentosa</i>	30,00	12,00
Quizarrá	<i>Nectandra discolor</i>	15,00	7,00
	<i>Oreopanax</i>		
Pumamaqui	<i>ecuadorensis</i>	18,60	10,20
Moquillo	<i>Saurauia tomentosa</i>	41,00	17,00
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	16,00	8,00
Quizarrá	<i>Nectandra discolor</i>	23,00	7,00
	<i>Styloceras</i>		
Platuquero	<i>laurifolium</i>	26,70	9,50
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	21,90	8,50
Quizarrá	<i>Nectandra discolor</i>	33,00	12,00
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	21,00	13,00
Moquillo	<i>Saurauia tomentosa</i>	31,00	17,00
	<i>Myrcianthes</i>		
Murta	<i>rhopaloides</i>	18,30	7,30
Ducu	<i>Clusia flaviflora</i>	23,50	14,30
Masamorro	<i>Aegiphila ferruginea</i>	28,40	15,60
Masamorro	<i>Aegiphila ferruginea</i>	28,90	16,10
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	20,00	12,00
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	18,00	4,00
Masamorro	<i>Aegiphila ferruginea</i>	32,40	16,90
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	23,90	13,20
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	32,20	15,10
Masamorro	<i>Aegiphila ferruginea</i>	34,30	14,00
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	31,00	13,00
Masamorro	<i>Aegiphila ferruginea</i>	28,85	15,40
Masamorro	<i>Aegiphila ferruginea</i>	33,60	13,30

Ducu	<i>Clusia flaviflora</i>	33,40	12,00
	<i>Hedyosmum</i>		
Olloco	<i>racemosum</i>	12,60	5,40
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	31,00	14,00
	<i>Hedyosmum</i>		
Olloco	<i>racemosum</i>	15,30	5,10
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	27,54	11,20
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	19,00	9,00
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	26,45	8,90
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	21,40	7,90
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	16,40	8,40
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	18,50	9,10
	<i>Oreopanax</i>		
Pumamaqui	<i>ecuadorensis</i>	32,10	10,00
	<i>Oreopanax</i>		
Pumamaqui	<i>ecuadorensis</i>	28,40	10,20
Ducu	<i>Clusia flaviflora</i>	30,40	13,50
Ducu	<i>Clusia flaviflora</i>	33,60	15,30

Anexo 22. Inventario forestal conglomerado 4 parcela 2

Nombre común	Nombre científico	Diámetro	Altura
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	19,76	17,20
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	11,70	18,70
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	8,78	17,10
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	20,00	13,00
	<i>Grosvenoria</i>		
Pusu	<i>rimcachii</i>	25,30	12,40
Ducu	<i>Clusia flaviflora</i>	29,54	14,30
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	41,00	13,00
	<i>Myrcianthes</i>		
Arrayan	<i>rhopaloides</i>	13,32	8,70
Sacha capulí	<i>Vallea stipularis</i>	32,30	16,40
	<i>Aegiphila</i>		
Masamorro	<i>ferruginea</i>	36,40	17,30
	<i>Myrcianthes</i>		
Arrayan	<i>rhopaloides</i>	18,00	10,00
Sacha capulí	<i>Vallea stipularis</i>	12,87	6,80
	<i>Styloceras</i>		
Platuquero	<i>laurifolium</i>	20,32	14,30
	<i>Weinmannia</i>		
Encino	<i>auriculata</i>	31,00	16,00
Quizarrá	<i>Nectandra discolor</i>	43,00	17,00
	<i>Miconia</i>		
Colca	<i>bracteolata</i>	26,42	8,10
	<i>Oreopanax</i>		
Pumamaqui	<i>ecuadorensis</i>	12,10	6,70

Anexo 23. (Continuación) Inventario forestal conglomerado 4 parcela 2

Nombre común	Nombre científico	Diámetro	Altura
Encino	<i>Weinmannia auriculata</i>	35,00	16,00
Moquillo	<i>Saurauia tomentosa</i>	30,00	16,00
Arrayan	<i>Myrcianthes rhopaloides</i>	20,00	11,00
Olloco	<i>Hedyosmum racemosum</i>	23,58	11,10
Moquillo	<i>Saurauia tomentosa</i>	32,00	17,00
Encino	<i>Weinmannia auriculata</i>	21,00	11,00
Quizarrá	<i>Nectandra discolor</i>	18,00	9,00
Moquillo	<i>Saurauia tomentosa</i>	33,00	16,00
Tiumbil	<i>Myrcine andina</i>	30,88	12,60
Moquillo	<i>Saurauia tomentosa</i>	38,00	17,00
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	18,60	10,20
Arrayan	<i>Myrcianthes rhopaloides</i>	28,00	9,00
Quizarrá	<i>Nectandra discolor</i>	13,00	7,00
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	26,70	9,50
Moquillo	<i>Saurauia tomentosa</i>	29,00	17,00
Arrayan	<i>Myrcianthes rhopaloides</i>	21,90	8,50
Pumamaqui	<i>Oreopanax ecuadorensis</i>	18,30	7,30
Sacha capulí	<i>Vallea stipularis</i>	23,50	14,30
Tiumbil	<i>Myrcine andina</i>	28,40	15,60
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	28,90	16,10
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	32,40	16,90
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	23,90	13,20
Arrayan	<i>Myrcianthes rhopaloides</i>	16,00	9,00
Quizarrá	<i>Nectandra discolor</i>	41,00	17,00
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	32,20	15,10
Pumamaqui	<i>Oreopanax ecuadorensis</i>	34,30	14,00
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	28,85	15,40
Roble	<i>Roupala aublet</i>	33,60	13,30
Platuquero	<i>Styloceras laurifolium</i>	33,40	12,00
Quizarrá	<i>Nectandra discolor</i>	23,00	13,00
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	12,60	5,40
Tiumbil	<i>Myrcine andina</i>	15,30	5,10
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	27,54	11,20

Pujin	<i>Hesperomeles ferruginea</i>	20,00	13,00
Arrayan	<i>Myrcianthes rhopaloides</i>	26,45	8,90
Masamorro	<i>Aegiphila ferruginea</i>	21,40	7,90
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	16,40	8,40
Ducu	<i>Clusia flaviflora</i>	18,50	9,10
Pumamaqui	<i>Oreopanax ecuadorensis</i>	32,10	10,00
Masamorro	<i>Aegiphila ferruginea</i>	28,40	10,20
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	30,40	13,50
Tiumbil	<i>Myrcine andina</i>	33,60	15,30
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	12,70	6,10
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	17,00	9,00
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	18,00	8,00
Olloco	<i>Hedyosmum racemosum</i>	11,30	6,00
Olloco	<i>Hedyosmum racemosum</i>	15,28	9,30
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	22,00	11,00
Ducu	<i>Clusia flaviflora</i>	27,06	17,30
Ducu	<i>Clusia flaviflora</i>	32,47	18,60
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	25,50	14,00
Pumamaqui	<i>Oreopanax ecuadorensis</i>	25,46	12,80
Encino	<i>Weinmannia auriculata</i>	30,21	16,50
Platuquero	<i>Styloceras laurifolium</i>	28,80	14,30
Sacha capulí	<i>Vallea stipularis</i>	21,33	9,40
Encino	<i>Weinmannia auriculata</i>	33,10	16,40
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	23,40	9,30
Roble	<i>Roupala aublet</i>	16,30	8,00

Anexo 24. Inventario forestal conglomerado 4 parcela 3

Nombre común	Nombre científico	Diámetro	Altura
Colca	<i>Miconia bracteolata</i>	13,82	10,00
Ducu	<i>Clusia flaviflora</i>	25,46	18,30
Masamorro	<i>Aegiphila ferruginea</i>	32,40	16,50
Roble	<i>Roupala aublet</i>	22,30	15,00
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	21,30	14,50
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	19,40	13,80
Arrayan	<i>Myrcianthes rhopaloides</i>	16,00	10,00
Ducu	<i>Clusia flaviflora</i>	34,20	14,50
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	28,40	19,30
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	27,35	17,80
Quizarrá	<i>Nectandra discolor</i>	18,00	7,00
Encino	<i>Weinmannia auriculata</i>	36,00	13,00
Pumamaqui	<i>Oreopanax ecuadorensis</i>	24,84	13,50
Arrayan	<i>Myrcianthes rhopaloides</i>	14,00	8,00
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	24,00	10,00
Pumamaqui	<i>Oreopanax ecuadorensis</i>	18,14	18,40
Encino	<i>Weinmannia auriculata</i>	36,40	15,60
Encino	<i>Weinmannia auriculata</i>	43,00	22,00
Arrayan	<i>Myrcianthes rhopaloides</i>	19,00	9,00
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	31,50	18,40
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	23,20	16,70
Tiumbil	<i>Myrsine andina</i>	12,70	16,10
Roble	<i>Roupala aublet</i>	21,30	18,00
Olloco	<i>Hedyosmum racemosum</i>	11,30	16,00
Encino	<i>Weinmannia auriculata</i>	35,00	17,00

Olloco	<i>Hedyosmum racemosum</i>	15,28	19,30
Ducu	<i>Clusia flaviflora</i>	21,06	17,30
Ducu	<i>Clusia flaviflora</i>	32,47	18,60
Pumamaqui	<i>Oreopanax ecuadorensis</i>	25,46	12,80
Encino	<i>Weinmannia auriculata</i>	30,21	16,50
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	24,00	10,00
Encino	<i>Weinmannia auriculata</i>	21,00	13,00
Platuquero	<i>Styloceras laurifolium</i>	18,80	14,30
Pujin	<i>Hesperomeles ferruginea</i>	28,00	12,00
Sacha capulí	<i>Vallea stipularis</i>	21,33	19,40
Encino	<i>Weinmannia auriculata</i>	13,10	16,40
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	23,40	19,30
Piquil	<i>Gynoxis halii</i>	21,60	18,50
Encino	<i>Weinmannia auriculata</i>	20,00	13,00
Masamorro	<i>Aegiphila ferruginea</i>	32,60	16,80
Masamorro	<i>Aegiphila ferruginea</i>	39,60	15,40
Ducu	<i>Clusia flaviflora</i>	19,10	15,60
Ducu	<i>Clusia flaviflora</i>	34,30	18,00
Roble	<i>Roupala aublet</i>	21,30	18,00
Pujin	<i>Hesperomeles ferruginea</i>	21,00	13,00

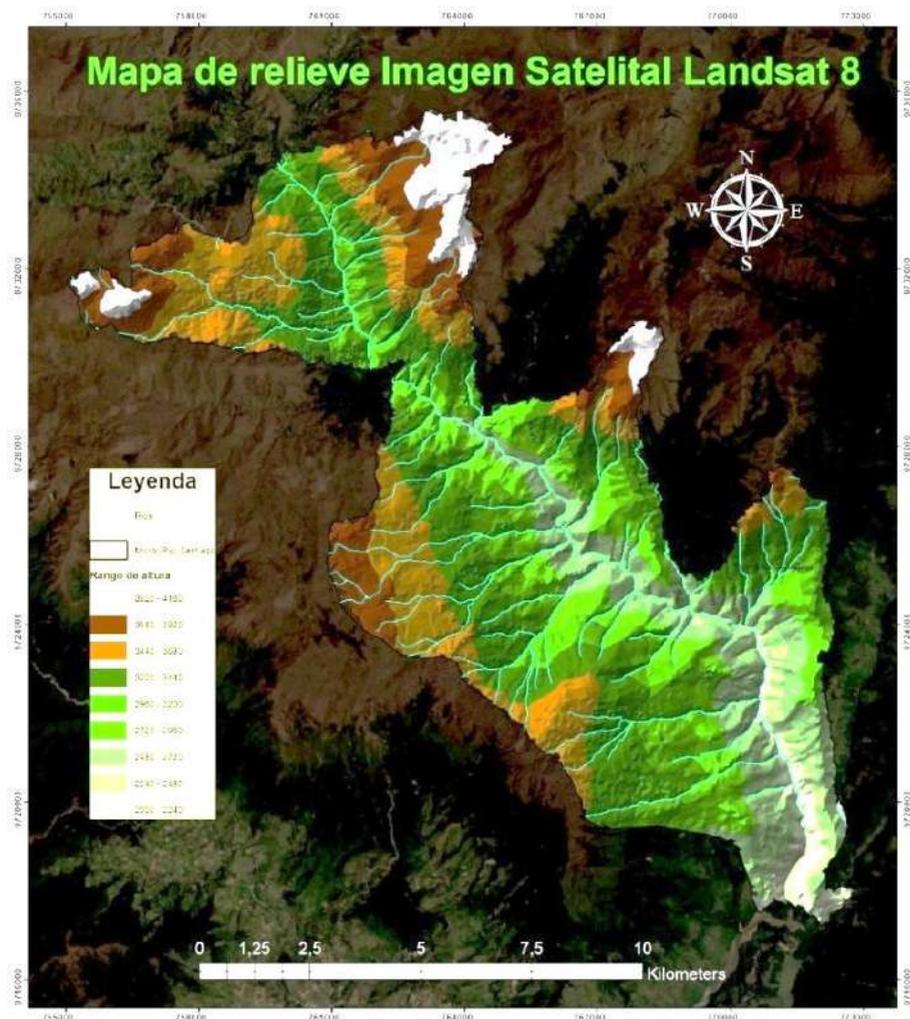
Anexo 25. Cobertura de copas por faja por conglomerado

Conglomerado	Parcela	Faja		
		Faja 1	Faja 2	Faja 3
1	P1	Mayor al 75%	Entre el 50 y 75%	Mayor al 75%
	P2	Entre el 50 y 75%	Mayor al 75%	Mayor al 75%
	P3	Entre el 30 y 50%	Mayor al 75%	Entre el 50 y 75%
2	P1	Entre el 30 y 50%	Entre el 30 y 50%	Entre el 50 y 75%
	P2	Mayor al 75%	Mayor al 75%	Entre el 50 y 75%
	P3	Entre el 50 y 75%	Entre el 50 y 75%	Entre el 30 y 50%
3	P1	Entre el 30 y 50%	Entre el 30 y 50%	Mayor al 75%
	P2	Entre el 30 y 50%	Mayor al 75%	Mayor al 75%
	P3	Mayor al 75%	Entre el 30 y 50%	Entre el 30 y 50%
4	P1	Entre el 50 y 75%	Entre el 30 y 50%	Entre el 50 y 75%
	P2	Entre el 50 y 75%	Entre el 30 y 50%	Entre el 30 y 50%
	P3	Mayor al 75%	Mayor al 75%	Entre el 30 y 50%

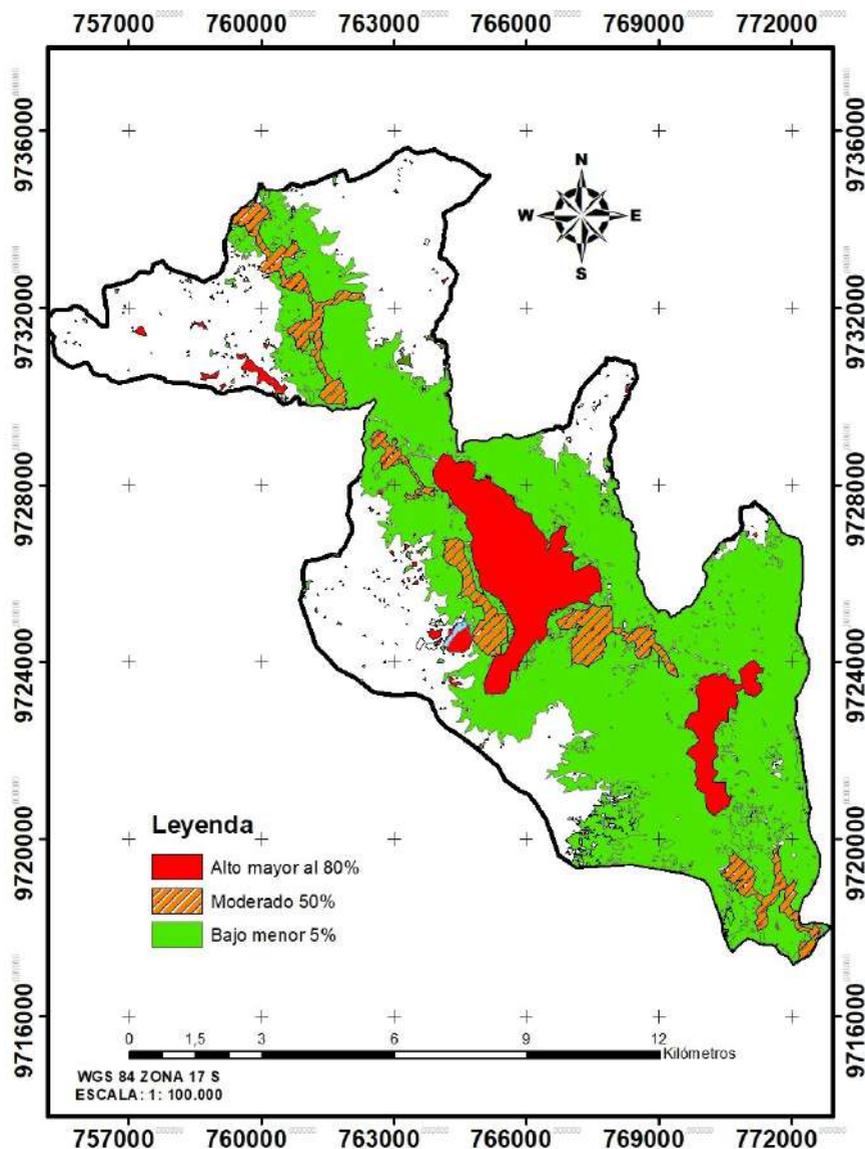
Anexo 26. Accesibilidad al conglomerado (Pendiente).

Conglomerado	Parcela	Accesibilidad	Fisiografía	Pendiente (%)
1	1	Difícil	Ladera media	20
	2	Fácil	Planicie	9
	3	Difícil	Ladera alta	36
2	1	Difícil	Ladera media	20
	2	Fácil	Cima de colina	12
	3	Difícil	Ladera media	36
3	1	Fácil	Planicie	9
	2	Fácil	Cima de colina	12
	3	Difícil	Ladera media	20
4	1	Difícil	Ladera media	20
	2	Difícil	Ladera alta	36
	3	Difícil	Ladera media	20

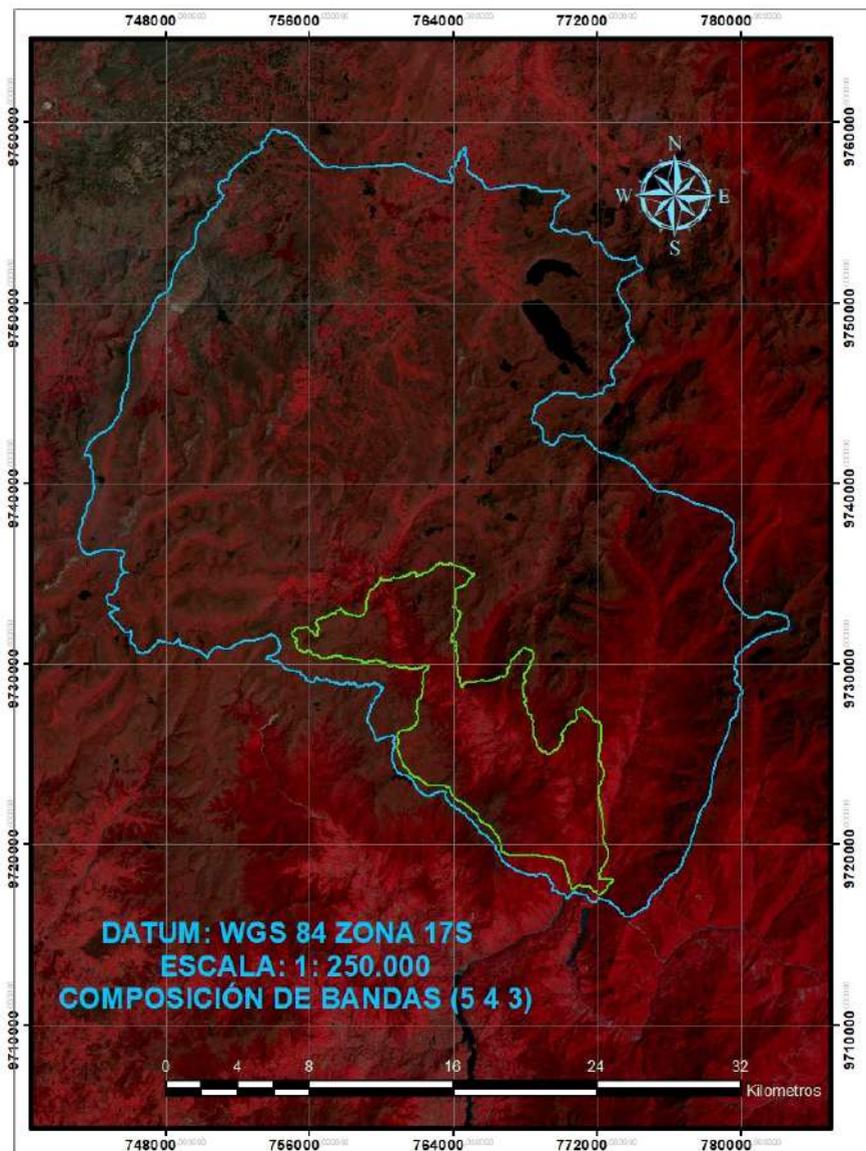
Anexo 27. Mapa de relieve en base al geoprocesamiento de la imagen satelital Landsat 8 OLI.



Anexo 28. Áreas Grado de perturbación y escalas de disturbio



Anexo 29. Análisis de vegetación saludable bosque de la comunidad de Guangras





**PUERTO MADERO
EDITORIAL**

ISBN 978-987-82912-1-5



9 789878 291215