



TESIS DOCTORAL

Universidad de Valladolid

Instituto Universitario de Investigación
en Gestión Forestal Sostenible



**Sucesión primaria y ecología de la revegetación de
selvas degradadas por minería en el Chocó, Colombia:
bases para su restauración ecológica**



Hamleth Valois Cuesta

Palencia, 2016



Universidad de Valladolid

ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIERÍAS AGRARIAS

**INSTITUTO UNIVERSITARIO DE INVESTIGACIÓN EN GESTIÓN FORESTAL
SOSTENIBLE**

TESIS DOCTORAL:

**SUCESIÓN PRIMARIA Y ECOLOGÍA DE LA REVEGETACIÓN DE SELVAS
DEGRADADAS POR MINERÍA EN EL CHOCÓ, COLOMBIA: BASES PARA SU
RESTAURACIÓN ECOLÓGICA**

Presentada por Hamleth Valois Cuesta para optar al grado de Doctor en Conservación y
Uso Sostenible de Sistemas Forestales por la Universidad de Valladolid

Dirigida por:

Dra. Carolina Martínez Ruiz

Palencia, 2016

A las comunidades del Chocó biogeográfico colombiano

AGRADECIMIENTOS

Este proyecto fue realizado en el Grupo de Investigación en Ecología y Conservación de Ecosistemas Tropicales de la Universidad Tecnológica del Chocó (UTCH) y recibió apoyo financiero de la UTCH (convocatoria interna 2013-2014), el Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico (IIAP) – UTCH, a través del proyecto Biochocó (Código BPIN 2013000100191), y la Fundación Carolina (FC) - UTCH - Universidad de Valladolid (UVa), a través de una beca de doctorado asignada al doctorando en convocatoria 2010. Sin estas ayudas hubiera sido imposible llevar a feliz término esta iniciativa.

Agradezco a S. Eccehomo por sus bendiciones en todo momento. A las comunidades del Plan de Raspadura, Jugualito, Cértegui y Rio Quito (Chocó) por su calidad humana, hospitalidad y apoyo durante las estancias del grupo de investigadores en sus territorios.

A Eduardo A. García Vega (Rector UTCH), Jorge Perea González, (Presidente Asociación Sindical de Profesores - UTCH (ASPUCH)), Alicia Mena Marmolejo y Jhon Alexander Córdoba (Decanatura Facultad de Ciencias Naturales – UTCH), Carolina Martínez Ruiz (Tutora de tesis) y Felipe Bravo (director del postgrado) por apoyarme constantemente para sacar adelante mis estudios de doctorado.

A Karen Figueroa, Yorleydy Urrutia, Zulay Quinto, Karin Valencia, Jhon F. Lizalda, Jhon J. Maturana, Giovanni Ramírez, Alex M. Jiménez, Harley Quinto y Diamar A. Lozano, Eva Ledezma, Zumary Valoyez, Leider Palacios, Jhon Jairo Cuesta, Diego Giraldo Cañas, Dairon Cárdenas, Leonardo Palacios y Fabio García por su ayuda en las salidas de campo y/o trabajos de Herbario y laboratorio.

A Lucía, Bárbara, María, Vicente, Cristóbal, Adriana, Mafe, David, Teresa, Daphne, Pamina, Marco, Carmen, Cristina, Estela, Irene, Pablo, Leticia, Wilson, Gonzalo y Celia, por hacer de mi estancia en la UVa y en la acogedora ciudad de Palencia una experiencia académica y de vida inolvidable. A todos muchas gracias.

ÍNDICE

Resumen	1
Introducción	7
El Chocó biogeográfico colombiano: características, biodiversidad y minería.....	8
Estudios ecológicos y restauración en el Chocó.....	12
Objetivos e hipótesis.....	17
Capítulo 1 Vulnerabilidad frente a la minería de los bosques naturales en el Chocó biogeográfico colombiano.....	21
MÉTODOS.....	23
Fuentes de datos.....	23
Análisis estadístico.....	25
RESULTADOS.....	26
Actividad y producción minera.....	26
Registros de especies y estado de conservación.....	31
Vulnerabilidad potencial para la pérdida de especies.....	32
DISCUSIÓN.....	33
Capítulo 2 Influencia de la edad de abandono y distancia al bosque adyacente en la revegetación natural temprana de las minas.....	39
MÉTODOS.....	41
Ubicación del estudio.....	41
Muestreo de vegetación.....	41
Tratamiento de los datos.....	43
RESULTADOS.....	45
Cambios en la estructura biológica de la comunidad vegetal.....	45
Cambios en la composición florística.....	50
DISCUSIÓN.....	54
Cambios en la estructura biológica de la comunidad vegetal.....	54
Cambios en la composición florística.....	56
ANEXOS: Anexo 2.1 a-b; Anexo 2.2 a-d	60

Capítulo 3	Especies vegetales colonizadoras de áreas perturbadas por la minería.....	81
	MÉTODOS.....	83
	Ubicación del estudio.....	83
	Características de las minas estudiadas.....	83
	Muestreos de vegetación.....	84
	RESULTADOS.....	85
	DISCUSIÓN.....	86
	ANEXOS: Anexo 3.1 y Anexo 3.2.....	90
Capítulo 4	Efecto de la topografía y las propiedades del suelo en la revegetación natural de las minas.....	97
	MÉTODOS.....	99
	Ubicación del estudio.....	99
	Muestreo de vegetación.....	99
	Caracterización del suelo en las posiciones topográficas.....	99
	Tratamiento de los datos.....	100
	RESULTADOS.....	102
	Características del suelo de las posiciones topográficas.....	102
	Cambios en la estructura biológica y composición florística.....	104
	Relación entre topografía, suelo y vegetación.....	109
	DISCUSIÓN.....	110
Capítulo 5	Formación del banco de semillas durante la regeneración temprana minas abandonadas.....	115
	MÉTODOS.....	117
	Ubicación del estudio.....	117
	Muestreo de la lluvia de semillas.....	117
	Muestreo del banco de semillas.....	118
	Tratamiento de los datos.....	119
	RESULTADOS.....	119

	Lluvia de semillas.....	119
	Banco de semillas.....	122
	DISCUSIÓN.....	124
	Lluvia de semillas.....	124
	Banco de semillas.....	127
Capítulo 6	Efectos del tratamiento del suelo y la competencia inter-específica en el establecimiento de leñosas arbóreas en las minas.....	131
	MÉTODOS.....	133
	Ubicación de los experimentos.....	133
	Experimento 1: Efecto del tratamiento del suelo en el establecimiento de dos especies arbóreas (una nativa y otra exótica).....	135
	Experimento 2: Efecto de la competencia inter-específica en el establecimiento de dos especies arbóreas (una nativa y otra exótica).....	136
	Tratamiento de los datos.....	137
	RESULTADOS.....	138
	Características edáficas tras los tratamientos del suelo.....	138
	Efecto de los tratamientos del suelo y de la competencia inter-específica sobre la supervivencia de las plantas.....	139
	Efecto de los tratamientos del suelo y de la competencia inter-específica sobre el crecimiento de las plantas.....	141
	DISCUSIÓN.....	153
Capítulo 7	Efecto de la introducción de <i>Acacia mangium</i> en la revegetación natural de minas abandonadas.....	161
	MÉTODOS.....	161
	Ubicación del estudio.....	161
	Muestreo de vegetación.....	162
	Caracterización de los microambientes.....	164
	Tratamiento de los datos.....	165
	RESULTADOS.....	167
	Caracterización de los microambientes.....	167
	Composición y estructura de la comunidad vegetal subyacente.....	169
	DISCUSIÓN.....	173

Capítulo 8	Conclusiones generales y recomendaciones.....	179
Bibliografía	185
Anexos	Artículos publicados derivados de la Tesis.....	199

Resumen

La presente Tesis Doctoral profundiza en el conocimiento de los procesos que regulan la revegetación de selvas tropicales afectadas por la minería de oro y platino en el Chocó (Colombia), una de las regiones con mayor biodiversidad del planeta. Esta información, muy escasa en regiones tropicales, es esencial para establecer propuestas de restauración acordes con las particulares características del entorno y, con ello, contribuir a hacer de la minería una actividad más responsable ambientalmente, dada la alarmante situación de degradación ambiental a la que se ha llegado en la región. En particular se pretende responder a las siguientes cuestiones: ¿Cuál es el grado de vulnerabilidad potencial de los bosques del Chocó para la pérdida de especies de plantas por minería? ¿Cómo cambia la vegetación en minas abandonadas en función de su edad de abandono y distancia al bosque adyacente? ¿Qué especies o grupos taxonómicos predominan en minas abandonadas durante la regeneración temprana? ¿Cómo cambia la comunidad vegetal entre ambientes topográficos en el seno de las minas? y de haber cambios, ¿son esos cambios independientes de las características del suelo en cada posición topográfica? ¿Cómo cambia el banco y la lluvia de semillas con el tiempo de abandono de la mina y la distancia de ésta a la matriz de bosque adyacente? ¿Cómo pueden modificarse las condiciones físicas y químicas del suelo y de competencia inter-específica en áreas afectadas por minería, de manera que se promueva su revegetación temprana con leñosas arbóreas nativas? ¿Cuál es el efecto de la introducción de especies exóticas en la revegetación natural de áreas afectadas por minería?

En distintos municipios mineros del territorio chocoano se documentaron las técnicas de extracción de minerales y la percepción de los mineros sobre la minería en sus territorios. A partir de datos de producción de oro y platino (1990-2012), títulos mineros (2012-2013) y número de minas y maquinaria usada (2008-2012) se propusieron los índices de actividad minera (IAMAR) y de producción minera relativa (IPMAR) en todos los entes territoriales del Chocó; ambos índices se aplican en este estudio por primera vez. Además se cuantificó el número de especies de distribución restringida y el número de especies amenazadas como factores de vulnerabilidad. Con esas cuatro variables se determinó el índice de vulnerabilidad florística potencial para la pérdida de especies (IVFP), que varió significativamente entre municipios y subregiones del territorio chocoano. Los municipios con mayor IVFP fueron Condoto (9,43%), Istmina (7,75%), Nóvita (7,74%), Quibdó (7,64%) y San José del Palmar (6,56%). A nivel subregional, el San Juan (54,8%) presentó el mayor IVFP. La minería en el Chocó amenaza ecosistemas estratégicos de importancia mundial para la conservación de la biodiversidad.

Para evaluar el efecto de la edad post-aprovechamiento y la distancia a la matriz de bosque adyacente sobre la estructura biológica y composición de la vegetación en las minas, se inventarió la vegetación en minas de diferente edad tras el abandono (6, 10 y 15 años), en las que se establecieron parcelas de 2×50 m, a 50 y 100 m de distancia del borde bosque-mina hacia la mina y hacia el bosque. Se registraron 300 especies, 193 géneros y 75 familias. El bosque de referencia presentó más especies (232; 77,3%), géneros (153; 79,3%) y familias (66; 88%) que las minas abandonadas (90 especies (30%), 66 géneros (34%) y 30 familias (40%)). Diversidad, riqueza y equitatividad fueron mayores en el bosque de referencia que en las minas, pero las minas más jóvenes (6 años) tienden a presentar menos riqueza y diversidad que aquellas más viejas (10 y 15 años). La influencia de la distancia no responde a un patrón claro, ni en términos de estructura biológica ni de composición. Únicamente en el bosque y en la mina de 10 años las diferencias en composición florística entre distancias son apreciables. La similitud florística fue baja entre minas y bosque, sugiriendo una entrada de propágulos a las minas desde otros sistemas degradados circundantes. Si se toma como punto de referencia el bosque adyacente, entonces 15 años de

abandono tras las actividades mineras no es suficiente para apreciar una recuperación sustancial de las características de la vegetación en zonas afectadas por minería.

Para caracterizar la flora vascular de las minas, se recolectaron plantas en diferentes formaciones topográficas de siete minas abandonadas en tres municipios de la región. Se identificaron 66 especies, 47 géneros y 22 familias. Las familias más representativas fueron Cyperaceae (14,9% géneros y 25,8% especies), Melastomataceae (14,9 y 15,2%) y Rubiaceae (10,6 y 12,1%), mientras que los géneros con más especies fueron *Cyperus* (8,5% especies), *Rhynchospora* (8,5%), *Scleria* (6,4%) y *Spermacoce* (6,4%). La forma de vida predominante fue la herbácea (80,3% especies) y los hábitats con más especies fueron las llanuras no inundables (36,3% especies), las zonas de transición mina-bosque (34,8%) y las depresiones cenagosas (31,8%). Las depresiones cenagosas incluyeron más especies exclusivas (42 especies; 42,8%). La colonización de plantas en áreas perturbadas depende de su forma de vida y de factores asociados al sustrato.

Para evaluar el efecto de la topografía y de las propiedades del suelo en la estructura biológica y composición de especies de las comunidades vegetales, se determinó la fertilidad del suelo en cuatro formaciones topográficas (zonas llanas, taludes, depresiones cenagosas y montículos de arena y grava) y se caracterizó la comunidad vegetal en cada una de ellas. Las formaciones topográficas no mostraron diferencias significativas en las propiedades del suelo evaluadas. Sin embargo, se pudo apreciar un gradiente de fertilidad y cobertura vegetal que va desde los montículos de arena y grava con suelos menos fértiles y poca vegetación, hasta las zonas llanas, taludes y depresiones cenagosas con suelos más fértiles y una cobertura vegetal mayor y más estructurada. Las zonas llanas, taludes y depresiones cenagosas fueron similares en composición florística, y diferentes de los montículos de arena y grava. Estos resultados sugieren que el acopio de arena y grava producto de la actividad minera no promueve la revegetación temprana en el seno de las minas.

Para evaluar el efecto de la edad de abandono de las minas y su distancia al bosque adyacente sobre la formación del banco de semillas del suelo, se determinó la abundancia y composición de especies del banco, así como la dinámica de la lluvia de semillas, en minas de distinta edad (6 y 15 años), y distancia a la matriz del bosque adyacente (50 y 100 m). La lluvia de semillas estuvo compuesta por cinco especies de plantas de dispersión anemócora, y fue mayor en la mina de 6 años ($5,0 \pm 0,5$ número de semillas por trampa) que en la mina de 15 años ($3,1 \pm 0,4$). No hubo diferencias significativas en la cantidad de semillas recolectadas a 50 m ($4,2 \pm 0,4$) y 100 m ($3,7 \pm 0,4$) de distancia del bosque adyacente. El banco de semillas estuvo representado por ocho especies: dos de dispersión anemócora (comunes a la lluvia de semillas) y el resto de dispersión zoócora. La densidad de semillas en el suelo no varió con la edad de la mina (6 años = $14,4 \pm 2,4$; 15 años = $14,4 \pm 2,2$), pero fue mayor a distancias próximas al bosque (50 m = $18,2 \pm 2,5$) que alejadas de éste (100 m = $10,6 \pm 2,1$). La formación del banco de semillas en las minas parece estar más relacionada con la cercanía a otras áreas perturbadas que con su proximidad al bosque adyacente o la edad de las minas, y también puede verse afectado por la alta precipitación de la zona.

Para evaluar el efecto de las propiedades del suelo y la competencia inter-específica en el establecimiento de plantas en las minas se desarrollaron dos experimentos: el primero incluyó tres tratamientos de suelo (Remoción+AO (abono orgánico), Remoción, y Control)) y la plantación de dos especies arbóreas por separado (*Cespedesia spathulata* o *Acacia mangium*), y el segundo incluyó la plantación de *A. mangium* y *C. spathulata*, juntas y separadas, sobre el primer tratamiento de suelo (Remoción+AO). En ambos casos, se evaluó la supervivencia y crecimiento de las dos especies. Se extrajeron muestras de suelo en las parcelas experimentales y en parcelas de referencia (sin tratamiento y sin cultivo) para analizar su fertilidad. Las parcelas con "Remoción+AO" mostraron mejores condiciones nutricionales que aquellas donde el suelo sólo se removió (Remoción) o se dejó intacto (Control y Referencia). Después de aplicados los tratamientos

de suelo, *A. mangium* sobrevivió más que *C. spathulata* en el tratamientos de Remoción+AO y Control, por lo que la mejora en las propiedades edáficas no tuvo un efecto diferencial sobre la supervivencia, que fue alta independientemente de la especie y del tratamiento del suelo y mostró un patrón temporal similar cuando crecieron juntas o separadas. Por el contrario, la aplicación de enmienda orgánica estimuló el crecimiento de ambas especies, tanto en altura como en diámetro, que siempre fue mayor y más rápido en la especie exótica (*A. mangium*) que en la nativa (*C. spathulata*), incrementando considerablemente las diferencias en altura y diámetro entre ambas especies, tanto creciendo juntas como separadas, aunque ambas especies experimentaron mayor crecimiento cuando crecieron separadas, especialmente en el caso de la especie nativa. La aplicación de enmiendas orgánicas a los sustratos mineros puede considerarse una tarea de preparación del terreno clave para favorecer la revegetación con especies leñosas. No obstante, la mejora de las propiedades edáficas puede incrementar la capacidad competitiva de especies exóticas fijadoras de nitrógeno (*A. mangium*) frente a las especies nativas no fijadoras (*C. spathulata*) en una situación de plantaciones mixtas.

Para evaluar el efecto de la introducción de *A. mangium* en la revegetación natural de las minas, se definieron y caracterizaron (microclima y suelo) tres microambientes (interior, borde y exterior), en torno a individuos aislados de *A. mangium*, y se analizó, en cada microambiente, la diversidad y composición de la vegetación subyacente. Los microambientes no mostraron diferencias estadísticamente significativas en temperatura del aire, humedad relativa del aire o porcentaje de briófitos, usado como una medida indirecta de la humedad del suelo. Sin embargo, la fertilidad del suelo y especialmente el contenido de arcilla, magnesio, potasio y nitrógeno aumentan hacia las zonas cubiertas por las plantas de *A. mangium*. La similitud florística entre microambientes fue alta, así como también fueron similares los valores de riqueza, abundancia, diversidad, cobertura vegetal e importancia ecológica de las especies de plantas. La cobertura de hojarasca de *A. mangium* y de suelo con afloramientos rocosos se correlacionan negativamente con la cobertura de vegetación subyacente, lo que sugiere que ambas variables pueden ser limitantes para el establecimiento de especies nativas en las minas. Aunque *A. mangium* pueda promover la fertilidad del suelo, su abundante hojarasca genera una barrera que puede limitar el establecimiento de especies nativas, así como la formación del banco de semillas del suelo.

INTRODUCCIÓN

INTRODUCCIÓN

El desarrollo de programas de restauración ecológica es una prioridad mundial como medida para conservar la vida silvestre en regiones de alta biodiversidad que han sido sometidas a perturbaciones antrópicas en el pasado, lo están siendo en la actualidad y/o lo serán en el futuro. Una de las actividades que genera impactos más globales en los ecosistemas naturales es la minería a cielo abierto, pues se trata de una actividad que elimina generalmente todos los compartimentos que sustentan la vida en los sistemas vulnerados (Martínez-Ruiz y Fernández-Santos 2001) y ocasiona fuertes cambios en la estructura y funcionamiento de dichos sistemas (Alday *et al.* 2010).

En la actualidad, la minería ha alcanzado gran auge en regiones con alta biodiversidad, como es el caso del Chocó, Colombia (Rangel-Ch 2004a), donde la minería ha incrementado su actividad en los últimos años, haciendo uso de maquinaria pesada, y dejando ecosistemas fragmentados y hábitats destruidos (Andrade-C 2011). Esta situación de degradación ambiental pone de manifiesto la importancia de impulsar trabajos científicos cuyos resultados mejoren las propuestas de restauración planteadas y, con ello, contribuyan a hacer de la minería una actividad más responsable ambientalmente en cada territorio.

A pesar de la necesidad de mitigar los impactos que la minería ocasiona sobre los ecosistemas naturales, el conocimiento científico relativo a la aplicación de programas de restauración ecológica de áreas degradadas por minería en el Chocó es inexistente (Ayala *et al.* 2008). Por lo tanto, no se cuenta con información que permita a los gestores aplicar las medidas adecuadas para mitigar los impactos de la minería, a través de la puesta en marcha de modelos de restauración ecológica que permitan el restablecimiento de la vegetación y sus propiedades emergentes.

La mayoría de los trabajos científicos que tratan de explicar los procesos ecológicos que condicionan la restauración de áreas donde la sucesión primaria es el punto de partida, como es el caso de muchas áreas afectadas por minería, son escasos en regiones tropicales (Díaz y Elcoro 2009), donde el enfoque se ha orientado más hacia la comprensión de la

sucesión secundaria en bosques perturbados o campos de cultivo abandonados (Aide y Cavelier 1994, Aide *et al.* 1996, 2000, Chazdon 2003, DeWalt *et al.* 2003, Chazdon *et al.* 2007). La mayoría del conocimiento sobre los factores y procesos ecológicos que condicionan la regeneración temprana de áreas degradadas por la minería proviene principalmente de regiones subtropicales.

Ante la problemática ambiental generada por la minería y con el fin de contribuir al conocimiento de los procesos que regulan la restauración ecológica de áreas selváticas afectadas por la minería en el Chocó (Colombia), se plantea la presente Tesis Doctoral. En conjunto este documento constituye uno de los primeros avances en el conocimiento de la ecología de la restauración de áreas afectadas por minería en el Chocó biogeográfico, y se espera que sea un punto de partida para el desarrollo de programas de restauración ecológica de los bosques que han sido y serán impactados por la actividad minera, no sólo en la región del Chocó, sino en otras regiones tropicales con condiciones biofísicas similares.

El Chocó biogeográfico colombiano: características, biodiversidad y minería

El departamento del Chocó (04°00'50''-08°41'32'' N y 76°02'57''-77°53'38'' O), en la república de Colombia, tiene una extensión de 44.530 km² y está compuesto por 30 municipios agrupados en cinco subregiones (Poveda-M *et al.* 2004): 1) Alto Atrato, pie de monte de la Cordillera Occidental de Colombia al oeste del departamento del Chocó; 2) Medio Atrato, llanuras aluviales del río Atrato en la zona central del departamento; 3) Bajo Atrato, llanuras aluviales y zonas estearinas del Océano Atlántico al norte del departamento; 4) Litoral del Pacífico, llanuras aluviales con zonas estearinas del Océano Pacífico al suroeste del departamento; y 5) San Juan, llanuras aluviales y colinas bajas en la cuenca del río San Juan al sureste del departamento (Figura 1).

El Chocó pertenece a la región del Chocó biogeográfico colombiano, que se caracteriza por su alta pluviosidad, con valores anuales de hasta 13.670 mm en algunos puntos de la región, con un periodo de alta (mayo-agosto) y otro de baja precipitación (noviembre-febrero), una temperatura promedio anual de 26 °C y una humedad relativa del 80 %

(Poveda-M *et al.* 2004). La vegetación es propia de un bosque pluvial tropical (Forero y Gentry 1989, Poveda-M *et al.* 2004), en el que se realiza tala selectiva de especies maderables, y se pueden diferenciar tres estratos de vegetación (herbáceo, arbustivo y arbóreo), y dominancia de especies como: *Ossaea bracteata* Triana, *O. spicata* Gleason, *Psychotria cincta* Stand. *Tococa guianensis* Aubl. *Dieffenbachia plowmanii* Croat, *Dicranopygium cuatrecasatum* Harling, *Cespedesia spathulata* (Ruiz & Pav.) Planch, *Palicourea seemannii* Standl., *Anthurium lancea* Sodiro y *Psychotria poeppigiana* Stand.

Además, la región del Chocó biogeográfico colombiano es reconocida mundialmente por su alta biodiversidad y variedad de endemismos (Gentry 1986, Forero y Gentry 1989, Rangel-Ch 2004a, Rangel-Ch y Rivera-Díaz 2004, Bernal *et al.* 2015). Esta región cuenta con registros de 5.976 especies de plantas superiores (Rangel-Ch y Rivera-Díaz 2004, Rangel-Ch *et al.* 2004, Bernal *et al.* 2015), pero su estimación llega hasta 8.000 (Forero y Gentry 1989). En fauna silvestre, por citar algunos grupos, se han encontrado 206 especies de mamíferos (Muñoz-Saba y Alberico 2004), 188 de reptiles (Castaño-M *et al.* 2004), 139 de anfibios (de las cuales 100 son de distribución restringida; Linch y Suárez-Mayorga 2004), 793 de aves (Rangel-Ch 2004b), 196 de peces de agua dulce (Mojica *et al.* 2004) y 176 de escarabajos (Amat-García y Trujillo 2004).

La riqueza de especies vegetales del territorio chocoano ha sido fuente de bienes y servicios para la subsistencia de los pueblos asentados en la región (Gentry 1986, Forero y Gentry 1989, Rangel-Ch 2004a), representados por poblaciones negras (75,7 %) e indígenas (11,9 %) principalmente (Gobernación del Chocó 2015). Estos grupos humanos han utilizado productos del bosque durante generaciones para satisfacer sus necesidades, principalmente alimentarias, medicinales, de vivienda y transporte, así como también para desarrollar variadas actividades de importancia socio-cultural (Galeano 2000, Valois-Cuesta *et al.* 2013).

Pero, además de su elevada biodiversidad, esta región cuenta con valiosos recursos minerales, principalmente oro y platino (Leal 2009), que han convertido al Chocó en una de las regiones del país con mayor interés para la explotación minera (Andrade-C 2011, Güiza y Aristizába 2013). De hecho, en la actualidad, la minería de oro y platino ocupa un lugar importante en la economía local (Ramírez-Moreno y Ledezma-Rentería 2007, Leal 2009) y

su explotación contribuye, en gran medida, a la economía de Colombia. El Chocó ocupa el primer lugar dentro de la producción colombiana de oro y platino (Agencia Nacional de Minería 2015).

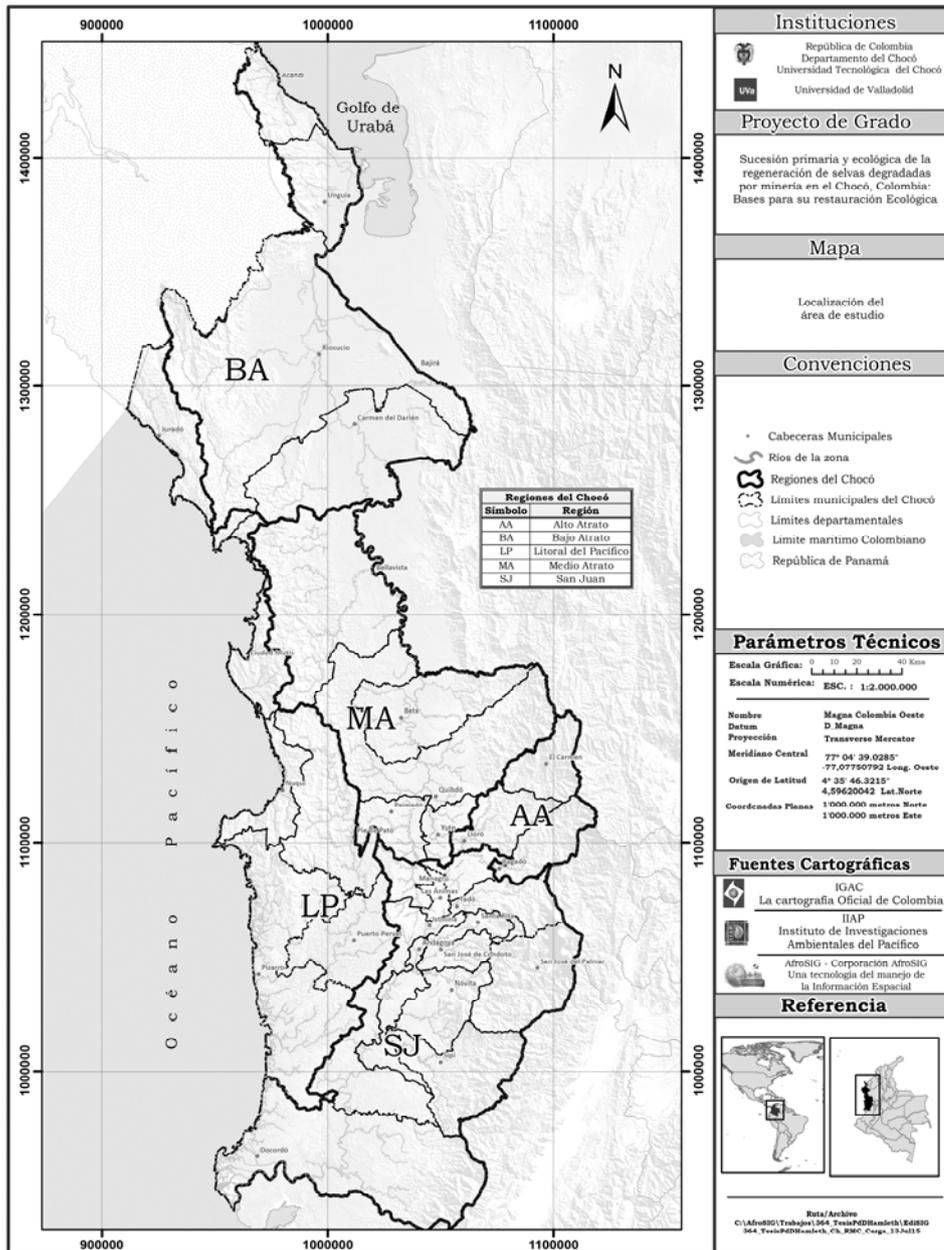


Figura 1. Ubicación del área de estudio en el contexto nacional e internacional: municipios y subregiones eco-geográficas dentro del departamento de Chocó.

Tradicionalmente los pobladores de la región chocoana han explotado minas de oro y platino a pequeña escala en su territorio. Sin embargo, en la actualidad, la minería auroplatinífera a cielo abierto que se practica en el Chocó se caracteriza principalmente por la tala rasa de bosques nativos, con la ayuda de retro-excavadoras, con las que se extraen grandes volúmenes de tierra del subsuelo, que es echada en grandes filtros metálicos y se lava con la ayuda de chorros de agua a presión generados por motobombas para la extracción de los minerales; como resultado del proceso, queda un paisaje desértico con grandes montículos de arena y grava expuestos a la intemperie, y extensos ecosistemas forestales fragmentados (Capitán 1994, Ramírez-Moreno y Ledezma-Rentería 2007, Leal 2009, Andrade-C 2011). Como resultado del deterioro ambiental que experimentan los bosques naturales del Chocó, principalmente por la minería y la tala indiscriminada, cerca del 12 % de la flora de espermatofitas (579 especies) y el 85 % de las especies de mamíferos del territorio (176 especies) se encuentran incluidos dentro de alguna categoría de amenaza (Rangel-Ch 2004c).

A pesar de su gran riqueza natural, el Chocó es una región con poco desarrollo económico, donde convergen la necesidad de conservar la naturaleza, como fuente de bienestar humano, y la necesidad de explotar los minerales del subsuelo, como fuente de empleo y desarrollo económico para la región y el país. En consecuencia, se hace imprescindible impulsar acciones para hacer de la minería una actividad más amigable con el entorno, pues existe una gran preocupación por la conservación del potencial que posee esta región en cuanto a la oferta de servicios ecosistémicos (Andrade-C 2011).

Esta preocupación se ha intensificado en los últimos años, por el auge que está experimentando la minería de oro y platino en el departamento del Chocó, ya que el aumento del precio del oro ha incentivado el uso de maquinaria pesada para aumentar la producción (Ayala *et al.* 2008, Güiza y Aristizába 2013). Empresas mineras y mineros independientes (legales e ilegales) ven en este territorio una oportunidad para consolidar su capital financiero, desconociendo o pasando por alto los graves impactos que la actividad minera produce sobre la biodiversidad de los bosques tropicales (Ramírez-Moreno y Ledezma-Rentería 2007, Andrade-C 2011).

Esta situación de deterioro ambiental junto con el potencial en materia de reserva de biodiversidad han hecho que la región chocoana sea considerada una de las zonas, a nivel global, con mayor prioridad para adelantar esfuerzos de conservación de la vida silvestre (“Hotspots”; Myers *et al.* 2000). En este sentido, uno de los retos más importantes que tiene la sociedad chocoana, a la luz de los tratados sobre conservación y uso sostenible de los recursos naturales, es la ordenación de la actividad minera bajo criterios de sostenibilidad.

Estudios ecológicos y restauración en el Chocó

Los ecosistemas que a menudo experimentan algún tipo de perturbación tienen una capacidad de resiliencia que les permite restablecer su estructura y funciones ecológicas gradualmente en el tiempo (Bradshaw 1992, 1997, Walker y del Morral 2003). De modo que la comprensión de esos procesos, a distintas escalas espaciales y temporales, permite identificar los mecanismos que facilitan la recuperación temprana de esos ecosistemas. Dicho conocimiento es de vital importancia para desarrollar herramientas que permitan la conservación y/o la restauración ecológica de los ecosistemas, especialmente en aquellas áreas donde la sucesión primaria es el punto de partida, como sucede en muchas áreas afectadas por minería (Hobbs y Norton 1996, Pastorok *et al.* 1997, Walker y del Morral 2003).

La aplicación de programas de restauración ecológica constituye una estrategia útil para mantener la diversidad biológica en regiones de vocación minera y alta biodiversidad, como el Chocó, ya que estas acciones tienen como objetivo recuperar, en la medida de lo posible, las condiciones originales de las zonas afectadas (Bradshaw 1992, 1997). Las estrategias de restauración se ven limitadas por los mismos factores bióticos y abióticos que restringen los procesos de sucesión primaria, por lo tanto, entender los procesos naturales involucrados en la sucesión primaria proporciona información para la restauración de hábitats degradados (Walker *et al.* 2007, Walker y del Moral 2008). No obstante, en la actualidad existe poco conocimiento y experiencia en cuanto a la aplicación de estos programas en la región (pero ver Ayala *et al.* 2008), y ni siquiera se conoce la vulnerabilidad de los bosques tropicales frente a la minería (ver capítulo 1) lo que, sin duda, es clave para conseguir una correcta ordenación del territorio en un contexto geográfico

rico en biodiversidad, pero marcado tradicionalmente por una economía basada en la actividad minera. En consecuencia, la aplicación de iniciativas de restauración desconociendo los procesos ecológicos que condicionan la recuperación natural de los ecosistemas afectados y su vulnerabilidad puede generar impactos negativos sobre ellos, tales como el establecimiento de especies invasoras, cambios genéticos en las poblaciones nativas y/o extinciones en poblaciones autóctonas, así como también, la transformación y cambios funcionales en los sistemas ecológicos originales (Byrne *et al.* 2011, Millar *et al.* 2012).

Los estudios sobre sucesión primaria son escasos en regiones tropicales (Díaz y Elcoro 2009), donde el enfoque se ha orientado más hacia la comprensión de la sucesión secundaria en bosques perturbados o campos de cultivo abandonados (Aide y Cavelier 1994, Aide *et al.* 1996, 2000, Chazdon 2003, DeWalt *et al.* 2003, Chazdon *et al.* 2007). La mayoría del conocimiento sobre los factores y procesos ecológicos que condicionan la regeneración temprana de áreas degradadas por la minería proviene principalmente de regiones subtropicales. Muchos de los trabajos sugieren que la edad de abandono, el tamaño del área afectada y su distancia a la comunidad de referencia constituyen factores clave que ayudan a explicar, en gran medida, la dinámica del establecimiento de la vegetación en zonas donde la sucesión primaria es el punto de partida (Fastie 1995, Jones y del Moral 2005, Mori *et al.* 2008). Por ello se analiza en esta Tesis la influencia de la edad post-aprovechamiento y la distancia al bosque adyacente en la dinámica de la revegetación natural de las minas en el Chocó (ver capítulo 2).

Aunque existe poca información científica derivada de experiencias de restauración a escala regional o local, algunos trabajos realizados en el Chocó han demostrado que especies exóticas introducidas, como *Acacia mangium* Willd., tienen alta capacidad de adaptación y competencia frente a las especies nativas (Ayala *et al.* 2008). Debido a esto, *A. mangium* es una especie usada frecuentemente (casi la única) en proyectos de revegetación de áreas afectadas por minería en el Chocó, desconociéndose sus efectos y el valor adaptativo de las especies nativas para tales fines. El riesgo de introducir especies exóticas, como medida de restauración, radica en que pueden convertirse en especies invasoras, debido a su gran capacidad para modificar el ambiente y competir agresivamente

por los recursos frente a las especies nativas, favoreciendo incluso el reclutamiento de otras especies invasoras y, con ello, generando cambios en la trayectoria de la sucesión natural de los sistemas afectados, al inducir cambios en la composición original de especies, e incluso una reducción de la riqueza y la diversidad a escala local (Simberloff y Von Holle 1999, Fuentes-Ramírez *et al.* 2011). De ahí, la importancia de identificar las especies de plantas que de forma natural colonizan las minas abandonadas, para poder seleccionar especies particulares o grupos funcionales con potencial para ser empleados en futuros programas de restauración ecológica de ambientes con alta biodiversidad, como El Chocó, y haciendo uso de especies nativas (ver capítulo 3).

Por otro lado, los lugares afectados por la minería experimentan, durante la sucesión primaria, una serie de cambios en las condiciones del suelo (Walker y del Moral 2003, Walker *et al.* 2010) que condicionan la colonización sucesiva de determinados grupos funcionales de plantas, ya que durante el proceso la disponibilidad de recursos para la supervivencia de las plantas varía (Tilman 1985). La heterogeneidad en la disponibilidad de recursos en las zonas en recuperación es considerada como uno de los factores que limita la revegetación temprana y la trayectoria de la sucesión vegetal hacia un determinado tipo de comunidad vegetal (Tilman 1985, Moreno-de las Heras *et al.* 2008). En zonas perturbadas donde el suelo es impactado drásticamente, como sucede en sitios impactados por la minería a cielo abierto, uno de los factores que promueve la heterogeneidad espacial en la disponibilidad de nutrientes puede ser la topografía. En este sentido, se ha constatado que zonas con pendientes pronunciadas a menudo experimentan mayor erosión, y contienen menor contenido en nutrientes y menos micrositios adecuados para la retención de semillas y el establecimiento de plantas, en comparación con aquellas zonas con superficies planas. También se ha comprobado que zonas con formas cóncavas acumulan mayores niveles de nutrientes que zonas con formas convexas (Walker y del Moral 2003).

La minería auroplatinífera a cielo abierto, que se practica en el territorio chocoano, generalmente hace uso de retroexcavadoras que modifican el terreno y dejan como resultado una serie de formaciones topográficas (zonas llanas, pendientes, depresiones cenagosas y montículos de arena y grava). Estas formaciones topográficas podrían estar determinando variaciones en las propiedades del suelo y en la distribución de la vegetación

(Kumhálová *et al.* 2011), y a su vez, modificaciones en la trayectoria de la sucesión temprana al facilitar la proliferación de diferentes grupos funcionales de plantas en diferentes formaciones topográficas (ver capítulo 4). Los estudios sobre sucesión ecológica a nivel local desempeñan un papel importante en la determinación de la importancia relativa de los mecanismos de sucesión que pueden surgir bajo diferentes condiciones ambientales (Walker y del Morral 2003, Martínez-Ruiz y Marrs 2007), como las debidas a diferencias en la topografía.

El restablecimiento natural de la estructura y función de los sistemas forestales que se han sometido a algún tipo de perturbación, como la minería, depende de una serie de factores y procesos ecológicos que se manifiestan a distintas escalas espaciales y temporales (Uhl *et al.* 1988, Aide y Cavelier 1994, Holl 1999, Cubiña y Aide 2001). Por ejemplo, la presencia de un flujo de entrada de semillas (lluvia de semillas), así como la acumulación de éstas en el suelo (banco de semillas) con el tiempo, facilitan la revegetación natural de áreas perturbadas y contribuyen a mantener el equilibrio dinámico de los bosques naturales (Baker 1989, Piudo y Caveró 2005). De modo que, una evaluación de la disponibilidad y magnitud de la lluvia y banco de semillas puede suministrar información vital para determinar la necesidad de introducir o no especies en áreas objeto de revegetación (Zhang *et al.* 2001, Walker *et al.* 2007).

Desde el punto de vista de sus funciones ecológicas, el banco de semillas es un compartimento del ecosistema donde muchas especies aguardan el momento propicio para germinar y establecerse (Garwood 1989, Tekle y Bekele 2000, Dalling 2002, Álvarez-Aquino *et al.* 2005). Por su parte, la lluvia de semillas contribuye a la persistencia del banco del suelo en el tiempo, a través de un flujo constante o estacional de propágulos que llegan por medio de diferentes modos de dispersión (Dalling 2002). Conocer la abundancia, composición y dinámica del banco de semillas del suelo, así como del aporte de propágulos que entran a los sistemas vía lluvia de semillas (ver capítulo 5), brinda información fundamental para entender el potencial regenerativo que tienen los sistemas forestales tras experimentar una perturbación por diversas actividades antrópicas (Parker *et al.* 1989, Holl 1999, Cardona y Vargas 2004).

Se sabe también que los suelos sometidos a actividades extractivas como la minería suelen experimentar una alteración drástica en sus propiedades físicas y una reducción importante de los elementos químicos que intervienen en el desarrollo de las plantas. Una manera de compensar el deterioro de las propiedades físicas y químicas del suelo es la aplicación de enmiendas orgánicas, químicas y tratamientos mecánicos que contrarresten los efectos de la acidez, mejoren la capacidad de retención de agua, aporten nutrientes y minimicen la erosión (Alcañiz *et al.* 1998, Curry 1998, Ayala *et al.* 2008). Además de la rehabilitación de las propiedades del suelo, la restauración de áreas afectadas por minería generalmente implica la incorporación de especies vegetales de rápido crecimiento, que eventualmente pueden convertirse en especies invasoras que desplazan a las especies nativas y reducen la biodiversidad de ecosistemas autóctonos (Gutiérrez 2006, Baptiste 2010, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible 2011). Por lo tanto, una iniciativa para restaurar áreas degradadas por minería puede estar en el uso de especies nativas, como alternativa de prevención de impactos negativos provocados por las especies exóticas invasoras sobre la biodiversidad natural (Sánchez-Tapia 2007). A pesar de la importancia que revisten las acciones de restauración ecológica en regiones de vocación minera como el Chocó, son muy pocos los trabajos que han tratado de entender cómo especies exóticas y nativas compiten y/o se establecen bajo las condiciones ambientales imperantes en zonas que han sido impactadas por la minería a cielo abierto (Ayala *et al.* 2008). Considerando que el restablecimiento de especies de plantas en áreas impactadas por minería puede verse afectado por las propiedades del suelo y las relaciones de competencia inter-específica entre las especies, se plantea el capítulo 6 de la Tesis para tres tratamientos del suelo y monocultivo o cultivo mixto de dos especies arbóreas, una exótica (*A. mangium*) y otra nativa (*C. spathulata*).

La escasez de estudios que valoran el efecto de *A. mangium* sobre las condiciones micro ambientales (microclima y suelo) y sobre la vegetación genera gran controversia sobre la conveniencia o no de usar la leguminosa exótica, *A. mangium*, en proyectos de revegetación en zonas tropicales de donde no es nativa. En otras latitudes, *A. mangium* es un especie que aumenta la fertilidad y la biodiversidad del suelo (Tsai 1998, Garay *et al.* 2004, Xiong *et al.* 2008), y su dosel genera condiciones microclimáticas que facilitan el regenerado de otras especies bajo condiciones de estrés (Yang *et al.* 2009), lo cual sugiere que las plantas de *A.*

mangium pueden actuar como plantas nodriza de especies nativas en el proceso de restauración natural de áreas degradadas por minería. Por el contrario, otros trabajos defienden que *A. mangium* es una especie invasora de bosques perturbados (Osunkoya *et al.* 2005) y naturales (Aguilar *et al.* 2014), y es posible que sus rodales generen poca heterogeneidad de hábitats y, por lo tanto, poca biodiversidad, siendo éste uno de los atributos más importantes a recuperar cuando se trata de restaurar ecológicamente un área perturbada, especialmente en regiones de alta biodiversidad como el Chocó (Rangel-Ch 2004a). Esta controversia sobre el papel de *A. mangium* en la revegetación de áreas degradadas, explica la falta de consenso sobre el rol (facilitación, competencia) que podrían estar jugando sus plantaciones en la recuperación de la estructura y funciones ecológicas originales, en zonas mineras como el Chocó biogeográfico. Por tanto, más estudios en esta línea son necesarios y, en particular, en la región del Chocó biogeográfico (ver capítulos 6 y 7).

Objetivos e hipótesis

La presente Tesis Doctoral pretende contribuir al conocimiento de los procesos que regulan la restauración ecológica de áreas selváticas afectadas por minería en el Chocó (Colombia). Para ello se plantean las siguientes preguntas de investigación que constituyen los objetivos de la Tesis y que se abordan en los siguientes siete capítulos:

1. ¿Cuál es el grado de vulnerabilidad potencial de los bosques naturales del Chocó, a nivel municipal y subregional, frente a la actividad minera auroplatínífera como factor de riesgo para la pérdida de especies de plantas? (capítulo 1).

La hipótesis de partida es que el grado de vulnerabilidad para la pérdida de especies en los bosques de un determinado territorio depende del grado de incidencia minera (actividad y producción) y de la sensibilidad de la biodiversidad (especies raras y/o amenazadas) que alberga.

2. ¿Cómo cambia la vegetación en minas abandonadas en función de su edad de abandono y su distancia al bosque adyacente? (capítulo 2).

La hipótesis de partida es que el mayor tiempo transcurrido tras el cese de la actividad minera y la mayor proximidad al bosque adyacente incrementan la cobertura y diversidad de la vegetación en las minas, así como su grado de similitud florística con respecto a la comunidad de referencia (bosque adyacente).

3. ¿Qué especies de plantas o grupos taxonómicos predominan en minas abandonadas durante la regeneración temprana? (capítulo 3).

La hipótesis de partida es que caracterizar la flora (especies de plantas, grupos taxonómicos, hábitos de crecimiento, preferencias de hábitat dentro de la mina) que de forma natural coloniza las minas es vital para seleccionar especies particulares o grupos funcionales, con potencial para ser empleados en programas de restauración ecológica de los sistemas forestales característicos de estas áreas críticas, haciendo uso de especies nativas.

4. ¿Cómo cambia la comunidad vegetal entre ambientes topográficos en el seno de las minas abandonadas? y de haber cambios, ¿son esos cambios independientes de las características del suelo en cada posición topográfica? (capítulo 4).

La hipótesis de partida es que la comunidad vegetal será más estructurada en condiciones topográficas que concentren y promuevan la conservación de los nutrientes del suelo que en aquellas que promuevan la pérdida de elementos del mismo.

5. ¿Cómo cambia el banco y la lluvia de semillas con el tiempo de abandono de la mina y la distancia de ésta a la matriz de bosque adyacente? (capítulo 5).

La hipótesis de partida es que la abundancia, riqueza, diversidad y composición de especies, tanto en el banco como en la lluvia de semillas, difieren conforme aumenta la edad de abandono de las minas y su lejanía a la matriz de bosque remanente.

6. ¿Cómo pueden modificarse las condiciones físicas y químicas del suelo y de competencia inter-específica en áreas afectadas por minería, de manera que se promueva su revegetación temprana con especies leñosas nativas? (capítulo 6).

La hipótesis de partida es que los tratamientos que mejoren las propiedades edáficas y disminuyan la competencia inter-específica ejercida por las especies exóticas facilitarán una mayor supervivencia y crecimiento de plantas nativas.

7. ¿Cuál es el efecto de la introducción de especies exóticas en la revegetación natural de áreas afectadas por minería? (capítulo 7).

Se parte de la hipótesis de que si *A. mangium* es una especie facilitadora de la revegetación natural de las minas, entonces se espera encontrar una mejora significativa del microambiente (microclima, suelo) y de las características de la comunidad vegetal (diversidad, abundancia) bajo la cubierta de *A. mangium* en comparación los espacios abiertos.

Las respuestas y las reflexiones sobre cada uno de estos interrogantes se muestran a continuación en siete capítulos que incluyen, además de los resultados y su discusión, la metodología de muestreo y de tratamiento de datos particulares de cada uno de ellos. Se ha optado por esta estructura de Tesis para facilitar su lectura, pues incluye diferentes estudios y experimentos de campo desarrollados en diferentes minas, dentro del Chocó biogeográfico colombiano. Finalmente, se recogen las conclusiones generales obtenidas junto con algunas recomendaciones prácticas.

CAPÍTULO 1

Vulnerabilidad frente a la minería de los bosques naturales en el Chocó biogeográfico colombiano



Capítulo 1

Vulnerabilidad frente a la minería de los bosques naturales en el Chocó biogeográfico colombiano

MÉTODOS

Fuentes de datos. Se realizaron salidas de campo entre los años 2013 y 2014 a los municipios de Condoto, Istmina, Tadó, Unión Panamericana y Río Quito (Chocó), con el fin de documentar las técnicas de explotación minera empleadas y los impactos que éstas generan sobre la selva. Además, se entrevistaron 65 mineros, con la finalidad de obtener información sobre su percepción en relación a los aspectos económicos y ambientales de la minería. En concreto, se les preguntó sobre qué técnica de extracción minera (retro, draga o barequeo) genera más beneficio económico y cuál provoca más daño ambiental.

Posteriormente, con el fin de identificar la incidencia de la actividad minera en todos los entes territoriales del Chocó (30 municipios y 5 subregiones), se extrajeron datos oficiales de títulos mineros otorgados (2012-2013) y producción de oro y platino (1990-2012), disponibles en el Sistema de Información Minero de Colombia (Agencia Nacional de Minería 2015). Además, se solicitaron datos a la Corporación Autónoma Regional para el Desarrollo Sostenible del Chocó sobre el número de minas y maquinaria (retroexcavadoras y/o dragas de succión) activa en el territorio chocoano (2008-2012) (CODECHOCO 2012). A partir de estos datos se propusieron dos índices:

- 1) el índice de producción minera auroplatinífera relativa, $IPMAR = PRO + PRP$, donde PRO = producción relativa de oro y PRP = producción relativa de platino; y
- 2) el índice de actividad minera auroplatinífera relativa, $IAMAR = NRMI + NRMA + NRTMO$, donde $NRMI$ = número relativo de minas, $NRMA$ = número relativo de máquinas activas y $NRTMO$ = número relativo de títulos mineros otorgados.

Para ambos índices, los valores relativos para un determinado municipio o subregión se calcularon dividiendo el valor absoluto de la variable para ese municipio o subregión entre el sumatorio de los valores obtenidos para todos los municipios o subregiones y multiplicando por 100. En ambos casos, a mayor valor del índice mayor fue la incidencia de la minería en el ente territorial.

Adicionalmente, con el fin de verificar el nivel de conocimiento de los bosques de cada municipio y subregión en términos de riqueza y composición florísticas, se cuantificaron los registros de especies vegetales citados en el catálogo de Rangel-Ch *et al.* (2004), y se revisaron 80.513 registros de colecciones biológicas del Chocó en el Sistema de Información sobre Biodiversidad de Colombia (SiB Colombia 2015). Para determinar el número de especies vegetales por municipio y subregión se consideraron únicamente los registros (distribución geográfica) que estuvieran claramente circunscritos a un determinado ente territorial (N = 45.225). Aquellos registros con ambigüedad en su localización no fueron cuantificados. El número total de especies vegetales para el departamento se determinó sobre la base del Catálogo de Plantas y Líquenes de Colombia (Bernal *et al.* 2015).

Dado que la cantidad, tanto de especies de distribución restringida como en peligro de extinción, puede ser considerado como un factor de vulnerabilidad frente a las perturbaciones antrópicas, se obtuvieron: la lista de especies amenazadas, a partir de los inventarios de Rangel-Ch. (2004c), y la lista de especies nativas de Colombia restringidas en su distribución al departamento de Chocó, a partir del Catálogo de Plantas y Líquenes de Colombia (Bernal *et al.* 2015). Con estas dos listas elaboradas, el número de especies pertenecientes a cada municipio y subregión del Chocó se cuantificó usando los datos de distribución geográfica de las especies de interés citadas en el Catálogo de espermatofitos del Chocó biogeográfico (Rangel-Ch. *et al.* 2004) y las bases de datos: SIB-Colombia (SIB-Colombia 2015), Tropicos (Tropicos 2015) y Herbario virtual de New York Botanical Garden (NYBG 2015). En el caso de las especies de distribución restringida, solo se consideraron 123 especies nativas de Colombia, restringidas al Chocó, pertenecientes a las familias: Rubiaceae, Orchidaceae, Melastomataceae, Piperaceae, Araceae, Asteraceae, Bromeliaceae, Fabaceae, Clusiaceae, Poaceae, Gesneriaceae, Euphorbiaceae, Arecaceae,

Moraceae y Bombacaceae, por ser las familias más diversificadas, de más amplia distribución y con mayor número de especies restringidas al Chocó biogeográfico colombiano (Rangel-Ch y Rivera-Díaz 2004, Bernal *et al.* 2015).

Finalmente, considerando que altos valores de los índices IAMAR e IPMAR conllevan mayor pérdida de especies vegetales debido a la eliminación de la cubierta vegetal en bosques naturales, y que las especies amenazadas (EA), así como también las especies de distribución restringida (EDR), pueden considerarse como factores útiles para identificar prioridades de conservación (Myers *et al.* 2000), se determinó para cada uno de los municipios y subregiones el índice de vulnerabilidad florística potencial (IVFP):

$$IVFP = IAMAR (\%) + IPMAR (\%) + EA (\%) + EDR (\%)$$

Teniendo en cuenta que los bosques del Chocó biogeográfico son ricos en especies vegetales por unidad de superficie (aproximadamente 262 especies con diámetros mayores a 2,5 cm en 0,1 ha; Gentry 1986), se asumió que la diferencia en riqueza y diversidad por unidad de superficie entre los entes territoriales estudiados aquí es mínima (Rangel-Ch y Rivera-Díaz 2004). Por tanto, ese factor no se integró como una variable del IVFP, pues se consideró que desde el punto de vista conservacionista todos los territorios tienen el mismo valor. Así, el grado de vulnerabilidad potencial de los bosques de un determinado municipio o subregión aumentó con el porcentaje de actividad minera, de especies en peligro de extinción y/o de especies de distribución restringida. Cuanto mayor fue valor de IVFP, mayor era el grado de vulnerabilidad potencial de los ecosistemas forestales en cuanto a la pérdida de especies.

Es importante resaltar que el grado de sensibilidad en las estimaciones del IVFP, en cualquier región del mundo, dependerá de la calidad de la información existente sobre incidencia minera y biodiversidad u otras propiedades del ecosistema que se quieran involucrar.

Análisis estadístico. Las diferencias en la percepción socioeconómica y ambiental de los mineros frente a la minería auroplatínífera se evaluaron mediante la prueba Chi-cuadrado, mientras que las diferencias entre la producción promedio anual de oro y platino en el Chocó, y entre el Chocó y el promedio nacional se analizaron con la prueba *t* de Student.

Para explorar las diferencias en el volumen de producción de oro y platino (en kg año⁻¹) entre municipios se usó la prueba de Kruskal-Wallis. Un análisis de regresión lineal se empleó para la relación entre IAMAR e IPMAR, y un análisis de componentes principales (ACP) para identificar gradientes subyacentes en la relación entre los entes territoriales y aquellas variables que definen el índice de vulnerabilidad florística potencial (IVFP).

Todos los análisis se realizaron en el entorno de programación R (R Core Team 2012), excepto el análisis de componentes principales (ACP) que se realizó con el programa CANOCO versión 4,5, empleando las opciones fijadas por defecto (ter Braak y Šmilauer 2002).

RESULTADOS

Actividad y producción minera

Se identificaron tres tipos básicos de minería auroplatinífera según el tipo de herramientas usadas: 1) minería tradicional con instrumentos artesanales en pequeños caños (Figura 1.1a-b), 2) minería a cielo abierto con retroexcavadoras y motobombas en el seno de los bosques (Figura 1.1c-d) y 3) minería con dragas de succión en riveras de ríos y quebradas (Figura 1.1d-e). El 93 % de los mineros encuestados (60 personas) percibe la minería con maquinaria pesada (retroexcavadoras = 43,1 % y dragas de succión 49,2 %) como una actividad más rentable y productiva que la minería artesanal con batea y canalón (7,7 %; $\chi^2 = 19,6$, $P < 0,0001$). Sin embargo, estas mismas técnicas mineras son identificadas como las más agresivas ambientalmente (retroexcavadoras = 64,6 %, draga = 35,4 % y batea-canalón = 0 %; $\chi^2 = 40,8$, $P < 0,0001$).

Durante el periodo de 23 años comprendido entre 1990 y 2012, la producción de oro ($5.035,3 \pm 1.762,3$ kg año⁻¹) fue mayor que la de platino ($1.032,5 \pm 95,7$ kg año⁻¹) en el Chocó ($t = 2,3$, $P = 0,03$). Sin embargo, para ambos metales, la producción neta del Chocó superó la producción media nacional (oro = $1.085,0 \pm 96,5$ kg año⁻¹, $t = 2,2$, $P = 0,03$; platino = $75,7 \pm 6,7$ kg año⁻¹, $t = 9,9$, $P < 0,0001$; Figura 1.2). Particularmente, la producción de oro aumentó en el Chocó a partir del año 2009, mientras que la producción

de platino se mantuvo en el tiempo con fluctuaciones menos marcadas que las del oro, pero superiores a las del promedio nacional (Figura 1.2).



Figura 1.1. Técnicas para la extracción informal de oro y platino en ecosistemas naturales del Chocó, Colombia: Minería con instrumentos artesanales (a-b), retroexcavadoras y motobombas de alta presión (c-d), y dragas de succión (e-f).

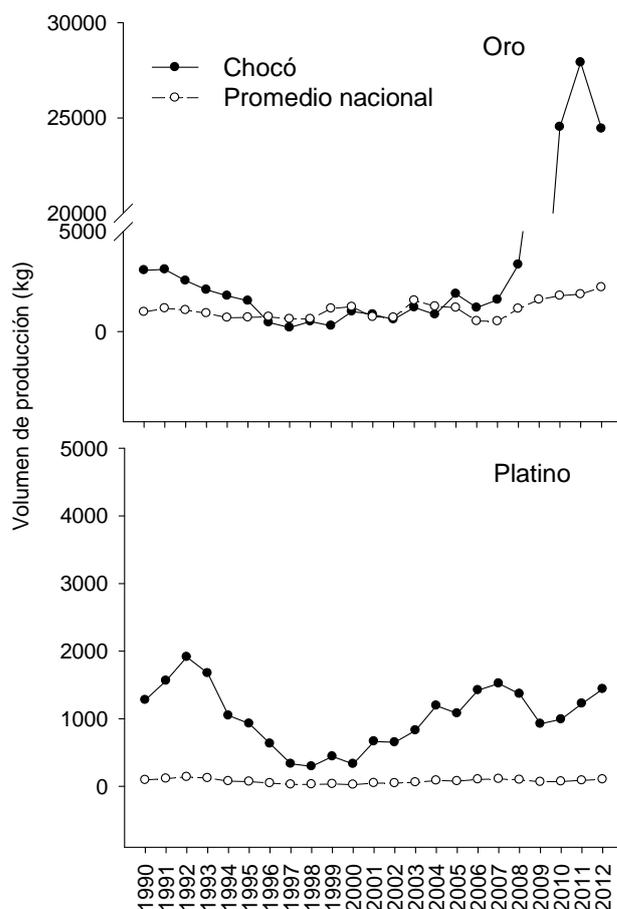


Figura 1.2. Producción de oro y platino en el departamento del Chocó, en relación a la producción nacional colombiana, periodo 1999-2012.

Dentro del territorio chocoano se registró actividad y/o producción de minería auroplatinífera en el 93,5 % de los entes municipales (29 municipios de 30). En 26 de ellos (83,8 %) se registró producción de oro, mientras que en 21 de ellos (67,7 %) se registró producción de platino. El volumen de producción de ambos metales (en kg año⁻¹; oro de 2001 a 2012 y platino de 2004 a 2012) difiere significativamente entre municipios (Kruskal-Wallis: oro; $\chi^2 = 160,3$, $gl = 26$, $P < 0,0001$; platino; $\chi^2 = 126,3$, $gl = 20$, $P < 0,0001$). Condo (18,0 %), Nóvita (13,6 %), Istmina (10,0 %) y Unión Panamericana (8,3 %) fueron los municipios con mayor índice de producción minera auroplatinífera (IPMAR) en el Chocó (Tabla 1.1, Figura 1.3). En conjunto representan el 14 % de los municipios donde se registró minería auroplatinífera y el 50 % de la producción reportada

para el Chocó. Los 23 municipios restantes (85,1 %) aportaron el otro 50 % de la producción reportada para este departamento, y mostraron valores de producción muy variables que van desde 0,0001 % en Bahía Solano hasta 7,1 % en Medio Baudó (Tabla 1.1).

Tabla 1.1. Vulnerabilidad florística potencial (IVFP) frente a la minería auroplatínifera en los municipios del Chocó, Colombia. IAMAR = índice de actividad minera auroplatínifera relativa, IPMAR = índice de producción auroplatínifera relativa, EDR = especies registradas solo para el Chocó, EA = especies incluidas en alguna categoría de amenaza.

Municipios	Subregión	Factores												IVFP (%)	
		Presión sobre el ecosistema				Sensibilidad del ecosistema									
		IAMAR	(%)	IPMAR	(%)	Registros	(%)	Especies	(%)	EDR	(%)	EA	(%)		
Acandí	Bajo Atrato	0,00	0,00	0,07	0,04	4097	9,05	886	14,8	1	0,81	26	4,49	5,34	1,18
Alto Baudó	Litoral del Pacífico	0,00	0,00	4,78	2,4	508	1,12	228	3,8	11	8,94	1	0,17	11,50	2,55
Atrato	Medio Atrato	8,60	2,87	7,34	3,7	579	1,28	221	3,7	7	5,69	2	0,35	12,60	2,78
Bagadó	Alto Atrato	8,35	2,78	1,26	0,6	23	0,05	19	0,3	0	0,00	0	0,00	3,41	0,76
Bahía Solano	Litoral del Pacífico	3,74	1,25	0,00012	0,00006	5345	11,81	1319	22,1	13	10,6	47	8,12	19,90	4,41
Bajo Baudó	Litoral del Pacífico	14,0	4,67	0,018	0,009	799	1,77	495	8,3	1	0,81	43	7,43	12,90	2,86
Bojayá	Medio Atrato	7,48	2,49	0,71	0,36	350	0,77	287	4,8	2	1,63	39	6,74	11,20	2,48
Cantón de San Pablo	San Juan	37,2	12,4	11,6	5,82	60	0,13	0	0,0	0	0,00	0	0,00	18,20	4,03
Carmen de Atrato	Alto Atrato	0,93	0,31	1,22	0,61	546	1,21	213	3,6	8	6,50	13	2,25	9,67	2,14
Carmen del Darién	Bajo Atrato	0,00	0,00	0,00	0,00	2	0,004	2	0,03	1	0,81	0	0,00	0,81	0,18
Cértegui	San Juan	2,60	0,87	12,5	6,23	103	0,23	314	5,3	6	4,88	18	3,11	15,10	3,34
Condoto	San Juan	47,5	15,8	36,0	18,0	167	0,37	40	0,7	7	5,69	18	3,11	42,60	9,43
Istmina	San Juan	24,7	8,24	20,0	10,0	628	1,39	321	5,4	13	10,6	36	6,22	35,00	7,75
Juradó	Litoral del Pacífico	2,80	0,93	0,00	0,00	165	0,36	47	0,8	0	0,00	3	0,52	1,45	0,32
Litoral del San Juan	San Juan	0,00	0,00	0,01	0,005	232	0,51	125	2,1	6	4,88	25	4,32	9,20	2,04
Lloró	Alto Atrato	17,8	5,93	2,28	1,14	1176	2,60	146	2,4	1	0,81	3	0,52	8,40	1,86
Medio Atrato	Medio Atrato	4,49	1,50	1,92	0,96	282	0,62	61	1,0	1	0,81	0	0,00	3,27	0,72
Medio Baudó	Litoral del Pacífico	0,00	0,00	14,3	7,13	667	1,47	203	3,4	0	0,00	0	0,00	7,13	1,58
Medio San Juan	San Juan	1,38	0,46	6,1	3,05	54	0,12	50	0,8	2	1,63	0	0,00	5,14	1,14
Nóvita	San Juan	22,4	7,47	27,3	13,6	536	1,18	360	6,0	13	10,60	19	3,28	34,90	7,74
Nuquí	Litoral del Pacífico	2,80	0,93	0,00	0,00	8091	17,88	958	16,0	19	15,40	47	8,12	24,50	5,42
Quibdó	Medio Atrato	13,9	4,63	7,78	3,89	6760	14,94	1296	21,7	15	12,20	80	13,80	34,50	7,64
Río Iró	San Juan	3,97	1,32	3,36	1,68	2	0,004	1	0,02	0	0,00	1	0,17	3,18	0,70
Río Quito	Medio Atrato	11,2	3,73	0,87	0,43	185	0,41	37	0,6	1	0,81	5	0,86	5,84	1,29
Riosucio	Bajo Atrato	5,61	1,87	1,48	0,74	7017	15,51	951	15,9	3	2,44	98	16,90	22,00	4,86
San José del Palmar	San Juan	0,00	0,00	1,14	0,57	4083	9,02	1211	20,3	30	24,4	27	4,66	29,60	6,56
Sipí	San Juan	19,8	6,61	9,05	4,53	71	0,16	44	0,7	1	0,81	0	0,00	11,90	2,65
Tadó	San Juan	22,4	7,47	12,4	6,21	1128	2,49	369	6,2	5	4,07	13	2,25	20,00	4,43
Unguía	Bajo Atrato	2,48	0,83	0,02	0,01	687	1,52	69	1,2	1	0,81	46	7,94	9,59	2,12
Unión Panamericana	San Juan	13,9	4,63	16,60	8,30	909	2,01	314	5,3	11	8,94	5	0,86	22,70	5,03
Total		300	100	200	100	45252	100	5976	177	123	146	579	106	452	100
Chi-cuadrado						106831,9		16354,4		243,1		880,3			
P						< 0,0001		< 0,0001		< 0,0001		< 0,0001			

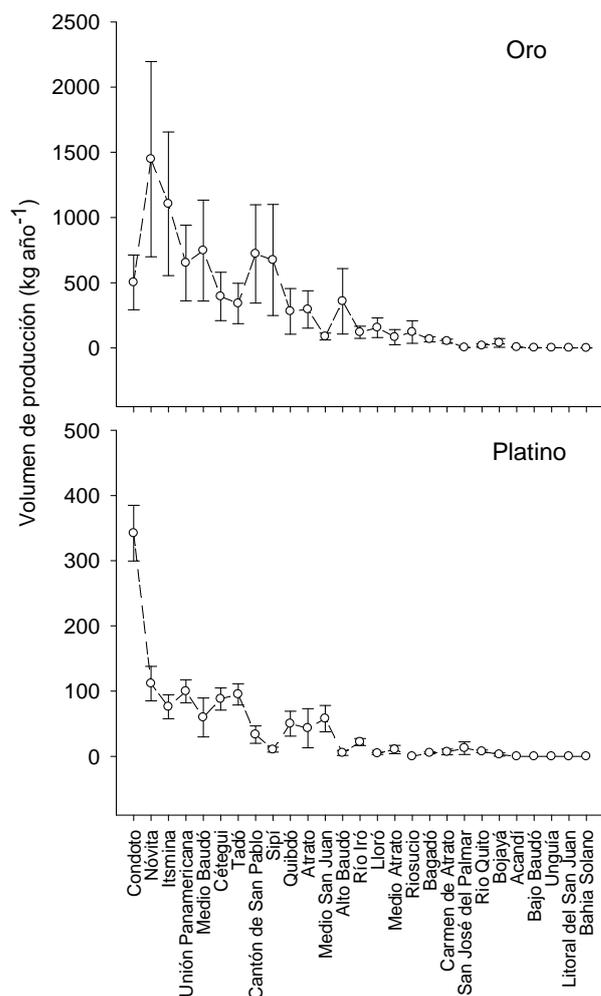


Figura 1.3. Producción de oro y platino por municipio in Chocó, Colombia. Datos: platino (2004-2012) y oro (2001-2012).

Como era de esperar, la producción auroplatinífera en los municipios (IPMAR) no fue independiente de la incidencia de la actividad minera (IAMAR) en aquellos territorios, Así, en términos generales, aquellos municipios que registraron alta producción auroplatinífera también mostraron alta actividad minera (Tabla 1.1). Al respecto, IAMAR e IPMAR mostraron una relación positiva altamente significativa ($r^2 = 0,53$, $t_{29} = 6,0$, $P < 0,0001$). En general, los municipios con mayor incidencia minera (actividad + producción) fueron Condoto, Nóvita, Istmina, Cantón de San Pablo, Tadó y Unión Panamericana (Tabla 1.1).

Al analizar la incidencia de actividad minera (IAMAR) y producción (IPMAR) auroplatínífera a escala subregional, se encontraron diferencias estadísticamente significativas donde la subregión con mayor porcentaje de incidencia minera (actividad y producción) fue San Juan, seguida en orden de importancia por Medio Atrato, Litoral del Pacífico, Alto Atrato y Bajo Atrato (Tabla 1.2).

Tabla 1.2. Vulnerabilidad florística potencial (IVFP) frente a la minería auroplatínífera en las cinco subregiones ecogeográficas del Chocó, Colombia. IAMAR = índice de actividad minera auroplatínífera relativa, IPMAR = índice de producción auroplatínífera relativa, EDR = especies registradas solo para el Chocó, EA = especies incluidas en alguna categoría de amenaza.

Subregión	Parámetros												IVFP (%)	
	Presión sobre el ecosistema				Sensibilidad del ecosistema									
	IAMAR	(%)	IPMAR	(%)	Registros	(%)	Especies	(%)	EDR	(%)	EA	(%)		
Bajo Atrato	8,09	2,70	1,57	0,78	11803	26	1512	25,30	6	4,88	170	29,40	37,7	8,30
Medio Atrato	45,60	15,20	18,60	9,31	8156	18	1362	22,80	26	21,10	126	21,80	67,4	14,90
Alto Atrato	27,01	9,02	4,76	2,38	1745	4	362	6,06	9	7,32	16	2,76	21,5	4,76
San Juan	196,00	65,30	156	78,00	7973	18	1980	33,10	94	76,40	162	28,00	248,0	54,80
Litoral del Pacífico	23,40	7,79	19,10	9,53	15575	34	2454	41,10	44	35,80	141	24,40	77,4	17,10
Total	300	100	200	100	45252	100	5976	128	123	146	579	106	452	100
Chi-cuadrado					11654,3		1596,4		144,0		126,1			
<i>P</i>					<0,0001		<0,0001		<0,0001		<0,0001			

Registros de especies y estado de conservación.

Actualmente el Chocó cuenta con registros de 5.976 especies de plantas, habiéndose reportado los mayores porcentajes de ellas en los municipios de Bahía Solano (22,1 %), Quibdó (21,7 %), San José del Palmar (20,3 %), Nuquí (16,0 %), Riosucio (15,9 %) y Acandí (14,8 %). Los 24 municipios restantes, con excepción de Cantón de San Pablo donde no se encontraron registros, mostraron valores inferiores al 10 % (entre 0,02 % en Río Iró y 8,3 % en Bajo Baudó; Tabla 1.1). En este punto, es importante destacar que el bajo número de especies registradas en algunos entes territoriales podría aumentar con la realización de inventarios de biodiversidad en esos territorios.

De las 5.976 especies de plantas registradas para el Chocó, 579 (9,7 %) se encuentran catalogadas dentro de alguna categoría de amenaza, y su representatividad varió significativamente entre municipios y subregiones (Tablas 1.1 y 1.2). Riosucio (16,9 %),

Quibdó (13,8 %), Bahía Solano (8,1 %), Nuquí (8,1 %) y Unguía (7,9 %) presentaron el mayor número de especies bajo alguna categoría de amenaza. El resto de municipios, con excepción de Medio Baudó, Medio San Juan, Medio Atrato, Bagadó y Carmen del Darién, donde no se encontraron reportes de especies amenazadas, mostraron valores entre 0,2 % en Juradó y 7,4 % en Bajo Baudó (Tabla 1.1). A escala subregional, la mayor riqueza de especies fue registrada en el Litoral del San del Pacífico, seguida por el San Juan, Bajo Atrato, Medio Atrato y Alto Atrato. Sin embargo, cuando se trató de especies amenazadas, el Bajo Atrato es la subregión más representativa, seguida por San Juan, Litoral Pacífico, Medio Atrato y Alto Atrato (Tabla 1.2). La proporción de especies en peligro de extinción en relación a la riqueza total de especie reportadas fue mayor en Bajo Atrato (11,8 %) que en las otras subregiones (San Juan = 8,74 %, Medio Atrato = 8,59 %, Litoral Pacífico = 5,54 %, Alto Atrato = 4,14 %).

Al analizar la distribución de las 123 especies endémicas de Colombia restringidas geográficamente al Chocó biogeográfico, se pudieron detectar diferencias entre los municipios y las subregiones (Tablas 1.1 y 1.2). Con excepción de Bagadó, Cantón de San Pablo, Juradó, Medio Baudó y Río Iró, donde no se encontraron registros, los municipios de San José del Palmar (24,4 %), Nuquí (15,4 %), Quibdó (12,2 %), Bahía Solano (10,6 %), Istmina (10,6 %) y Nóvita (10,6 %) fueron los entes territoriales donde más especies de distribución restringida fueron reportadas (Tabla 1.1). A escala subregional, San Juan, Litoral del Pacífico y Medio Atrato mostraron mayor representatividad en riqueza de especies restringidas geográficamente al Chocó (Tabla 1.2).

Vulnerabilidad potencial para la pérdida de especies.

El grado de vulnerabilidad florística potencial (pérdida potencial de especies) frente a la minería auroplatínífera realizada con maquinaria pesada en el Chocó, varió significativamente entre municipios y subregiones (Tablas 1.1 y 1.2). A nivel municipal, Condoto (9,43 %), Istmina (7,75 %), Nóvita (7,74 %), Quibdó (7,64 %) y San José del Palmar (6,56 %) fueron los municipios con mayor vulnerabilidad florística potencial (Tabla 1.1). A nivel subregional, San Juan presentó el mayor porcentaje de vulnerabilidad, seguido

en orden descendente por Litoral del Pacífico, Medio Atrato, Bajo Atrato y Alto Atrato (Tabla 1.2).

El análisis de componentes principales mostró, además, que los entes territoriales (municipios y subregiones) difieren en cuanto a la contribución relativa de los distintos componentes de vulnerabilidad. En San José del Palmar, Nuquí, Quibdó, Bahía Solano, Riosucio y Alto Baudó el grado de vulnerabilidad está más relacionado con el número de especies amenazadas y de distribución restringida que con la presencia misma de la actividad minera en esos territorios (Figura 1.4a). Por su parte, en la mayoría de los municipios de la subregión del San Juan (*e.g.* Condoto, Istmina, Unión Panamericana y Tadó) la vulnerabilidad está más ligada a la incidencia de la minería y a la cantidad de especies de distribución restringida (Figura 1.4a-b). Municipios como Belén de Bajará, Carmen del Darién, Unguía, Medio San Juan, Río Iró, Juradó, Medio Atrato, Bagadó se ordenaron hacia la parte negativa de ambos componentes principales, mostrando poca relación con los factores que definen la vulnerabilidad florística potencial y, en consecuencia, mostrando un bajo potencial para la pérdida de especies por acción de la minería (Tabla 1.1, Figura 1.4a). Estos resultados indican que las selvas de entes territoriales pertenecientes a la subregión del San Juan se encuentran más amenazados, desde el punto de vista de la posible pérdida de especies por la incidencia de la minería, que los municipios de otras subregiones del Chocó.

DISCUSIÓN

Los resultados de este estudio constatan que el Chocó contribuye sustancialmente a la producción auroplatínifera de Colombia, aunque más del 90 % de la actividad minera desarrollada en él es informal e ilegal (Güiza y Aristizába 2013), y hace uso mayoritariamente de maquinaria pesada para incrementar la producción.

Aunque en este estudio no se cuantifican de manera directa los impactos de la minería sobre el bosque tropical, algunos autores indican que la minería con maquinaria pesada genera reducción de la belleza estética del paisaje, pérdida de hábitats y conectividad de la cubierta vegetal, erosión del suelo y contaminación de ríos (Ramírez-Moreno y Ledezma-

Rentería 2007). Todos estos impactos, sumados a la promoción de políticas de estímulo a la ocupación minera y al desconocimiento del potencial estratégico de la biodiversidad de los bosques en cuyo seno se desarrolla la minería, están contribuyendo a la pérdida de biodiversidad en Colombia (Andrade-C 2011).

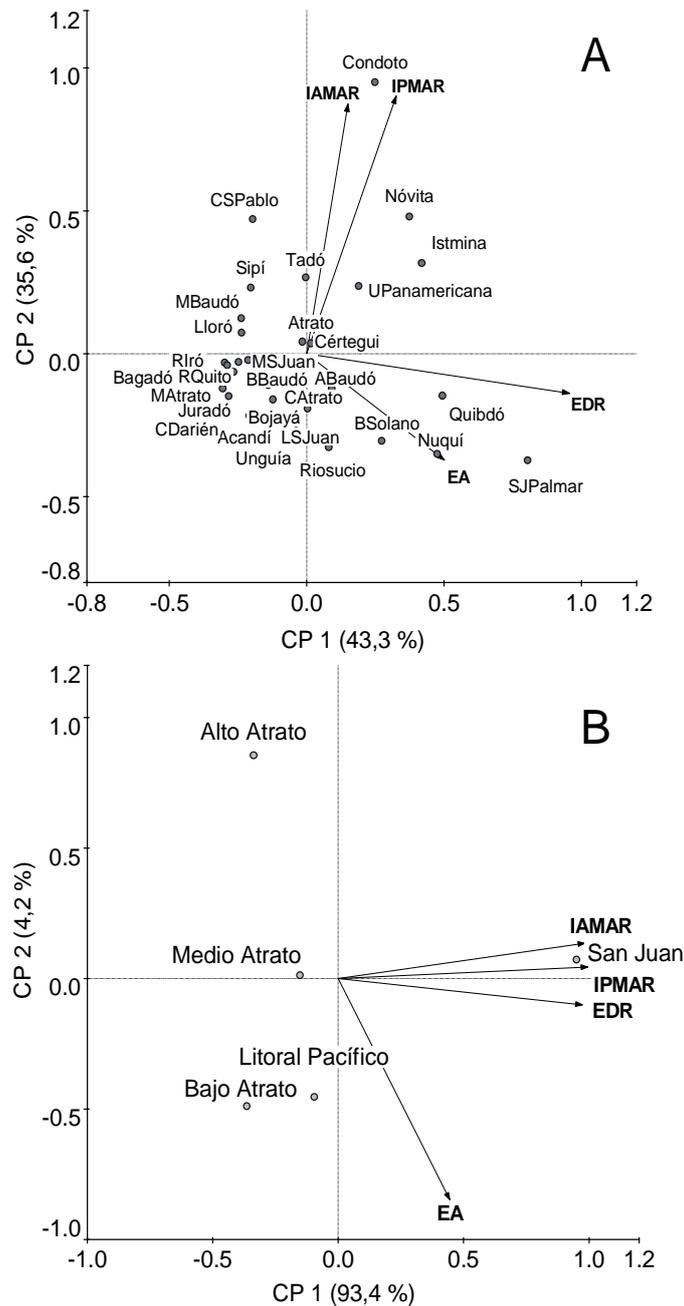


Figura 1.4. Relación entre las variables de incidencia minera (IAMAR, IPMAR) y la sensibilidad ecosistémica (EA y EDR) en los municipios (a) y las subregiones (b) del Chocó, Colombia. Los valores en porcentaje indican la varianza explicada por cada componente principal.

A pesar de los graves impactos de la minería sobre la diversidad de especies, esta actividad se practica en más del 90 % de los municipios del Chocó. No obstante, la actividad minera se concentra en la subregión del San Juan, cuyos municipios registran los valores más altos de vulnerabilidad por presentar un alto número de especies de distribución restringida y en peligro de extinción, además de alta incidencia de la actividad minera. Estos resultados ponen de manifiesto la necesidad de aplicar medidas de protección, conservación y/o restauración de aquellos sistemas forestales en zonas con alta vulnerabilidad, como es el caso de la subregión del San Juan en comparación con los municipios de otras regiones del Chocó.

Las acciones que se podrán emprender para hacer de la minería una actividad socialmente más responsable con la conservación de la naturaleza son variadas, y se podrían aplicar enfoques diversificados. Por ejemplo, en zonas donde el grado de vulnerabilidad sea más alto, las medidas deberían procurar por el mantenimiento de la composición, estructura y función de áreas sin actividad minera, así como la restauración ecológica de áreas impactadas por ella. Mientras que en zonas donde el grado de vulnerabilidad sea más bajo, las medidas deberían implicar el mantenimiento de los ecosistemas, así como de los procesos ecológicos que los sustentan.

A nivel internacional, la puesta en marcha de acciones conservacionistas tiene una fundamentación de carácter legal, ambiental y social, pero ¿cuenta el Chocó y los entes territoriales estudiados con cualidades que permitan definir medidas de protección de la biodiversidad? Según el Decreto 2372 de 1 de julio de 2010, del Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial de la república de Colombia, las áreas protegidas son el elemento central para la conservación de la diversidad biológica en Colombia (Artículo 4), y sus objetivos están centrados en preservar, restaurar y mantener los ecosistemas naturales y los procesos evolutivos y dinámicos que los sustentan (Artículo 6). En particular, el territorio chocoano forma parte de una de las 25 áreas priorizadas a nivel global (hotspot) para la conservación de la biodiversidad (Myers *et al.* 2000, Primack *et al.* 2001), pues además de ser una región rica en biodiversidad y especies endémicas (Gentry 1986, Bernal *et al.* 2015), su biota se encuentra amenazada por actividades como la minería (Andrade-C 2011). Por lo tanto, el establecimiento de figuras de protección de la biodiversidad es viable

en términos legales, ambientales y sociales en el territorio. El gran reto estaría en determinar cómo establecer prioridades de conservación y categoría de protección dentro del territorio.

En Colombia existen varias categorías de áreas protegidas según las particularidades de las zonas a conservar y los fines de gestión (Decreto 2372 de 2010): 1) Parques Nacionales Naturales (Decreto Ley 2811 de 1974) que incluyen, a su vez: a) Parque nacional (área donde los ecosistemas no han sido alterados sustancialmente y sus propiedades tienen valor científico, educativo, estético y recreativo Nacional); b) Reserva natural (área prístinas destinadas a la conservación y estudio de sus riqueza natural); c) Área natural única (área de condiciones especiales que merece ser conservada); d) Santuario de flora (área dedicada a preservar la flora Nacional); e) Santuario de fauna (área dedicada a preservar la fauna Nacional); y f) Vía parque (faja de terreno con carretera con bellezas escénica, valores naturales o culturales para fines de educación y esparcimiento). 2) Reservas forestales protectoras: Área donde los bosques mantienen su función, aunque su estructura y composición haya sido modificada. 3) Parques naturales regionales: Área donde los ecosistemas mantienen la estructura, composición y función, y los procesos ecológicos y evolutivos que los sustentan. 4) Distritos de manejo integrado: Área donde los ecosistemas mantienen su composición y función, aunque su estructura haya sido modificada. 5) Distritos de conservación de suelos. Área donde los ecosistemas mantienen su función, aunque su estructura y composición hayan sido modificadas. 6) Áreas de recreación. Área donde los ecosistemas mantienen su función, aunque su estructura y composición hayan sido modificadas. 7) Reservas naturales de la sociedad civil. Área que conserva una muestra de un ecosistema natural y que por la voluntad de su propietario se destina a la protección. Es importante resaltar que las áreas protegidas de la 2 a la 7, se ponen al alcance de los seres humanos para su conocimiento, conservación, restauración y disfrute.

Partiendo de las anteriores definiciones y del grado de vulnerabilidad de los entes territoriales, una aproximación para priorizar áreas y figuras de conservación en el Chocó puede ser la que se describe a continuación: En territorios con menor vulnerabilidad se podrían establecer parques naturales, reserva natural o santuarios de flora y fauna, pues estas figuras no implican el uso de los predios más allá del disfrute escénico. Mientras que

en territorios con mayor vulnerabilidad se puede implementar una combinación de figuras: por un lado, se pueden establecer parques naturales regionales o santuarios de flora y fauna en sectores donde los ecosistemas mantengan sus propiedades naturales, y por otro, distritos regionales de manejo integrado, áreas de recreación, distritos de conservación de suelos o reservas naturales de la sociedad civil en sectores destinados para acciones mineras, ya que estas figuras consideran el uso de los predios declarados más allá del disfrute escénico.

Además de la declaración de las distintas figuras de protección, la aplicación de programas de restauración ecológica constituye una estrategia para mantener la biodiversidad en regiones de alta vulnerabilidad. Actualmente existen pocas experiencias sobre restauración ecológica en la región del Chocó. Sin embargo, la repoblación de minas con especies exóticas es inminente en esta región (Ayala *et al.* 2008), desconociendo sus efectos sobre la sucesión natural (Murcia y Guariguata 2014). A pesar de ello, algunos investigadores sugieren que la calidad de sitio (Martínez-Ramos y García-Orth 2007), el tipo de plantas y el clima (Alday *et al.* 2010); la fertilidad del suelo y el banco semillas (DeFalco *et al.* 2012), así como también, la edad y la distancia del área afectada respecto a la matriz de vegetación remanente (Martín-Sanz *et al.* 2015), son factores que explican la regeneración natural de zonas donde la sucesión primaria es el punto de partida. Además, el éxito de un programa de restauración ecológica depende de las particularidades biofísicas de cada región. En este sentido, el Chocó cuenta con una serie de atributos que la hacen especial, pues además de su exuberante diversidad biológica, cuenta con uno de los regímenes de precipitación más altos del mundo, lo cual no garantiza la eficacia de protocolos exitosos en otras latitudes.

Se concluye que el auge de la minería auroplatínífera es un factor de amenaza para el mantenimiento de la vida silvestre en regiones tropicales con alta biodiversidad, que enfatiza la necesidad de establecer áreas protegidas y programas de restauración ecológica en territorios con alta vulnerabilidad florística, como los del San Juan en el Chocó biogeográfico y otras regiones tropicales mineras y biodiversas, donde el IVFP puede ser adecuadamente replicado. En este punto, es importante destacar que aunque el IVFP es un índice eficiente para determinar la vulnerabilidad de los bosques frente a la minería en

distintos territorios, se debe tener en cuenta que esta herramienta puede mejorar sus estimaciones a nivel de ecosistema, si se realizan inventarios de biodiversidad completos, cantidad de área afectada y estudios edáficos que permitan adicionar a la ecuación otras variables ecológicas afectadas por la minería como la riqueza del suelo y la diversidad de especies, no sólo de la flora nativa, sino también de la fauna que habita los bosques en situación de vulnerabilidad.

CAPÍTULO 2

Influencia de la edad de abandono y distancia al bosque adyacente en la revegetación natural temprana de las minas (Chocó, Colombia)



Capítulo 2

Influencia de la edad de abandono y distancia al bosque adyacente en la revegetación natural temprana de las minas (Chocó, Colombia)

MÉTODOS

Ubicación del estudio. El estudio se desarrolló en el corregimiento de Raspadura ($5^{\circ}13'17''\text{N}$; $76^{\circ}38'37''\text{W}$), que pertenece al municipio de Unión Panamericana (Chocó), dentro de la Subregión Central Norte del Chocó biogeográfico. Raspadura está ubicada aproximadamente a 100 m de altitud y sus características climáticas se han descrito en la “Introducción de la Tesis”. El trabajo de campo se realizó concretamente en tres minas, de 6 años ($5^{\circ}13'37''\text{N}$; $76^{\circ}39'11''\text{W}$), 10 años ($5^{\circ}13'20''\text{N}$; $76^{\circ}38'41''\text{W}$) y 15 años ($5^{\circ}13'28''\text{N}$; $76^{\circ}38'55''\text{W}$) de edad tras el cese de la actividad extractiva. La edad de abandono de las minas fue determinada a partir de los registros históricos de uso de la tierra depositados en los archivos del Consejo Comunitario del Plan de Raspadura, y por medio de entrevistas con los dueños de los predios afectados. El tipo de minería que se llevó a cabo en estos predios fue a cielo abierto y se caracterizó por el uso de retroexcavadoras y motobombas que dejan como resultado un paisaje con apariencia desértica, donde se observan grandes montículos de tierra lavada, arena y grava (Figura 2.1a). La vegetación adyacente a las minas estudiadas es un bosque secundario, donde históricamente no se ha realizado actividad minera pero se realiza tala selectiva de árboles maderables a pequeña escala.

Muestreo de vegetación. Entre junio y diciembre de 2012 se establecieron cuatro parcelas de 2×50 m en cada una de las tres minas abandonadas de diferente edad (6, 10 y 15 años), así como en la matriz de bosque de referencia que rodeaba a las minas objeto de estudio (400 m^2 muestreados en total en cada lugar de muestreo). Dentro de cada mina, las parcelas fueron distribuidas de manera paralela al borde del bosque adyacente, a 50 m y 100 m de distancia (2 parcelas por distancia y mina), tomando como punto de partida el borde bosque-mina. Esta misma distribución y punto de partida (borde bosque-mina) fue usada

para posicionar las cuatro parcelas hacia el interior del bosque de referencia, pero únicamente en el bosque colindante con las minas de 6 y 15 años (Figura 2.1b). Con este diseño, se pretende homogeneizar el esfuerzo de muestreo entre cada mina y el bosque de referencia, y evitar el efecto de borde que, según la literatura (Harper *et al.* 2005), en ambientes tropicales se extiende hacia el interior de bosques hasta los 10-50 m de distancia de la línea que marca el límite bosque-mina. En todas las parcelas (tanto en mina como en bosque) se inventarió el número total de individuos de cada especie de planta vascular, tomando nota de su hábito de crecimiento (hierba, arbusto, árbol) en el momento del muestreo.

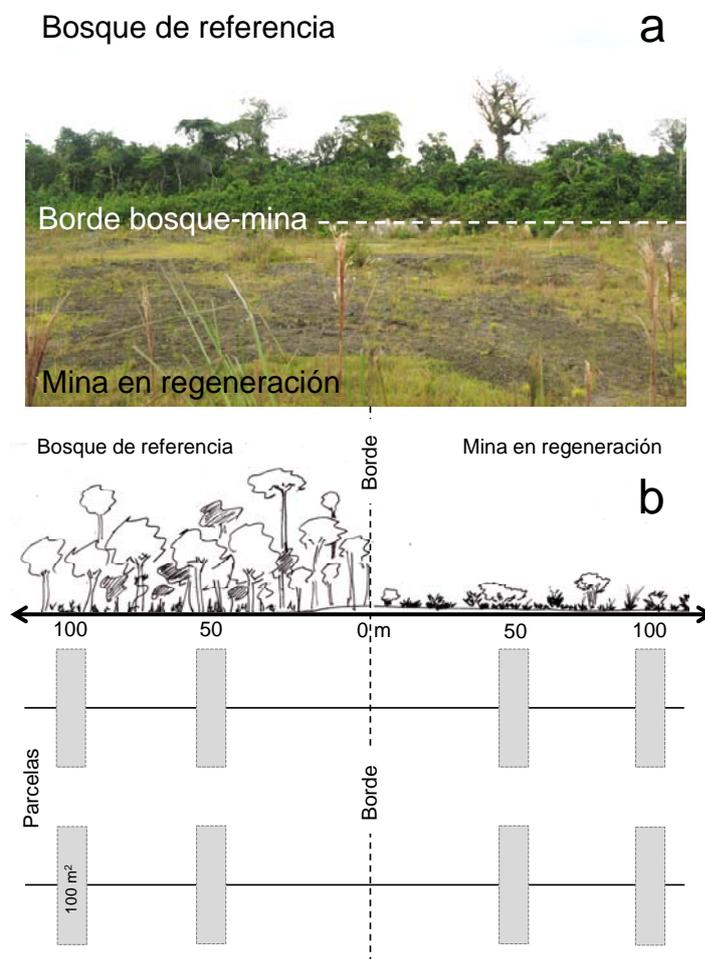


Figura 2.1. Panorámica (a) y esquema de muestreo (b) de la vegetación en bosques perturbados por la minería de oro y platino en Raspadura, Unión Panamericana, Chocó, Colombia.

El material vegetal recolectado fue identificado hasta el nivel de especie, haciendo uso de literatura especializada (Gentry 1996, Mahecha 1997, Rangel-Ch *et al.* 2004), por confrontación con ejemplares depositados en los herbarios CHOCÓ (Universidad Tecnológica del Chocó), COL (Universidad Nacional del Colombia) (<http://www.biovirtual.unal.edu.co/ICN/>), Missouri Botanical Garden (<http://www.tropicos.org>) y New York Botanical Garden (<http://www.nybg.org/>), y gracias a la colaboración de especialistas en la flora colombiana y del Chocó biogeográfico. La validez de los nombres científicos para las especies identificadas se comprobó en las bases de datos especializadas: Trópicos (<http://www.tropicos.org>), The International Plant Names Index (<http://www.ipni.org>) y The plant list (<http://www.theplantlist.org>). Todas las muestras recolectadas se encuentran depositadas en el Herbario CHOCÓ y su clasificación se basa en los trabajos del grupo de filogenética de angiospermas (APG III) (APG III 2009, Chase y Reveal 2009, Haston *et al.* 2009).

Tratamiento de los datos. Para cada comunidad vegetal (combinación de distancia (50 y 100 m) y edad (minas de 6, 10, 15 y bosque de referencia)) se estimó la riqueza de especies mediante el empleo de los estimadores de riqueza CHAO1 y ACE, y la diversidad y equitatividad mediante los índices de Shannon y Pielou, respectivamente (Villareal *et al.* 2006, Colwell 2013).

El peso ecológico de cada especie en cada comunidad fue calculado con el Índice de Valor de Importancia Ecológica Simplificado (IVIs) (Ramírez 2006). Este índice se estimó, para cada especie, sumando la densidad o abundancia relativa de cada especie (densidad absoluta de la especie dividida por la suma de las densidades absolutas de todas las especies) con la frecuencia relativa de cada especie (frecuencia absoluta de la especie dividida entre el sumatorio de todas las frecuencias absolutas de las especies): (IVIs = [densidad relativa + frecuencia relativa]). La densidad o abundancia absoluta para cada especie se calculó como la suma de todos los individuos de una especie encontrados y la frecuencia absoluta se calculó como la suma del número de parcelas de cada comunidad donde se halló la especie (Ramírez 2006, Villareal *et al.* 2006).

Diferencias estadísticas en el número de individuos, especies, géneros y familias entre comunidades vegetales, en minas de diferentes edades de abandono y a distinta distancia respecto al borde del bosque adyacente, fueron evaluadas con la prueba Chi-cuadrado. Un análisis de componentes principales (ACP) fue realizado para explorar gradientes subyacentes en la relación entre la composición de las comunidades inventariadas en minas y bosque, y las variables estructurales de la vegetación en ellas. El efecto de la edad de abandono y la distancia al borde bosque-mina sobre los valores (promedio) de importancia ecológica (IVIs en %) de las especies fueron evaluados con un ANOVA de dos vías con interacción entre los niveles de los factores. Una curva de rango-abundancia fue adaptada a los valores de importancia ecológica de las especies (IVIs en %) a escala logarítmica, para analizar el tipo de distribución de abundancias que presentan las comunidades vegetales estudiadas a diferentes distancias desde el ecotono, dentro de las minas y en el bosque adyacente. Con el fin de explorar diferencias en la composición florística de los inventarios realizados a diferentes distancias del borde bosque-mina, se llevó a cabo un análisis multivariante tipo DCA (Detrended Correspondence Analysis). Para este análisis se usaron los valores del IVIs (%) de cada especie.

Finalmente, con el fin de explorar posibles diferencias en composición florística a nivel de familias de plantas, para cada distancia desde el borde bosque-mina, tanto en las minas como en el bosque de referencia, se propone el Índice de Representatividad Taxonómica para Familias (IRTF). Este índice se calcula con los valores relativos del número de géneros y especies pertenecientes a una determinada familia: $IRTF = \text{Riqueza relativa de géneros (número de géneros dividido por el total de géneros)} + \text{Riqueza relativa de especies (número de especies dividido por el total de especies)}$.

Para la estimación de la riqueza y la diversidad de las comunidades vegetales se usó el programa Estimates versión 9 (Colwell 2013). El ACP y el DCA se realizaron con el programa CANOCO versión 4.5 (Ter Braak y Šmilauer 2002), empleando las opciones fijadas por defecto. El resto de pruebas estadísticas se realizaron en el entorno de programación R (R Core Team 2012).

RESULTADOS

Cambios en la estructura biológica de la comunidad vegetal

Para el conjunto de los inventarios de vegetación realizados, se registraron un total de 300 especies de plantas vasculares pertenecientes a 193 géneros y 75 familias (Anexo 2.1a-b). En el bosque de referencia (bosque adyacente) se identificaron más especies (232 especies; 77 % del total), géneros (153 géneros; 79 %) y familias (66 familias; 88 %) que para el conjunto de las minas abandonadas (especies = 90, 30 %; $\chi^2 = 64,1$, $P < 0,0001$; géneros = 66, 34 %; $\chi^2 = 36,5$, $P < 0,0001$ y familias = 30, 40 %; $\chi^2 = 13,5$, $P < 0,001$).

Al analizar la riqueza de especies observada en relación a la riqueza de especies estimada (CHAO 1 y ACE), para cada mina tras el sece de la actividad minera (6, 10 y 15 años) y el bosque de referencia, se pudo apreciar que el esfuerzo de muestro aplicado permitió registrar la mayoría de las especies que configuran cada comunidad vegetal. En concreto, los estimadores CHAO 1 y ACE indicaron que en las minas se registró el 83-92 % de las especies, mientras que el 87-88 % de las especies fueron registradas en el bosque de referencia (Tabla 2.1).

El número de individuos, especies, géneros y familias, así como también, la diversidad y la equitatividad varió con la edad de abandono de las minas, y en relación al bosque adyacente, considerado como la comunidad de referencia hacia la que tiende la sucesión en la zona (Tabla 2.1). En este sentido, la densidad de individuos fue máxima en la mina de 10 años y mínima en el bosque de referencia, la riqueza de familias, géneros y especies, así como los estimadores de riqueza de especies ACE y CHAO1, no difieren significativamente con la edad de las minas pero sí respecto al bosque de referencia donde alcanzan los máximos valores, y la diversidad parece presentar una tendencia creciente con la edad de abandono, siendo máxima en el bosque de referencia.

La distancia desde el borde bosque-mina tuvo un efecto significativo sobre la densidad de individuos, ya que parcelas ubicadas, tanto en la mina como en el bosque de referencia, a 50 m de distancia respecto del borde bosque-mina, tienden a presentar mayor número de

individuos que aquellas ubicadas a 100 m (Tabla 2.1). Por el contrario, la riqueza de especies en las minas no varió con la distancia al borde bosque-mina, mientras que en el bosque de referencia la riqueza fue significativamente mayor en los inventarios más alejados del borde bosque-mina. Diversidad y equitatividad variaron ligeramente entre parcelas ubicadas a distinta distancia en las minas más jóvenes (6 y 10 años de abandono), pero estas diferencias se hicieron más amplias en la mina más vieja (15 años de abandono) y en el bosque adyacente, mostrando tendencias opuestas: mayor diversidad y equitatividad a 100 m en la mina de 15 años y a 50 m en el bosque de referencia.

Tabla 2.1. Estructura biológica de la vegetación en minas de diferente edad tras el abandono y en el bosque de referencia en Raspadura, Chocó, Colombia. Diferencias estadísticas (Chi-cuadrado) entre distancias (50 vs 100 m) dentro de las minas y del bosque, así como entre minas de distinta edad y el bosque de referencia (6, 10, 15, bosque) se indican así: * $P < 0,05$, ** $P < 0,01$, *** $P < 0,0001$, ns = No significativo ($P > 0,05$). Las letras (a-d) indican diferencias significativas entre minas y bosque (χ^2).

Ecosistema	Distancia (m)	Área (m ²)	Densidad		Riqueza			Diversidad			Equitatividad
			N° individuos	N° familias	Familias	Géneros	Especies	ACE	CHAO1	Shannon	
Mina 6 años	50	200	2084	14	30	40	46	42	2,6	0,72	
	100	200	1813	20	36	39	51	44	2,6	0,72	
Mina 10 años	Global	χ^2	18,8***	1,0ns	0,5ns	0,01ns	0,2ns	0,04ns			
		400	3897a	23a	43a	53a	62a	60a	2,4	0,72	
	50	200	2812	21	39	48	65	57	2,6	0,66	
	100	200	2935	16	29	38	50	45	2,6	0,72	
Mina 15 años	Global	χ^2	2,6ns	0,6ns	1,4ns	1,1ns	1,9ns	1,4ns			
		400	5747b	23a	45a	59a	68a	67a	2,7	0,66	
	50	200	3715	21	45	57	75	66	2,8	0,71	
	100	200	1682	15	36	44	60	53	2,1	0,57	
Bosque adyacente	Global	χ^2	765,8***	1,0ns	1,0ns	1,6ns	1,6ns	1,4ns			
		400	5397c	21a	50a	67a	81a	79a	2,8	0,67	
	50	200	1359	48	98	138	145	140	4,1	0,84	
	100	200	1027	59	129	193	318	278	4,6	0,87	
Global	χ^2	46,1***	1,1ns	4,2*	9,1**	64,6***	45,5***				
	400	2386d	66b	153b	231b	262b	264b	4,5	0,83		
		χ^2	1631,9***	43,0***	118,3***	215,7***	234,5***	245,1***			

En términos generales, la riqueza, diversidad y equitatividad de especies se correlacionaron positivamente entre sí y con las parcelas inventariadas en el bosque adyacente, más que con las parcelas en las minas de diferentes edades de abandono (Figura 2.2a). Por el contrario, comunidades vegetales menos diversas y ricas en especies, con alta densidad de individuos se asociaron a los inventarios realizados en las minas. Al excluir del análisis los inventarios del bosque (Figura 2.2b), los menores valores de diversidad y riqueza de especies se asocian claramente a las minas más jóvenes (6 años de abandono).

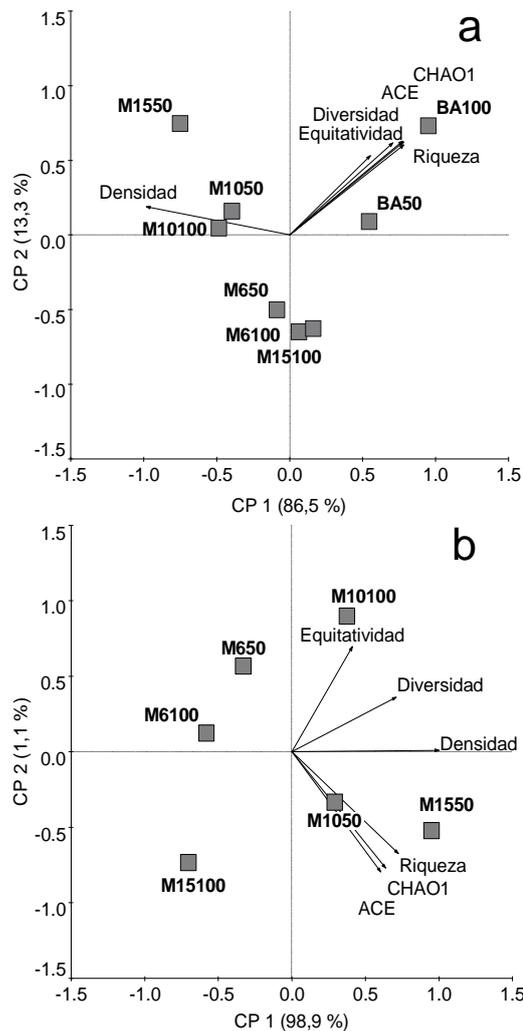


Figura 2.2. Análisis de componentes principales (ACP) que relaciona las propiedades emergentes de estructura biológica de la regeneración natural para todas las parcelas **(a)** y sólo para las parcelas de mina **(b)**. Los valores en los ejes CP 1 y 2 indican la varianza explicada por cada componente principal. Abreviaturas: BA= bosque adyacente; M6, M10 y M15 = minas de 6, 10 y 15 años tras el abandono; 50 y 100 tras las abreviaturas anteriores indican la distancia respecto al borde bosque-mina (50 y 100 m).

El valor de importancia ecológica (IVIs %) de las especies varió con la distancia, tanto para las minas de diferentes edades como para el bosque de referencia (Anexo 2.2a-d), con valores que oscilan entre 0,2 y 7,8 en el bosque de referencia y entre 0,6 y 21,1 en las minas abandonadas. Al analizar las curvas de rango-abundancia haciendo uso de los valores de importancia ecológica de las especies (Figura 2.3) fue evidente que, independientemente de la distancia al borde bosque-mina y de la edad de abandono de las minas, las comunidades vegetales en las minas son menos ricas en especies y muestran un patrón de distribución de importancia de las especies similar, con pocas especies dominantes y muchas raras (comunidades poco equitativas). Por el contrario, la comunidad de referencia (bosque adyacente), con mayor riqueza de especies, muestra un patrón de distribución de las abundancias de las especies que indica mayor equitatividad.

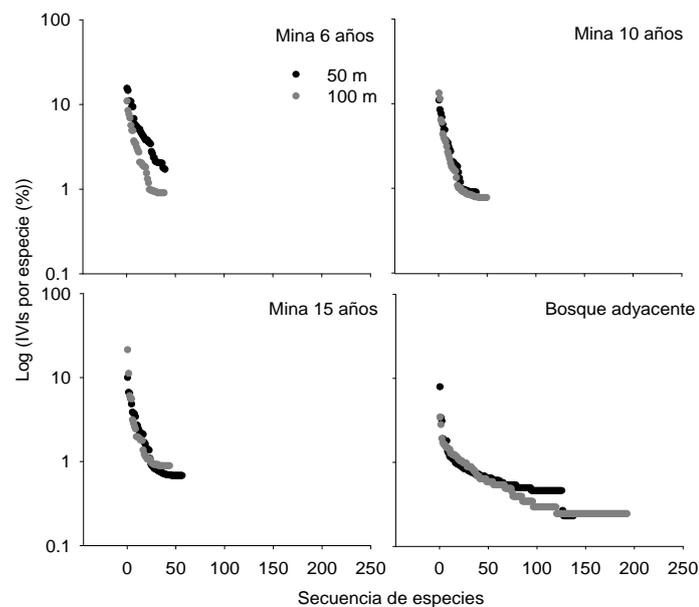


Figure 2.3. Curvas de rango-abundancia, usando los valores de importancia ecológica de las especies (IVIs en %), de las comunidades vegetales en minas de oro y platino con diferente edad tras el abandono y en el bosque de referencia en Raspadura, Chocó, Colombia.

En promedio, la importancia ecológica de las especies fue mayor en las minas ($2,6 \pm 0,4$) que en el bosque de referencia ($0,6 \pm 0,06$) (ANOVA de dos vías: $F_{1,593} = 158,4$, $P < 0,0001$). Se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las minas de distintas edades de abandono, y entre éstas y el bosque de referencia ($F_{3,593} = 75,1$, $P < 0,0001$), observándose una tendencia decreciente en los valores: en la mina de 6 años los

valores fueron más altos ($3,7 \pm 0,8$; HSD de Tukey, $P < 0,0001$) que en las minas de 10 ($2,2 \pm 0,6$) y 15 años de abandono ($2,0 \pm 0,4$; HSD de Tukey, $P = 0,8$), y que en el bosque de referencia (HSD de Tukey, $P < 0,001$). La distancia desde el borde bosque-mina no tuvo un efecto significativo sobre la importancia ecológica promedio de las especies (50 m = $1,7 \pm 0,2$ vs. 100 m = $1,3 \pm 0,2$; $F_{1,593} = 2,9$, $P = 0,08$). Sin embargo, aquellas variaciones encontradas entre minas de distintas edades y bosque adyacente fueron dependientes de la distancia al borde (interacción edad de abandono \times distancia: $F_{3,593} = 11,2$, $P < 0,0001$), haciéndose más evidentes a 50 m que a 100 m (Figura 2.4). La interacción ambiente \times distancia no fue significativa ($F_{1,593} = 1,9$, $P = 0,1$).

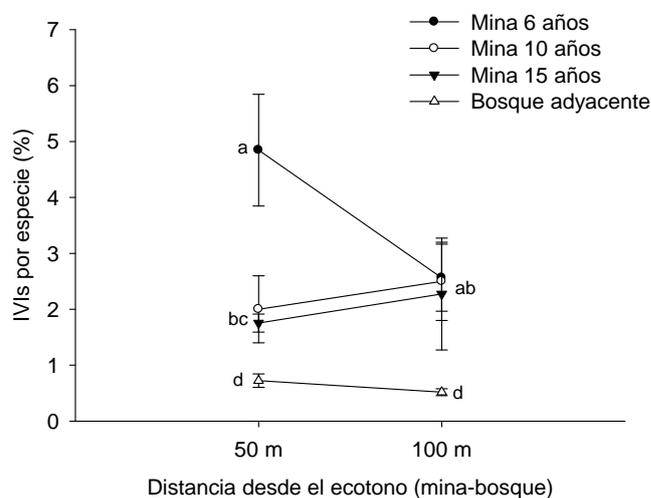


Figura 2.4. Efecto de la distancia desde el borde bosque-mina sobre los valores de importancia ecológica de las especies en minas abandonadas de diferentes edades y el bosque de referencia en Raspadura, Unión Panamericana, Chocó, Colombia. Las letras diferentes (a-d) indican diferencias estadísticamente significativas (HSD de Tukey, $P < 0,05$) en las interacciones de los niveles de los factores.

Cambios en la composición florística

El análisis multivariante tipo DCA, aplicado sobre la matriz de importancias ecológicas de las especies (IVIs en %), indicó que existen claras diferencias en composición florística entre las comunidades vegetales de las minas y del bosque adyacente (Figura 2.5a). De hecho, las parcelas del bosque se ubican en el extremo derecho del primer eje del DCA, claramente separadas de las parcelas de las minas que se agrupan en el extremo opuesto. Por su parte, la agrupación de las parcelas de las minas indica alta similitud florística entre

las comunidades de las minas, independientemente de la edad y la distancia al borde bosque-mina. No obstante, el eje 2 del DCA parece separar las parcelas de bosque ubicadas a 50 m del borde bosque-mina de aquellas ubicadas a 100 m, lo que sugiere amplias diferencias en composición florística dentro del bosque en función de la distancia al borde bosque-mina. De hecho, dentro del bosque las comunidades ubicadas a 50 y 100 m comparten tan sólo el $4,3 \pm 0,7$ % de las especies, mientras que dentro de las comunidades de las minas, las ubicadas a 50 y 100 m comparten el $44,0 \pm 1,1$ % de las especies, siendo la diferencia entre bosque y mina estadísticamente significativa (U de Mann-Whitney; $U = 180$, $P < 0,0001$). Considerando únicamente las parcelas de mina (Figura 2.5b) el DCA1 las agrupa en función de su edad creciente hacia el extremo positivo, mientras que el eje 2 parece indicar de nuevo diferencias en composición florística en función de la distancia, en este caso dentro de la mina de 10 años de edad.

Al analizar la composición de las comunidades vegetales descartando las especies raras, fue evidente que especies arbóreas, arbustivas, herbáceas y epífitas (*Pentaclethra macroloba*, *Psychotria cincta*, *P. poeppigiana*, *Tococa guianensis*, *Palicourea seemannii*, *Anthurium aureum*, *A. lancea*, *Cyclodium trianae*, *Ossaea bracteata*, *O. spicata*, *Leandra chaetodon*, *Dieffenbachia plowmanii*, *Cyathea brunnescens* y *Dicranopygium cuatrecasatum*) caracterizan la comunidad de referencia (bosque adyacente), mientras que especies herbáceas (*Leandra granatensis*, *Gleichenia bifida*, *Arundinella berteroniana*, *Rhynchospora tenerrima*, *Dicranopteris flexuosa*, *Eleocharis interstincta*, *Lycopodiella cernua*, *Andropogon bicornis*, *Sauvagesia erecta*, *Irlbachia alata*, *Cyperus luzulae*, *C. sphacelatus*, *Xyris laxifolia*, *Eleocharis acutangula*, *E. filiculmis*, *Diplacrum capitatum*, *Fuirena umbellata*, *Pityrogramma calomelanos*, *Hypolepis repens*, *Miconia calvescens* y *Clidemia hirta*) dominan la fisionomía vegetal de las minas estudiadas. Especies como *Cespedesia spathulata* y *Miconia reducens* son importantes tanto en la comunidad de referencia como en las minas, por eso ocupan la parte central del gradiente bosque-mina (Figura 2.5a).

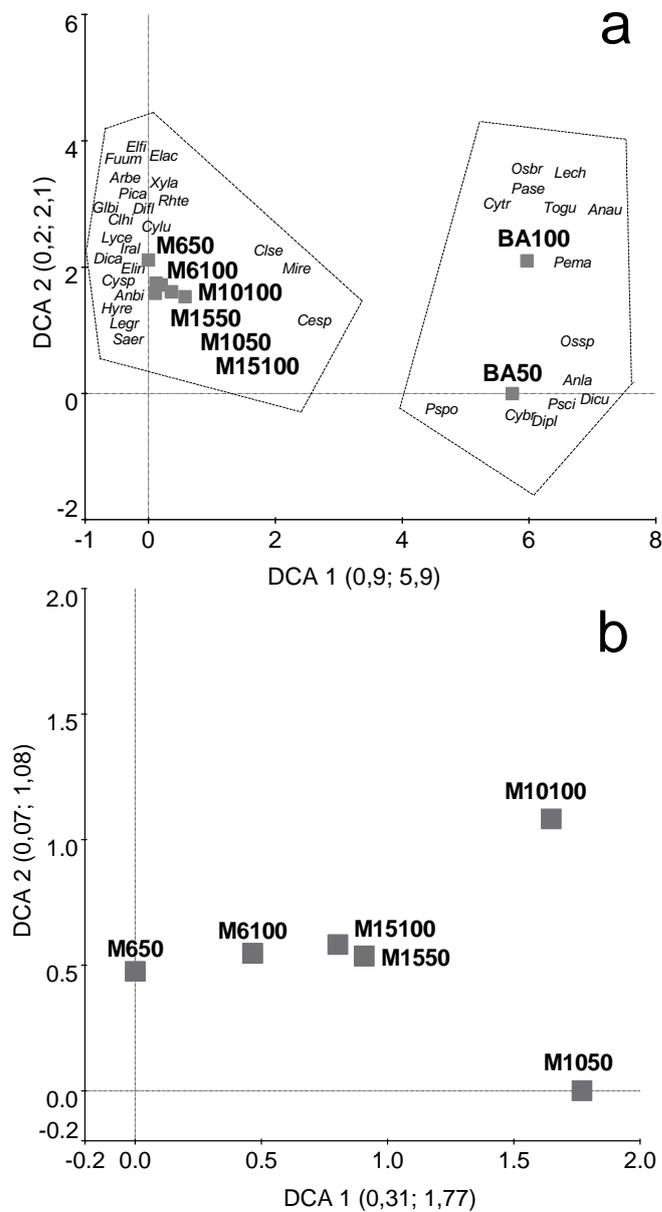


Figura 2.5. Análisis DCA para los dos primeros ejes, con los datos del IVIs (%) de todas las especies presentes en las parcelas inventariadas en **(a)** tres minas de diferente edad tras el abandono y en el bosque adyacente y **(b)** sólo en las minas, en Raspadura, Chocó, Colombia. En el panel “a” solo se indican las especies más abundantes. Los valores en los ejes 1 y 2 indican el autovalor y la longitud del gradiente. Abreviaturas como en Figura 2.2 y códigos de las especies en Anexo 2.1.

Finalmente, al comparar la composición florística de las comunidades estudiadas a nivel de familias, haciendo uso del Índice de Representatividad Taxonómica para Familias (IRTF), se observaron diferencias en la identidad y representatividad taxonómica (número de

géneros y especies) de las familias de plantas entre las comunidades de las minas y las del bosque de referencia, más que dentro de las comunidades de mina. Las familias con mayores índices de representatividad taxonómica en las minas fueron: Cyperaceae, Melastomataceae, Poaceae y Rubiaceae, mientras que en el bosque fueron también Melastomataceae y Rubiaceae, junto con Araceae, Fabaceae y Burseraceae (Figura 2.6).

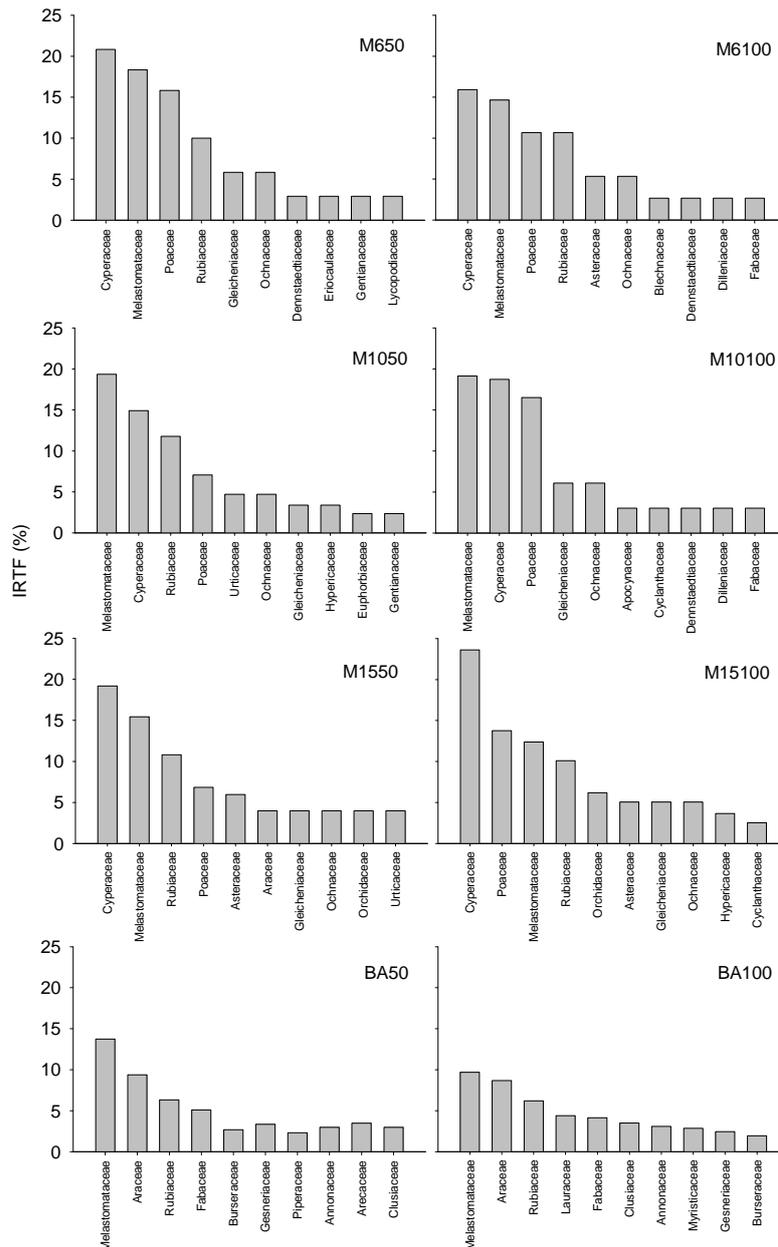


Figura 2.6. Índice de representatividad taxonómica de las familias (IRTF), para las diez familias más comunes encontradas a 50 y 100 m de distancia desde el borde bosque-mina, en minas de 6, 10 y 15 años y en el bosque de referencia en Raspadura, Chocó, Colombia. Abreviaturas como en Figura 2.2.

DISCUSIÓN

Cambios en la estructura biológica de la comunidad vegetal

Los resultados indican que la densidad de individuos es menor en la comunidad de referencia (bosque adyacente), hacia la que tiende la sucesión en las minas, al contrario que la riqueza taxonómica (de familias, géneros y especies) y la equitatividad que son mayores en el bosque de referencia. La diversidad aumenta con el tiempo transcurrido tras el abandono de las minas, siendo más alta en el bosque de referencia. Esta tendencia parece no ser ajena a la observada en otras regiones tropicales y subtropicales donde se han evaluado procesos de sucesión natural. DeWalt *et al.* (2003), al estudiar varios bosques secundarios en Barro Colorado (Panamá), encontraron que la densidad de troncos decaió con la edad de abandono, mientras que la riqueza promedio de especies fue menor en bosques con 20 años de recuperación que en bosques más viejos o de referencia. Incrementos en la diversidad también fueron observados en rodales con diferentes grados de sucesión en Bolivia (Peña-Claros 2003). En ambientes muy distintos, como en una mina de carbón en Siberia, Titlyanova y Mironycheva-Tokareva (1990) encuentran que la riqueza y diversidad de especies no varió significativamente en los primeros estadios sucesionales (entre 2 y 25 años de abandono), pero sí entre éstos y la comunidad de referencia, tendiendo a aumentar con la edad, es decir, hacia las etapas más avanzadas de la sucesión. Sin embargo, en minas de uranio (Martínez-Ruiz *et al.* 2001, Martínez-Ruiz y Fernández-Santos 2005) o de carbón (Alday *et al.* 2011b) en España, bajo clima Mediterráneo, la diversidad aumenta rápidamente durante la sucesión temprana (5-12 años) hasta valores máximos, similares a los de las comunidades de referencia (Martínez-Ruiz *et al.* 2001) o incluso más altos, y luego disminuye (Alday *et al.* 2011b). Además de la riqueza y la diversidad de especies, otros atributos de la vegetación también parecen ser favorecidos por la edad de abandono de las áreas perturbadas, encontrándose por ejemplo incrementos significativos de la cobertura vegetal conforme aumenta la edad de abandono (Jones y del Moral 2005, Mori *et al.* 2008, Alday *et al.* 2011a, Wang *et al.* 2011).

De manera general se acepta que la colonización de especies, su crecimiento y la dinámica sucesional son procesos que están condicionados por el clima y la calidad del sustrato (Walker *et al.* 2003). Varios trabajos han demostrado que propiedades del suelo, tales como

la biomasa microbiana, la actividad biológica, el contenido de materia orgánica y nutrientes necesarios para el desarrollo de la vegetación, incrementan sus cantidades o mejoran su disponibilidad conforme aumenta el tiempo transcurrido tras el cese de la perturbación (De Kovel *et al.* 2000, Bardgett *et al.* 2005, Wang *et al.* 2011). Considerando que las comunidades vegetales estudiadas aquí (minas de distintas edades de abandono y bosque de referencia) están sometidas a las mismas condiciones climáticas (Poveda-M *et al.* 2004), es posible pensar que los pequeños cambios observados en la diversidad de especies de plantas y en sus componentes (riqueza y equitatividad) se deban al poco desarrollo del suelo en las minas jóvenes o en todo ese sistema en general (minas independientemente de la edad; Alday *et al.* 2011a), si se comparan con el bosque de referencia donde la calidad del sustrato es mejor (Quinto y Moreno 2014). La calidad del sustrato tiene un efecto positivo sobre el restablecimiento de la vegetación en zonas donde la sucesión primaria es el punto de partida (Walker y Del Moral 2003). Sin embargo, es claro que otros muchos factores, como los mecanismos de dispersión de las especies (Alday *et al.* 2011b), la depredación post-dispersiva (p.e. Pérez-Ramos *et al.* 2012) o las interacciones planta-planta (del tipo inhibición, competencia y/o facilitación, p.e. Alday *et al.* 2015), entre otros, también cumplen un papel regulador durante la regeneración natural temprana de zonas intervenidas. Algunas aproximaciones experimentales han demostrado que la adición o eliminación de algunas especies de plantas (p.e. especies nodriza, fijadoras de nitrógeno o promotoras de la actividad biológica del suelo) durante la regeneración pueden limitar, favorecer o desviar la trayectoria natural de la sucesión hacia la comunidad de referencia (Walker *et al.* 2003, John *et al.* 2012, Titus y Bishop 2014, Stinca *et al.* 2015).

Independiente del tipo de sistema estudiado (minas de diferentes edades de abandono o bosque de referencia), las áreas más cercanas a la zona de transición bosque-mina (borde) mostraron mayor dominancia. Por su parte la diversidad y sus componentes (riqueza y equitatividad) variaron poco con la distancia en las minas de distintas edades, pero tomaron valores más altos hacia el interior del bosque de referencia. Desde el punto de vista de la regeneración natural de las minas abandonadas, este resultado sugiere que la zona de transición bosque-mina (borde) cumple un papel regulador en la expansión de algunos (no todos) elementos florísticos del bosque adyacente hacia las minas. En esta zona de transición se generan condiciones ambientales y ecológicas particulares (p.e. hay más

iluminación en el borde que en el interior del bosque) que facilitan el establecimiento y posterior expansión de algunas especies pioneras que logran sobrevivir en el área minera próxima al borde del bosque adyacente (Forero y Finegan 2002). Esto puede explicar el hecho de haber encontrado menor riqueza, diversidad y equitatividad de especies en el bosque a 50 m de distancia del borde bosque-mina, y una alta abundancia de individuos de pocas especies leñosas como *C. spathulata* y *M. reducens* a esa mina distancia, tanto en el interior del bosque como de las minas. La proliferación espontánea de la vegetación es lenta en zonas donde la sucesión primaria es el punto de partida (minas, taludes de carretera, etc.). Sin embargo, la colonización de especies en áreas perturbadas puede ser favorecida o darse en menor tiempo si existe una fuente de propágulos cercana en parches de vegetación remanentes (Martín-Sanz *et al.* 2015).

La importancia ecológica de las especies declinó con la trayectoria sucesional hacia el bosque de referencia y fue mayor a 50 m del borde bosque-mina, especialmente en las minas más jóvenes (6 años). Este patrón de distribución en la representatividad de las especies puede deberse, entre otras razones, al hecho de que las áreas afectadas por minería son colonizadas tempranamente por pocas especies pioneras tolerantes a las condiciones imperantes en las minas, donde desarrollan altas abundancias. Como resultado se constituyen comunidades vegetales poco diversas, en términos de riqueza, pero muy diversas en términos de equitatividad (igualmente abundantes), como efectivamente fue observado en este trabajo. Por citar un ejemplo, en la mina de 6 años de abandono el 62,3 % de los individuos registrados a una distancia de 50 m desde el borde bosque-mina pertenecían a cinco (12,5 %) de las 40 especies registradas en esa mina y distancia (Anexo 2.2a). Durante la sucesión natural las especies más dominantes cambian paulatinamente su representatividad ecológica, dando cabida a otras especies que se ven favorecidas por dichos cambios pudiendo establecerse dentro del sistema (Titlyanova y Mironycheva-Tokareva 1990, Martín-Sanz *et al.* 2015).

Cambios en la composición florística

La similitud florística fue alta entre las comunidades vegetales de las minas estudiadas, pero la similitud fue baja al comparar las minas con el bosque de referencia. Esta tendencia se ha observado en otros bosques neotropicales. En una cronosecuencia de bosques

secundarios en Barro Colorado (Panamá) la similitud florística aumentó con la edad de abandono, siendo mucho mayor en el bosque de referencia que en los bosques en recuperación (DeWalt *et al.* 2003). El hecho de que las comunidades de las minas y las del bosque de referencia difieran ampliamente en composición florística sugiere que la vegetación que se establece durante la regeneración temprana de las minas abandonadas estudiadas no proviene en gran medida de la matriz de bosque adyacente. Entonces ¿de dónde proviene la vegetación que caracteriza a las minas abandonadas durante la regeneración temprana? Si se analiza la composición de especies pertenecientes a familias como Melastomataceae, presente tanto en las minas de distintas edades como en el bosque de referencia, se observa que en las minas las especies que la representan eran diferentes (*Aciotis acuminifolia*, *A. indecora*, *A. ornata*, *A. polystachya*, *Acisanthera quadrata*, *Clidemia capitellata*, *C. hirta*, *C. serícea*, *Graffenrieda anómala*, *Leandra granatensis*, *Miconia affinis*, *M. calvescens*, *M. lonchophylla*, *M. minutiflora*, *M. reducens* y *Nepsera aquatica*) que las halladas en el bosque de referencia (*Adelobotrys fuscescens*, *Bellucia wurdackiana*, *Blakea lanuginosa*, *Clidemia killipii*, *C. setosa*, *Conostegia lasiopoda*, *Graffenrieda anómala*, *Henriettella tuberculosa*, *Leandra chaetodon*, *Miconia acuminifera*, *M. affinis*, *M. centrodesma*, *M. centronioides*, *M. Impetiolaris*, *M. lonchophylla*, *M. loreyoides*, *M. pileata*, *M. reducens*, *Ossaea bracteata*, *O. sessilifolia*, *O. spicata*, *Tessmannianthus calcaratus*, *Tococa guianensis* y *T. alternifolia*). Tan sólo cuatro especies de esta familia fueron comunes a ambos sistemas (11 %, n = 36 especies), lo que sugiere importantes diferencias en composición florística entre los dos sistemas (bosque y mina) incluso dentro del mismo grupo taxonómico. Adicionalmente, una revisión de colecciones pertenecientes a las especies mencionadas anteriormente, realizada en la base de datos Tropico (<http://www.tropicos.org>), reveló que la mayoría de las especies de Melastomataceae encontradas en las minas son propias de áreas perturbadas, como taludes de carreteras, zonas cultivadas y potreros, mientras que las especies registradas en el bosque de referencia son más reportadas en bosques primarios o secundarios con avanzado estado de regeneración. Esto sugiere que las diferencias en composición florística entre las minas y el bosque de referencia se deben posiblemente a que durante la sucesión temprana las áreas afectadas por minería son invadidas rápidamente por especies que provienen de otros sistemas perturbados (via lluvia de semillas) y no del bosque de referencia adyacente.

Estas especies ruderales que colonizan las minas en las primeras etapas sucesionales ya están adaptadas a condiciones estresantes (p. e. alta disponibilidad de luz, pocos nutrientes, alta herbivoría, etc.) y pueden competir fácilmente y prosperar frente a las especies nativas que tratan de entrar en las minas desde el bosque adyacente. El hecho de que otras familias como Cyperaceae fueran frecuentes en las minas pero no en el bosque adyacente indica que ciertos grupos taxonómicos conforman grupos funcionales que encuentran en las minas un hábitat propicio para prosperar y, eventualmente, favorecer las condiciones para la incursión de otras especies con el tiempo. Al respecto, algunos representantes de la familia Cyperaceae han sido reportados estableciendo relaciones simbióticas con hongos micorrícicos para prosperar en sistemas con suelos degradados (Lovera y Cuenca 1996).

La distancia al borde bosque-mina parece aumentar las diferencias en composición florística entre las comunidades de bosque, lo que no parece ser tan claro en las comunidades de las minas, posiblemente porque la composición florística de las minas abandonadas no parece estar tan relacionada con la composición del bosque adyacente, como se argumentaba anteriormente, o a que el efecto de borde sobre la composición de la vegetación en el bosque adyacente estudiado puede penetrar más allá de los 50 m de distancia desde el límite bosque-mina (Harper *et al.* 2005). En todo caso, futuros estudios experimentales serán necesarios para dilucidar cómo la vegetación adyacente de referencia y la vegetación de otras áreas degradadas antrópicamente influye en tipo de comunidad que prolifera en las minas durante la regeneración natural temprana.

En términos generales, si se considera al bosque adyacente a las minas como punto de referencia de la recuperación de estas áreas críticas, es claro que 15 años de abandono tras la labor minera no son suficientes para apreciar una recuperación significativa de la estructura biológica y composición de especies de plantas bajo las condiciones biofísicas del Chocó. Aunque hay un efecto del tiempo de abandono sobre la recuperación de estas zonas, es claro que otros factores como el tamaño de la mina, la calidad del sustrato, la historia de vida de las especies, sus estrategias de dispersión, las interacciones mutualistas y antagonistas, la disponibilidad de propágulos y las prácticas de manejo de estas áreas pueden tener un rol importante en su recuperación durante la regeneración temprana. Dilucidar estas apreciaciones requerirá de futuras investigaciones experimentales y

observacionales centradas en resolver cómo las propiedades del suelo, el tipo de especie y sus estrategias reproductivas y las acciones de manejo post-minería afectan a la regeneración natural de estas áreas críticas donde la sucesión primaria es el punto de partida. Por su parte, la influencia de la distancia no parece responder a un patrón claro. Futuras investigaciones con un diseño experimental por transectos, con parcelas de muestreo a distancias intermedias a las consideradas en este estudio, quizás ayuden a aclarar las tendencias observadas.

Anexo 2.1a. Composición florística de minas de entre 6 y 15 años tras el abandono en Raspadura, Unión Panamericana, Chocó, Colombia.

Nombre científico	Código	Familia	Forma de crecimiento	Modo de vida
<i>Aciotis acuminifolia</i> (Mart. ex DC.) Triana	Acac	Melastomataceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Aciotis indecora</i> (Bonpl.) Triana	Acin	Melastomataceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Aciotis ornata</i> (Miq.) Gleason	Acor	Melastomataceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Aciotis polystachya</i> (Bonpl.) Triana	Acpo	Melastomataceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Acisanthera quadrata</i> Pers.	Acqu	Melastomataceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Alchornea grandis</i> Benth.	Algr	Euphorbiaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Allomarkgrafia foreroi</i> A. H. Gentry	Alfo	Apocynaceae	Lianiforme	Epífita
<i>Andropogon bicornis</i> L.	Anbi	Poaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Andropogon leucostachyus</i> Kunth	Anle	Poaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Arundinella berteroniana</i> (Schult.) Hitchc. & Chase	Arbe	Poaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Banisteriopsis elegans</i> (Triana & Planch.) Sandwith	Bael	Malpighiaceae	Lianiforme	Epífita
<i>Becquerelia cymosa</i> Brongn	Becy	Cyperaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Spermacoce alata</i> Aubl.	Spal	Rubiaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Spermacoce ocymifolia</i> Willd. ex Roem. & Schult.	Spoc	Rubiaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Spermacoce prostrata</i> Aubl.	Sppr	Rubiaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Calyptrocarya glomerulata</i> (Brongn.) Urb.	Cagl	Cyperaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Cecropia peltata</i> L.	Cepe	Urticaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Cespedesia spathulata</i> (Ruiz & Pavon) Planch.	Cesp	Ochnaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Chelonanthus alatus</i> (Aubl.) Pulle	Chal	Gentianaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Cleistes rosea</i> Lindl.	Clro	Orchidaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Clidemia capitellata</i> (Bonpl.) D. Don	Clca	Melastomataceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Clidemia hirta</i> (L.) D. Don	Clhi	Melastomataceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Clidemia sericea</i> D. Don	Clse	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Coccocypselum hirsutum</i> Bartl. ex DC.	Cohi	Rubiaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Cyclanthus bipartitus</i> Poit. ex A. Rich.	Cybi	Cyclanthaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Cyperus haspan</i> L.	Cyha	Cyperaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Cyperus luzulae</i> (L.) Retz.	Cylu	Cyperaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Cyperus mutisii</i> (Kunth) Andersson	Cymu	Cyperaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Cyperus sphacelatus</i> Rottb.	Cysp	Cyperaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Dacryodes occidentalis</i> Cuatrec.	Daoc	Burseraceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Davilla kunthii</i> A.St.-Hil.	Daku	Dilleniaceae	Lianiforme	Epífita
<i>Dicranopygium idrobonis</i> Harling	Diid	Cyclanthaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Dicranopteris flexuosa</i> (Schrad.) Underw.	Difl	Gleicheniaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Diplacrum capitatum</i> (Willd.) Boeckeler	Dica	Cyperaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Eleocharis acutangula</i> (Roxb.) Schult.	Elac	Cyperaceae	Herbáceo	Acuática
<i>Eleocharis filiculmis</i> Kunth	Elfi	Cyperaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Eleocharis interstincta</i> (Vahl) Roem. & Schult.	Elin	Cyperaceae	Herbáceo	Acuática
<i>Evodiantus funifer</i> (Poit.) Lindm.	Evfu	Cyclanthaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Fuirena robusta</i> Kunth	Furo	Cyperaceae	Herbáceo	Terrestre

Influencia de la edad de abandono y distancia al bosque adyacente en la revegetación natural temprana de las minas

Nombre científico	Código	Familia	Forma de crecimiento	Modo de vida
<i>Fuirena umbellata</i> Rottb.	Fuum	Cyperaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Graffenrieda anomala</i> Triana	Gran	Melastomataceae	Lianiforme	Epífita
<i>Homalomena wendlandii</i> Schott	Howe	Araceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Homolepis aturensis</i> (Kunth) Chase	Hoat	Poaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Hylaeanthus hoffmannii</i> (K. Schum.) A. M. E. Jonker & Jonker ex H. Kenn.	Hyho	Marantaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Hypolepis repens</i> (L.) C. Presl	Hyre	Dennstaedtiaceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Hyptis capitata</i> Jacq.	Hyca	Lamiaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Ischaemum latifolium</i> (Spreng.) Kunth	Isla	Poaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Isertia pittieri</i> (Standl.) Standl.	Ispi	Rubiaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Lacmellea panamensis</i> (Woodson) Markgr.	Lapa	Apocynaceae	Arbóreo	Epífita
<i>Leandra granatensis</i> Gleason	Legr	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Lepidaploa lehmannii</i> (Hieron.) H. Rob.	Lele	Asteraceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Lomariopsis fendleri</i> D.C. Eaton	Lofe	Lomariopsidaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Lycopodiella cernua</i> (L.) Pic. Serm.	Lyce	Lycopodiaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Mapania assimilis</i> T. Koyama	Maas	Cyperaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Miconia affinis</i> DC.	Miaf	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Miconia calvescens</i> DC.	Mica	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Miconia lonchophylla</i> Naudin	Milon	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Miconia minutiflora</i> (Bonpl.) DC.	Mimi	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Miconia reducens</i> Triana	Mire	Melastomataceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Mimosa pudica</i> L.	Mipu	Fabaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Nepsera aquatica</i> (Aubl.) Naudin	Neaq	Melastomataceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Panicum polygonatum</i> Schrad.	Papo	Poaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Paspalum saccharioides</i> Nees ex Trin.	Pasa	Poaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Pityrogramma calomelanos</i> (L.) Link	Pica	Pteridaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Pourouma bicolor</i> Mart.	Pobi	Urticaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Psychotria cooperi</i> Standl.	PSCO	Rubiaceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Psychotria poeppigiana</i> Mull. Arg.	Pspo	Rubiaceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Rhynchospora blepharophora</i> (J. Presl & C. Presl) H. Pfeiff	Rhbl	Cyperaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Rhynchospora pubera</i> (Vahl) Boeckeler	Rhpu	Cyperaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Rhynchospora tenerrima</i> Nees ex Spreng	Rhte	Cyperaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Ronnbergia morreniana</i> Linden & André	Romo	Bromeliaceae	Herbáceo	Epífita
<i>Sabicea panamensis</i> Wernham	Sapa	Rubiaceae	Lianiforme	Epífita
<i>Salpichlaena volubilis</i> (Kaulf.) J. Sm.	Savo	Blechnaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Sauvagesia erecta</i> L.	Saer	Ochnaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Schradera lehmannii</i> Standl.	Scle	Rubiaceae	Lianiforme	Epífita
<i>Scleria gaertneri</i> Raddi	Scga	Cyperaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Scleria secans</i> (L.) Urb.	Scse	Cyperaceae	Lianiforme	Epífita
<i>Sobralia crocea</i> (Poepp. & Endl.) Rchb. f.	Socr	Orchidaceae	Herbáceo	Epífita
<i>Sobralia macrophylla</i> Rchb. f.	Soma	Orchidaceae	Herbáceo	Epífita
<i>Solanum adhaerens</i> Willd. ex Roem. & Schult.	Soad	Solanaceae	Lianiforme	Terrestre

Nombre científico	Código	Familia	Forma de crecimiento	Modo de vida
<i>Sticherus bifidus</i> (Willd.) Ching	Stbi	Gleicheniaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Syngonium podophyllum</i> Schott	Sypo	Araceae	Herbáceo	Epífita
<i>Tonina fluviatilis</i> Aubl.	Tofl	Eriocaulaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Thelypteris angustifolia</i> (Willd.) Proctor	Than	Thelypteridaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Vernonanthura patens</i> (Kunth) H. Rob.	Vepa	Asteraceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Vernonia arborescens</i> (L.) Sw.	Vear	Asteraceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Vismia baccifera</i> (L.) Planch. & Triana	Viba	Hypericaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Vismia macrophylla</i> Kunth	Vima	Hypericaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Vochysia allennii</i> Stand. & L. O. Williams	Voal	Vochysiaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Xyris jupicai</i> Rich.	Xyju	Xyridaceae	Herbáceo	Terrestre

Anexo 2.1b. Composición de especies del bosque adyacente a las minas abandonadas en Raspadura, Unión Panamericana, Chocó, Colombia.

Nombre científico	Código	Familia	Forma de crecimiento	Modo de vida
<i>Abuta chocoensis</i> Krukoff & Barneby	Abch	Menispermaceae	Lianiforme	Epífita
<i>Acalypha platyphylla</i> Mull. Arg.	Acpl	Euphorbiaceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Adelobotrys fuscescens</i> Triana	Adu	Melastomataceae	Lianiforme	Epífita
<i>Aiouea lehmannii</i> (O. C. Schmidt) Renner	Aile	Lauraceae	Árboreo	Terrestre
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	Algl	Euphorbiaceae	Árboreo	Terrestre
<i>Alchornea grandis</i> Benth.	Algr	Euphorbiaceae	Árboreo	Terrestre
<i>Amaioua corymbosa</i> Kunth	Amco	Rubiaceae	Árboreo	Terrestre
<i>Amphidasya ambigua</i> (Standl.) Standl.	Amam	Rubiaceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Amphitecna latifolia</i> (Mill.) A. H. Gentry	Amla	Bignoniaceae	Árboreo	Terrestre
<i>Anaxagorea crassipetala</i> Hemsl.	Ancr	Annonaceae	Árboreo	Terrestre
<i>Andira inermis</i> (Wright) DC.	Anin	Fabaceae	Árboreo	Terrestre
<i>Aneilema umbrosum</i> (Vahl) Kunth	Anum	Lauraceae	Árboreo	Terrestre
<i>Aniba perutilis</i> Hemsl.	Anpe	Lauraceae	Árboreo	Terrestre
<i>Anthurium acutangulum</i> Engl.	Anac	Araceae	Herbáceo	Epífita
<i>Anthurium andraeanum</i> Linden ex André	Anan	Araceae	Herbáceo	Epífita
<i>Anthurium aureum</i> Engl.	Anau	Araceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Anthurium colonense</i> Croat	Anco	Araceae	Herbáceo	Epífita
<i>Anthurium lancea</i> Sodiro	Anla	Araceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Anthurium monticola</i> Engl.	Anmo	Araceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Anthurium scandens</i> (Aubl.) Engl.	Ansc	Araceae	Herbáceo	Epífita
<i>Anthurium trilobum</i> Lindl.	Antr	Araceae	Herbáceo	Epífita
<i>Aphelandra fasciculata</i> Wassh.	Apfa	Acanthaceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Aphelandra panamensis</i> McDade	Appa	Acanthaceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Ardisia foreroi</i> Lundell	Arfo	Primulaceae	Árboreo	Terrestre
<i>Asplundia vagans</i> Harling	Asva	Cyclanthaceae	Herbáceo	Epífita
<i>Asterogyne martiana</i> (H. Wendl.) H. Wendl. ex Drude	Asma	Arecaceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Attalea allenii</i> H. E. Moore	Atal	Arecaceae	Árboreo	Terrestre
<i>Bauhinia guianensis</i> Aubl.	Bagu	Fabaceae	Lianiforme	Epífita
<i>Bellucia wurdackiana</i> (S. S. Renner) Penneys, F. A. Michelangeli, Judd & Almeda	Bewu	Melastomataceae	Árboreo	Terrestre
<i>Blakea lanuginosa</i> Wurdack	Blla	Melastomataceae	Arbustivo	Epífita
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber ex Ducke	Brgu	Moraceae	Árboreo	Terrestre
<i>Brosimum utile</i> (Kunth) Oken	Brut	Moraceae	Árboreo	Terrestre
<i>Calathea colombiana</i> L. B. Sm. & Idrobo	Cacol	Marantaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Calatola costarricensis</i> Standl.	Cacos	Icacinaceae	Árboreo	Terrestre
<i>Calypttranthes killipii</i> Standl.	Caki	Myrtaceae	Árboreo	Terrestre
<i>Calypttranthes speciosa</i> Sagot	Casp	Myrtaceae	Árboreo	Terrestre
<i>Calyptrocarya glomerulata</i> (Brongn.) Urb.	Cagl	Cyperaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	Cagu	Meliaceae	Árboreo	Terrestre
<i>Carpotroche pacifica</i> (Cuatrec.) Cuatrec.	Capa	Flacourtiaceae	Arbustivo	Terrestre

Nombre científico	Código	Familia	Forma de crecimiento	Modo de vida
<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	Caar	Salicaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Casy	Salicaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Cavendishia compacta</i> A. C. Sm.	Cacom	Ericaceae	Lianiforme	Epífita
<i>Cecropia peltata</i> L.	Cepe	Urticaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Cespedesia spathulata</i> (Ruiz & Pavon) Planch.	Cesp	Ochnaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Cestrum racemosum</i> Ruiz & Pav.	Cera	Solanaceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Cheilocostus speciosus</i> (J. Koenig) C. D. Spectht.	Chsp	Costaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Chrysochlamys glauca</i> (Oerst. ex Planch. & Triana) Hemsl.	Chgl	Clusiaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Chusquea serpens</i> L. G. Clark & Londoño	Chse	Poaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Clidemia killipii</i> Gleason	Clki	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Clidemia setosa</i> (Triana) Gleason	Clse	Melastomataceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Clusia cruciata</i> Cuatrec.	Clcr	Clusiaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Clusia glomerata</i> Cuatrec.	Clgl	Clusiaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Clusia lineata</i> (Benth.) Planch. & Triana	Clili	Clusiaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Coccoloba acuminata</i> Kunth	Coac	Polygonaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Columnnea consanguinea</i> Hanst.	Coco	Gesneriaceae	Lianiforme	Epífita
<i>Columnnea cruenta</i> B. D Morley	Cocr	Gesneriaceae	Lianiforme	Epífita
<i>Columnnea ericae</i> Mansf.	Coer	Gesneriaceae	Lianiforme	Epífita
<i>Compsonera cuatrecasarii</i> A. C. Sm.	Cocu	Myristicaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Compsonera capitellata</i> (A. DC.) Warb.	Coca	Myristicaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Conostegia lasiopoda</i> Benth.	Cola	Melastomataceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Couepia guianensis</i> Aubl.	Couegu	Chrysobalanaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Couma macrocarpa</i> Barb. Rodr.	Coma	Apocynaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Couratari guianensis</i> Aubl.	Courgu	Lecythidaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Cyathea brunnescens</i> (Barrington) R. C. Moran	Cybr	Cyatheaceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Cyathea decorata</i> (Maxon) R. M. Tryon	Cyde	Cyatheaceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Cybianthus magnus</i> (Mez) Pipoly	Cyma	Primulaceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Cyclanthus bipartitus</i> Poit. ex A. Rich.	Cybi	Cyclanthaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Cyclodium trianae</i> (Mett.) A. R. Sm.	Cytr	Dryopteridaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Cyperus millifolius</i> Poepp. & Kunth	Cymi	Cyperaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Danaea nodosa</i> (L.) Sm.	Dano	Marattiaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Dendrobangia boliviana</i> Rusby	Debo	Cardiopteridaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Dicranopygium cuatrecasanum</i> Harling	Dicu	Cyclanthaceae	Herbáceo	Epífita
<i>Dicranopygium novogranatense</i> Harling	Dino	Cyclanthaceae	Herbáceo	Epífita
<i>Didymochlamys whitei</i> Hook. F.	Diwh	Rubiaceae	Herbáceo	Epífita
<i>Dieffenbachia nitidipetiolata</i> Croat & Grayum	Dini	Araceae	Herbáceo	Epífita
<i>Dieffenbachia plowmanii</i> Croat	Dipl	Araceae	Herbáceo	Epífita
<i>Dilkea acuminata</i> Mast.	Diac	Passifloraceae	Lianiforme	Epífita
<i>Discophora guianensis</i> Miers	Digu	Stemonuraceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Dolioscarpus multiflorus</i> Standl.	Domu	Dilleniaceae	Lianiforme	Epífita
<i>Duguetia odorata</i> (Diels) J. F. Macbr.	Duod	Annonaceae	Arbóreo	Terrestre

Nombre científico	Código	Familia	Forma de crecimiento	Modo de vida
<i>Dystovomita clusifolia</i> (Maguire) D'Arcy	Dycl	Clusiaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Endlicheria browniana</i> (Meisn.) Mez	Enbr	Lauraceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Eriotheca squamigera</i> (Cuatrec.) Fern. Alonso	Ersq	Malvaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Erythrina fusca</i> Lour.	Erfu	Fabaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Eschweilera coriacea</i> (DC) S. A. Mori	Esco	Lecythidaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Faramea calophylla</i> Standl.	Faca	Rubiaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Faramea oraria</i> Standl.	Faor	Rubiaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Geonoma cuneata</i> H. Wendl. ex Spruce	Gecu	Arecaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Glossoloma panamense</i> (C.V. Morton) J.L. Clark	Glpa	Gesneriaceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Graffenrieda anomala</i> Triana	Gran	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Guarea glabra</i> Vahl.	Gugl	Meliaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	Gugu	Meliaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Guatteria alta</i> R.E.Fr.	Gual	Annonaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Guatteria cargadera</i> Triana & Planch.	Guca	Annonaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Guatteria cestrifolia</i> Triana & Planch.	Guce	Annonaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Guatteria hirsuta</i> Ruiz & Pav.	Guhi	Annonaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Gustavia speciosa</i> (Kunth) DC.	Gusp	Lecythidaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Heisteria concinna</i> Standl.	Heco	Olacaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Henriettella tuberculosa</i> (Donn. Sm.) L.O Williams	Hetu	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Hieronyma alchorneoides</i> Allemão	Hial	Phyllanthaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Hieronyma oblonga</i> (Tul.) Mull. Arg.	Hiob	Phyllanthaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Himatanthus articulatus</i> (Vahl) Woodson	Hiar	Apocynaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Homalomena wendlandii</i> Schott	Howe	Araceae	Herbáceo	Epífita
<i>Hylaeante hoffmannii</i> (K. Schum.) A. M. E. Jonker & Jonker ex H. Kenn.	Hyho	Marantaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Hypolepis parallelogramma</i> (Kunze) C. Presl	Hypa	Dennstaedtiaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Inga cocleensis</i> Pittier	Inco	Fabaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Inga filliformis</i> N. Zamora	Infi	Fabaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Inga polita</i> Britton & Killip	Inpo	Fabaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Inga umbelifera</i> (Vahl) DC	Inum	Fabaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Iryanthera lancifolia</i> Ducke	Irla	Myristicaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Klarobelia anomala</i> (R.E.Fr.) Chatronu	Klan	Annonaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Lacmellea floribunda</i> (Poepp.) Benth. & Hook. F.	Lafl	Apocynaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Lacunaria crenata</i> (Tul.) A.C. Sm.	Lacr	Ochnaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Leandra chaetodon</i> (DC.) Cogn.	Lech	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Leretia cordata</i> Vell.	Leco	Icacinaceae	Lianiforme	Epífita
<i>Licania chocoensis</i> Cuatrec.	Lich	Chrysobalanaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Licania durifolia</i> Cuatrec.	Lidu	Chrysobalanaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Lindsaea lancea</i> (L.) Bedd.	Lila	Lindsaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Lozania mutisiana</i> Schult.	Lomu	Lacistemataceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Mabea occidentalis</i> Benth.	Maoc	Euphorbiaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Macrolobium archeri</i> Cowan	Maar	Fabaceae	Arbóreo	Terrestre

Nombre científico	Código	Familia	Forma de crecimiento	Modo de vida
<i>Marila laxiflora</i> Rusby	Mala	Calophyllaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Marila pluricostata</i> Standl. & L.O. Williams	Mapl	Calophyllaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Matisia bullata</i> Fern. Alonso	Mabu	Malvaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Matisia racemifera</i> Fern. Alonso	Mara	Malvaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Miconia acuminifera</i> Triana	Miac	Melastomataceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Miconia affinis</i> DC.	Miaf	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Miconia centrodesma</i> Naudin	Miced	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Miconia centronioides</i> Gleason	Micen	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Miconia impetolaris</i> (Sw.) D. Don ex DC.	Miim	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Miconia lonchophylla</i> Naudin	Milon	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Miconia loreyoides</i> Triana	Milor	Melastomataceae	Lianiforme	Epífita
<i>Miconia pileata</i> DC.	Mipi	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Miconia reducens</i> Triana	Mire	Melastomataceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Mysp	Myrtaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	Neme	Lauraceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees & Mart.) Mez	Ocac	Lauraceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Ocotea cernua</i> (Nees) Mez	Occe	Lauraceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Ocotea floribunda</i> (Sw.) Mez	Ocfl	Lauraceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Ormosia cuatrecasasii</i> Rudd	Orcu	Fabaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Ossaea bracteata</i> Triana	Osbr	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Ossaea sessilifolia</i> (Triana) Wurdack	Osse	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Ossaea spicata</i> Gleason	Ossp	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Otoba gracilipes</i> (A.C.Sm) A. H. Gentry	Otgr	Myristicaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Palicourea guianensis</i> Aubl.	Pagu	Rubiaceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Palicourea seemannii</i> Standl.	Pase	Rubiaceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Paradrymonia ciliosa</i> (Mart.) Wiehler	Paci	Gesneriaceae	Herbáceo	Epífita
<i>Paradrymonia conferta</i> (C. V. Morton) Wiehler	Pacon	Gesneriaceae	Herbáceo	Epífita
<i>Paullinia correae</i> Croat	Pacor	Sapindaceae	Lianiforme	Epífita
<i>Pausandra martinii</i> Baill.	Pama	Sapindaceae	Lianiforme	Epífita
<i>Pentaclethra macroloba</i> (Willd.) Kuntze	Pema	Fabaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Perebea guianensis</i> Aubl.	Pegu	Moraceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Phenax angustifolius</i> (Kunth) Wedd.	Phan	Urticaceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Philodendron alliodorum</i> Croat & Grayum	Phal	Araceae	Herbáceo	Epífita
<i>Philodendron bakeri</i> Croat & Grayum	Phba	Araceae	Herbáceo	Epífita
<i>Philodendron fragantissimum</i> (Hook.) G. Don	Phfr	Araceae	Herbáceo	Epífita
<i>Philodendron longipes</i> Engl.	Phlo	Araceae	Herbáceo	Epífita
<i>Philodendron squamipetiolatum</i> Croat	Phsq	Araceae	Herbáceo	Epífita
<i>Philodendron subhastatum</i> K. Krause	Phsu	Araceae	Herbáceo	Epífita
<i>Philodendron tripartitum</i> (Jacq.) Schott	Phtr	Araceae	Herbáceo	Epífita
<i>Picramnia sphaerocarpa</i> Planch.	Pisp	Picramniaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Pilea costaricensis</i> Donn. Sm.	Picos	Urticaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Piper carpunya</i> Ruiz & Pav.	Picar	Piperaceae	Arbustivo	Terrestre

Nombre científico	Código	Familia	Forma de crecimiento	Modo de vida
<i>Piper cavendishoides</i> Trel. & Yunck.	Picav	Piperaceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Piper certeguiense</i> Trel. & Yunck.	Pice	Piperaceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Piper confertinodom</i> (Trel. & Yunck.) M.A. Jaram. & R. Callejas P.	Picon	Piperaceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Piper septuplinervium</i> (Miq.) C. DC.	Pise	Piperaceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Piper subpedale</i> Trel. & Yunck.	Pisu	Piperaceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Pitcairnia killipiana</i> L. B. Sm.	Piki	Bromeliaceae	Herbáceo	Epífita
<i>Pourouma bicolor</i> Mart.	Pobi	Urticaceae	Árboreo	Terrestre
<i>Pouteria buenaventurensis</i> (Aubrév.) Pilz	Pobu	Sapotaceae	Árboreo	Terrestre
<i>Pouteria chocoensis</i> (Aubrév.) T.D. Penn.	Poch	Sapotaceae	Árboreo	Terrestre
<i>Pouteria cuspidata</i> (A. DC.) Baehni	Pocu	Sapotaceae	Árboreo	Terrestre
<i>Protium colombianum</i> Cuatrec.	Prcol	Burseraceae	Árboreo	Terrestre
<i>Protium confusum</i> (Rose) Pittier	Prcon	Burseraceae	Árboreo	Terrestre
<i>Protium leptostachyum</i> Cuatrec.	Prle	Burseraceae	Árboreo	Terrestre
<i>Protium sagotianum</i> Marchand	Prsa	Burseraceae	Árboreo	Terrestre
<i>Protium subserratum</i> (Engl.) Engl.	Prsu	Burseraceae	Árboreo	Terrestre
<i>Protium tenuifolium</i> (Engl.) Engl.	Prte	Burseraceae	Árboreo	Terrestre
<i>Protium veneralense</i> Cuatr.	Prve	Burseraceae	Árboreo	Terrestre
<i>Psychotria cincta</i> Standl.	Psci	Rubiaceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Psychotria cooperi</i> Standl.	PSCO	Rubiaceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Psychotria duckei</i> Standl.	Psdu	Rubiaceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Psychotria elata</i> (Sw.) Hammel	Psel	Rubiaceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Psychotria officinalis</i> (Aubl.) Raeusch. Ex Sandwith	Psof	Rubiaceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Psychotria pilosa</i> Ruiz & Pav.	Pspi	Rubiaceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Psychotria poeppigiana</i> Mull. Arg.	Pspo	Rubiaceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Psychotria remota</i> Benth.	Psre	Rubiaceae	Árboreo	Terrestre
<i>Qualea lineata</i> Stafleu	Quli	Vochysiaceae	Árboreo	Terrestre
<i>Rhodospatha monsalveae</i> Croat & D.C. Bay	Rhmo	Araceae	Herbáceo	Epífita
<i>Rinorea lindeniana</i> (Tul.) Kuntze	Rili	Violaceae	Árboreo	Terrestre
<i>Ronbergia explodens</i> L.B. Sm.	Roex	Bromeliaceae	Herbáceo	Epífita
<i>Ryania speciosa</i> Vahl	Rysp	Salicaceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Sabicea panamensis</i> Wernham	Sapa	Rubiaceae	Lianiforme	Epífita
<i>Salpichlaena volubilis</i> (Kaulf.) J. Sm.	Savo	Blechnaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Schradera lehmannii</i> Standl.	Scle	Rubiaceae	Lianiforme	Epífita
<i>Scleria secans</i> (L.) Urb.	Scse	Cyperaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Selaginella geniculata</i> (C. Presl) Spring	Sege	Selaginellaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Siparuna aspera</i> (Ruiz & Pav.) A. DC.	Sias	Siparunaceae	Árboreo	Terrestre
<i>Siparuna conica</i> S.S. Renner & Hausner	Sico	Siparunaceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	Sigu	Siparunaceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Sloanea calva</i> Pal.-Duque & Fern. Alonso	Slca	Elaeocarpaceae	Árboreo	Terrestre
<i>Sloanea esmeraldana</i> Pal.-Duque	Sles	Elaeocarpaceae	Árboreo	Terrestre
<i>Sorocea affinis</i> Hemsl.	Soaf	Moraceae	Árboreo	Terrestre

Nombre científico	Código	Familia	Forma de crecimiento	Modo de vida
<i>Spigelia hamelioides</i> Kunth	Spha	Loganiaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Stenospermation andreanum</i> Engl.	Stand	Araceae	Herbáceo	Epífito
<i>Stenospermation angustifolium</i> Hemsl.	Stang	Araceae	Herbáceo	Epífito
<i>Stenospermation sessile</i> Engl.	Stse	Araceae	Herbáceo	Epífito
<i>Sterculia aerisperma</i> Cuatrec.	Stae	Malvaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Sticherus bifidus</i> (Willd.) Ching	Stbi	Gleicheniaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Strychnos panamensis</i> Seem.	Stpa	Loganiaceae	Lianiforme	Epífito
<i>Swartzia panamensis</i> Benth.	Swpa	Fabaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Symphonia globulifera</i> L. F.	Sygl	Clusiaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Syngonium chocoanum</i> Croat	Sych	Araceae	Herbáceo	Epífito
<i>Syngonium macrocarpum</i> Engl.	Syma	Araceae	Herbáceo	Epífito
<i>Syngonium podophyllum</i> Schott	Sypo	Araceae	Herbáceo	Epífito
<i>Tabernaemontana panamensis</i> (Markgr., Boiteau & L. Allorge) Leeuwenb.	Tapa	Apocynaceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Talisia bullata</i> Radlk.	Tabu	Sapindaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Tessmannianthus calcaratus</i> (Gleason) Wurdack	Teca	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Tetrorchidium ochroleucum</i> Cuatrec.	Teoc	Euphorbiaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Thelypteris falcata</i> (Liebm.) R.M. Tryon	Thfa	Thelypteridaceae	Herbáceo	Epífito
<i>Theobroma simiarum</i> Donn. Sm.	Thsi	Malvaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Tococa guianensis</i> Aubl.	Togu	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Topobea alternifolia</i> Gleason	Toal	Melastomataceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Tovomita weddelliana</i> Planch. & Triana	Towe	Clusiaceae	Arbustivo	Terrestre
<i>Trichomanes elegans</i> Rich.	Trel	Hymenophyllaceae	Herbáceo	Terrestre
<i>Unonopsis darienensis</i> Maas & Westra	Unda	Annonaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Vanilla planifolia</i> Jacks. ex Andrews	Vapl	Orchidaceae	Lianiforme	Epífito
<i>Virola elongata</i> (Benth.) Warb.	Viel	Myristicaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Vismia baccifera</i> (L.) Planch. & Triana	Viba	Hypericaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Vochysia allenii</i> Standl. & L.O. Williams	Voal	Vochysiaceae	Arbóreo	Terrestre
<i>Wettinia quinaria</i> (O.F. Cook & Doyle) Burret	Wequ	Arecaceae	Arbóreo	Terrestre

Anexo 2.2a. Comunidades vegetales encontradas a 50 y a 100 m de distancia desde el borde bosque-mina, en una mina de oro y platino con 6 años de abandono en Raspadura, Unión Panamericana, Chocó, Colombia. D = densidad, DR = densidad relativa, F = frecuencia, FR = frecuencia relativa, IVIs y IVIs (%) = Índice de valor de importancia simplificado y su respectiva valoración en porcentaje dentro de la comunidad. Ver anexo 1 para identificar el género, el epíteto específico y la familia de las especies codificadas aquí.

Mina con 6 años de abandono (área de muestreo)													
Comunidad vegetal a 50 m (200 m ²)							Comunidad vegetal a 100 m (200 m ²)						
Especie	D	DR	F	FR	IVIs	IVIs (%)	Especie	D	DR	F	FR	IVIs	IVIs (%)
Cylu	458	22,0	2	3,2	25,2	12,6	Hyre	330	18,2	2	3,4	21,7	10,8
Hyre	297	14,3	2	3,2	17,5	8,7	Cesp	241	13,3	2	3,4	16,7	8,4
Xyju	257	12,3	2	3,2	15,6	7,8	Saer	211	11,6	2	3,4	15,1	7,5
Lyce	248	11,9	2	3,2	15,1	7,6	Cylu	185	10,2	2	3,4	13,7	6,8
Pica	142	6,8	2	3,2	10,0	5,0	Lyce	140	7,7	2	3,4	11,2	5,6
Elin	82	3,9	2	3,2	7,2	3,6	Anbi	114	6,3	2	3,4	9,7	4,9
Cesp	77	3,7	2	3,2	6,9	3,5	Clhi	113	6,2	2	3,4	9,7	4,8
Rhte	60	2,9	2	3,2	6,1	3,1	Rhte	70	3,9	2	3,4	7,3	3,7
Tofl	59	2,8	2	3,2	6,1	3,0	Elfi	62	3,4	2	3,4	6,9	3,4
Cysp	47	2,3	2	3,2	5,5	2,7	Dica	61	3,4	2	3,4	6,8	3,4
Dica	45	2,2	2	3,2	5,4	2,7	Elin	80	4,4	1	1,7	6,1	3,1
Elac	35	1,7	2	3,2	4,9	2,5	Pasa	40	2,2	2	3,4	5,7	2,8
Fuum	24	1,2	2	3,2	4,4	2,2	Clse	35	1,9	2	3,4	5,4	2,7
Elfi	16	0,8	2	3,2	4,0	2,0	Vepa	12	0,7	2	3,4	4,1	2,1
Anle	15	0,7	2	3,2	3,9	2,0	Neaq	11	0,6	2	3,4	4,1	2,0
Chal	14	0,7	2	3,2	3,9	1,9	Chal	10	0,6	2	3,4	4,0	2,0
Bael	12	0,6	2	3,2	3,8	1,9	Acin	6	0,3	2	3,4	3,8	1,9
Acin	11	0,5	2	3,2	3,8	1,9	Spal	4	0,2	2	3,4	3,7	1,8
Anbi	6	0,3	2	3,2	3,5	1,8	Viba	4	0,2	2	3,4	3,7	1,8
Stbi	5	0,2	2	3,2	3,5	1,7	Pobi	2	0,1	2	3,4	3,6	1,8
Mica	5	0,2	2	3,2	3,5	1,7	Elac	24	1,3	1	1,7	3,0	1,5
Pasa	3	0,1	2	3,2	3,4	1,7	Xyju	16	0,9	1	1,7	2,6	1,3
Clhi	34	1,6	1	1,6	3,2	1,6	Mipu	11	0,6	1	1,7	2,3	1,2
Saer	29	1,4	1	1,6	3,0	1,5	Papo	4	0,2	1	1,7	1,9	1,0
Hoat	24	1,2	1	1,6	2,8	1,4	Vear	4	0,2	1	1,7	1,9	1,0
Rhpu	16	0,8	1	1,6	2,4	1,2	Daku	3	0,2	1	1,7	1,9	0,9
Acqu	15	0,7	1	1,6	2,3	1,2	Ispi	3	0,2	1	1,7	1,9	0,9
Mire	14	0,7	1	1,6	2,3	1,1	Sapa	3	0,2	1	1,7	1,9	0,9
Clse	8	0,4	1	1,6	2,0	1,0	Acqu	2	0,1	1	1,7	1,8	0,9
Acpo	5	0,2	1	1,6	1,9	0,9	Isla	2	0,1	1	1,7	1,8	0,9
Spal	4	0,2	1	1,6	1,8	0,9	Mire	2	0,1	1	1,7	1,8	0,9
Ispi	3	0,1	1	1,6	1,8	0,9	Bael	1	0,1	1	1,7	1,8	0,9

Neaq	3	0,1	1	1,6	1,8	0,9	Cohi	1	0,1	1	1,7	1,8	0,9
Papo	3	0,1	1	1,6	1,8	0,9	Fuum	1	0,1	1	1,7	1,8	0,9
Difl	2	0,1	1	1,6	1,7	0,9	Stbi	1	0,1	1	1,7	1,8	0,9
Rhbl	2	0,1	1	1,6	1,7	0,9	Hyca	1	0,1	1	1,7	1,8	0,9
Arbe	1	0,05	1	1,6	1,7	0,8	Lofe	1	0,1	1	1,7	1,8	0,9
Sppr	1	0,05	1	1,6	1,7	0,8	Savo	1	0,1	1	1,7	1,8	0,9
Psco	1	0,05	1	1,6	1,7	0,8	Than	1	0,1	1	1,7	1,8	0,9
Soma	1	0,05	1	1,6	1,7	0,8							
Total	2084	100	62	100	200	100	Total	1813	100	58	100	200	100

Anexo 2.2b. Comunidades vegetales encontradas a 50 y 100 m de distancia desde el borde bosque-mina, en una mina de oro y platino con 10 años de abandono en Raspadura, Unión Panamericana, Chocó, Colombia. Abreviaturas como en Anexo 2.2a. Ver anexo 1 para identificar el género, el epíteto específico y la familia de las especies codificadas aquí.

Mina con 10 años de abandono (área de muestreo)													
Comunidad a 50 m (200 m ²)							Comunidad a 100 m (200 m ²)						
Especie	D	DR	F	FR	IVIs	IVIs (%)	Especie	D	DR	F	FR	IVIs	IVIs (%)
Rhte	655	23,3	2	3,1	26,4	13,2	Stbi	635	21,6	2	3,7	25,3	12,7
Stbi	550	19,6	2	3,1	22,6	11,3	Rhte	344	11,7	2	3,7	15,4	7,7
Lyce	272	9,7	2	3,1	12,7	6,4	Clse	332	11,3	2	3,7	15,0	7,5
Elin	249	8,9	2	3,1	11,9	6,0	Lyce	313	10,7	2	3,7	14,4	7,2
Clse	159	5,7	2	3,1	8,7	4,4	Saer	247	8,4	2	3,7	12,1	6,1
Legr	136	4,8	2	3,1	7,9	4,0	Legr	173	5,9	2	3,7	9,6	4,8
Difl	124	4,4	2	3,1	7,5	3,7	Anbi	126	4,3	2	3,7	8,0	4,0
Cesp	117	4,2	2	3,1	7,2	3,6	Chal	96	3,3	2	3,7	7,0	3,5
Mire	89	3,2	2	3,1	6,2	3,1	Elin	88	3,0	2	3,7	6,7	3,4
Chal	65	2,3	2	3,1	5,4	2,7	Arbe	64	2,2	2	3,7	5,9	2,9
Saer	53	1,9	2	3,1	5,0	2,5	Acqu	63	2,1	2	3,7	5,9	2,9
Cysp	40	1,4	2	3,1	4,5	2,2	Difl	58	2,0	2	3,7	5,7	2,8
Ispi	26	0,9	2	3,1	4,0	2,0	Cesp	54	1,8	2	3,7	5,5	2,8
Anbi	16	0,6	2	3,1	3,6	1,8	Hoat	42	1,4	2	3,7	5,1	2,6
Arbe	12	0,4	2	3,1	3,5	1,8	Papo	16	0,5	2	3,7	4,2	2,1
Acqu	51	1,8	1	1,5	3,4	1,7	Elfi	63	2,1	1	1,9	4,0	2,0
Sese	6	0,2	2	3,1	3,3	1,6	Cylu	48	1,6	1	1,9	3,5	1,7
Cepe	4	0,1	2	3,1	3,2	1,6	Xyju	48	1,6	1	1,9	3,5	1,7
Cyha	32	1,1	1	1,5	2,7	1,3	Mire	23	0,8	1	1,9	2,6	1,3
Isla	18	0,6	1	1,5	2,2	1,1	Fuum	18	0,6	1	1,9	2,5	1,2
Acac	14	0,5	1	1,5	2,0	1,0	Cysp	18	0,6	2	3,7	4,3	2,2
Daku	15	0,5	1	1,5	2,1	1,0	Isla	14	0,5	1	1,9	2,3	1,2
Vear	14	0,5	1	1,5	2,0	1,0	Anle	12	0,4	1	1,9	2,3	1,1
Tofl	10	0,4	1	1,5	1,9	0,9	Elac	10	0,3	1	1,9	2,2	1,1
Spal	9	0,3	1	1,5	1,9	0,9	Mipu	6	0,2	1	1,9	2,1	1,0
Mica	9	0,3	1	1,5	1,9	0,9	Acor	5	0,2	1	1,9	2,0	1,0
Sapa	9	0,3	1	1,5	1,9	0,9	Cybi	3	0,1	1	1,9	2,0	1,0
Cylu	7	0,2	1	1,5	1,8	0,9	Cyha	2	0,1	1	1,9	1,9	1,0
Viba	6	0,2	1	1,5	1,8	0,9	Miaf	2	0,1	1	1,9	1,9	1,0
Gran	5	0,2	1	1,5	1,7	0,9	Pobi	2	0,1	1	1,9	1,9	1,0
Mimi	5	0,2	1	1,5	1,7	0,9	Sapa	2	0,1	1	1,9	1,9	1,0
Xyju	5	0,2	1	1,5	1,7	0,9	Acpo	1	0,03	1	1,9	1,9	0,9
Acin	4	0,1	1	1,5	1,7	0,8	Alfo	1	0,03	1	1,9	1,9	0,9

Mina con 10 años de abandono (área de muestreo)													
Comunidad a 50 m (200 m ²)							Comunidad a 100 m (200 m ²)						
Especie	D	DR	F	FR	IVIs	IVIs (%)	Especie	D	DR	F	FR	IVIs	IVIs (%)
Pobi	4	0,1	1	1,5	1,7	0,8	Daku	2	0,1	1	1,9	1,9	1,0
Dica	3	0,1	1	1,5	1,6	0,8	Furo	1	0,03	1	1,9	1,9	0,9
Scle	3	0,1	1	1,5	1,6	0,8	Hyre	1	0,03	1	1,9	1,9	0,9
Clhi	2	0,1	1	1,5	1,6	0,8	Voal	1	0,03	1	1,9	1,9	0,9
Cybi	2	0,1	1	1,5	1,6	0,8	Acac	1	0,03	1	1,9	1,9	0,9
Lapa	2	0,1	1	1,5	1,6	0,8							
Pspo	2	0,1	1	1,5	1,6	0,8							
Algr	1	0,04	1	1,5	1,6	0,8							
Daoc	1	0,04	1	1,5	1,6	0,8							
Elac	1	0,04	1	1,5	1,6	0,8							
Hyho	1	0,04	1	1,5	1,6	0,8							
Miaf	1	0,04	1	1,5	1,6	0,8							
Romo	1	0,04	1	1,5	1,6	0,8							
Vima	1	0,04	1	1,5	1,6	0,8							
Voal	1	0,04	1	1,5	1,6	0,8							
Total	2812	100	65	100	200	100	Total	2935	100	54	100	200	100

Anexo 2.2c. Comunidades vegetales encontradas a 50 y a 100 m de distancia desde el borde bosque-mina, en una mina de oro y platino con 15 años de abandono en Raspadura, Unión Panamericana, Chocó, Colombia. Abreviaturas como en Anexo 2.2a. Ver anexo 1 para identificar el género, el epíteto específico y la familia de las especies codificadas aquí.

Mina de 15 años de abandono (área de muestreo)													
Comunidad a 50 m (200 m ²)							Comunidad a 100 m (200 m ²)						
Especie	D	DR	F	FR	IVI	IVI (%)	Especie	D	DR	F	FR	IVI	IVI (%)
Lyce	636	17,1	2	2,6	19,8	9,9	Lyce	652	38,8	2	3,4	42,2	21,1
Clse	389	10,5	2	2,6	13,1	6,6	Cylu	314	18,7	2	3,4	22,1	11,0
Dica	377	10,1	2	2,6	12,8	6,4	Xyju	144	8,6	2	3,4	12,0	6,0
Hyre	364	9,8	1	1,3	11,1	5,6	Anbi	133	7,9	2	3,4	11,3	5,6
Stbi	256	6,9	2	2,6	9,5	4,8	Elin	127	7,6	2	3,4	10,9	5,5
Rhte	186	5,0	2	2,6	7,6	3,8	Clse	47	2,8	2	3,4	6,2	3,1
Elac	226	6,1	1	1,3	7,4	3,7	Rhte	38	2,3	2	3,4	5,6	2,8
Cylu	172	4,6	2	2,6	7,3	3,6	Chal	30	1,8	2	3,4	5,2	2,6
Anbi	152	4,1	2	2,6	6,7	3,4	Stbi	24	1,4	2	3,4	4,8	2,4
Elin	102	2,7	2	2,6	5,4	2,7	Fuum	37	2,2	1	1,7	3,9	1,9
Chal	99	2,7	2	2,6	5,3	2,6	Mire	8	0,5	2	3,4	3,9	1,9
Xyju	83	2,2	2	2,6	4,9	2,4	Legr	7	0,4	2	3,4	3,8	1,9
Ispi	70	1,9	2	2,6	4,5	2,3	Hyre	6	0,4	2	3,4	3,7	1,9
Saer	114	3,1	1	1,3	4,4	2,2	Spoc	3	0,2	2	3,4	3,6	1,8
Legr	62	1,7	2	2,6	4,3	2,2	Cesp	2	0,1	2	3,4	3,5	1,8
Mire	58	1,6	2	2,6	4,2	2,1	Papo	2	0,1	2	3,4	3,5	1,8
Elfi	105	2,8	1	1,3	4,1	2,1	Pica	17	1,0	1	1,7	2,7	1,4
Cesp	26	0,7	2	2,6	3,3	1,7	Vear	12	0,7	1	1,7	2,4	1,2
Cysp	21	0,6	2	2,6	3,2	1,6	Dica	10	0,6	1	1,7	2,3	1,1
Hoat	9	0,2	2	2,6	2,9	1,4	Elfi	9	0,5	1	1,7	2,2	1,1
Miaf	7	0,2	2	2,6	2,8	1,4	Acqu	7	0,4	1	1,7	2,1	1,1
Pobi	3	0,1	2	2,6	2,7	1,4	Anle	7	0,4	1	1,7	2,1	1,1
Vepa	2	0,1	2	2,6	2,7	1,3	Cagl	7	0,4	1	1,7	2,1	1,1
Rhpu	31	0,8	1	1,3	2,2	1,1	Ispi	7	0,4	1	1,7	2,1	1,1
Difl	19	0,5	1	1,3	1,8	0,9	Cohi	4	0,2	1	1,7	1,9	1,0
Spoc	16	0,4	1	1,3	1,7	0,9	Difl	3	0,2	1	1,7	1,9	0,9
Cohi	16	0,4	1	1,3	1,7	0,9	Vepa	3	0,2	1	1,7	1,9	0,9
Cymu	12	0,3	1	1,3	1,6	0,8	Arbe	2	0,1	1	1,7	1,8	0,9
Acqu	11	0,3	1	1,3	1,6	0,8	Cysp	2	0,1	1	1,7	1,8	0,9
Lofe	10	0,3	1	1,3	1,6	0,8	Hoat	2	0,1	1	1,7	1,8	0,9
Milon	10	0,3	1	1,3	1,6	0,8	Saer	2	0,1	1	1,7	1,8	0,9
Sapa	10	0,3	1	1,3	1,6	0,8	Socr	2	0,1	1	1,7	1,8	0,9
Mipu	7	0,2	1	1,3	1,5	0,8	Becy	1	0,1	1	1,7	1,8	0,9

Mina de 15 años de abandono (área de muestreo)													
Comunidad a 50 m (200 m ²)							Comunidad a 100 m (200 m ²)						
Especie	D	DR	F	FR	IVI	IVI (%)	Especie	D	DR	F	FR	IVI	IVI (%)
Vear	7	0,2	1	1,3	1,5	0,8	Clro	1	0,1	1	1,7	1,8	0,9
Fuum	6	0,2	1	1,3	1,5	0,7	Diid	1	0,1	1	1,7	1,8	0,9
Spla	5	0,1	1	1,3	1,5	0,7	Isla	1	0,1	1	1,7	1,8	0,9
Evfu	4	0,1	1	1,3	1,4	0,7	Mica	1	0,1	1	1,7	1,8	0,9
Pica	4	0,1	1	1,3	1,4	0,7	Mimi	1	0,1	1	1,7	1,8	0,9
Cyha	3	0,1	1	1,3	1,4	0,7	Pspo	1	0,1	1	1,7	1,8	0,9
Scse	3	0,1	1	1,3	1,4	0,7	Rhpu	1	0,1	1	1,7	1,8	0,9
Acin	2	0,1	1	1,3	1,4	0,7	Scga	1	0,1	1	1,7	1,8	0,9
Maas	2	0,1	1	1,3	1,4	0,7	Soma	1	0,1	1	1,7	1,8	0,9
Mimi	2	0,1	1	1,3	1,4	0,7	Vima	1	0,1	1	1,7	1,8	0,9
Neaq	2	0,1	1	1,3	1,4	0,7	Viba	1	0,1	1	1,7	1,8	0,9
Papo	2	0,1	1	1,3	1,4	0,7							
Anle	1	0,03	1	1,3	1,3	0,7							
Cepe	1	0,03	1	1,3	1,3	0,7							
Clca	1	0,03	1	1,3	1,3	0,7							
Clro	1	0,03	1	1,3	1,3	0,7							
Hyca	1	0,03	1	1,3	1,3	0,7							
Howe	1	0,03	1	1,3	1,3	0,7							
Psco	1	0,03	1	1,3	1,3	0,7							
Soad	1	0,03	1	1,3	1,3	0,7							
Soma	1	0,03	1	1,3	1,3	0,7							
Sypo	1	0,03	1	1,3	1,3	0,7							
Lele	1	0,03	1	1,3	1,3	0,7							
Viba	1	0,03	1	1,3	1,3	0,7							
Total	3715	100	76	100	200	100	Total	1682	100	59	100	200	100

Anexo 2.2d. Comunidades vegetales encontradas a 50 y a 100 m de distancia desde el borde bosque-mina, en el el bosque de referencia en Raspadura, Unión Panamericana, Chocó, Colombia. Abreviaturas como en Anexo 2.2a. Ver anexo 1 para identificar el género, el epíteto específico y la familia de las especies codificadas aquí.

Bosque adyacente a minas abandonadas (área de muestreo)													
Comunidad a 50 m (200 m ²)							Comunidad a 100 m (200 m ²)						
Especie	D	DR	F	FR	IVI	IVI (%)	Especie	D	DR	F	FR	IVI	IVI (%)
Osbr	202	14,9	2	0,8	15,6	7,8	Osbr	62	6,0	2	0,8	6,8	3,4
Ossp	81	6,0	2	0,8	6,7	3,4	Togu	49	4,8	2	0,8	5,5	2,8
Psci	73	5,4	2	0,8	6,1	3,1	Pase	31	3,0	2	0,8	3,8	1,9
Cesp	41	3,0	2	0,8	3,8	1,9	Psci	27	2,6	2	0,8	3,4	1,7
Anla	38	2,8	2	0,8	3,6	1,8	Cytr	25	2,4	2	0,8	3,2	1,6
Dicu	38	2,8	2	0,8	3,6	1,8	Dipl	25	2,4	2	0,8	3,2	1,6
Dipl	38	2,8	2	0,8	3,6	1,8	Dicu	23	2,2	2	0,8	3,0	1,5
Pspo	38	2,8	2	0,8	3,6	1,8	Lech	23	2,2	2	0,8	3,0	1,5
Pema	26	1,9	2	0,8	2,7	1,3	Ossp	22	2,1	2	0,8	2,9	1,5
Cybr	24	1,8	2	0,8	2,5	1,3	Anau	21	2,0	2	0,8	2,8	1,4
Pase	21	1,5	2	0,8	2,3	1,2	Quli	21	2,0	2	0,8	2,8	1,4
Quli	21	1,5	2	0,8	2,3	1,2	Clse	18	1,8	2	0,8	2,5	1,3
PSCO	20	1,5	2	0,8	2,2	1,1	Rili	18	1,8	2	0,8	2,5	1,3
Brut	19	1,4	2	0,8	2,2	1,1	Brut	17	1,7	2	0,8	2,4	1,2
Pegu	19	1,4	2	0,8	2,2	1,1	Cesp	17	1,7	2	0,8	2,4	1,2
Togu	19	1,4	2	0,8	2,2	1,1	Mapl	17	1,7	2	0,8	2,4	1,2
Coca	16	1,2	2	0,8	1,9	1,0	Amam	20	1,9	1	0,4	2,3	1,2
Pise	16	1,2	2	0,8	1,9	1,0	PSCO	16	1,6	2	0,8	2,3	1,2
Blla	15	1,1	2	0,8	1,9	0,9	Pegu	15	1,5	2	0,8	2,2	1,1
Cocr	15	1,1	2	0,8	1,9	0,9	Faca	18	1,8	1	0,4	2,1	1,1
Dycl	15	1,1	2	0,8	1,9	0,9	Occe	14	1,4	2	0,8	2,1	1,1
Mire	14	1,0	2	0,8	1,8	0,9	Anum	17	1,7	1	0,4	2,0	1,0
Pspi	14	1,0	2	0,8	1,8	0,9	Coca	13	1,3	2	0,8	2,0	1,0
Cola	13	1,0	2	0,8	1,7	0,9	Toal	13	1,3	2	0,8	2,0	1,0
Cytr	13	1,0	2	0,8	1,7	0,9	Mire	16	1,6	1	0,4	1,9	1,0
Coco	12	0,9	2	0,8	1,6	0,8	Anla	12	1,2	2	0,8	1,9	1,0
Hetu	12	0,9	2	0,8	1,6	0,8	Prcol	12	1,2	2	0,8	1,9	1,0
Piki	12	0,9	2	0,8	1,6	0,8	Prve	12	1,2	2	0,8	1,9	1,0
Sygl	12	0,9	2	0,8	1,6	0,8	Blla	10	1,0	2	0,8	1,7	0,9
Miim	11	0,8	2	0,8	1,6	0,8	Cocu	10	1,0	2	0,8	1,7	0,9
Milon	11	0,8	2	0,8	1,6	0,8	Osse	10	1,0	2	0,8	1,7	0,9
Sypo	11	0,8	2	0,8	1,6	0,8	Psdu	10	1,0	2	0,8	1,7	0,9
Amam	10	0,7	2	0,8	1,5	0,7	Towe	10	1,0	2	0,8	1,7	0,9

Bosque adyacente a minas abandonadas (área de muestreo)													
Comunidad a 50 m (200 m ²)							Comunidad a 100 m (200 m ²)						
Especie	D	DR	F	FR	IVI	IVI (%)	Especie	D	DR	F	FR	IVI	IVI (%)
Anau	10	0,7	2	0,8	1,5	0,7	Bewu	9	0,9	2	0,8	1,6	0,8
Clse	10	0,7	2	0,8	1,5	0,7	Pspo	9	0,9	2	0,8	1,6	0,8
Cybi	10	0,7	2	0,8	1,5	0,7	Cybr	8	0,8	2	0,8	1,5	0,8
Acpl	9	0,7	2	0,8	1,4	0,7	Inpo	8	0,8	2	0,8	1,5	0,8
Coer	9	0,7	2	0,8	1,4	0,7	Lich	7	0,7	2	0,8	1,5	0,7
Miced	9	0,7	2	0,8	1,4	0,7	Asva	6	0,6	2	0,8	1,4	0,7
Prcol	9	0,7	2	0,8	1,4	0,7	Miced	6	0,6	2	0,8	1,4	0,7
Savo	9	0,7	2	0,8	1,4	0,7	Otgr	6	0,6	2	0,8	1,4	0,7
Anin	8	0,6	2	0,8	1,3	0,7	Caar	5	0,5	2	0,8	1,3	0,6
Clcr	8	0,6	2	0,8	1,3	0,7	Gusp	5	0,5	2	0,8	1,3	0,6
Gpaa	8	0,6	2	0,8	1,3	0,7	Lacr	5	0,5	2	0,8	1,3	0,6
Miaf	8	0,6	2	0,8	1,3	0,7	Micen	5	0,5	2	0,8	1,3	0,6
Phtr	8	0,6	2	0,8	1,3	0,7	Prsu	5	0,5	2	0,8	1,3	0,6
Wequ	8	0,6	2	0,8	1,3	0,7	Swpa	5	0,5	2	0,8	1,3	0,6
Dini	7	0,5	2	0,8	1,3	0,6	Wequ	5	0,5	2	0,8	1,3	0,6
Howe	7	0,5	2	0,8	1,3	0,6	Ansc	4	0,4	2	0,8	1,2	0,6
Inpo	7	0,5	2	0,8	1,3	0,6	Asma	4	0,4	2	0,8	1,2	0,6
Lich	7	0,5	2	0,8	1,3	0,6	Domu	4	0,4	2	0,8	1,2	0,6
Picav	7	0,5	2	0,8	1,3	0,6	Enbr	4	0,4	2	0,8	1,2	0,6
Prcon	7	0,5	2	0,8	1,3	0,6	Esco	4	0,4	2	0,8	1,2	0,6
Teca	7	0,5	2	0,8	1,3	0,6	Pise	4	0,4	2	0,8	1,2	0,6
Cagl	6	0,4	2	0,8	1,2	0,6	Psel	4	0,4	2	0,8	1,2	0,6
Gran	6	0,4	2	0,8	1,2	0,6	Courgu	7	0,7	1	0,4	1,1	0,5
Prle	6	0,4	2	0,8	1,2	0,6	Gugu	7	0,7	1	0,4	1,1	0,5
Prve	6	0,4	2	0,8	1,2	0,6	Ancr	3	0,3	2	0,8	1,1	0,5
Rhmo	6	0,4	2	0,8	1,2	0,6	Anin	3	0,3	2	0,8	1,1	0,5
Stpa	6	0,4	2	0,8	1,2	0,6	Atal	3	0,3	2	0,8	1,1	0,5
Viba	6	0,4	2	0,8	1,2	0,6	Cyde	3	0,3	2	0,8	1,1	0,5
Clki	11	0,8	1	0,4	1,2	0,6	Duod	3	0,3	2	0,8	1,1	0,5
Arfo	5	0,4	2	0,8	1,1	0,6	Miaf	3	0,3	2	0,8	1,1	0,5
Debo	5	0,4	2	0,8	1,1	0,6	Milor	3	0,3	2	0,8	1,1	0,5
Phal	5	0,4	2	0,8	1,1	0,6	Phal	3	0,3	2	0,8	1,1	0,5
Roex	5	0,4	2	0,8	1,1	0,6	Sico	3	0,3	2	0,8	1,1	0,5
Amco	4	0,3	2	0,8	1,1	0,5	Teoc	3	0,3	2	0,8	1,1	0,5
Anac	4	0,3	2	0,8	1,1	0,5	Maoc	6	0,6	1	0,4	1,0	0,5
Duod	4	0,3	2	0,8	1,1	0,5	Cacol	2	0,2	2	0,8	1,0	0,5
Guce	4	0,3	2	0,8	1,1	0,5	Cagu	2	0,2	2	0,8	1,0	0,5

Bosque adyacente a minas abandonadas (área de muestreo)													
Comunidad a 50 m (200 m ²)							Comunidad a 100 m (200 m ²)						
Especie	D	DR	F	FR	IVI	IVI (%)	Especie	D	DR	F	FR	IVI	IVI (%)
Lila	4	0,3	2	0,8	1,1	0,5	Lidu	2	0,2	2	0,8	1,0	0,5
Lomu	4	0,3	2	0,8	1,1	0,5	Neme	2	0,2	2	0,8	1,0	0,5
Occe	4	0,3	2	0,8	1,1	0,5	Prsa	2	0,2	2	0,8	1,0	0,5
Paci	4	0,3	2	0,8	1,1	0,5	Rhmo	2	0,2	2	0,8	1,0	0,5
Pice	4	0,3	2	0,8	1,1	0,5	Mara	5	0,5	1	0,4	0,9	0,4
Pobu	4	0,3	2	0,8	1,1	0,5	Chse	4	0,4	1	0,4	0,8	0,4
Prsa	4	0,3	2	0,8	1,1	0,5	Chsp	4	0,4	1	0,4	0,8	0,4
Scle	4	0,3	2	0,8	1,1	0,5	Clcr	4	0,4	1	0,4	0,8	0,4
Sias	4	0,3	2	0,8	1,1	0,5	Clgl	4	0,4	1	0,4	0,8	0,4
Ansc	3	0,2	2	0,8	1,0	0,5	Dino	4	0,4	1	0,4	0,8	0,4
Cagu	3	0,2	2	0,8	1,0	0,5	Faor	4	0,4	1	0,4	0,8	0,4
Domu	3	0,2	2	0,8	1,0	0,5	Hial	4	0,4	1	0,4	0,8	0,4
Guca	3	0,2	2	0,8	1,0	0,5	Howe	4	0,4	1	0,4	0,8	0,4
Heco	3	0,2	2	0,8	1,0	0,5	Prte	4	0,4	1	0,4	0,8	0,4
Hial	3	0,2	2	0,8	1,0	0,5	Trel	4	0,4	1	0,4	0,8	0,4
Mabu	3	0,2	2	0,8	1,0	0,5	Adfu	3	0,3	1	0,4	0,7	0,3
Otgr	3	0,2	2	0,8	1,0	0,5	Anan	3	0,3	1	0,4	0,7	0,3
Phfr	3	0,2	2	0,8	1,0	0,5	Dini	3	0,3	1	0,4	0,7	0,3
Prte	3	0,2	2	0,8	1,0	0,5	Guca	3	0,3	1	0,4	0,7	0,3
Sapa	3	0,2	2	0,8	1,0	0,5	Mala	3	0,3	1	0,4	0,7	0,3
Sege	3	0,2	2	0,8	1,0	0,5	Miim	3	0,3	1	0,4	0,7	0,3
Stse	3	0,2	2	0,8	1,0	0,5	Mipi	3	0,3	1	0,4	0,7	0,3
Swpa	3	0,2	2	0,8	1,0	0,5	Ocac	3	0,3	1	0,4	0,7	0,3
Syma	3	0,2	2	0,8	1,0	0,5	Paci	3	0,3	1	0,4	0,7	0,3
Algr	2	0,1	2	0,8	0,9	0,5	Prle	3	0,3	1	0,4	0,7	0,3
Anan	2	0,1	2	0,8	0,9	0,5	Tapa	3	0,3	1	0,4	0,7	0,3
Appa	2	0,1	2	0,8	0,9	0,5	Anmo	2	0,2	1	0,4	0,6	0,3
Asma	2	0,1	2	0,8	0,9	0,5	Brgu	2	0,2	1	0,4	0,6	0,3
Atal	2	0,1	2	0,8	0,9	0,5	Cola	2	0,2	1	0,4	0,6	0,3
Bewu	2	0,1	2	0,8	0,9	0,5	Dano	2	0,2	1	0,4	0,6	0,3
Casy	2	0,1	2	0,8	0,9	0,5	Diwh	2	0,2	1	0,4	0,6	0,3
Couegu	2	0,1	2	0,8	0,9	0,5	Dycl	2	0,2	1	0,4	0,6	0,3
Cymi	2	0,1	2	0,8	0,9	0,5	Hiob	2	0,2	1	0,4	0,6	0,3
Diac	2	0,1	2	0,8	0,9	0,5	Hyho	2	0,2	1	0,4	0,6	0,3
Enbr	2	0,1	2	0,8	0,9	0,5	Maar	2	0,2	1	0,4	0,6	0,3
Erfu	2	0,1	2	0,8	0,9	0,5	Milon	2	0,2	1	0,4	0,6	0,3
Ersq	2	0,1	2	0,8	0,9	0,5	Orcu	2	0,2	1	0,4	0,6	0,3

Bosque adyacente a minas abandonadas (área de muestreo)													
Comunidad a 50 m (200 m ²)							Comunidad a 100 m (200 m ²)						
Especie	D	DR	F	FR	IVI	IVI (%)	Especie	D	DR	F	FR	IVI	IVI (%)
Gecu	2	0,1	2	0,8	0,9	0,5	Pacor	2	0,2	1	0,4	0,6	0,3
Inco	2	0,1	2	0,8	0,9	0,5	Phlo	2	0,2	1	0,4	0,6	0,3
Inum	2	0,1	2	0,8	0,9	0,5	Picav	2	0,2	1	0,4	0,6	0,3
Klan	2	0,1	2	0,8	0,9	0,5	Pice	2	0,2	1	0,4	0,6	0,3
Lech	2	0,1	2	0,8	0,9	0,5	Picon	2	0,2	1	0,4	0,6	0,3
Maoc	2	0,1	2	0,8	0,9	0,5	Pisu	2	0,2	1	0,4	0,6	0,3
Mapl	2	0,1	2	0,8	0,9	0,5	Poch	2	0,2	1	0,4	0,6	0,3
Miac	2	0,1	2	0,8	0,9	0,5	Pspi	2	0,2	1	0,4	0,6	0,3
Micen	2	0,1	2	0,8	0,9	0,5	Scle	2	0,2	1	0,4	0,6	0,3
Milor	2	0,1	2	0,8	0,9	0,5	Stae	2	0,2	1	0,4	0,6	0,3
Pama	2	0,1	2	0,8	0,9	0,5	Stang	2	0,2	1	0,4	0,6	0,3
Picar	2	0,1	2	0,8	0,9	0,5	Unda	2	0,2	1	0,4	0,6	0,3
Picon	2	0,1	2	0,8	0,9	0,5	Vapl	2	0,2	1	0,4	0,6	0,3
Pobi	2	0,1	2	0,8	0,9	0,5	Abch	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
Rili	2	0,1	2	0,8	0,9	0,5	Acpl	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
Scse	2	0,1	2	0,8	0,9	0,5	Aile	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
Slca	2	0,1	2	0,8	0,9	0,5	Algl	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
Stbi	2	0,1	2	0,8	0,9	0,5	Amla	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
Toal	2	0,1	2	0,8	0,9	0,5	Anac	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
Clli	2	0,1	1	0,4	0,5	0,3	Anco	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
Caar	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2	Anpe	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
Casp	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2	Antr	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
Cepe	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2	Apfa	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
Cyma	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2	Arfo	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
Dino	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2	Bagu	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
Hypa	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2	Cacom	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
pobi	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2	Cacos	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
Phlo	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2	Caki	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
Rysp	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2	Capa	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
Sico	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2	Casp	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
Stae	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2	Cepe	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Cera	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Chgl	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Clki	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Coac	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Cocr	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Coer	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2

Bosque adyacente a minas abandonadas (área de muestreo)													
Comunidad a 50 m (200 m ²)						Comunidad a 100 m (200 m ²)							
Especie	D	DR	F	FR	IVI	IVI (%)	Especie	D	DR	F	FR	IVI	IVI (%)
							Coma	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Cybi	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Debo	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Digu	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Gecu	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Glpa	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Gran	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Gual	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Gugl	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Guhi	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Hiar	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Hypa	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Infi	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Irla	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Lafl	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Leco	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Lila	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Mysp	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Ocfl	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Pacon	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Pagu	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Phan	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Phba	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Phsq	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Phsu	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Phtr	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Picos	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Piki	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Pisp	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Pobi	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Pocu	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Psof	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Psre	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Rysp	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Scse	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Sigu	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Slca	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2

Bosque adyacente a minas abandonadas (área de muestreo)													
Comunidad a 50 m (200 m ²)							Comunidad a 100 m (200 m ²)						
Especie	D	DR	F	FR	IVI	IVI (%)	Especie	D	DR	F	FR	IVI	IVI (%)
							Sles	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Soaf	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Spha	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Stand	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Sych	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Sygl	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Syma	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Sypo	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Tabu	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Thfa	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Thsi	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
							Viel	1	0,1	1	0,4	0,5	0,2
Total	1359	100	263	100	200	100	Total	1027	100	260	100	200	100

CAPÍTULO 3

Especies vegetales colonizadoras de áreas perturbadas por la minería a cielo abierto en el San Juan, Chocó, Colombia



Capítulo 3

Especies vegetales colonizadoras de áreas perturbadas por la minería a cielo abierto en el San Juan, Chocó, Colombia

MÉTODOS

Ubicación del estudio. El trabajo se realizó en los municipios Cértegui (5°41'41''N, 76°39'40''W), Condoto (5°05'30''N, 76°39'00''W) y Unión Panamericana (5°16'53''N, 76°37'48''W), los cuales pertenecen a la subregión del San Juan, Chocó, Colombia. Esta subregión, está compuesta por llanuras aluviales y pequeñas colinas en la cuenca del río San Juan, al sureste del departamento del Chocó (Forero y Gentry 1989, Poveda-M *et al.* 2004). El territorio del San Juan es la zona de mayor productividad auroplatínífera del Chocó (ver capítulo 1), y presenta una precipitación media anual de 8000 mm (Poveda-M *et al.* 2004). Sobre la base de diferencias en clima y relieve, la sub-región cuenta con variedad de ecosistemas y diferentes tipos de vegetación con alta riqueza y diversidad, y alto grado de endemismos (Rangel-Ch y Rivera-Díaz 2004, Rangel-Ch *et al.* 2004, Bernal *et al.* 2015).

Características de las minas estudiadas. En concreto, el estudio se realizó en siete minas abandonadas, tres de ellas ubicadas en Raspadura (Unión Panamericana), tres en Jigualito (Condoto) y una en Cértegui (Cértegui). Las minas muestreadas tenían entre 3 y 15 años de edad tras el abandono, en el momento de iniciar la recolección de muestras botánicas (marzo de 2012-marzo 2013), y correspondían a áreas selváticas que fueron intervenidas con retroexcavadoras y motobombas de alta presión para la extracción de oro y platino del subsuelo, generando fuertes impactos, tales como pérdida de cobertura vegetal y erosión de las propiedades del suelo (Figura 4.1a). Como resultado de las labores de remoción del suelo para la extracción de los minerales, en las áreas mineras afectadas (no solamente las seleccionadas para este estudio) se pueden identificar diferentes formaciones topográficas, donde la vegetación emerge gradualmente con el paso del tiempo de manera diferencial,

tales como zonas llanas no inundables, taludes, depresiones cenagosas o zonas pantanosas y montículos de arena y grava (Figuras 4.1b y 4.2).

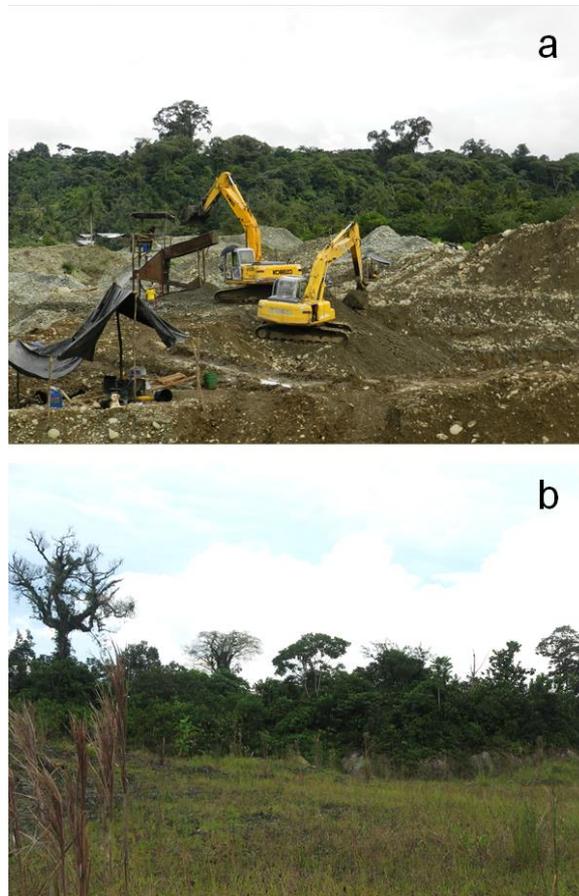


Figura 3.1. Minería a cielo abierto en el Chocó, Colombia: Impactos generados por la actividad minera realizada con retroexcavadoras en el seno de los sistemas forestales naturales (a) y capacidad de regeneración natural de los sistemas afectados (b).

Muestreo de vegetación. En las minas seleccionadas se realizaron colecciones generales de las morfo-especies de plantas vasculares más comunes o que caracterizan a estos sistemas, tomando nota de su hábito de crecimiento (herbáceo, arbustivo o arbóreo) y el sitio de la mina (hábitat) donde éstas se encontraban creciendo (transición bosque-mina, taludes, depresiones inundables, zonas llanas o montículos de arena y grava). Estas colecciones se realizaron recorriendo toda la superficie de las minas, desde la franja límite bosque-mina (borde de bosque) hacia el interior de la mina, tratando siempre de recolectar el mayor número de morfo-especies diferentes. Todas las muestras recolectadas, que se

guardan en el Herbario CHOCÓ, fueron identificadas taxonómicamente y su nombre científico validado siguiendo el procedimiento explicado previamente en el capítulo 2.

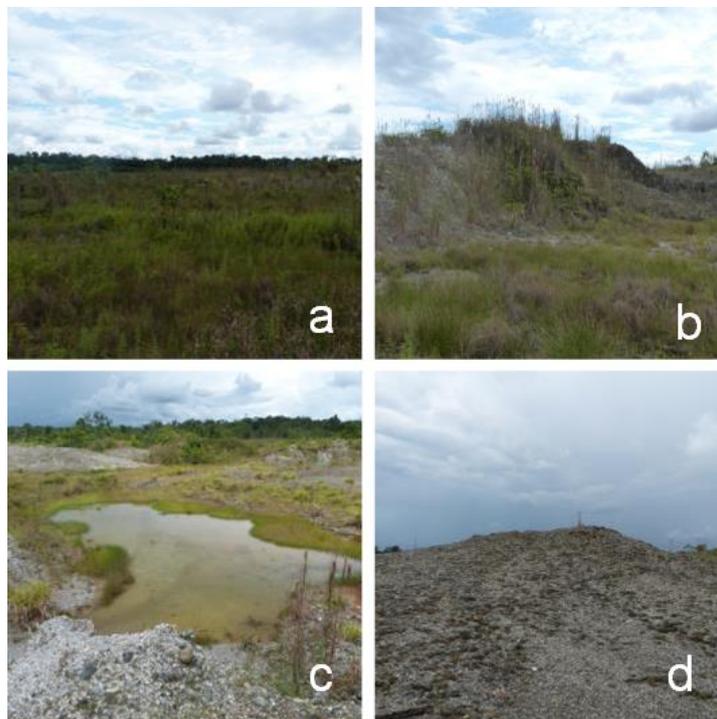


Figura 3.2. Principales formaciones topográficas resultantes de las labores de minería a cielo abierto en bosques naturales del Chocó, Colombia: Zonas planas no inundables (a), taludes de pendiente fuerte (b), depresiones cenagosas o zonas pantanosas (c) y montículos de arena y grava (d).

RESULTADOS

En total se registraron 66 especies de plantas vasculares que se agrupan en 47 géneros y 22 familias. Las familias más representativas en términos del número de géneros y especies fueron Cyperaceae (14,9 % de los géneros y 25,8 % de las especies), Melastomataceae (14,9 y 15,2 % respectivamente) y Rubiaceae (10, y 12,1 % respectivamente). Las 19 familias restantes estuvieron representadas por menos que cinco especies y géneros (Anexo 3.1). Los géneros más importantes por su riqueza de especies fueron *Cyperus* (8.5 %), *Rhynchospora* (8,5 %), *Scleria* (6,4 %) y *Spermacoce* (6,4 %). Los 43 géneros restantes

tuvieron representaciones inferiores a dos especies (Anexo 3.1). Las especies comúnmente encontradas en las minas estudiadas pueden visualizarse en el anexo 3.2.

En cuanto al hábito de crecimiento de las especies, se encontró que el hábito de crecimiento herbáceo fue el más frecuente con 53 especies (80,3 %), le siguieron en orden de importancia el hábito arbóreo, con nueve especies (13,6 %), y el hábito arbustivo con cuatro especies (6,1 %). Por otro lado, los hábitats diferenciados dentro de las minas con mayor riqueza de especies fueron las zonas llanas no inundables con 24 especies (36,3 %), le siguieron en orden de importancia las zonas de transición bosque-mina con 23 especies (34,8 %), las depresiones cenagosas con 21 especies (31,8 %), los montículos de arena y grava con 16 especies (24,2 %) y los taludes con ocho especies (12,1 %).

Además, conviene destacar que 42 de las 66 especies registradas (el 63,6 %) fueron exclusivas de alguno de los hábitats diferenciados dentro de las minas (Anexo 3.1). En este sentido, los hábitats con mayor número de especies exclusivas fueron las depresiones cenagosas (18 especies, 42,8 %), seguidas en orden de importancia por la transición bosque-mina (10 especies, 23, %), los montículos de arena y grava (7 especies, 16,6 %), las llanuras (4 especies, 9,5 %) y finalmente los taludes (3 especies, 7,1 %).

DISCUSIÓN

En las minas estudiadas se registraron 66 especies de plantas vasculares agrupadas en 22 familias y 47 géneros. Estos datos suponen una baja riqueza de especies en las minas del área de estudio, con relación a la riqueza de especies registrada en los bosques de la región del Chocó (Gentry 1986), que se estima en 8000 especies (Forero y Gentry 1989) aunque sólo existan registros de 5976 (Rangel-Ch *et al.* 2004, Bernal *et al.* 2015). También la riqueza de especies encontrada en las minas inventariadas en este estudio, de entre 3 y 15 años de edad tras el abandono, es inferior a la riqueza de especies de los bosques adyacentes o de referencia (ver capítulo 2). De hecho, cerca de 300 especies fueron encontradas en los bosques adyacentes a estas minas en el municipio de Unión Panamericana, Chocó (ver capítulo 2).

Cuando se compara el número de especies encontrado en las minas del área de estudio con el registrado en minas inventariadas en otras regiones neotropicales, queda claro que la riqueza de especies es un parámetro que varía sustancialmente. Al respecto, Díaz y Elcoro (2009) encontraron 157 especies, 105 géneros y 46 familias en algunas minas de oro en el estado Bolívar (Venezuela). En este mismo territorio, pero en minas de hierro, Guevara *et al.* (2005) registraron 51 especies, mientras que Hernández-Acosta *et al.* (2009) en una mina de hierro de Pachuca (México) encontraron solo 25 especies. Esta disparidad de resultados, en cuanto a la riqueza de especies de plantas colonizadoras de zonas afectadas por la minería, indica que la riqueza de especies colonizadoras de estas áreas puede depender del tipo de minería, pero también de otros factores como la edad de abandono después de la intervención minera o la intensidad de la perturbación (Walker y Del Moral 2003).

Aunque las áreas afectadas por la minería puedan tener diferencias en cuanto a la riqueza de especies de plantas, es claro que son dominadas por ciertos grupos taxonómicos y/o funcionales. De hecho, las familias mejor representadas en las minas del área de estudio (Asteraceae, Cyperaceae, Melastomataceae y Rubiaceae) también son predominantes (en riqueza de especies o cobertura) en muchas áreas afectadas por la minería, con diferentes edades tras el abandono, bajo un ambiente neotropical (Díaz y Elcoro 2009). Incluso algunos géneros de plantas herbáceas como *Cyperus*, *Rhynchospora* y *Scleria*, que fueron comunes en las minas del área de estudio, también se encontraron en minas de otras regiones neotropicales (Díaz y Elcoro 2009). Por tanto, aunque puedan existir diferencias sustanciales en términos de riqueza de especies entre minas, dentro y entre localidades, las diferencias en términos de grupos taxonómicos (géneros y familias) tienden a ser bajas.

Por otro lado, a pesar de las diferencias de riqueza de especies entre minas en ambientes neotropicales hay especies como *Erechtites hieracifolia* (Asteraceae), *Cyperus luzulae*, *C. odoratus*, *Eleocharis filiculmis*, *Fuirena umbellata* y *Scleria secans* (Cyperaceae), *Davilla kunthii* (Dilleniaceae), *Chelonanthus alatus* (Gentianaecae), *Lycopodiella cernua* (Lycopodiaceae), *Clidemia capitellata* (Melastomataceae), *Andropogon bicornis* (Poaceae), *Pityrogramma calomelanos* (Pteridaceae) y *Spermacoce alata* (Rubiaceae) que, siendo comunes en el área de estudio, también se encontraron en minas de otras regiones

neotropicales (Díaz y Elcoro 2009). Esto sugiere que a pesar de las diferencias de riqueza las diferencias en composición florística no son tan marcadas.

Aunque la mayoría de las especies encontradas en las minas estudiadas presentan hábito de crecimiento herbáceo, es importante destacar que algunas especies arbóreas como *Cecropia peltata*, *Vismia baccifera* y *Cespedesia spathulata*, entre otras, podrían ser prometedoras en la reforestación de áreas afectadas por la minería o terrenos baldíos (Hoyos 1990).

En las minas estudiadas, las zonas llanas no inundables, las zonas de transición bosque-mina y las depresiones cenagosas albergaron mayor riqueza de especies que los montículos de arena y grava, y los taludes. Las depresiones cenagosas constituyeron, además, el hábitat con mayor número de especies exclusivas y, en concreto, en las minas abandonadas de Raspadura (Chocó) presentaron, además, mayor cobertura vegetal ($43,2 \pm 12,9$ %) que las llanuras no inundables ($38,2 \pm 11,8$ %), los taludes ($23,3 \pm 6,5$ %) o los montículos de arena y grava ($2,2 \pm 2,0$ %) (ver capítulo 4). Según Díaz y Elcoro (2009), la colonización de especies de plantas en minas abandonadas se inicia en las zonas bajas, donde hay más humedad y se han depositado el limo y la arcilla procedentes del material de desecho y de posiciones topográficas más altas. En efecto, en el área de estudio, las depresiones cenagosas presentaron mayor contenido en magnesio ($0,22 \pm 0,04$ cmolc kg⁻¹) y limos ($28,0 \pm 18,0$ %) que las otras formaciones topográficas (Capítulo 4), lo cual corrobora hasta cierto punto las afirmaciones de Díaz y Elcoro (2009) sobre colonización en áreas afectadas por minería. Aunque la fase inicial de colonización puede ser afectada por las condiciones del sustrato, hay que tener en cuenta que la presencia de comunidades vegetales en un lugar particular no depende únicamente de la calidad del sitio, sino también de las posibilidades de dispersión de las especies y de su potencial para la germinación, supervivencia y establecimiento (Ash *et al.* 1994).

En conclusión, se puede considerar que la colonización de las especies vegetales en áreas degradadas por la minería a cielo abierto está asociada a condiciones de calidad de los sustratos, así como también a la propia historia de vida de las especies colonizadoras. En este sentido, aquellas formaciones generadas después de las actividades mineras tales como las depresiones cenagosas, las zonas de transición bosque-mina y las llanuras no inundables

son hábitats que deberían ser promovidos en las labores mineras, más que los taludes o los montículos de arena y grava, ya que estos últimos al parecer promueven en menor medida la colonización de la vegetación. No obstante, futuras investigaciones deberían llevarse a cabo para evaluar el verdadero papel que juegan las diferentes formaciones microtopográficas y las condiciones del suelo generadas por la minería, sobre el establecimiento temprano de la vegetación en zonas perturbadas por esta actividad socio-económica en el departamento del Chocó y en otras regiones neotropicales (ver capítulo 4).

Anexo 3.1. Especies pioneras en minas abandonadas en la región del San Juan, Chocó, Colombia. MAG = Montículos de arena y grava, LL = Zonas llanas no inundables, B = zona de transición bosque-mina (borde), DC = Depresiones cenagosas o pantanosas, T = Taludes. Especies con superíndices (1-36) son comunes y pueden verse en el anexo 3.2.

Especies	Familias	Forma de vida	Hábitats
<i>Erechtites hieracifolia</i> (L.) Raf.	Asteraceae	Herbáceo	MAG
<i>Lepidaploa lehmannii</i> (Hieron.) H. Rob. ¹	Asteraceae	Arbustivo	LL, B
<i>Vernonia arborescens</i> (L.) Sw.	Asteraceae	Arbustivo	LL, B
<i>Cyclanthus bipartitus</i> Poit. ex A. Rich.	Cyclanthaceae	Herbáceo	DC
<i>Cyperus haspan</i> L.	Cyperaceae	Herbáceo	DC
<i>Cyperus luzulae</i> (L.) Retz. ²	Cyperaceae	Herbáceo	LL, DC, MAG
<i>Cyperus odoratus</i> L.	Cyperaceae	Herbáceo	MAG
<i>Cyperus sphacelatus</i> Rottb.	Cyperaceae	Herbáceo	DC
<i>Diplacrum capitatum</i> (Willd.) Boeckeler	Cyperaceae	Herbáceo	MAG
<i>Eleocharis filiculmis</i> Kunth ³	Cyperaceae	Herbáceo	DC
<i>Eleocharis interstincta</i> (Vahl) Roem. & Schult. ⁴	Cyperaceae	Herbáceo	DC
<i>Fimbristylis dichotoma</i> (L.) Vahl	Cyperaceae	Herbáceo	DC
<i>Fuirena robusta</i> Kunth	Cyperaceae	Herbáceo	DC
<i>Fuirena umbellata</i> Rottb. ⁵	Cyperaceae	Herbáceo	MAG
<i>Rhynchospora corimbosa</i> (L.) Britton	Cyperaceae	Herbáceo	DC
<i>Rhynchospora pubera</i> (Vahl) Boeckeler ⁶	Cyperaceae	Herbáceo	DC
<i>Rhynchospora</i> sp. ⁷	Cyperaceae	Herbáceo	LL, MAG
<i>Rhynchospora tenerrima</i> Nees ex Spreng ⁸	Cyperaceae	Herbáceo	DC
<i>Scleria gaertneri</i> Raddi	Cyperaceae	Herbáceo	MAG
<i>Scleria robusta</i> Camelb. & Goetgh ⁹	Cyperaceae	Herbáceo	DC
<i>Scleria secans</i> (L.) Urb. ¹⁰	Cyperaceae	Herbáceo	LL, B
<i>Hypolepis repens</i> (L.) C. Presl	Dennstaedtiaceae	Herbáceo	B
<i>Davilla kunthii</i> A.St.-Hil.	Dilleniaceae	Arbustivo	B
<i>Tonina fluviatilis</i> Aubl.	Eriocaulaceae	Herbáceo	DC
<i>Alchornea grandis</i> Benth.	Euphorbiaceae	Arbóreo	B
<i>Croton killipianus</i> Croizat ¹¹	Euphorbiaceae	Arbóreo	B
<i>Phyllanthus caroliniensis</i> Walter	Euphorbiaceae	Herbáceo	B, MAG
<i>Mimosa pudica</i> L. ¹²	Fabaceae	Herbáceo	LL
<i>Chelonanthus alatus</i> (Aubl.) Pulle ¹³	Gentianaceae	Herbáceo	LL, T
<i>Dicranopteris flexuosa</i> (Schrud.) Underw. ¹⁴	Gleicheniaceae	Herbáceo	T
<i>Sticherus bifidus</i> (Willd.) Ching ¹⁵	Gleicheniaceae	Herbáceo	T
<i>Vismia baccifera</i> (L.) Planch. & Triana ¹⁶	Hypericaceae	Arbóreo	LL, B
<i>Vismia macrophylla</i> Kunth ¹⁷	Hypericaceae	Arbóreo	LL, B
<i>Hyptis capitata</i> Jacq.	Lamiaceae	Herbáceo	B
<i>Lycopodiella cernua</i> (L.) Pic. Serm. ¹⁸	Licopodiaceae	Herbáceo	LL, MAG, T
<i>Aciotis polystachya</i> (Bonpl.) Triana	Melastomataceae	Herbáceo	MAG, T
<i>Aciotis rubicaulis</i> (Mart. ex DC.) Trana ¹⁹	Melastomataceae	Herbáceo	MAG, T
<i>Acisanthera quadrata</i> Pers. ²⁰	Melastomataceae	Herbáceo	DC
<i>Clidemia capitellata</i> (Bonpl.) D. Don ²¹	Melastomataceae	Herbáceo	LL, T
<i>Clidemia sericea</i> D. Don ²²	Melastomataceae	Herbáceo	LL
<i>Graffenrieda anomala</i> Triana	Melastomataceae	Herbáceo	T
<i>Miconia affinis</i> DC.	Melastomataceae	Herbáceo	B
<i>Miconia reducens</i> Triana ²³	Melastomataceae	Herbáceo	B
<i>Nepsera aquatica</i> (Aubl.) Naudin ²⁴	Melastomataceae	Herbáceo	DC
<i>Tibouchina herbácea</i> (DC.) Cogn.	Melastomataceae	Herbáceo	LL
<i>Cespedesia spathulata</i> (Ruiz & Pavon) Planch. ²⁵	Ochnaceae	Arbóreo	LL, B
<i>Sauvagesia erecta</i> L. ²⁶	Ochnaceae	Herbáceo	DC
<i>Ludwigia decurrens</i> Walter	Onagraceae	Herbáceo	LL, DC
<i>Ludwigia hyssopifolia</i> (G. Don) Exell	Onagraceae	Herbáceo	LL, DC

Especies vegetales colonizadoras de áreas perturbadas por la minería a cielo abierto en el San Juan

Especies	Familias	Forma de vida	Hábitats
<i>Andropogon bicornis</i> L. ²⁷	Poaceae	Herbáceo	LL, MAG
<i>Homolepis aturensis</i> (Kunth) Chase	Poaceae	Herbáceo	DC
<i>Panicum polygonatum</i> Schrad.	Poaceae	Herbáceo	DC
<i>Paspalum saccharioides</i> Nees ex Trin.	Poaceae	Herbáceo	MAG
<i>Pityrogramma calomelanos</i> (L.) Link ²⁸	Pteridaceae	Herbáceo	MAG
<i>Coccocypselum hirsutum</i> Bartl. ex DC. ²⁹	Rubiaceae	Herbáceo	LL, B
<i>Isertia pittieri</i> (Standl.) Standl. ³⁰	Rubiaceae	Arbóreo	LL, B
<i>Psychotria cooperi</i> Standl. ³¹	Rubiaceae	Arbóreo	LL, B
<i>Psychotria poeppigiana</i> Mull. Arg.	Rubiaceae	Herbáceo	B
<i>Sabicea panamensis</i> Wernham ³²	Rubiaceae	Herbáceo	B
<i>Spermacoce alata</i> Aubl. ³³	Rubiaceae	Herbáceo	LL, MAG
<i>Spermacoce ocymifolia</i> Willd. ex Roem. & Schult.	Rubiaceae	Herbáceo	B
<i>Spermacoce prostrata</i> Aubl.	Rubiaceae	Herbáceo	MAG, B
<i>Solanum jamaicense</i> Mill.	Solanaceae	Arbustivo	LL
<i>Cecropia hispidissima</i> Cuatrec. ³⁴	Urticaceae	Arbóreo	LL, B
<i>Cecropia peltata</i> L. ³⁵	Urticaceae	Arbóreo	LL, B
<i>Xyris jupicai</i> Rich ³⁶	Xyridaceae	Herbáceo	DC

Anexo 3.2. Especies de plantas más comunes en minas de 3-15 años tras el abandono en el San Juan, Chocó, Colombia. Con los números (1-36) se indica el nombre de la especie en el Anexo 3.1.



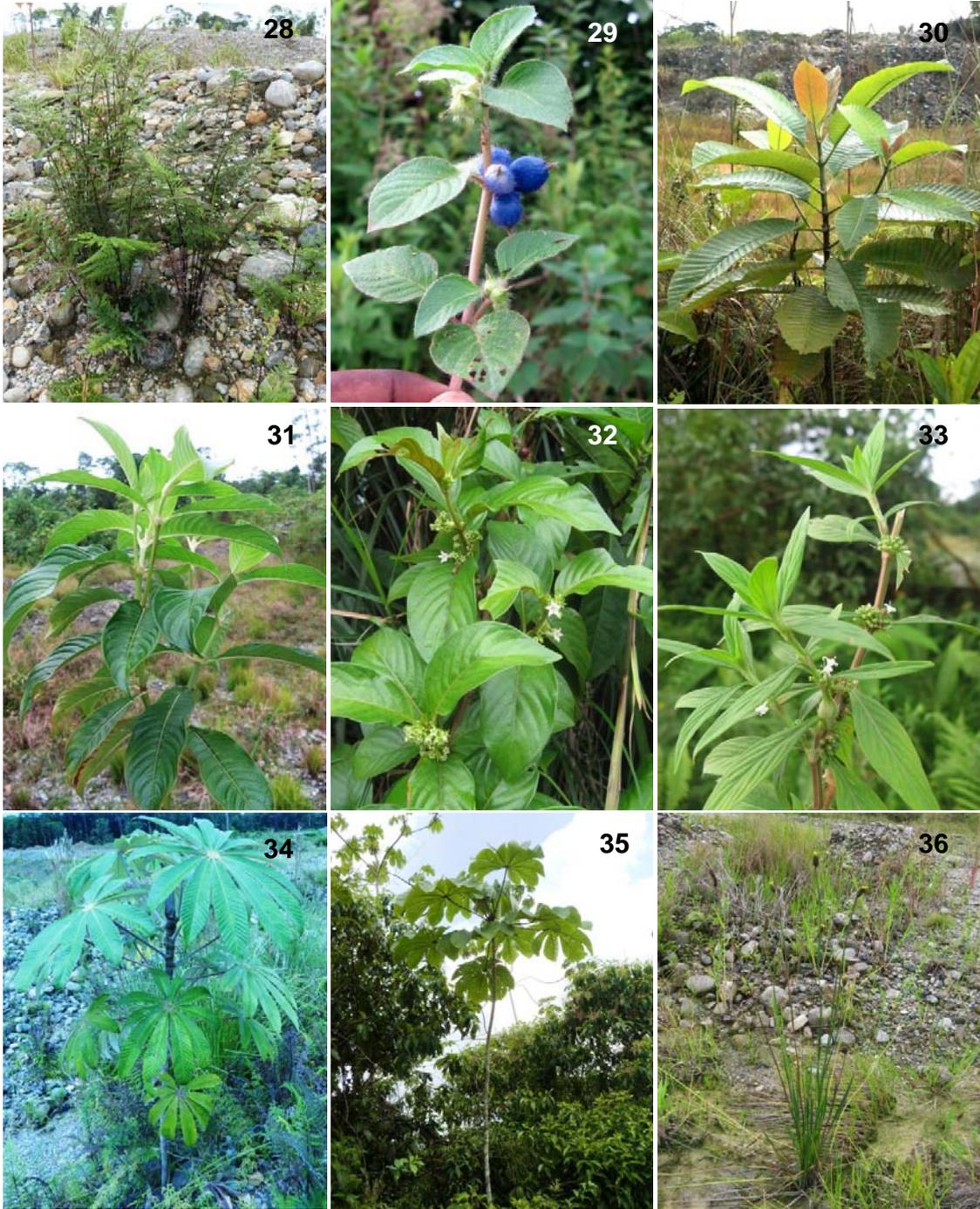
Anexo 3.2 (continuación)



Anexo 3.2 (continuación)



Anexo 3.2 (continuación)



CAPÍTULO 4

Efecto de la topografía y las propiedades del suelo en la revegetación natural de minas abandonadas en el Chocó, Colombia



Capítulo 4

Efecto de la topografía y las propiedades del suelo en la revegetación natural de minas abandonadas en el Chocó, Colombia

MÉTODOS

Ubicación del estudio. El trabajo se desarrolló entre junio - diciembre de 2014 en el corregimiento de Raspadura ($5^{\circ}13'17''N$; $76^{\circ}38'37''W$) que pertenece al municipio de Unión Panamericana (Chocó). Sus características de clima, vegetación y suelo se han descrito previamente en la “Introducción” de la Tesis. El trabajo de campo se realizó concretamente en dos minas contiguas que tenían 5 años de edad tras haber terminado las actividades mineras. El tipo de minería que se llevó a cabo en ambos sitios fue a cielo abierto, y se caracterizó por el uso de retroexcavadoras que derriban el bosque para extraer grandes volúmenes de material del subsuelo, para luego ser lavado con la ayuda de motobombas de alta presión, dejando como resultado una serie de formaciones topográficas sobre las cuales prolifera vegetación: zonas llanas, taludes, montículos de arena y grava, y depresiones cenagosas (Figura 4.1).

Muestreo de vegetación. Se realizaron al azar diez inventarios de 20×20 cm en cada una de las formaciones topográficas (cinco por mina y posición topográfica; $n = 40$ en total)). En cada inventario se registró el número de individuos de cada especie, la cobertura total de vegetación (%) y la cobertura de suelo desnudo (%). Todas las muestras recolectadas, que se guardan en el Herbario CHOCÓ, fueron identificadas taxonómicamente y su nombre científico validado, siguiendo el mismo procedimiento explicado en el capítulo 2.

Caracterización del suelo en las formaciones topográficas. Se analizaron dos muestras de suelo para formación topográfica (8 muestras en total). Cada una de ellas estuvo compuesta por la mezcla de cinco submuestras tomadas, cada una, en cada parcela de 20×20 cm, donde se realizó el inventario de vegetación para cada formación en cada mina. Estas muestras fueron tomadas con un barreno de 8 cm de diámetro hasta una profundidad de 10 cm. Las muestras de suelo compuestas fueron enviadas al Laboratorio de Suelos de la

Universidad Nacional de Colombia (Medellín) donde se analizaron algunas propiedades físicas y químicas con los siguientes métodos: textura (método Bouyoucos), capacidad de intercambio catiónico efectiva (CIC. ef.; a saturación con acetato de amonio; método cuantificación: volumétrico), pH (método extracción: suelo/agua (1:1); método cuantificación: potenciométrico), Al, Mg, K, Ca (método de extracción con Acetato de Amonio 1N y pH 7; método cuantificación: Absorción Atómica - AA), P (método extracción: B - Bray II; método cuantificación: empleando como reductor ácido ascórbico), MO (método extracción: B - Walkley Black - oxidación húmeda; método cuantificación: volumétrico), N total (método Kjeldhal).

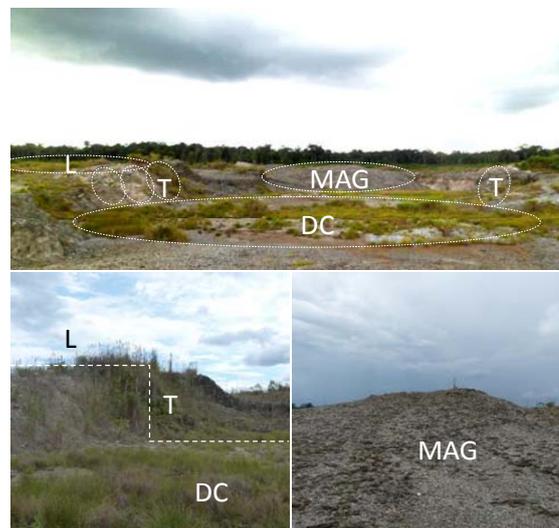


Figura 4.1. Distribución y panorámica de cuatro formaciones topográficas en minas abandonadas de Raspadura, Chocó, Colombia: Zonas llanas no inundables (LL), taludes (T), depresiones cenagosas (DC) y montículos de arena y grava (MAG).

Tratamiento de los datos. A partir de los 40 inventarios de vegetación de 20×20 cm realizados en el conjunto de las cuatro formaciones topográficas, se realizó una curva de acumulación de especies-área para evaluar si el esfuerzo de muestreo realizado en relación a la riqueza de especies observada en el conjunto de ambientes topográficos era adecuado para los análisis de vegetación. Para determinar la riqueza esperada, se usaron los estimadores de riqueza Chao1 y ACE. Habiendo evaluado las curvas especie-área, se procedió a calcular, para la comunidad vegetal de cada formación topográfica, los índices

de diversidad de Fisher, Margalef, Shannon y el inverso de Simpson (Villareal *et al.* 2006, Colwell 2013). Las diferencias en composición florística entre las formaciones topográficas se calcularon con los índices de diversidad beta de Jaccard (ecuación 1) y Sonrensen (ecuación 2) y sus estimadores probabilísticos (Chao- \hat{J}_{abd} y Chao- \hat{S}_{abd} , respectivamente) propuestos por Chao *et al.* (2005):

$$\text{Chao} - J_{abd} = \frac{UV}{U + V - UV} \quad (1)$$

$$\text{Chao} - S_{abd} = \frac{2UV}{U + V} \quad (2)$$

donde U y V representan las abundancias totales de la especies compartidas en los inventarios o ensamblajes 1 y 2, respectivamente. Valores cercanos a 1 indican composiciones idénticas mientras que valores cercanos a 0 indican ausencia de similitud. Una descripción detallada de las ecuaciones de los estimadores para los índices aquí descritos puede verse en Chao *et al.* (2005).

El peso ecológico de las especies dentro de las formaciones topográficas se calculó con el Índice de Valor de Importancia Ecológica Simplificado (Ramírez 2006). Este índice se obtuvo con la suma de la densidad o abundancia relativa (densidad absoluta de la especie dividido por la suma de las densidades absolutas de todas las especies) y la frecuencia relativa de cada especie (frecuencia absoluta de la especie dividida entre el sumatorio de todas las frecuencias absolutas de las especies): (IVIs = [densidad relativa + frecuencia relativa]). La densidad o abundancia absoluta para cada especie por formación topográfica se calculó como la suma de todos los individuos de esa especie encontrados en las 10 parcelas de 20×20 cm evaluadas para una determinada formación topográfica y la frecuencia absoluta se calculó como la suma del número de parcelas donde se halló la especie dividido por las 10 parcelas evaluadas (Ramírez 2006, Villareal *et al.* 2006).

Las diferencias estadísticas en los valores de importancia ecológica de las especies dentro y entre formaciones topográficas se evaluaron con la prueba Chi-cuadrado con la corrección de Yates. Esta misma prueba fue usada también para evaluar diferencias en los valores de riqueza de especies, géneros y familias, y densidad de individuos entre las comunidades

vegetales características de las cuatro formaciones topográficas. Por su parte, aquellas diferencias en los valores medios de cobertura vegetal y suelo desnudo fueron analizadas con la prueba de Kruskal-Wallis. En aquellos casos donde esta prueba resultó significativa, se usó posteriormente la prueba de Mann-Whitney para identificar las diferencias entre pares de formaciones topográficas; en este sentido, cuando las comparaciones se hicieron entre formaciones topográficas para cada variable, los datos fueron tratados como muestras independientes, mientras que al comparar la cobertura de suelo vs. cobertura de vegetación dentro de cada formación topográfica, los datos se trataron como muestras pareadas por provenir de las mismas parcelas. Aquellas diferencias en las propiedades del suelo entre formaciones topográficas fueron evaluadas con la prueba de Kruskal-Wallis. Adicionalmente, con el fin de identificar gradientes subyacentes o tendencias a partir de la relación de todas las variables de suelo evaluadas en cada formación topográfica, se realizó un análisis de componentes principales (ACP) acompañado de un análisis de correlación de Spearman. Otro ACP fue llevado a cabo para identificar gradientes subyacentes de la relación entre las propiedades del suelo de cada formación topográfica y la distribución de la vegetación en las áreas afectadas por minería.

Los análisis de riqueza y diversidad de especies se realizaron en el programa Estimates 9.1 (Colwell 2013). Los ACP se realizaron con el programa CANOCO versión 4.5 (Ter Braak y Šmilauer 2002), empleando las opciones fijadas por defecto. El resto de las pruebas estadísticas se realizaron en el entorno de programación R (R Core Team 2012).

RESULTADOS

Características del suelo de las formaciones topográficas

Las formaciones topográficas no mostraron diferencias estadísticamente significativas en la magnitud de las propiedades del suelo evaluadas (Tabla 4.1). Sin embargo, a través del análisis de componentes principales se pudo identificar un gradiente marcado por las condiciones nutricionales y texturales del suelo de las formaciones topográficas, que va desde los montículos de arena y grava caracterizados por suelos más arenosos y con menos

macronutrientes, hasta las zonas llanas, taludes y depresiones cenagosas con suelos más francos y fértiles dentro del sistema estudiado (Figura 4.2). Al respecto, el porcentaje de arena se relacionó negativamente con los porcentajes de limo y arcilla, como también con la mayoría de los macronutrientes del suelo; los cuales, a su vez, presentaron correlaciones positivas entre ellos en la mayoría de los casos (Tabla 4.2).

Tabla 4.1. Propiedades físicas y químicas del suelo en diferentes formaciones topográficas (MAG = montículos de arena y grava, LL = llanuras superficiales, T = taludes, DC = depresiones cenagosas) de minas abandonadas en Raspadura, Chocó, Colombia.

Parámetros del suelo	Unidades	Formaciones topográficas				Kruskal-Wallis (χ^2)
		LL n = 2	T n = 2	DC n = 2	MGA n = 2	
Arena (A)	(%)	54,00 ± 2,00	54,00 ± 4,00	58,00 ± 26,00	81,00 ± 1,00	2,0 NS
Limo (L)	(%)	27,00 ± 1,00	25,00 ± 1,00	28,00 ± 18,00	13,00 ± 1,00	2,4 NS
Arcilla (Ar)	(%)	19,00 ± 3,00	21,00 ± 5,00	14,0 ± 8,00	6,00 ± 0,00	3,7 NS
pH	dSm ⁻¹	4,40 ± 0,50	4,20 ± 0,00	4,00 ± 0,50	3,90 ± 0,05	1,1 NS
Materia orgánica (MO)	(%)	1,50 ± 0,93	0,75 ± 0,17	1,17 ± 0,74	0,24 ± 0,03	4,1 NS
Aluminio (Al)	cmolc kg ⁻¹	1,40 ± 0,70	2,00 ± 0,50	1,30 ± 0,10	1,15 ± 0,03	3,2 NS
Calcio (Ca)	cmolc kg ⁻¹	0,05 ± 0,02	0,05 ± 0,01	0,05 ± 0,02	0,03 ± 0,00	2,1 NS
Magnesio (Mg)	cmolc kg ⁻¹	0,04 ± 0,01	0,06 ± 0,02	0,22 ± 0,04	0,07 ± 0,01	5,6 NS
Potasio (K)	cmolc kg ⁻¹	0,05 ± 0,01	0,07 ± 0,01	0,05 ± 0,02	0,03 ± 0,00	4,9 NS
CIC ef.		1,55 ± 0,65	2,15 ± 0,45	1,60 ± 0,10	1,25 ± 0,05	3,1 NS
Fósforo (P)	mg kg ⁻¹	4,48 ± 2,50	4,50 ± 1,50	2,50 ± 0,50	2,50 ± 0,50	1,6 NS
Nitrógeno total (N)	(%)	0,11 ± 0,04	0,06 ± 0,06	0,06 ± 0,06	0,01 ± 0,01	2,2 NS

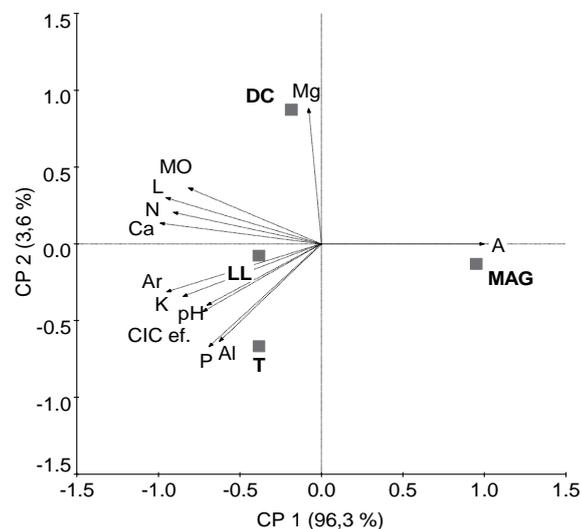


Figura 4.2. Análisis de componentes principales (ACP) para las características físicas y químicas del suelo de las formaciones topográficas en minas abandonadas de Raspadura, Unión Panamericana, Chocó, Colombia. Abreviaturas como en Tabla 1.

Tabla 4.2. Correlación (Spearman) entre las propiedades edáficas en muestras recolectadas de diferentes formaciones topográficas en minas abandonadas del corregimiento de Raspadura, Chocó, Colombia. $P < 0,001^{***}$, $P < 0,001^{**}$, $P < 0,05^{*}$.

Elementos	A	L	Ar	pH	MO	Al	Ca	Mg	K	CIC ef.	P
L	-0,81 *										
Ar	-0,93 *	0,65									
pH	-0,66	0,82 *									
MO	-0,71 *	0,80	0,69	0,81 *							
Al	-0,26	-0,13	0,57	-0,32	0,01						
Ca	-0,63	0,83 *	0,50	0,93 **	0,91 **	-0,22					
Mg	0,35	-0,30	-0,37	-0,38	-0,29	0,06	-0,12				
K	-0,70 *	0,72 *	0,73 *	0,70 *	0,75 *	0,36	0,78 *	-0,08			
CIC ef.	-0,30	-0,11	0,59	-0,32	0,05	0,99 ***	-0,20	0,11	0,35		
P	-0,43	0,31	0,55	-0,06	0,10	0,68	0,00	-0,04	0,49	0,62	
N	-0,78 *	0,75 *	0,63	0,75 *	0,76 *	-0,23	0,65	-0,58	0,36	-0,17	-0,13

Cambios en la estructura biológica y composición florística de la comunidad

En total se registraron once especies de plantas vasculares para el conjunto de los 40 inventarios realizados en las cuatro formaciones topográficas muestreadas. La curva de acumulación de especies-área indicó que el esfuerzo de muestreo realizado fue adecuado para registrar la riqueza de especies del sistema estudiado, ya que el número de especies indicadas por los estimadores Chao 1 (media \pm SD: 12,8 \pm 0,0) y ACE (14 \pm 4,5) se encontraron dentro de los intervalos de confianza de las especies observadas (Figura 4.3). Todas las especies registradas fueron ruderales, pertenecientes a las familias Cyperaceae (*Elecharis filiculmis*, *E. interstincta*, *Rynchospora tenerrima*, *R. pubera*, *R. exaltata* y *Scleria secans*), Gentianaceae (*Chelonanthus alatus*), Gleicheniaceae (*Sticherus bifidus*), Lycopodiaceae (*Lycopodiella cernua*), Melastomataceae (*Miconia reducens*) y Poaceae (*Andropogon bicornis*). Excepto *R. exaltata* y *L. cernua*, el resto de las especies son nativas de Colombia (Bernal *et al.* 2015), pero todas presentan amplia distribución en el Neotrópico (<http://www.tropicos.org>).

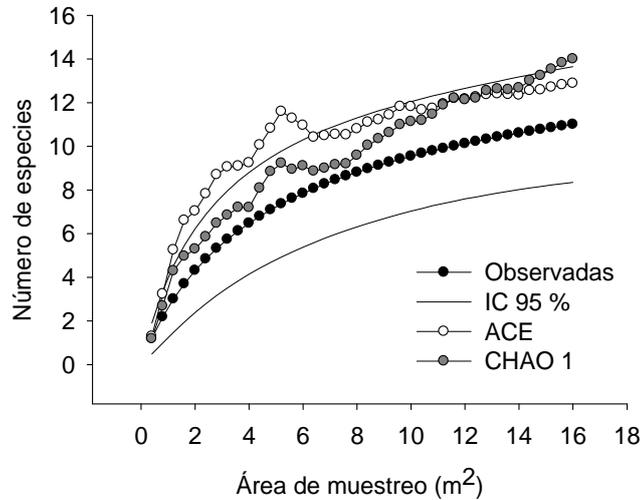


Figura 4.3. Curva de acumulación de especie-área de la comunidad vegetal para el conjunto de las formaciones topográficas en minas abandonadas en Raspadura, Chocó, Colombia. Las líneas (IC 95%) indican los intervalos de confianza de las especies observadas al 95 %; ACE y CHAO 1 son estimadores de riqueza de especies.

Se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre formaciones topográficas en la densidad de individuos, cobertura de la vegetación y cobertura de suelo desnudo, siendo los valores de las dos primeras menores en los montículos de arena y grava, al contrario que el porcentaje de suelo desnudo. Los valores de riqueza de especies, géneros y familias también fueron menores sobre los montículos de arena y grava, pero no difieren significativamente de los registrados en el resto de formaciones topográficas; lo mismo sucede para los valores de diversidad, pues todos los índices fueron más altos en taludes, depresiones cenagosas y zonas llanas que en los montículos de arena y grava. Todas las formaciones topográficas presentaron mayor cobertura de suelo desnudo que de vegetación (ver Tabla 4.3), pero esas diferencias sólo fueron significativas en taludes (U de Mann-Whitney; $U = 1,5$, $P < 0,05$) y montículos de arena y grava ($U = 3,0$, $P < 0,05$). Las diferencias entre suelo descubierto y suelo cubierto con vegetación no fueron estadísticamente significativas para las depresiones cenagosas (Mann-Whitney; $U = 24,5$, $P > 0,05$) y las zonas llanas ($U = 22,0$, $P > 0,05$) donde la cobertura vegetal y la densidad de individuos por unidad de área fueron mayores con relación a las otras formaciones topográficas (Tabla 4.3).

Tabla 4.3. Estructura biológica de la vegetación en diferentes formaciones topográficas de minas abandonadas en Raspadura, Chocó, Colombia. LL = Llanos, T = Taludes, DC = Depresiones cenagosas, MAG = Montículos de arena y grava. Diferencias estadísticas en densidad, riqueza (Chi-cuadrado) y cobertura (Kruskal-Wallis): * $P < 0,05$, ** $P < 0,01$, *** $P < 0,0001$, NS = No significativo ($P > 0,05$). Las letras (a-d) indican diferencias significativas entre pares de formaciones topográficas con Chi-cuadrado para densidad y riqueza, y Mann-Whitney para cobertura.

Parámetros	Formaciones topográfica (n = 40 parcelas)				χ^2
	LL (n = 10; 4 m ²)	T (n = 10; 4 m ²)	DC (n = 10; 4 m ²)	MAG (n = 10; 4 m ²)	
Densidad					
Número de Individuos	22a	22a	30a	4b	18,6 ***
Riqueza					
Número de familias	4	6	3	2	2,3 NS
Número de géneros	4	7	5	2	2,8 NS
Número de especies	6	7	6	2	2,8 NS
Estimador CHAO 1	7	10	7	2	5,1 NS
Estimador ACE	8a	16a	7ab	3b	10,4 *
Diversidad					
Alfa de Fisher	2,72	3,54	2,26	1,59	
Margalef	1,62	1,94	1,47	0,72	
Shannon	1,49	1,46	1,56	0,56	
Simpson inverso	3,56	3,14	4,29	1,60	
Cobertura (%)					
Vegetal	38,2 ± 11,8a	23,3 ± 6,5a	43,2 ± 12,9a	2,2 ± 2,0b	16,2 **
Suelo desnudo	51,8 ± 10,1a	71,2 ± 6,9a	50,1 ± 14,1a	87,8 ± 3,7b	8,1 **

Independientemente de la formación topográfica, las especies con mayor valor de importancia ecológica (IVIs) fueron *A. bicornis* (IVIs = 208,5 / 26,1 %), *L. cernua* (208,2 / 26,0 %) y *S. bifidus* (125,8 / 15,7 %); les siguen en orden de importancia, *R. tenerrima* (53,7 / 6,7 %), *E. filiculmis* (48,6 / 6,1 %), *E. interstincta* (47,6 / 6,0 %), *R. exaltata* (43,6 / 5,4 %), *R. pubera* (30,4 / 3,8 %) y *S. secans*, *M. reducens* y *C. alatus*, cada una con 11,2 (1,4 %) (Chi-cuadrado: $\chi^2 = 759,6$, $P < 0,0001$). A pesar de lo anterior, todas las especies variaron en su representatividad ecológica dentro y entre formaciones topográficas. Al respecto, *L. cernua*, *R. tenerrima*, *R. pubera* y *R. exaltata* mostraron mayor predominio en las zonas llanas que en cualquier otra formación topográfica, mientras que *E. filiculmis* y *E. interstincta* fueron elementos dominantes de las depresiones cenagosas. Especies como *C. alatus*, *M. reducens* y *S. secans* presentaron más importancia en los taludes, y *A. bicornis* y *S. bifidus* en los montículos de arena y grava. Cabe resaltar que el 45,4 % de las especies identificadas fueron elementos exclusivos de una u otra formación topográfica; por ejemplo, *C. alatus*, *M. reducens* y *S. secans* fueron especies raras, encontradas solamente en los taludes, mientras que *E. filiculmis* y *E. interestinta*, con una abundancia superior, solo se encontraron en las depresiones cenagosas (Tabla 4.4, Figura 4.4).

Tabla 4.4. Representatividad de las especies que componen la comunidad vegetal que subyace en diferentes formaciones topográficas de minas abandonadas en Unión Panamericana, Chocó, Colombia. D = Densidad, DR = Densidad relativa, F = Frecuencia, FR = Frecuencia relativa, IVIs = Valor de Importancia Ecológica Simplificado. $P < 0.0001$ ***, $P < 0.01$ **, NS = No significativo.

Especie	Formaciones topográficas												Chi-cuadrado χ^2									
	Zonas limas			Taludes			Depresiones semagreas			Montañas de arena y grava												
	D	DR	F	FR	IVI	D	DR	F	FR	IVI	D	DR		F	FR	IVI						
<i>Stelaria secana</i> (L.) Urb.						1	4,5	0,1	6,7	11,2								-				
<i>Rhynchospora exaltata</i> Kunth	3	13,6	0,3	18,8	32,4	1	4,5	0,1	6,7	11,2								10,3 ***				
<i>Lycopodium cerisei</i> (L.) Pic. Scrm.	10	45,5	0,6	37,5	83,0	11	50,0	0,4	26,7	76,7	6	20,0	0,4	28,6	48,6			9,6 **				
<i>Miconia radicans</i> Triana						1	4,5	0,1	6,7	11,2								-				
<i>Chelonanthus alatus</i> (Aubl.) Paille						1	4,5	0,1	6,7	11,2								-				
<i>Elichearis filiculmis</i> Kunth											6	20,0	0,4	28,6	48,6			-				
<i>Silene bifida</i> (Willd.) Chung	1	4,5	0,1	6,3	10,8	2	9,1	0,2	13,3	22,4	6	20,0	0,2	14,3	34,3	1	25,0	0,1	33,3	58,3	39,3 ***	
<i>Rhynchospora pubera</i> (Vahl) Boeckeler	3	13,6	0,1	6,3	19,9						1	3,3	0,1	7,1	10,5						NS	
<i>Andropogon bicornis</i> L.	1	4,5	0,1	6,3	10,8																	
<i>Rhynchospora tenerima</i> Nees ex Spreng.	4	18,2	0,4	25,0	43,2						1	3,3	0,1	7,1	10,5	3	75,0	0,2	66,7	141,7	127,1 ***	
<i>Elichearis intermedia</i> (Vahl) Koem. & Schult.						10	33,3	0,2	14,3	47,6											19,9 ***	
Total	22	100	1,6	100	200	22	100	1,5	100	200	30	100	1,4	100	200	4	100	0,3	100	200		
Chi- Cuadrado χ^2					112,7 ***					151,1 ***					51,3 ***						34,7 ***	

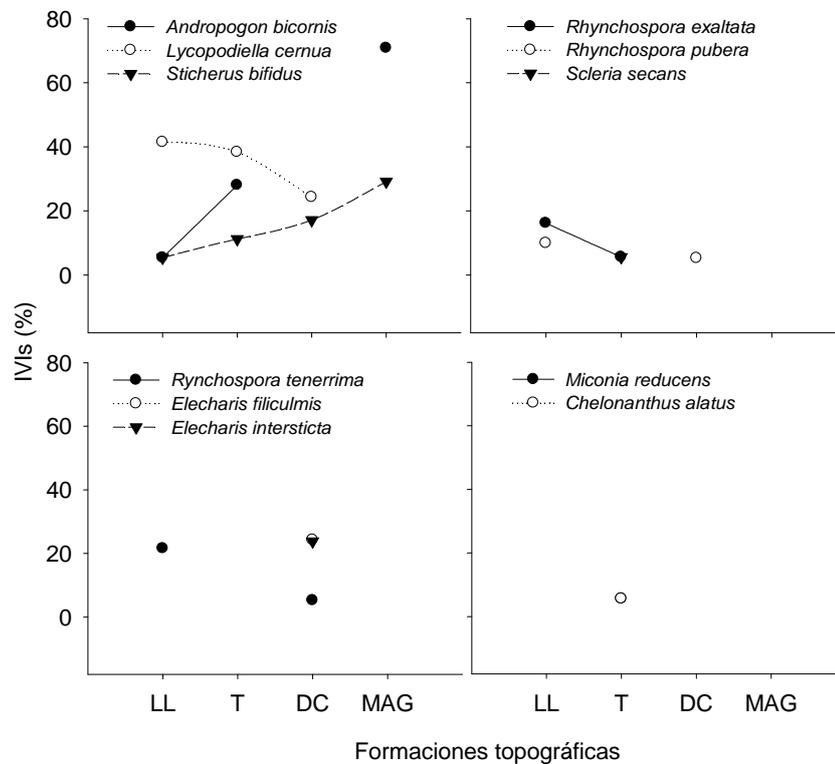


Figura 4.4. Representatividad y distribución de las especies (Índice de valor de importancia ecológica simplificado (IVIs)) en diferentes formaciones topográficas (LL = zonas llanas, T = Taludes, DC = Depresiones cenagosas, MAG = Montículos de arena y grava) de minas abandonadas en el corregimiento de Raspadura, Unión Panamericana, Chocó, Colombia. En el panel inferior derecho los puntos de las especies se encuentran sobrepuestos.

El análisis de similitud florística haciendo uso de los índices de diversidad beta de Jaccard y Sonrensen y sus respectivos estimadores probabilísticos, mostró que existe una mayor similitud en la composición de especies de las comunidades vegetales entre las zonas llanas, taludes y depresiones cenagosas, que entre éstas formaciones topográficas y aquellas encontradas en los montículos de arena y grava, ello se debe a que el recambio de especies (número de especies comunes con relación al número total de especies entre zonas) en estas tres primeras formaciones topográficas es mayor con relación a las especies compartidas con los montículos de arena y grava (Tabla 4.5).

Tabla 4.5. Similitud florística entre las comunidades de plantas de diferentes formaciones topográficas en minas abandonadas de Raspadura, Chocó, Colombia. $Chao-J_{abd}$ y $Chao-S_{abd}$ son los índices de diversidad beta de Jaccard y Sonrensen basados en datos de abundancia y sus estimadores probabilísticos ($Chao-\hat{J}$ y $Chao-\hat{S}$, respectivamente) propuestos por Chao *et al.* (2005).

Formación topográfica		Riqueza de especies			Índices y estimadores de similitud			
Ensamblaje 1	Ensamblaje 2	Total	Compartida	(%)	$Chao-J_{abd}$	$Chao-\hat{J}_{abd}$	$Chao-S_{abd}$	$Chao-\hat{S}_{abd}$
Llanos	Taludes	9	4	44,4	0,62	0,75	0,76	0,86
Llanos	Depresiones cenagosas	8	4	50,0	0,42	0,56	0,59	0,72
Taludes	Montículos de arena y grava	7	2	28,6	0,32	0,35	0,48	0,52
Taludes	Depresiones cenagosas	11	2	18,2	0,31	0,31	0,48	0,48
Depresiones cenagosas	Montículos de arena y grava	7	1	14,3	0,13	0,15	0,22	0,26
Llanos	Montículos de arena y grava	6	2	33,3	0,09	0,11	0,17	0,20

Relación entre topografía, suelo y vegetación

Habiendo identificado cambios a nivel de la vegetación (especialmente en densidad, diversidad y cobertura) entre formaciones topográficas, se quiso explorar si aquellas variaciones en las propiedades de la vegetación podían ser explicadas por las características edáficas imperantes en cada una de las formaciones topográficas. Para ello, se realizó un análisis de componentes principales, el cual indicó que en las minas estudiadas existe una relación positiva entre la proliferación de la vegetación y la manifestación de sus propiedades emergentes (riqueza, abundancia, diversidad y cobertura) con las propiedades de suelo que caracteriza cada una de las formaciones topográficas. Al respecto, los montículos de arena y grava se ubicaron en la parte positiva del componente principal 1 (CP 1), indicando una clara asociación con suelos de textura más arenosa y desprovistos en gran medida de vegetación, caso contrario a lo observado para las otras formaciones topográficas que se ubicaron en la parte opuesta del primer eje principal, sugiriendo una mayor proliferación de la vegetación y sus propiedades emergentes en ellas, debido posiblemente a la mayor concentración de nutrientes en el suelo (Figura 4.5).

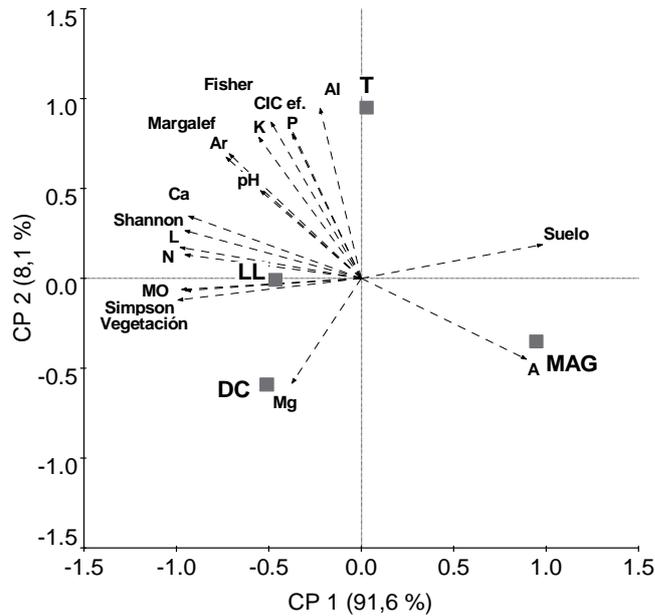


Figura 4.5. Análisis de componentes principales entre variables de suelo y vegetación subyacente en diferentes formaciones topográficas de minas abandonadas en el corregimiento de Raspadura, Unión Panamericana, Chocó, Colombia. Abreviaturas en leyenda de Tabla 4.1 y Figura 4.1.

DISCUSIÓN

Los suelos mineros presentan por lo general una escasa fertilidad si se comparan con los suelos de los sistemas naturales circundantes (Walker y del Moral 2003). De hecho, la fertilidad de los suelos de las minas estudiadas (Tabla 4.1) es menor que la fertilidad de los suelos de los bosques primarios de la misma subregión geográfica donde se ubican éstas (Materia orgánica = $5,64 \pm 0,1$ vs. $7,87 \pm 0,1$ (%); Calcio = $0,30 \pm 0,07$ vs. $0,34 \pm 0,1$ (cmolc kg^{-1}); Magnesio = $0,24 \pm 0,1$ vs. $0,29 \pm 0,1$ (cmolc kg^{-1}); Potasio = $0,23 \pm 0,06$ vs. $0,21 \pm 0,06$ (cmolc kg^{-1}); Quinto y Moreno 2014). A pesar de la erosión que pueda sufrir el suelo del bosque cuando es impactado por la minería a cielo abierto, se encontró que en el seno de las minas las diferencias edáficas entre formaciones topográficas no fueron estadísticamente significativas. No obstante, se pudo apreciar que los montículos de arena y grava tendieron a presentar suelos menos fértiles que las zonas llanas, taludes y depresiones cenagosas. Es posible que la ausencia de significación estadística en las propiedades de suelo entre formaciones topográficas se deba, entre otras razones, a que los cambios en el

suelo durante la sucesión primaria son lentos, especialmente si se trata de suelos impactados por minería (Marrs *et al.* 1980, Roberts *et al.* 1980). A pesar de ello, una posible explicación a las tendencias encontradas puede estar en que las zonas con pendientes pronunciadas (p. e. taludes y montículos de arena y grava) son más susceptibles a la pérdida de nutrientes por erosión hídrica que las zonas más planas (p. e. zonas llanas y las depresiones cenagosas). Por lo tanto, es de esperar que las superficies de terreno con formas cóncavas (p. e. depresiones cenagosas) tengan mayor número de partículas finas (limos y arcillas) y mayor concentración de nutrientes que las zonas con formas convexas (p. e. como los montículos de arena y grava) (Walker y del Moral 2003), como efectivamente se observó en este trabajo.

Los montículos de arena y grava, además de ser las formaciones topográficas menos fértiles en las minas, también fueron los sitios con menor vegetación. Este resultado sugiere que las formaciones topográficas resultantes de las labores mineras generan un mosaico de condiciones edáficas donde la vegetación se expresa de manera diferencial, de manera que se puede apreciar mayor cobertura y estructuración de las comunidades vegetales en aquellos sectores o formaciones topográficas donde el suelo es menos pobre en nutrientes, tal como se plantea como hipótesis en este trabajo. Al respecto, las zonas llanas, taludes y depresiones cenagosas fueron más fértiles y presentaron mayor cobertura vegetal que los montículos de arena y grava, más pobres y con poca vegetación. Esto pone de manifiesto la posibilidad de que pequeñas diferencias en las condiciones del suelo, aunque no sean estadísticamente significativas, tengan un efecto importante en la revegetación natural de las minas, partiendo del hecho de que en términos generales los suelos mineros son deficitarios en nutrientes. De acuerdo con esta idea, los enclaves menos pobres en nutrientes podrían facilitar el establecimiento de algunos grupos de plantas pioneras.

Un aspecto interesante de resaltar es que bajo las condiciones ambientales del Chocó, la precipitación puede regular la distribución de las condiciones edáficas imperante en las minas. El Chocó es una de las regiones más lluviosas del planeta, con 8000 mm de precipitación promedio anual (Poveda-M *et al.* 2004), por lo tanto, es factible pensar que la baja fertilidad de los montículos de arena y grava se deba al impacto erosivo de la lluvia sobre su superficie, pues fue la formación con menor cobertura vegetal (87,8 % de suelo

desnudo) (Thompson y Troeh 1982). Superficies muy expuestas y de forma convexa (como los montículos de arena y grava) facilitan que la escorrentía arrastre las partículas más finas (limos, arcillas y materia orgánica) hacia zonas más bajas dejando atrás las más gruesas (arenas y gravas) (Thompson y Troeh 1982). La pérdida de la capa orgánica del suelo reduce los niveles críticos de nitrógeno para el desarrollo de la vegetación (Classen y Hogan 2002) y esta capa puede ser erosionada si factores como la precipitación son altos (Palmer 1965, Thompson y Troeh 1982, Pandey y Singh 1985). Tal como están dispuestas las formaciones topográficas en el seno de las minas, es posible que las partículas de suelo desprendidas por la lluvia en los montículos de arena y grava terminen depositándose en las zonas llanas y/o en las depresiones cenagosas, sitios que por su forma plana y cóncava, respectivamente, facilitan una mayor acumulación de partículas procedentes de posiciones topográficas más altas (Walker y del Moral 2003).

Las zonas llanas, taludes y depresiones cenagosas compartieron más especies entre sí (mayor similitud florística) que con los montículos de arena y grava, debido a que las especies variaron en su representatividad ecológica entre formaciones topográficas. Lo anterior es posible porque durante la sucesión primaria el suelo sufre una serie de cambios que condicionan la colonización de determinados grupos funcionales de plantas, ya que durante el proceso la disponibilidad de recursos para la supervivencia de las plantas varía (Tilman 1985, Walker y del Moral 2003, Walker *et al.* 2010). Esta heterogeneidad en la disponibilidad de recursos en zonas donde la sucesión primaria es el punto de partida, es considerada como uno de los factores que limita la recuperación temprana y la trayectoria de la sucesión vegetal hacia un determinado tipo de comunidad vegetal (Tilman 1985, Moreno-de las Heras *et al.* 2008). Esto explica el hecho que el 45,4 % de las especies identificadas fueron elementos exclusivos de una u otra formación topográfica, y apoya la idea de que las minas, a pesar de ser sistemas con condiciones edáficas de déficit nutricional al compararse con los bosques de referencia, representan un mosaico de condiciones edáficas y la vegetación logra prosperar en aquellos enclaves donde el suelo es lo menos pobre posible.

Se puede concluir que, en términos generales, la comunidad vegetal emergente en las minas abandonadas cambia como resultado del efecto que tienen las diferentes formaciones

topográficas sobre la distribución en las características del suelo. Así, la vegetación es más estructurada en formaciones topográficas que concentran más nutrientes en el suelo (zonas llanas, las depresiones cenagosas, y en menor grado los taludes) que en aquellas que los conservan menos (montículos de arena y grava). Se puede decir, además, que el acopio de arena y grava en forma de grandes montículos no promueve la revegetación natural temprana en el seno de las minas abandonadas, aunque los montículos de arena y grava podrían ser focos de partículas de suelo que son transferidas por la precipitación hacia otras formaciones topográficas como las depresiones cenagosas. Por lo tanto, las diferentes formaciones topográficas que son resultado directo de las operaciones mineras, deben ser objeto de manejo al final de la explotación, de manera que se pueda promover una distribución más homogénea de los recursos y facilitar la restauración de la vegetación y sus propiedades emergentes en esas áreas críticas. En todo caso, futuros estudios experimentales son necesarios para comprender cómo las diferentes formaciones topográficas y las condiciones de suelo imperantes en las minas deben ser gestionadas para facilitar una recuperación temprana de la vegetación en las áreas afectadas por minería.

CAPÍTULO 5

Formación del banco de semillas durante la regeneración temprana de áreas impactadas por minería en el San Juan, Chocó, Colombia



Capítulo 5

Formación del banco de semillas durante la regeneración temprana de áreas impactadas por minería en el San Juan, Chocó, Colombia

MÉTODOS

Ubicación del estudio. El trabajo se desarrolló en el corregimiento de Raspadura ($5^{\circ}13'17''\text{N}$; $76^{\circ}38'37''\text{W}$) que pertenece al municipio de Unión Panamericana, Chocó. Sus características de clima vegetación y suelo se han descrito previamente la “Introducción” de la Tesis. El trabajo de campo se realizó concretamente en dos minas abandonadas, de 6 años ($5^{\circ}13'37''\text{N}$, $76^{\circ}39'11''\text{W}$) y 15 años ($5^{\circ}13'28''\text{N}$, $76^{\circ}38'55''\text{W}$) tras el cese de la actividad minera (Figura 5.1b-c). La edad post-aprovechamiento de cada mina fue determinada a partir de los registros históricos de uso de la tierra depositados en los archivos del Consejo Comunitario del Plan de Raspadura, y por medio de charlas con los dueños de los predios afectados. El tipo de minería a cielo abierto que se llevó a cabo en estos predios fue el habitual, haciendo uso de retroexcavadoras y motobombas que dejan como resultado un paisaje con apariencia desértica, donde se observan grandes montículos de tierra lavada, arena y grava (Figura 5.1a).

Muestreo de lluvia de semillas. Se instalaron de manera permanente un total de 108 trampas de semillas en las dos minas seleccionadas de 6 y 15 años tras el cese de la actividad minera ($n = 54$ en cada mina). Estas trampas de semillas tenían un área de captura individual de $0,64 \text{ m}^2$ ($80 \times 80 \text{ cm}$) y fueron construidas con una tela sintética de poliéster ($\text{luz} < 1 \text{ mm}$) que se encontraba suspendida a 80 cm de altura sobre el suelo en una estructura armada con tubos de plástico (Stevenson y Vargas 2008). En cada mina, las trampas de semillas fueron distribuidos de manera perpendicular a la matriz de vegetación adyacente, a 50 y 100 m ($n = 27$ por mina) de distancia respecto del borde bosque-mina (Figura 5.1d). La retirada de las semillas capturadas por las trampas se realizó cada 15 días durante un año (septiembre de 2013 hasta septiembre de 2014). Las muestras se

conservaron en recipientes con etanol al 70% hasta su procesado (identificación y recuento).

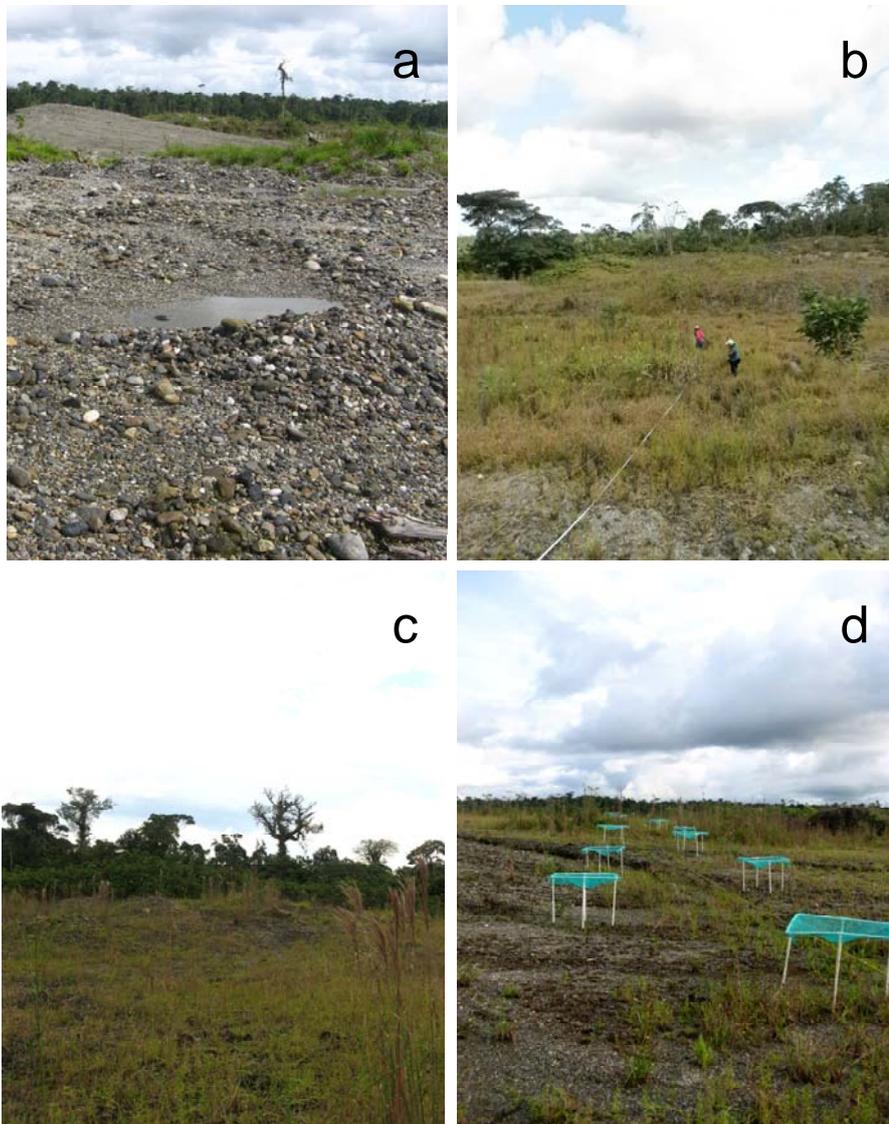


Figura 5.1. Panorámica de ecosistemas impactados por minería a cielo abierto en Unión Panamericana, Chocó, Colombia: **(a)** mina después del cese de la actividad minera, **(b)** revegetación natural a los 6 años del abandono y **(c)** a los 15 años, y **(d)** distribución de las trampas de semillas en una de las minas.

Muestreo del banco de semillas. En diciembre de 2014, en cada mina seleccionada se tomaron muestras de suelo a una profundidad de 5 cm, con la ayuda de un barreno de 8 cm de diámetro ($n = 54$ por mina), tomando como punto de muestreo los de ubicación de las

trampas de semillas, instaladas de manera permanente para el estudio de la lluvia de semillas (a 50 y a 100 m de distancia desde el bosque adyacente; $n = 27$ muestras en cada distancia y mina). Estas muestras de suelo fueron trasladadas al laboratorio de Biología de la Universidad Tecnológica del Chocó, donde se secaron a temperatura ambiente para luego ser procesadas y separar las semillas del suelo con la ayuda de un tamiz ($\text{luz} < 5 \text{ mm}$).

Las muestras recolectadas en los experimentos de lluvia de semillas y del banco de semillas del suelo fueron analizadas en términos del número de semillas de cada especie identificada por trampa o muestra de suelo. La identificación taxonómica de las semillas se realizó por medio de confrontación con una colección de semillas de referencia, tomada en la zona durante el periodo de estudio, y con ejemplares depositados en la carpoteca del herbario Chocó de la Universidad Tecnológica del Chocó.

Tratamiento de los datos. El efecto de la edad de la mina (tiempo transcurrido tras el cese de la actividad minera), la distancia respecto a la fuente de semillas (bosque adyacente) y el momento de recogida de las trampas (a lo largo de un año de seguimiento) sobre la abundancia, riqueza y diversidad de la lluvia de semillas se evaluó mediante un ANOVA de medidas repetidas. El modelo incluyó la interacción entre los factores (edad y distancia), y el tiempo como una medida repetida. En el caso del banco de semillas, el efecto de la edad de la mina y la distancia desde el bosque adyacente se analizó con un ANOVA de dos vías. Para los análisis, los datos fueron transformados a la raíz cuadrada de $(x+0,5)$ para ajustar su normalidad y homocedasticidad. Sin embargo, en el texto y figuras los datos se muestran sin transformación (promedio ± 2 error típico). Todos los análisis se llevaron a cabo con el entorno de programación R versión 2.15 (R Core Team 2012).

RESULTADOS

Lluvia de semillas

La cantidad de propágulos (número de semillas por trampa) que llegaron a las minas vía lluvia de semillas varió con la edad de la mina (ANOVA de medidas repetidas: $F_{1,106} = 18,4$, $P < 0,0001$), siendo mayor en la mina de 6 años ($5,0 \pm 0,5$) que en la mina de 15 años

($3,1 \pm 0,4$). No se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre la cantidad de semillas recolectadas a 50 m ($4,2 \pm 0,4$) y a 100 m ($3,7 \pm 0,4$) de distancia desde la matriz de bosque adyacente ($F_{1,2175} = 3,2$, $P = 0,07$). Sin embargo, las diferencias encontradas en las minas de distintas edades fueron superiores a mayor distancia desde el bosque adyacente (interacción distancia desde el bosque adyacente \times edad de la mina: $F_{1,2175} = 30,9$, $P < 0,0001$; Figura 5.2). La lluvia de semillas fluctuó a través del tiempo ($F_{21,2175} = 11,8$, $P < 0,0001$) con variaciones significativas entre las minas de distintas edades (interacción tiempo \times edad de la mina: $F_{21,2175} = 1,8$, $P = 0,01$; Figura 5.3a), más no entre las diferentes distancias desde el bosque adyacente (efecto de la interacción tiempo \times distancia: $F_{84,2175} = 1,5$, $P = 0,06$; Figura 5.3b).

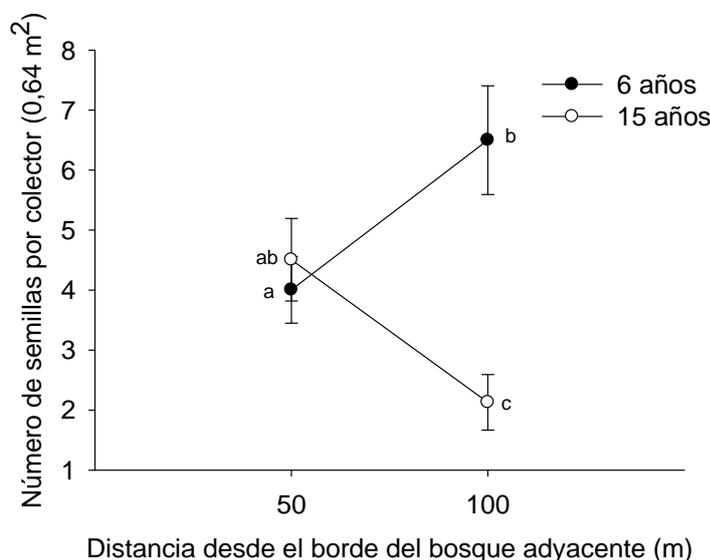


Figura 5.2. Efecto de la distancia al bosque adyacente sobre la lluvia de semillas que llegan a minas con distintas edades de abandono en el corregimiento de Raspadura, municipio de Unión Panamericana, Chocó, Colombia. Los datos indican la media \pm 2 error típico. Diferentes letras (**a-d**) sobre los puntos indican diferencias estadísticamente significativas de la interacción entre los niveles de edades y distancias (HSD de Tukey, $P < 0,05$).

La lluvia de semillas estuvo compuesta por cinco especies de plantas, todas de dispersión anemócora. Estas especies se agruparon en tres géneros y tres familias (*Andropogon bicornis*, *A. leocostachius* (Poaceae), *Cespedesia spathulata* (Ochnaceae), *Vernonia arborescens* y *V. bracharoides* (Asteraceae)) y presentaron diferencias estadísticamente significativas en su contribución a la lluvia de semillas ($F_{4,2175} = 1811$, $P < 0,0001$). Así, *A. bicornis* ($17,4 \pm 1,3$) fue la especie más abundante (HSD de Tukey, $P < 0,05$), seguida por

C. spathulata ($1,9 \pm 0,5$), *V. arborescens* ($0,2 \pm 0,2$), *V. bracharoides* ($0,2 \pm 0,1$) y *A. leocostachius* ($0,1 \pm 0,1$) con abundancias muy inferiores (HSD de Tukey, $P > 0,05$). Esta diferencia en la abundancia de semillas de estas especies se mantuvo con algunas variaciones a lo largo del año de estudio (interacción tiempo \times especie: $F_{84,2175} = 3,2$, $P < 0,0001$; Figura 5.4), así como con la edad de la mina (interacción edad de la mina \times especie: $F_{4,2175} = 78,1$, $P < 0,0001$; Figura 5.5a) y la distancia al bosque adyacente (efecto de la interacción distancia \times especie: $F_{4,2175} = 15,4$, $P < 0,0001$; Figura 5.5b).

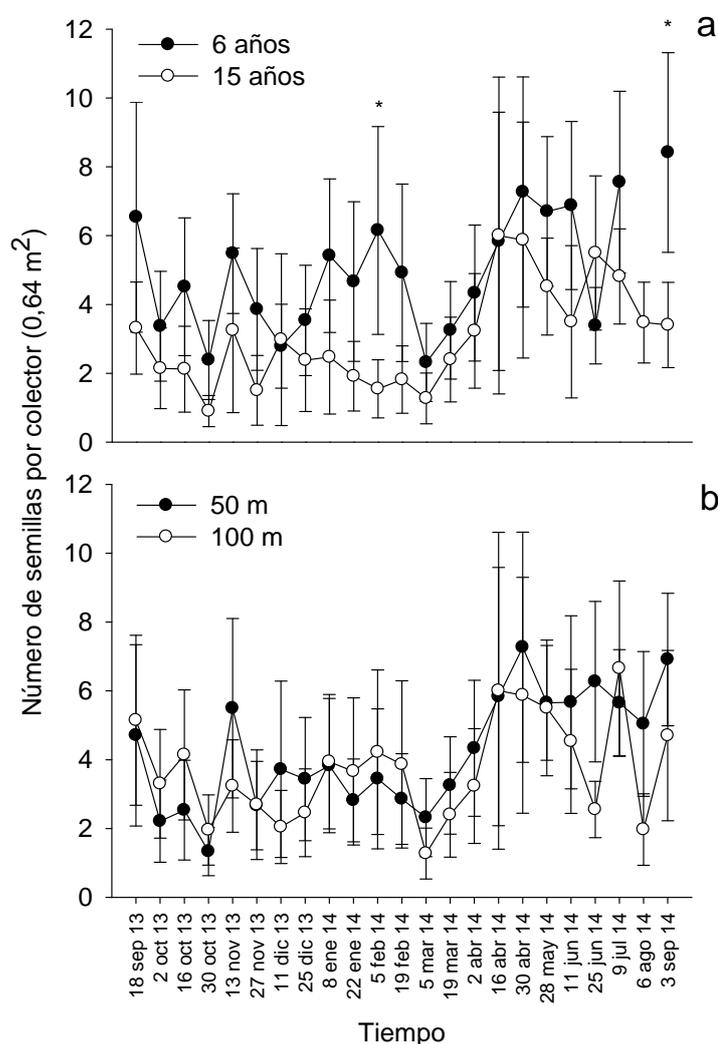


Figura 5.3. Dinámica de la lluvia de semillas en minas abandonadas de distintas edades (a) y a diferentes distancias desde el bosque adyacente (b) en el corregimiento de Raspadura, municipio de Unión Panamericana, Chocó, Colombia. Los datos indican la media \pm 2 error típico. Asteriscos (*) sobre los puntos indican diferencias estadísticamente significativas entre edades para algunos instantes temporales (HSD de Tukey, $P < 0,05$).

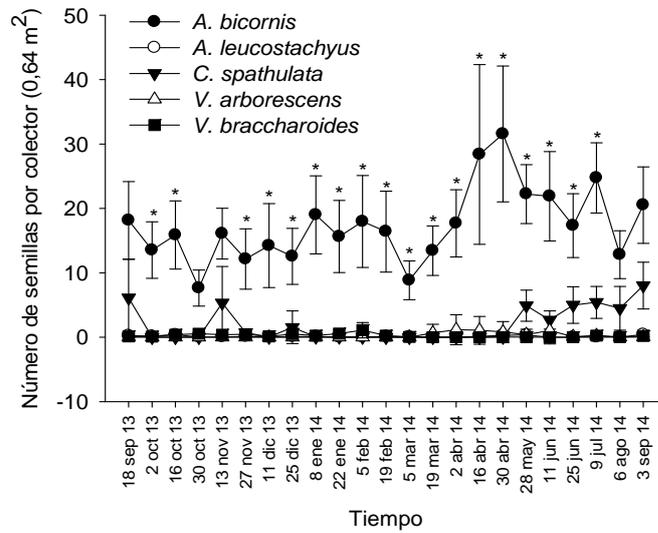


Figura 5.4. Contribución de propágulos de las especies que conforman la lluvia de semillas en minas abandonadas del corregimiento de Raspadura, Unión Panamericana, Chocó, Colombia. Los datos indican la media \pm 2 error típico. Asteriscos (*) sobre los puntos indican diferencias estadísticamente significativas entre especies para diferentes instantes temporales (HSD de Tukey, $P < 0,05$).

Banco de semillas

El banco de semillas estuvo representado por ocho especies: dos de dispersión anemócora (*A. bicornis* y *C. spathulata*) y seis de dispersión zoócora, tipo ornitócora (*Clidemia hirta*, *C. serícea*, *Leandra granatensis*, *Miconia reducens* (Melastomataceae)) y epizoócora (*Cyperus luzulae* y *Rhinchospora tenerrima* (Cyperaceae)). La densidad de semillas (número de semillas por muestra de suelo) no varió con la edad de la mina (6 años = $14,4 \pm 2,4$, $n = 54$; 15 años = $14,4 \pm 2,2$, $n = 54$; $F_{1,107} = 0,02$, $P = 0,88$), pero sí con la distancia al bosque adyacente ($F_{1,107} = 53,1$, $P < 0,0001$), siendo mayor a distancias próximas (50 m = $18,2 \pm 2,5$; $n = 54$) al bosque adyacente que alejadas de éste (100 m = $10,6 \pm 2,1$; $n = 54$). Además, la cantidad de semillas encontrada en el suelo a diferentes distancias desde el bosque adyacente no fue independiente de la edad de la mina (interacción distancia \times edad de la mina: $F_{7,107} = 7,6$, $P < 0,0001$; Figura 5.6), de modo que la distancia sólo disminuyó significativamente la densidad de semillas del banco en la mina de más edad tras el abandono.

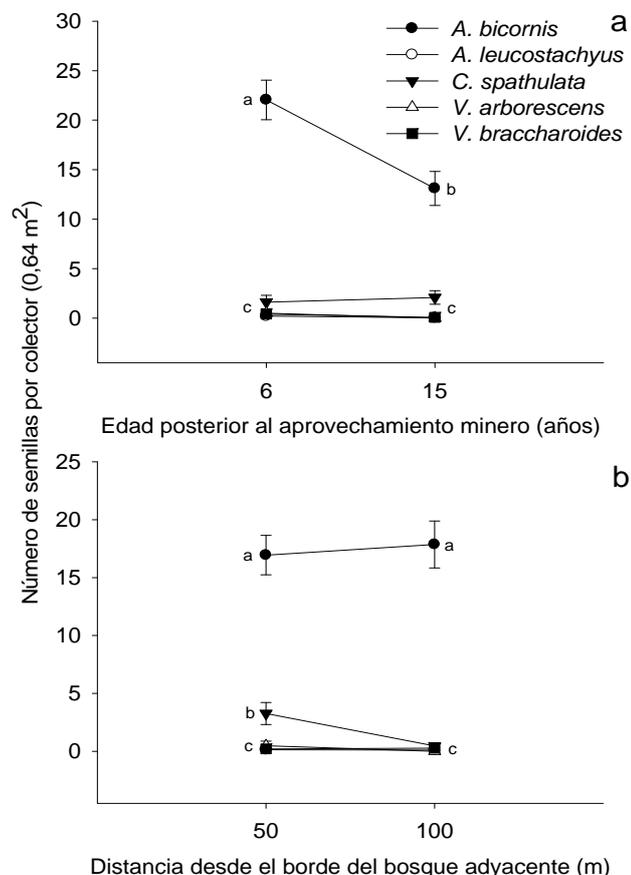


Figura 5.5. Efecto de la edad de la mina (**a**) y su distancia al bosque adyacente (**b**) sobre la contribución de propágulos de especies que componen la lluvia de semillas en minas abandonadas de Raspadura, Unión Panamericana, Chocó, Colombia. Los datos indican la media \pm 2 error típico. Diferentes letras (a-d) sobre los puntos indican diferencias estadísticamente significativas (HSD de Tukey, $P < 0,05$) de la interacción entre especies y edad de la mina (a), o entre especies y distancia al bosque adyacente (b).

Las especies encontradas también variaron significativamente en su contribución al banco de semillas ($F_{7,107} = 23,9$, $P < 0,0001$); en este sentido, *A. bicornis* ($37,3 \pm 6,5$) fue la especie mayormente representada (HSD de Tukey, $P < 0,05$), seguida por *C. luzulae* ($14,0 \pm 4,4$), *M. reducens* ($14,5 \pm 4,8$), *L. granatensis* ($12,8 \pm 4,2$), *C. spathulata* ($10,4 \pm 4,2$), *C. hirta* ($9,2 \pm 3,3$), *R. tenerrima* ($8,8 \pm 3,6$) y *C. sericea* ($8,2 \pm 3,0$) (HSD de Tukey, $P > 0,05$). Aquellas variaciones encontradas entre las especies, no fueron independientes de la edad de la mina (interacciones edad de la mina \times especies: $F_{7,107} = 8,6$, $P < 0,0001$; Figura 5.7a) o de la distancia al bosque adyacente (interacción distancia \times especie: $F_{7,107} = 6,2$, $P < 0,0001$; Figura 5.7b); en este sentido, *M. reducens* tuvo una mayor representatividad en la

mina de 15 años, mientras que *C. luzulae* dominó más en la mina de 6 años (Figura 5.7a), y las especies entre sí presentaron mayores diferencias a medida que se alejaban de la matriz del bosque adyacente (Figura 5.7b).

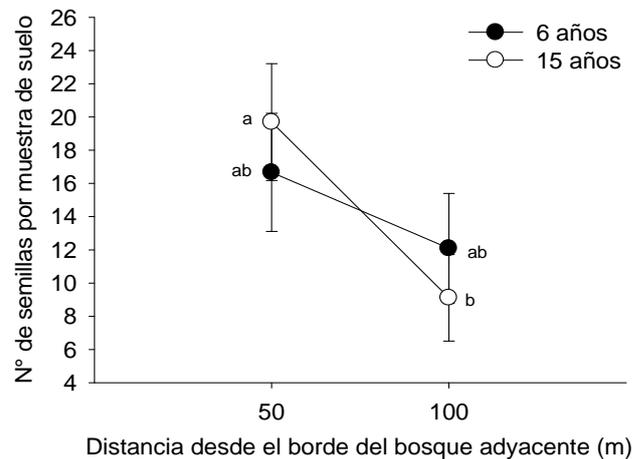


Figura 5.6. Efecto de la distancia al bosque adyacente sobre la densidad del banco de semillas en minas de diferentes edades de abandono en el corregimiento de Raspadura, municipio de Unión Panamericana, Chocó, Colombia. Los datos indican la media \pm 2 error típico. Diferentes letras (a-d) sobre los puntos indican diferencias estadísticamente significativas entre edades y distancias (HSD de Tukey, $P < 0,05$).

DISCUSIÓN

Lluvia de semillas

La lluvia de semillas estuvo compuesta por tan sólo cinco especies de plantas, todas ellas de dispersión anemócora, siendo *A. bicornis* (Poaceae) la especie más abundante. Además la lluvia de semillas se vio influida conjuntamente por la edad de abandono de las minas y la distancia al bosque adyacente, siendo mayor en la mina de 6 años que en aquella de 15 años únicamente a los 100 m de distancia.

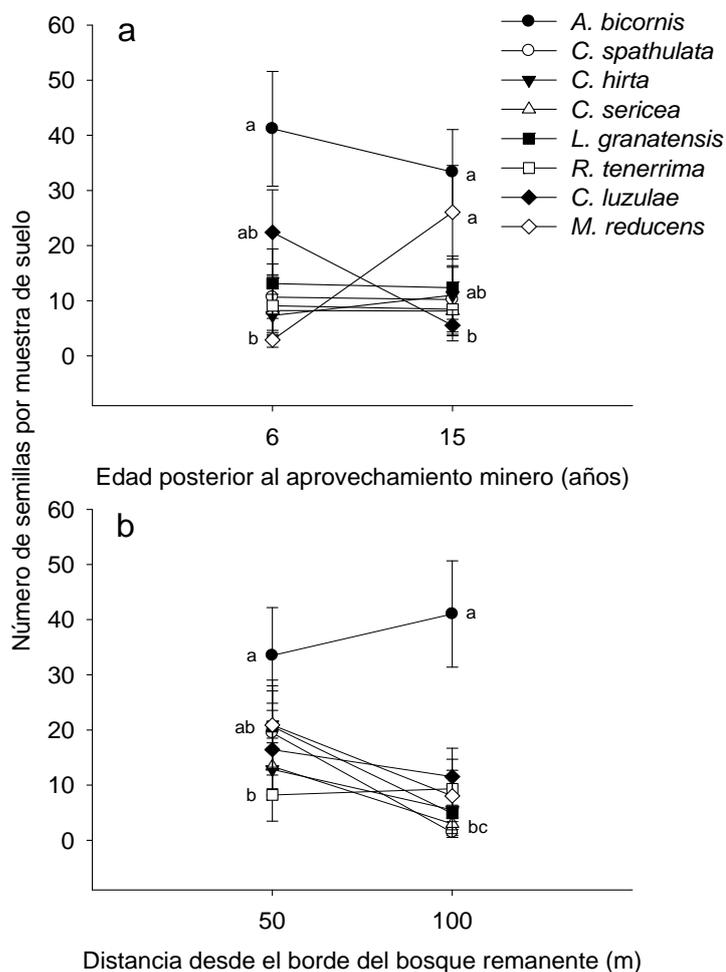


Figura 5.7. Efecto de la edad de la mina (a) y su distancia al bosque adyacente (b) sobre la contribución de propágulos de especies que componen el banco de semillas en minas abandonadas de Raspadura, Unión Panamericana, Chocó, Colombia. Los datos indican la media \pm 2 error típico. Diferentes letras (a-d) sobre los puntos indican diferencias estadísticamente significativas (HSD de Tukey, $P < 0,05$) de la interacción entre especies y edad de la mina (a), o entre especies y distancia al bosque adyacente (b).

La riqueza de especies encontrada en las trampas de semillas fue muy baja si se compara con la elevada riqueza del bosque adyacente, en el que se registraron 232 especies de plantas vasculares (ver capítulo 2). No obstante, otros estudios han mostrado patrones similares de baja riqueza de especies en la lluvia de semillas de áreas afectadas por intervención antrópica (Nepstad *et al.* 1990, Aide y Cavelier 1994, Holl 1999). Una de las posibles explicaciones puede estar en que la mayoría de las especies de arbustos y árboles

que caracterizan los bosques tropicales son dispersadas por animales y, en particular, muchas aves frugívoras evitan incursionar y/o forrajear en grandes espacios abiertos (característico de las minas) al ser más vulnerables a los depredadores, sobre todo si en los lugares abiertos no disponen de perchas o recursos alimentarios (Howe y Smallwood 1982). En este sentido, la conservación de árboles remanentes en el seno de las minas podría jugar un papel importante en la revegetación de estas áreas críticas por especies de plantas dispersadas por aves (Guevara *et al.* 1986, 1992, Guevara y Laborde 1993, Cardoso da Silva *et al.* 1996). Desafortunadamente, toda la cobertura forestal es eliminada cuando las áreas son intervenidas para la extracción de oro y platino en la zona, limitando así las posibilidades de que semillas de algunas especies del bosque entren en las minas vía dispersión zoócora. Por tanto, la disposición de perchas artificiales en las áreas afectadas por minería podría aumentar la lluvia de semillas dispersadas por animales, aunque otras barreras tales como la depredación post-dispersiva de las semillas y las condiciones necesarias para garantizar su viabilidad puedan también limitar la regeneración del bosque en estas áreas críticas (Holl 1999). En particular, algunas especies ruderales de porte arbustivo y/o arbóreo como *M. reducens* y *C. spathulata*, respectivamente, que crecen en las minas abandonadas y que también fueron encontradas en el banco de semillas del suelo, podrían ser utilizadas para promover la entrada de semillas dispersadas por animales en áreas afectadas por minería en la zona.

En cuanto a la influencia de la edad de las minas y la distancia al bosque adyacente en la densidad de la lluvia de semillas resulta difícil de explicar. En principio, cabría esperar mayor densidad de semillas en trampas colocadas a menor distancia del bosque adyacente, como se ha encontrado en otros estudios (Álvarez-Buylla y Martínez-Ramos 1990, Cubiña y Aide 2001). Sin embargo, esta tendencia sólo se observa en la mina de mayor edad (15 años tras el abandono), mientras que la mina más joven (6 años) muestra una tendencia inversa. Posiblemente la explicación esté en el mecanismo de dispersión dominante entre las especies que constituyen la lluvia de semillas y en diferencias en la distancia de las distintas minas respecto a fuentes de propágulos, más que en diferencias de edad tras el abandono. En los estudios antes mencionados (Álvarez-Buylla y Martínez-Ramos 1990, Cubiña y Aide 2001) el tipo de especies predominantes en la lluvia de semillas fueron plantas leñosas de dispersión zoócora, que pueden provenir del bosque adyacente, mientras

que en nuestras minas la lluvia de semillas está dominada por especies dispersadas por el viento que posiblemente provengan de otras áreas degradadas de regeneración temprana con abundancia de especies anemócoras y no del bosque adyacente. De hecho, en el capítulo 2 de esta Tesis se encuentra que, tras 15 años de abandono de las minas, la composición florística de la comunidad vegetal difiere considerablemente de la composición florística del bosque adyacente, corriendo a cargo, en gran medida, de especies dispersadas por el viento que no se han encontrado en la comunidad vegetal del bosque adyacente, como es el caso de *A. bicornis*.

Banco de semillas

El banco de semillas del suelo estuvo compuesto por tan sólo ocho especies de plantas, dos presentes también en la lluvia de semillas y dispersadas por viento, y seis dispersadas por animales. De todas ellas la especie más abundante en el banco del suelo fue *A. bicornis* (Poaceae), al igual que en la lluvia de semillas. Además la densidad de semillas del banco del suelo no varió con la edad de abandono de las minas, pero sí con la distancia al bosque adyacente, siendo mayor a distancias próximas al bosque, aunque sólo en la mina de más edad tras el abandono la tendencia fue estadísticamente significativa.

El pequeño tamaño del banco, tanto en densidad de semillas como en la variedad de especies que lo componen es frecuente en zonas tropicales si se compara con ecosistemas templados (Skoglund 1992), y se explica por el mayor riesgo de pérdida de semillas por alta mortalidad (p.e. depredación, patógenos, fuego, etc.), o por presentar germinación intermitente relacionada con las efímeras condiciones favorables (Skoglund 1992). La menor importancia del banco de semillas en zonas tropicales hace que la eficacia del uso de suelo para recubrir estériles de mina en zonas tropicales sea menor que en ecosistemas templados, en los que el importante papel que el banco de semillas del suelo juega en la dinámica de la vegetación (Garwood 1989, Vyvey 1989, Skoglund 1992) ha incentivado el uso de suelos “naturales”, en el recubrimiento de los estériles de mina o suelos degradados, como fuente natural de semillas capaz de favorecer la revegetación (Skoglund 1992, Parrotta y Knowles 2001, Zhang *et al.* 2001), incluso sin la necesidad de emplear medidas adicionales (Bradshaw y Chadwick 1980, Bradshaw 1997, 2000).

La mayor densidad de semillas en el banco del suelo encontrada a menor distancia del bosque adyacente concuerda con la tendencia observada por otros autores. En concreto, Álvarez-Buylla y Martínez-Ramos (1990) encuentran un descenso en la densidad de plántulas a mayor distancia del borde del bosque adyacente, demostrando que pocas semillas son dispersadas hacia el seno del área en regeneración, aun cuando se den las condiciones para que ocurra la dispersión. Cubiña y Aide (2001) encuentran diferencias en la abundancia de plántulas germinadas a partir de muestras de suelo recolectadas a diferentes distancias desde el bosque adyacente; más del 99 % de las plántulas germinaron en muestras recolectadas dentro de los primeros 4 m de distancia respecto al bosque adyacente. Estos mismos autores (Álvarez-Buylla y Martínez-Ramos 1990, Cubiña y Aide 2001) sugieren también la posibilidad de que la menor acumulación de semillas a ciertas distancias desde el bosque adyacente se deba a la pérdida de viabilidad o altos niveles de depredación post-dispersión. En el contexto de alta precipitación en el Chocó, es posible que los patrones de baja densidad del banco de semillas, especialmente a distancias alejadas del bosque de referencia, se deba a procesos de lavado por escorrentía superficial. En esta región donde los eventos de lluvia son intensos durante casi todo el año (> 4000 mm al año; Poveda-M *et al.* 2004) es posible que las semillas que llegan desde el bosque con periodos de latencia largo no germinen en la mina porque son lavadas hacia fuera del sistema. Aunque muchos estudios sobre sucesión han demostrado que el bosque se recupera en terrenos abandonados, también se ha indicado que sólo un pequeño grupo de las especies del bosque contribuirá al proceso de recuperación durante los primeros años de sucesión (Cubiña y Aide 2001, Alday *et al.* 2011a). El fuerte efecto de la distancia desde el bosque adyacente sobre la densidad y riqueza de semillas del banco del suelo probablemente esté también relacionado con la disponibilidad y comportamiento de los dispersores, ya que la distribución espacial de las semillas durante el proceso de dispersión depende del hábito de alimentación y nidificación de los dispersores o de las costumbres de los animales de evitar lugares abiertos (Dalling 2002).

Se puede concluir que la entrada de propágulos a las minas vía lluvia de semillas puede estar más relacionada con la cercanía a otras áreas perturbadas, donde la abundancia de especies anemócoras es alta, que con la edad de abandono de las minas o su distancia desde el bosque de referencia. Al respecto, el establecimiento de perchas o bosquetes artificiales

en el seno de las minas podría promover la recuperación vegetal de minas abandonadas con especies de dispersión zoócora (particularmente dispersadas por aves), cuya representación en el banco del suelo resulta interesante. No obstante, dado que el banco de semillas del suelo se puede ver afectado por la distancia desde el bosque de referencia y posiblemente por los eventos de alta precipitación que imperan en la región del Chocó, es necesario idear medidas de control de la erosión en estas áreas críticas para promover la retención de semillas en el suelo. En este sentido, es de vital importancia emprender investigaciones que evalúen experimentalmente el efecto de las perchas artificiales y de algunas medidas de control de la erosión del suelo en la formación del banco de semillas, en áreas afectadas por minería bajo un contexto de alta pluviosidad, como sucede en la región del Chocó.

CAPÍTULO 6

Efectos del tratamiento del suelo y la competencia inter-específica sobre el establecimiento de leñosas arbóreas en minas del Chocó, Colombia



Capítulo 6

Efectos del tratamiento del suelo y la competencia inter-específica en el establecimiento de leñosas arbóreas en minas del Chocó, Colombia

MÉTODOS

Ubicación de los experimentos. El trabajo se desarrolló en el corregimiento de Raspadura ($5^{\circ}13'17''\text{N}$; $76^{\circ}38'37''\text{O}$) que pertenece al municipio de Unión Panamericana (Chocó), dentro de la Subregión Central Norte del Chocó biogeográfico. Sus características de clima, vegetación y suelo se han descrito previamente en la “Introducción” de la Tesis. Los ensayos se realizaron concretamente en una mina abandonada de 5 años post-aprovechamiento minero ($5^{\circ}13'36''\text{N}$, $76^{\circ}39'11''\text{W}$), sometida al método habitual de minería auroplatinífera descrito en la “Introducción” de la Tesis, tras el que queda un paisaje desértico con grandes montículos de arena y grava (Figura 6.1a).

El inventario de plantas leñosas realizado en las zonas afectadas por minería en el área de estudio (ver capítulo 2) mostró que en ellas coexisten 16 especies de plantas, entre arbóreas y arbustivas, pertenecientes a ocho familias y 12 géneros, entre las que dominan las especies con hábito de crecimiento arbustivo (55%) frente a las de hábito arbóreo (45%). Una de las especies más observadas creciendo de manera espontánea en estas minas fue *C. spathulata* (Figura 6.1c), junto con *Clidemia sericea* D. Don, *Vismia macrophylla* Kunth y *V. baccifera* (L.) Planch. & Triana. En la actualidad muchas minas de la subregión del San Juan, incluyendo el área de estudio, son revegetadas con *Acacia mangium* Will (Figura 6.1b), una leguminosa exótica de origen australiano (Arisman y Hardiyanto 2006).



Figura 6.1. Panorámica de una mina de oro abandonada en el corregimiento de Raspadura, Unión Panamericana, Chocó, Colombia (a); plantación de *Acacia mangium*, una especie exótica, introducida para revegetar minas abandonadas (b); individuos de *Cespedia spathulata*, especie nativa pionera en zonas degradadas por acción antrópica (c).

Experimento 1: Efecto del tratamiento del suelo en el establecimiento de dos especies arbóreas (una nativa y otra exótica)

Con el fin de evaluar el efecto de las propiedades físicas y químicas del suelo en la supervivencia y crecimiento de dos especies leñosas, se llevó a cabo un experimento de manipulación en áreas sin vegetación dentro de la mina seleccionada. El experimento incluyó tres tratamientos de suelo (Remoción+abono orgánico (AO en adelante), Remoción y Control) y la plantación de dos especies arbóreas (*C. spathulata* o *A. mangium*). En el tratamiento “Remoción+AO” la tierra resultante de la actividad minera fue descompactada hasta una profundidad de 25 cm y su pedregosidad (piedras > 10 cm de diámetro) extraída del terreno. Adicionalmente, se incorporó un abono orgánico constituido por una mezcla artesanal de fibras de madera en descomposición y excrementos de aves de corral (gallinaza). La cantidad de abono incorporado en las parcelas tuvo una relación de medio bulto de gallinaza (20 kg) por metro cuadrado de terreno. En el tratamiento “Remoción” la tierra se preparó igual que el tratamiento anterior pero no se enmendó con abono orgánico. Finalmente en el tratamiento “Control” la tierra resultante de la actividad minera no fue modificada (ni descompactada, ni eliminada la pedregosidad, ni enmendada). Cada tratamiento del suelo se aplicó en dos parcelas de 2,5×5 m (12,5 m²), plantándose en una de ellas 24 plántulas de *A. mangium* y en la otra 24 plántulas de *C. spathulata*. La distancia de plantación fue de 50 cm entre las plantas de cada fila (4 plantas por fila) y de 70 cm entre las plantas de cada columna (6 plantas por columna). Las plántulas de *A. mangium*, al tratarse de una especie exótica, provenían de un vivero (aprox. 1 mes de edad y altura = $27,2 \pm 1,2$ cm, diámetro = $3,1 \pm 0,1$ mm, n = 72), mientras que las plántulas de *C. spathulata* provenían del vivero natural de plántulas creciendo en la mina en las inmediaciones del área de experimentación (de edad desconocida, altura en el momento de la recolección = $7,1 \pm 0,8$ cm y diámetro = $2,3 \pm 0,1$ mm, n = 72). Con el fin de evitar contaminación de los tratamientos por las condiciones previas del suelo en las que se encontraban las plántulas, las raíces de las mismas fueron desprovistas de sustrato y lavadas con abundante agua antes de ser cultivadas en cada unidad experimental.

Experimento 2: Efecto de la competencia inter-específica en el establecimiento de dos especies arbóreas (una nativa y otra exótica)

Dado que la especie *A. mangium* es una especie exótica, de rápido crecimiento, que está siendo utilizada actualmente para realizar revegetaciones en áreas afectadas por la minería en el Chocó (Ayala *et al.* 2008; Figura 6.1b), se pretendía valorar el efecto de su introducción sobre el establecimiento de *C. spathulata*, una especie nativa que crece espontáneamente en zonas de intervención antrópica (Figura 6.1c). Para ello, se escogieron zonas sin vegetación en la mina de 5 años de edad tras el cese de la actividad minera, y se diseñó un experimento donde se cuantificó la supervivencia y crecimiento de plantas de la especie nativa *C. spathulata* cuando crece separada y junto a *A. mangium*. Para el seguimiento de ambas especies creciendo separadas se utilizaron las parcelas con tratamiento “Remoción+AO” del experimento 1. Para el seguimiento de ambas especies creciendo juntas se estableció una nueva parcela con las mismas dimensiones (2,5×5 m; i.e. 12,5 m²) y con el mismo tratamiento del suelo (Remoción+AO). En este caso, por cada punto de plantación (n = 24) se plantaron dos plántulas, una de *A. mangium* junto con una de *C. spathulata*, con el mismo espaciamiento entre ellos que en el experimento 1.

Para todas las plantas de ambos experimentos se tomó nota de la supervivencia (%) y crecimiento (altura total (cm) y diámetro del tallo (mm)), con la ayuda de una regla milimetrada y un calibre de precisión 0,01 mm respectivamente) cada 15 días, entre septiembre de 2013 y septiembre de 2014. Al final del estudio (septiembre de 2014), en cada una de las parcelas experimentales se extrajeron muestras de suelo (1 muestra por parcela, constituida por la mezcla de submuestras tomadas cerca de cada punto de plantación) con un barreno de 8 cm de diámetro hasta una profundidad de 10 cm. Además de las muestras de suelo de las parcelas experimentales (cultivadas), se recogió 1 muestra de suelo compuesta (mezcla de 20 submuestras) en cada parcela de referencia (parcela contigua a cada parcela experimental), una para cada tratamiento (n = 4; ver Tabla 6.1), con la finalidad de conocer las características del suelo de las minas si no se hubieran aplicado los tratamientos del suelo ni realizado las plantaciones. Estas muestras fueron enviadas al Laboratorio de Suelos de la Universidad Nacional de Colombia con sede en Medellín, donde se analizaron los siguientes parámetros: textura (método Bouyoucos), capacidad de

intercambio catiónico efectiva (CIC ef a saturación con acetato de amonio; método cuantificación: volumétrico), pH (método extracción: suelo/agua (1:1); método cuantificación: potenciométrico), Al, Mg, K, Ca (método de extracción con Acetato de Amonio 1N y pH 7; método cuantificación: Absorción Atómica), P (método extracción: B-Bray II; método cuantificación: empleando como reductor ácido ascórbico), MO (método extracción: B-Walkley Black por oxidación húmeda; método cuantificación: volumétrico), N total (método Kjeldhal).

Análisis estadístico. Inicialmente, con el fin de explorar posibles gradientes subyacentes y/o diferencias entre tratamientos en cuanto a las propiedades edáficas, se realizó un análisis de componentes principales (ACP). Este mismo análisis fue también llevado a cabo, posteriormente, para analizar relaciones entre las propiedades del suelo tras los tratamientos y las variables de supervivencia y crecimiento de las plantas evaluadas.

Las diferencias de supervivencia, al final del experimento 1, en función de la especie (*A. mangium* y *C. spathulara* plantadas separadas) y el tratamiento de mejora del suelo aplicado (Remoción+AO, Remoción y Control), y al final del experimento 2, en función de la especie (*A. mangium* y *C. spathulara*) y el sistema de plantación (ambas especies plantadas juntas y separadas) fueron analizadas mediante un Modelo Lineal General (MLG) de distribución binomial. En ambos casos el patrón de supervivencia de las plantas a lo largo del tiempo que duró el experimento se analizó mediante el método Kaplan & Meier y los modelos de regresión Cox.

En ambos experimentos, el efecto del tratamiento y la especie con relación al crecimiento neto acumulado de las plantas (altura total y diámetro del tallo) al final del periodo de evaluación de los tratamientos se evaluó con una ANOVA de dos vías e interacción entre factores. Cuando los contrastes entre los niveles de los factores tratamiento, especie e interacción entre ambos fueron significativos se usó la prueba de HSD de Tukey para los contrastes a posteriori. Para evaluar el efecto del tiempo y su interacción con la especie y los tratamientos se utilizó una ANOVA de medidas repetidas. Los datos fueron transformados al $\log(x+0,5)$ (altura y diámetro) o a la raíz cuadrada $(x+0,5)$ (porcentaje de supervivencia) para ajustar su normalidad y homocedasticidad. Sin embargo, los datos sin transformación (media \pm 2 error típico) son mostrados en texto, tablas y figuras. En el

experimento de competencia interespecífica, se llevó a cabo, además, un análisis de regresión lineal para las variables de crecimiento; en el modelo, la altura y el diámetro de *A. mangium* se incluyeron como variables explicativas del crecimiento de *C. spatulata*.

Los análisis de ordenación tipo ACP se realizaron con el programa CANOCO versión 4.5 (Ter Braak y Šmilauer 2002). El resto de los análisis estadísticos se llevaron a cabo en el entorno de programación R versión 2.15 (R Development Core Team 2012); particularmente para los análisis de supervivencia se usó el paquete “survival” versión 2.38-1 (Therneau 2015) y para el ANOVA de medidas repetidas se usó el paquete “nlme” versión 3.1-120 (Pinheiro *et al.* 2015).

RESULTADOS

Características edáficas tras los tratamientos del suelo

El análisis de componentes principales (ACP), aplicado al conjunto de variables físicas y químicas del suelo, considerando las parcelas experimentales y las de referencia, indicó que las parcelas donde el suelo fue removido y mezclado con abono orgánico (Remoción+AO) presentaban mejores condiciones nutricionales (incrementos en MO, P, Ca y CIC ef, y normalización del pH) que aquellas parcelas donde solo se removió el suelo (Remoción) o donde el suelo no fue alterado (Control y Referencia), que sin embargo, presentaron mayores valores de aluminio. Las variables físicas del suelo (arenas, limos y arcillas) explicaron en menor medida las diferencias edáficas entre las parcelas, ya que la clase textural fue similar en todas ellas (Tabla 6.1, Figura 6.2).

Efecto de los tratamientos del suelo y de la competencia inter-específica sobre la supervivencia de las plantas

Cuando las plantas de *A. mangium* y *C. spathulata* se plantaron separadas (Experimento 1), el número de plantas que sobrevivieron al final del experimento, después de aplicar diferentes tratamientos de mejora del suelo (Remoción+AO, Remoción y Control) fue alto: 136 plantas vivas de 144 plantadas (94,3 %). No se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre especies (*A. mangium* = 97,2 %, n = 72 plantas; *C. spathulata* = 91,6 %, n = 72 plantas; MLG binomial: $F_{1,138} = 2,1$, $P = 0,14$), ni entre tratamientos de mejora de suelo (Remoción+AO = 93,8 %, n = 48 plantas; Remoción = 95,8 %, n = 48 plantas; Control = 93,8 %, n = 48 plantas; $F_{2,138} = 0,1$, $P = 0,87$). Sin embargo, la interacción especie \times tratamiento fue significativa ($F_{2,138} = 3,4$, $P = 0,03$), encontrándose que el número de plantas vivas de *A. mangium* fue mayor que el de *C. spathulata* en los tratamientos de Remoción+AO y Control (Tukey, $P < 0,05$). Finalmente, el patrón de supervivencia (%) a lo largo del tiempo no varió significativamente entre las especies (Kaplan-Meier: $\chi^2 = 2,2$, gl = 1, $P = 0,14$; Cox: 2,3, gl = 1, $P = 0,13$), como tampoco entre los tratamientos de mejora de suelo aplicados a las mismas (Kaplan-Meier: $\chi^2 = 0,3$, gl = 2, $P = 0,86$; Cox: 0,3, gl = 2, $P = 0,85$; Figura 6.3a,b).

Tabla 6.1. Propiedades físicas y químicas de suelos mineros antes (Referencia) y después de la aplicación de los tratamientos de mejora y la plantación de especies arbóreas.

Tratamiento	Parcelas	Textura				pH	MO	Al	Ca	Mg	K	CICef	P	N
		A%	L%	Ar%	Clase									
Remoción+AO	<i>A. mangium</i>	80	12	8	AF	6,2	2,5	-	3,0	0,18	0,03	3,2	169	0,02
	<i>C. spathulata</i>	76	14	10	FA	6,9	2,2	-	3,2	0,18	0,03	3,4	167	0
	Referencia	76	14	10	FA	3,9	0,27	1,1	0,05	0,09	0,07	1,3	2	0
Remoción+AO	<i>Am + Cs</i>	68	16	16	FA	4,1	0,81	1,1	0,34	0,39	0,06	1,9	52	0
	Referencia	72	18	10	FA	3,7	0,58	1,1	0,04	0,32	0,03	1,5	2	0
Remoción	<i>A. mangium</i>	80	12	8	AF	3,8	0,23	1,2	0,03	0,29	0,03	1,6	1	0
	<i>C. spathulata</i>	80	12	8	AF	3,6	0,21	1,3	0,03	0,17	0,03	1,5	1	0
	Referencia	78	12	10	FA	3,6	0,2	1,3	0,04	0,25	0,04	1,6	2	0
Control	<i>A. mangium</i>	74	16	10	FA	3,4	0,42	1,5	0,03	0,39	0,03	2,0	1	0,04
	<i>C. spathulata</i>	78	16	6	AF	3,6	0,33	1,3	0,03	0,19	0,03	1,6	1	0,01
	Referencia	78	14	8	FA	3,6	0,48	1,2	0,06	0,32	0,05	1,6	2	0

Am= *Acacia mangium*; Cs= *Cespedesia spathulata*; CICef= capacidad de intercambio catiónico efectiva; MO= materia orgánica.

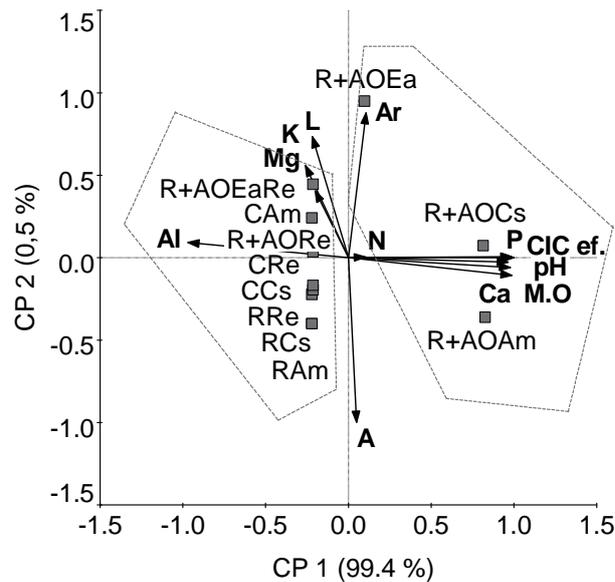


Figura 6.2. Análisis de componentes principales (ACP): características físicas y químicas del suelo en relación a los tratamientos de suelo y plantación de especies arbóreas realizados en una mina abandonada del corregimiento de Raspadura, Chocó, Colombia. Los valores en porcentaje junto a los ejes indican la varianza explicada por cada componente principal. R+AOCs = Parcela de remoción más aporte de abono orgánico cultivada con *C. spatulata*, R+AOAm = Parcela de remoción más aporte de abono orgánico cultivado con *A. mangium*, R+AORe = Parcela de referencia para condiciones de suelo sin la aplicación de los tratamientos R+AOCs y R+AOAm, R+AOEa = Parcela de remoción más aporte de abono orgánico cultivado con la asociación *A. mangium* + *C. spathulata*, R+AOEaRe = Parcela de referencia para condiciones de suelo sin la aplicación del tratamiento R+AOEa, RCs y RAm = Parcelas de remoción cultivadas con *C. spathulata* y *A. mangium* respectivamente, RRe = Parcela de referencia para condiciones de suelo sin la aplicación de los tratamientos RCs y RAm, CCs y CAm = Parcelas control cultivadas con *C. spathulata* y *A. mangium* respectivamente, CRe = Parcela de referencia para condiciones de suelo sin la aplicación de los tratamientos CCs y CAm.

Al finalizar el experimento 2, para valorar el efecto de la competencia inter-específica (especies cultivadas juntas vs. separadas) sobre la supervivencia, después de aplicar el tratamiento de mejora del suelo (Remoción+AO), se encontró que el número de plantas que sobrevivieron fue alto (91,7 %, n = 96 plantas) pero difiere significativamente según la especie ($F_{1,92} = 4,98$, $P = 0,02$), siendo mayor en *A. mangium* (97,9 %, n = 48 plantas) que en *C. spathulata* (85,4 %, n = 48 plantas). El número de plantas vivas fue independiente del hecho que las especies se cultivaran juntas (89,6 %, n = 48 plantas) o separadas (93,8 %, n = 48 plantas; $F_{1,92} = 0,55$, $P = 0,45$), y no hubo interacción especie × tratamiento ($F_{1,92} = 0,007$, $P = 0,99$). El patrón de supervivencia (%) de las plantas a lo largo del tiempo (Figura

6.3c,d) varió significativamente entre especies (Kaplan-Meier: $\chi^2 = 4,9$, $gl = 1$, $P = 0,02$; Cox: 5,43, $gl = 1$, $P = 0,02$) pero no en función de si las especies fueron plantadas juntas o separadas (Kaplan-Meier: $\chi^2 = 0,5$, $gl = 1$, $P = 0,48$; Cox: 0,48, $gl = 1$, $P = 0,49$).

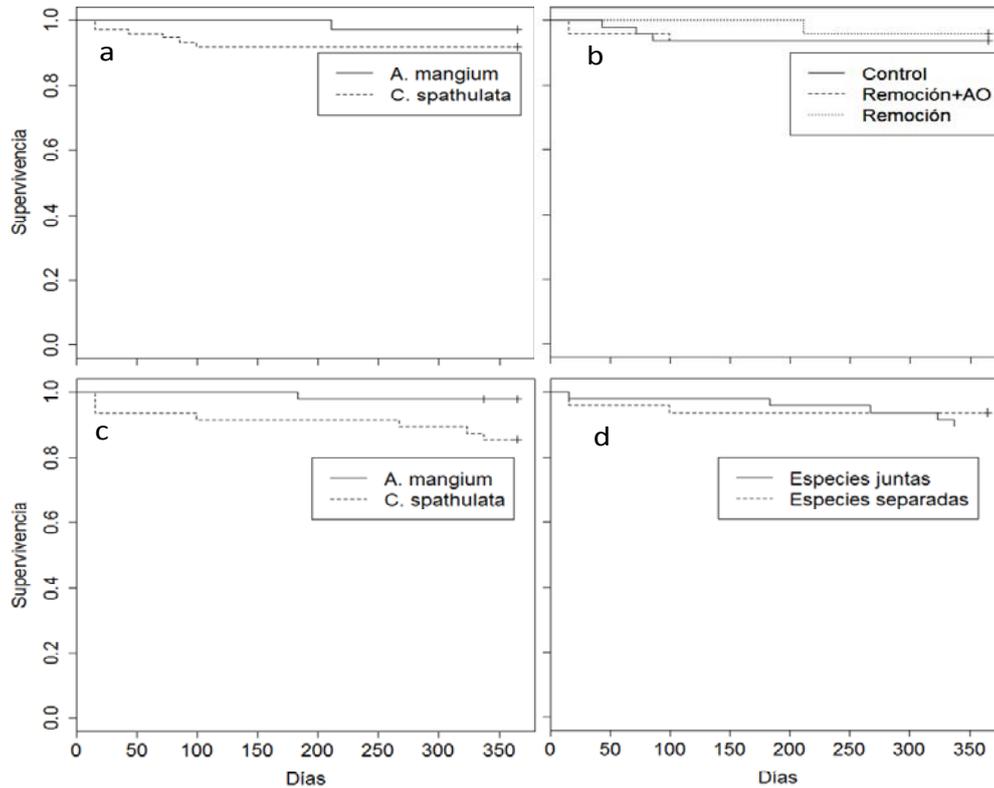


Figura 6.3. Patrones temporales de supervivencia de dos especies leñosas (*A. mangium* y *C. spathulata*) cultivadas bajo diferentes tratamientos de mejora de suelo (**a**, **b**) y competencia inter-específica (**c**, **d**) en suelos degradados por minería a cielo abierto en el corregimiento de Raspadura, Unión Panamericana, Chocó, Colombia. Las curvas representan el estimador de Kaplan-Meier.

Efecto de los tratamientos del suelo y de la competencia inter-específica sobre el crecimiento de las plantas

Las plantas que fueron medidas a lo largo del tiempo (Figura 6.4), tras los tratamientos de mejora de suelo, experimentaron un incremento significativo en altura (ANOVA de medidas repetidas: $F_{24,3213} = 215,3$, $P < 0,0001$) y diámetro del tallo ($F_{24,3213} = 233,7$, $P < 0,0001$). Sin embargo, estos incrementos en el tiempo no fueron independientes del tratamiento de mejora de suelo aplicado (interacción tiempo \times tratamiento: altura $F_{48,3213} =$

91,4, $P < 0,0001$; diámetro $F_{48,3213} = 85,8$, $P < 0,0001$) o de la especie tratada (interacción tiempo \times especie: altura $F_{24,3213} = 55,2$, $P < 0,0001$; diámetro $F_{24,3213} = 48,1$, $P < 0,0001$); la altura y el diámetro fueron mayores en plantas cultivadas en suelos con Remoción+AO, y para la especie *A. mangium*.

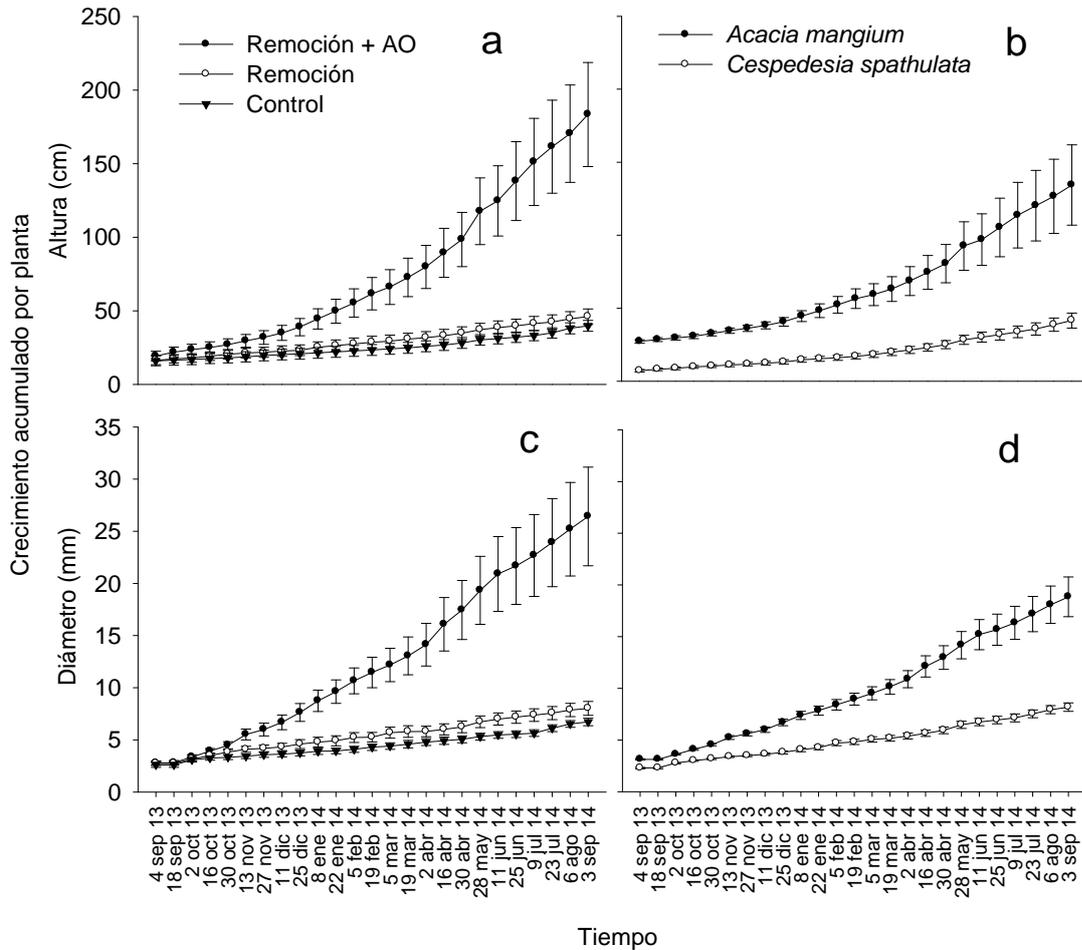


Figura 6.4. Efecto del tiempo sobre el crecimiento acumulado de plantas cultivadas bajo tres tratamientos de suelo (a, c), pertenecientes a dos especies leñosas cultivadas separadas (b, d), en una mina abandonada del corregimiento de Raspadura, Chocó, Colombia. Los datos indican la media \pm 2 error típico.

Cuando se comparó el crecimiento final de las plantas tras los tratamientos (Figura 6.5), se pudo comprobar que éstos afectaron significativamente al crecimiento neto en altura (ANOVA de dos vías: $F_{2,130} = 1269,7$, $P < 0,0001$) y diámetro del tallo ($F_{2,130} = 274,7$, $P < 0,0001$). En este sentido, las plantas cultivadas en suelo minero sometido al tratamiento de

Remoción+AO fueron más altas y más robustas (media \pm error típico: altura = $183,4 \pm 35,4$, $n = 45$; diámetro = $26,4 \pm 4,8$, $n = 45$) que aquellas que crecieron en el tratamiento de Remoción (altura = $45,9 \pm 5,2$, $n = 46$, HSD de Tukey, $P < 0,0001$; diámetro = $8,0 \pm 0,6$, $n = 46$, HSD de Tukey, $P < 0,0001$) y el Control (altura = $39,7 \pm 2,8$, $n = 45$, HSD de Tukey, $P < 0,0001$; diámetro = $6,7 \pm 0,4$, $n = 45$, HSD de Tukey, $P < 0,0001$). Las plantas que se desarrollaron en tratamientos de Remoción y Control no mostraron diferencias estadísticamente significativas en altura (HSD de Tukey, $P = 0,12$) y diámetro del tallo (HSD de Tukey, $P = 0,35$).

Al analizar la respuesta individual de las especies se pudo comprobar que los individuos de *A. mangium* crecieron más en altura (ANOVA de dos vías: *A. mangium* = $134,4 \pm 27,6$ cm planta⁻¹, $n = 70$; *C. spathulata* = $41,5 \pm 5,2$ cm planta⁻¹, $n = 66$; $F_{1,130} = 1167,5$, $P < 0,0001$) y en diámetro del tallo (*A. mangium* = $18,9 \pm 2,8$ mm planta⁻¹, $n = 70$; *C. spathulata* = $8,2 \pm 0,8$ mm planta⁻¹, $n = 66$; $F_{1,130} = 179,4$, $P < 0,0001$) que los individuos de la especie *C. spathulata*, y que estas diferencias no fueron independientes del tratamiento de suelo aplicado, siendo más evidentes en el tratamiento de Remoción+AO que en Remoción y el Control (interacción especie \times tratamiento de suelo: altura: $F_{2,130} = 114,0$, $P < 0,0001$; diámetro del tallo: $F_{2,130} = 130,2$, $P < 0,0001$; Figura 6.5).

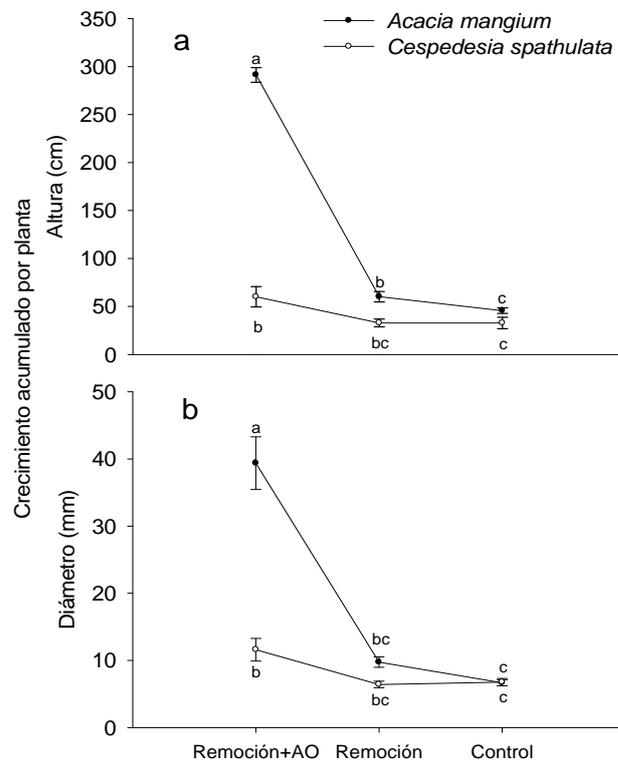


Figura 6.5. Efecto de tres tratamientos de mejora del suelo sobre el crecimiento final (media \pm 2 error típico; n = 24 plantas por tratamiento), en altura (a) y diámetro del tallo (b), de plantas de dos especies leñosas cultivadas en parcelas separadas, en una mina abandonada del corregimiento de Raspadura, Chocó, Colombia. Los datos indican la media \pm 2 error típico. Diferentes letras sobre los puntos indican diferencias estadísticamente significativas (HSD de Tukey, $P < 0,05$), tanto entre especies como entre tratamientos.

La tasa de crecimiento quincenal (Figura 6.6), en altura (incremento en cm cada 15 días) y diámetro del tallo (incremento en mm cada 15 días), varió significativamente con el tiempo (ANOVA de medidas repetidas: altura: $F_{23,3075} = 28,8$, $P < 0,0001$; diámetro: $F_{23,3075} = 9,7$, $P < 0,0001$), con el tratamiento de mejora de suelo (altura: $F_{2,136} = 795,6$, $P < 0,0001$; diámetro: $F_{2,136} = 273,9$, $P < 0,0001$) y dependiendo de la especie (altura: $F_{1,136} = 467,7$, $P < 0,0001$; diámetro: $F_{1,136} = 161,7$, $P < 0,0001$). Las plantas cultivadas en el tratamiento de Remoción+AO se desarrollaron más rápido, tanto en altura como en diámetro del tallo (altura = $6,7 \pm 0,5$, n = 1086 observaciones; diámetro = $0,9 \pm 0,08$, n = 1086 observaciones), que las plantas cultivadas en los tratamientos de Remoción (altura = $1,2 \pm 0,1$, n = 1132, HSD de Tukey, $P < 0,0001$; diámetro = $0,2 \pm 0,01$, n = 1086, HSD de Tukey,

$P < 0,0001$) y Control (altura = $0,9 \pm 0,08$, $n = 1091$, HSD de Tukey, $P < 0,0001$; diámetro = $0,1 \pm 0,01$, $n = 1091$, HSD de Tukey, $P < 0,0001$). Por su parte, independientemente del tratamiento de suelo, la especie *A. mangium* experimentó un crecimiento más vertiginoso que *C. spathulata* (altura: *A. mangium* = $4,4 \pm 0,3$, $n = 1708$, *C. spathulata* = $1,4 \pm 0,1$, $n = 1601$; diámetro: *A. mangium* = $0,6 \pm 0,05$, $n = 1708$, *C. spathulata* = $0,2 \pm 0,01$, $n = 1601$). Además las diferencias entre tratamientos de mejora del suelo (interacción tratamiento de suelo \times tiempo: altura: $F_{46,3075} = 18,1$, $P < 0,0001$; diámetro: $F_{46,3075} = 6,2$, $P < 0,0001$) y entre especies, no fueron independientes del tiempo (interacción especie \times tiempo: altura: $F_{23,3075} = 9,8$, $P < 0,0001$; diámetro: $F_{23,3075} = 3,5$, $P < 0,0001$; Figura 6.6).

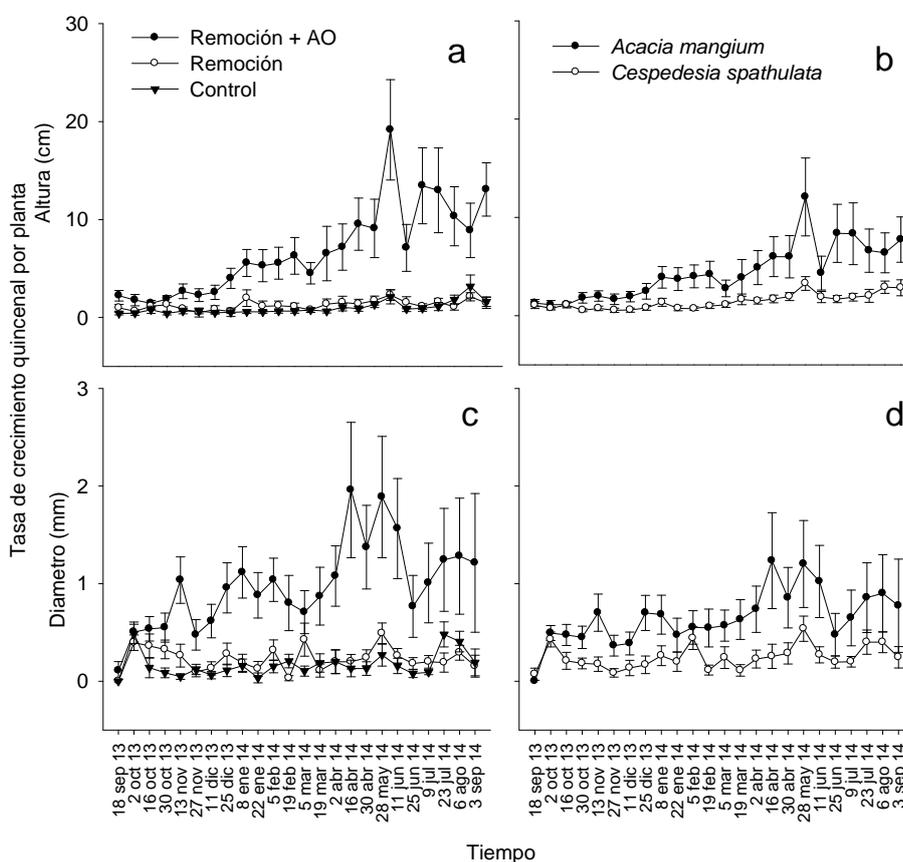


Figura 6.6. Efecto del tiempo sobre la tasa de crecimiento quincenal de plantas cultivadas bajo tres tratamientos de suelo (a, c), pertenecientes a dos especies leñosas cultivadas separadas (b, d), en una mina abandonada del corregimiento de Raspadura, Chocó, Colombia. Los datos indican la media ± 2 error típico.

Finalmente, las diferencias entre especies en cuando a la tasa media de crecimiento quincenal (Figura 6.7) fueron significativamente mayores en el tratamiento de Remoción +AO que en Remoción o Control (interacción especie × tratamiento de suelo: altura: $F_{2,136} = 470,2$, $P < 0,0001$; diámetro: $F_{2,136} = 132,6$, $P < 0,0001$; Figura 6.7).

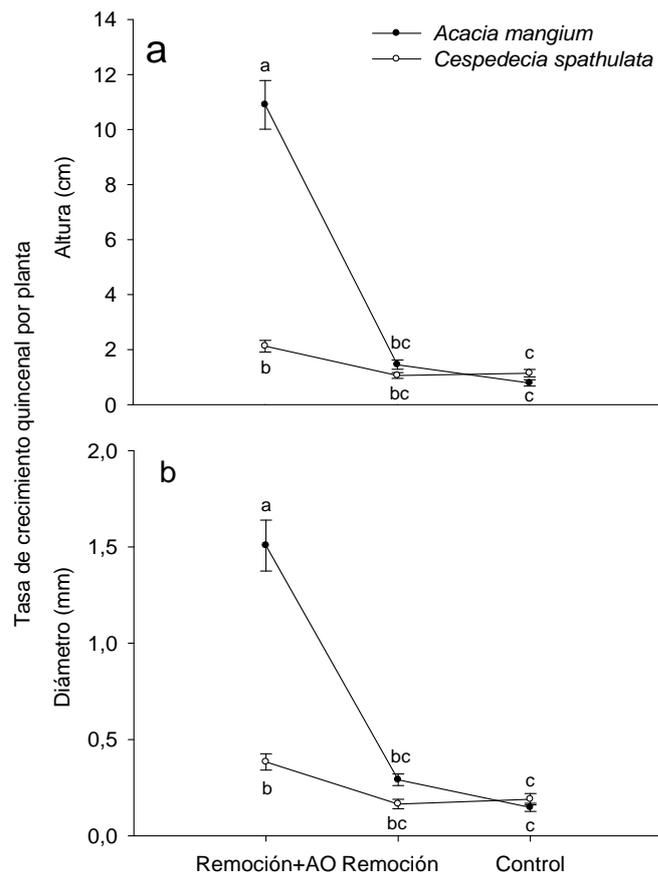


Figura 6.7. Efecto de tres tratamientos de mejora de suelo sobre la tasa de crecimiento quincenal en altura (a) y diámetro del tallo (b) de plantas pertenecientes a dos especies leñosas cultivadas en una mina abandonada del corregimiento de Raspadura, Chocó, Colombia. Los datos indican la media \pm 2 error típico. Diferentes letras sobre los puntos indican diferencias estadísticamente significativas (HSD de Tukey, $P < 0,05$), tanto entre especies como entre tratamientos.

Al analizar conjuntamente todas las variables de establecimiento de las plantas (supervivencia y crecimiento en altura y diámetro) y las propiedades del suelo tras los tratamientos aplicados, se observó que la supervivencia y el crecimiento de ambas especies se relacionaban con aquellas parcelas experimentales donde los niveles de N, MO, Ca, P,

CIC y pH fueron más altos (tratamiento de Remoción+AO). Las características físicas del suelo (porcentajes de arena, limos y arcillas) no contribuyeron a explicar las diferencias en el crecimiento de las plantas (Figura 6.8).

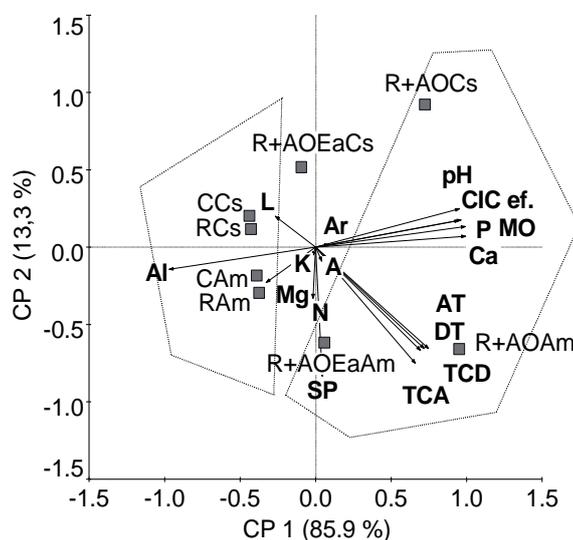


Figura 6.8. Análisis de componentes principales (ACP): relación entre las características físicas y químicas del suelo, el porcentaje de supervivencia y variables de crecimiento (altura y diámetro del tronco) de las plantas en las parcelas que representan distintos tratamientos de suelo en una mina abandonada del corregimiento de Raspadura, Chocó, Colombia. Los valores en porcentajes indican la varianza explicada por cada componente principal. R+AOCs y R+AOAm = Parcelas remoción más abono orgánico cultivada con *C. spatulata* y *A. mangium* respectivamente, R+AOEa = Parcela remoción más abono orgánico cultivada con la asociación *A. mangium* × *C. spathulata*, RCs y RSm = Parcelas de remoción cultivadas con *C. spathulata* y *A. mangium* respectivamente, CCs y CAm = Parcelas control cultivadas con *C. spathulata* y *A. mangium* respectivamente. SP = porcentaje de supervivencia, AT = altura total, DT = diámetro total, TCA = tasa de crecimiento en altura, TCD = tasa de crecimiento en diámetro.

Al finalizar el experimento de competencia inter-específica (Figura 6.9), las plantas mostraron mayor crecimiento cuando las especies crecieron separadas que cuando éstas se plantaron juntas, tanto en altura (cm) (ANOVA de dos vías: separadas = $170,3 \pm 23,4$, $n = 45$ plantas; juntas = $116,1 \pm 33,1$, $n = 43$ plantas; $F_{1,84} = 46,2$, $P < 0,0001$) como en diámetro del tallo (mm) (separadas = $25,2 \pm 4,5$, $n = 45$; juntas: $18,5 \pm 5,0$, $n = 43$; $F_{1,84} = 11,5$, $P = 0,001$). No obstante, independientemente del tratamiento, las plantas de *A. mangium* fueron más altas (*A. mangium* = $235,4 \pm 17,5$, $n = 47$; *C. spathulata* = $38,3 \pm 7,8$, $n = 41$; $F_{1,84} = 612$, $P < 0,0001$) y robustas que las plantas de *C. Spathulata* (*A. mangium* = $33,8 \pm 3,7$, $n =$

47; *C. spathulata* = $8,3 \pm 1,3$, $n = 41$; $F_{1,84} = 170$, $P < 0,0001$), pero aquellas diferencias se hicieron más notables cuando las especies crecieron separadas, en altura (interacción especie \times tratamiento; $F_{1,84} = 5,93$, $P < 0,01$) más que en diámetro (interacción especie \times tratamiento; $F_{1,84} = 0,1$, $P = 0,74$).

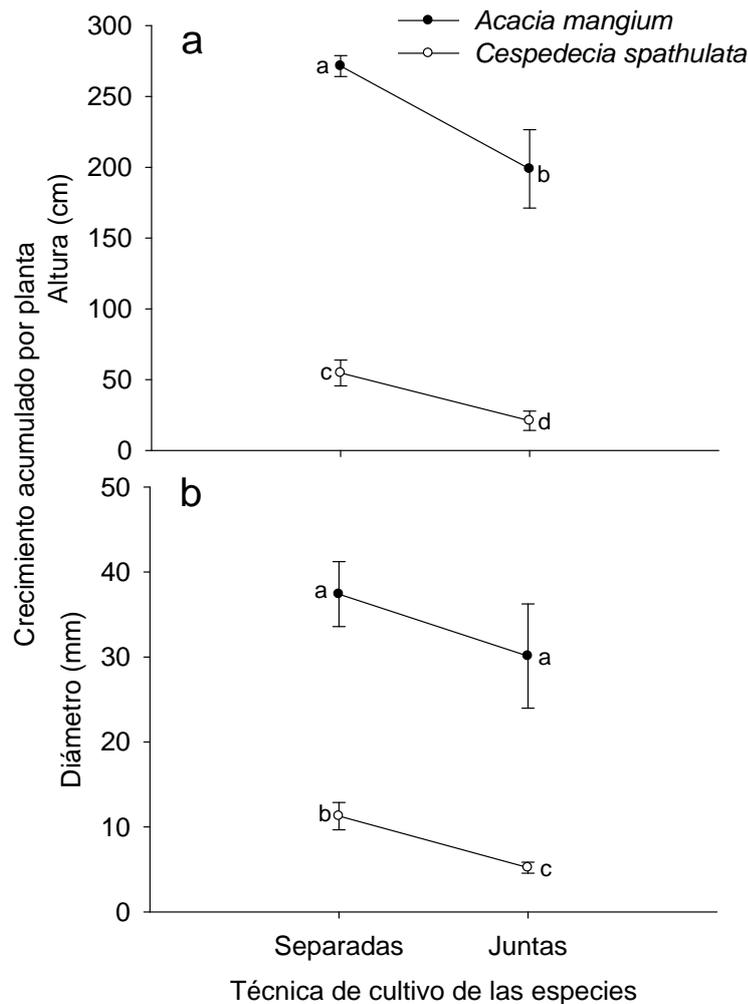


Figura 6.9. Efecto de tratamientos de competencia inter-específica (técnica de cultivo de especies) sobre el crecimiento final en altura (a) y diámetro (b) de dos especies leñosas cultivadas en una mina abandonada del corregimiento de Raspadura, Chocó, Colombia. Los datos indican la media \pm 2 error típico. Diferentes letras sobre los puntos indican diferencias estadísticamente significativas (HSD de Tukey, $P < 0,05$) entre especies y tratamientos.

La tasa de crecimiento quincenal en altura (incremento en cm cada 15 días) y diámetro del tallo (incremento en mm cada 15 días) varió en función de que ambas especies fueran cultivadas juntas o separadas (Figura 6.10a, c). De modo que cuando las especies crecieron separadas, las plantas se desarrollaron más rápido que cuando las especies crecieron juntas (ANOVA de medidas repetidas: altura: separadas = $6,51 \pm 0,55$; juntas = $3,98 \pm 0,46$; $F_{1,89} = 85,6$, $P < 0,0001$; diámetro: separadas = $0,97 \pm 0,08$; juntas = $0,65 \pm 0,07$; $F_{1,89} = 15,9$, $P = 0,0001$).

La tasa de crecimiento quincenal también difirió significativamente entre especies (Figura 6.10b, d), siendo mayor en *A. mangium* que en *C. spathulata*, tanto en altura (altura: *A. mangium* = $8,83 \pm 0,61$; *C. spathulata* = $1,27 \pm 0,12$; $F_{1,89} = 353$, $P < 0,0001$) como en diámetro del tallo (*A. mangium* = $1,31 \pm 0,09$; *C. spathulata* = $0,25 \pm 0,03$; $F_{1,89} = 178$, $P < 0,0001$). La tasa de crecimiento varió a lo largo del tiempo (altura: $F_{22,1923} = 49,3$, $P < 0,0001$; diámetro: $F_{22,1923} = 17,6$, $P < 0,0001$), pero estas variaciones se manifestaron de manera diferencial dependiendo de la especie (interacción especie \times tiempo: altura: $F_{22,1923} = 22,9$, $P < 0,0001$; diámetro: $F_{22,1923} = 14,4$, $P < 0,0001$) y del tratamiento de competencia (interacción tratamiento \times tiempo: altura: $F_{22,1923} = 2,1$, $P = 0,001$; diámetro: $F_{22,1923} = 2,2$, $P = 0,0008$; Figura 6.10). De modo que la tasa de crecimiento de *A. mangium* aumentó significativamente con el tiempo a diferencia de lo que ocurrió con *C. spathulata* (Figura 6.10 b,d). En todo caso, las diferencias detectadas entre especies en la tasa media de crecimiento quincenal se mantuvieron independientemente del tratamiento de competencia al que fueron sometidas (interacción especie \times tratamiento: altura: $F_{1,89} = 0,05$, $P = 0,81$; diámetro: $F_{1,89} = 0,2$, $P = 0,61$; Figura 6.11).

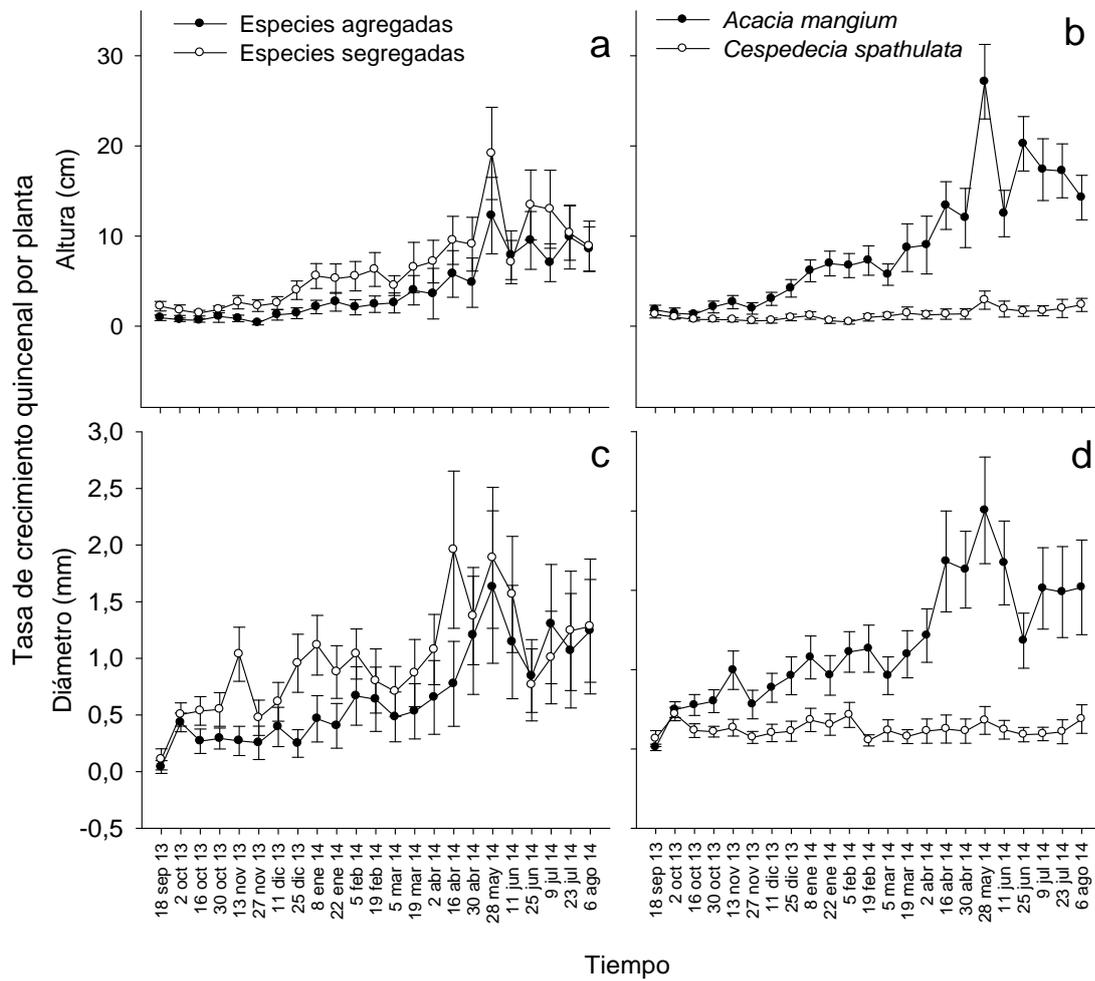


Figura 6.10. Efecto del tiempo sobre la tasa de crecimiento quincenal de plantas cultivadas bajo dos tratamientos de competencia inter-específica (a, c), pertenecientes a dos especies leñosas (b, d), en una mina abandonada del corregimiento de Raspadura, Chocó, Colombia. Los datos indican la media \pm 2 error típico.

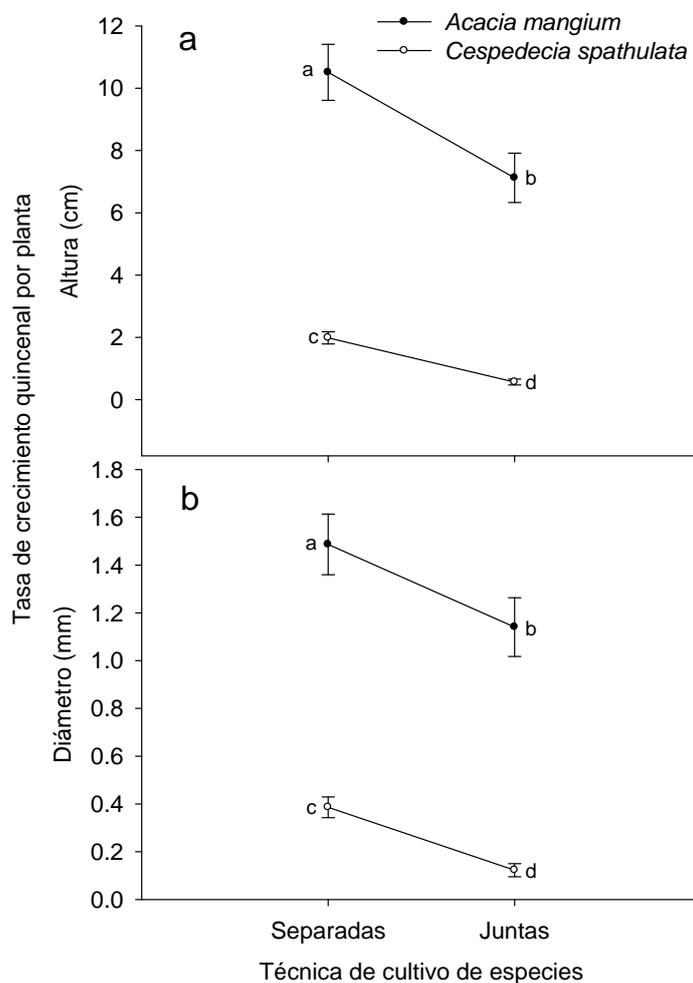


Figura 6.11. Efecto del tratamiento de competencia inter-específica (técnica de cultivo de especies) sobre la tasa media de crecimiento quincenal en altura (a) y diámetro (b) de dos especies leñosas cultivadas en una mina abandonada del corregimiento de Raspadura, Chocó, Colombia. Los datos indican la media \pm 2 error típico. Diferentes letras sobre los puntos indican diferencias estadísticamente significativas (HSD de Tukey, $P < 0,05$) entre especies y tratamientos.

Aunque las plantas de *A. mangium* crecieron más y más rápido que las plantas de *C. spathulata*, se observó una relación positiva entre especies en la altura (Regresión Lineal: separadas, $r^2 = 0,6$, $t_{511} = 28,0$, $P < 0,0001$; juntas: $r^2 = 0,3$, $t_{521} = 15,3$, $P < 0,0001$) y el diámetro del tallo (separadas, $r^2 = 0,6$, $t_{511} = 28,1$, $P < 0,0001$; juntas: $r^2 = 0,4$, $t_{521} = 19,8$, $P < 0,0001$) en ambos tratamientos (Figura 6.12). Sin embargo, al contrastar las pendientes de regresión entre tratamientos, se pudo constatar que el crecimiento de *C. spathulata* fue

mayor, tanto en altura ($t_{1033} = 19,0$, $P < 0,0001$) como en diámetro ($t_{1033} = 15,2$, $P < 0,0001$), cuando ésta se desarrolló aislada de las plantas de *A. mangium* (Figura 6.12).

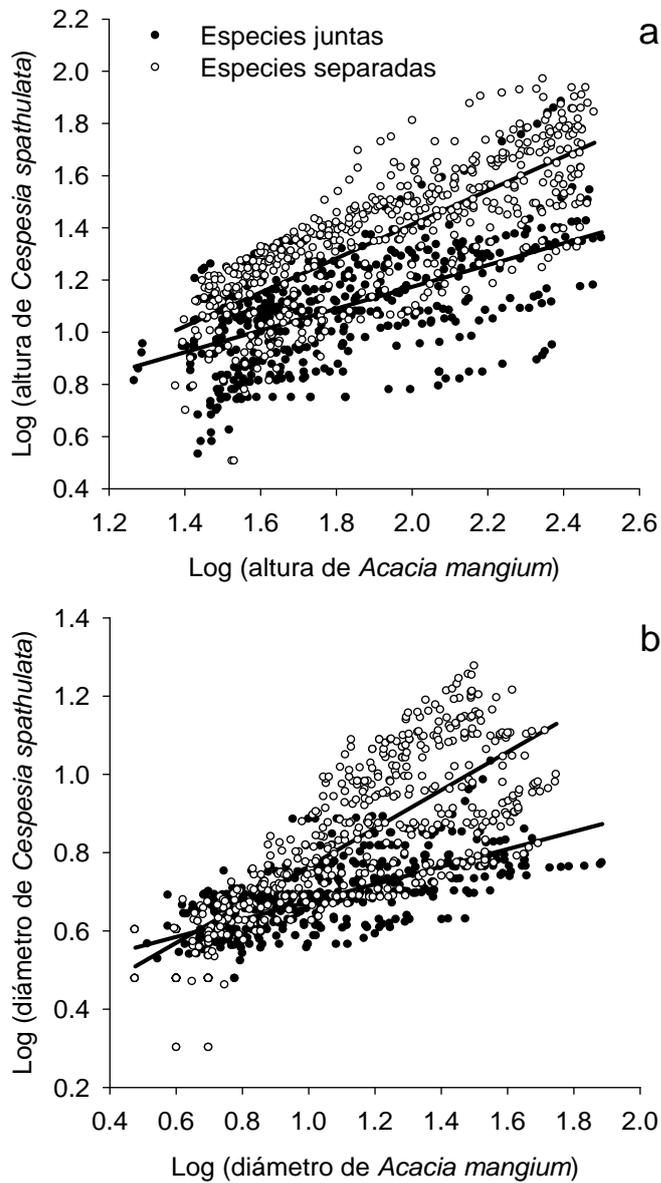


Figura 6.12. Relación entre las variables de crecimiento: altura (a) y diámetro del tronco (b), de dos especies leñosas creciendo en una misma parcela (especies juntas) y en parcelas separadas (especies separadas) en una mina abandonada del corregimiento de Raspadura, Chocó, Colombia.

DISCUSIÓN

El sustrato que queda tras la minería de oro y platino en el área de estudio fue predominantemente arenoso, pobre en macronutrientes, ácido ($\text{pH} < 4$) y con presencia de aluminio. Estas condiciones edáficas mejoraron sustancialmente con la aplicación de enmienda orgánica. De modo que cuando el sustrato fue removido y mezclado con abono orgánico (Remoción+AO) presentó mejores condiciones nutricionales (incrementos en MO, P, Ca y CIC ef, y normalización del pH) que cuando solo se removió (Remoción) o no fue alterado (Control y Referencia). Varios trabajos han documentado normalización o mejora en las propiedades nutricionales de suelos degradados tras haber sido tratados con algún tipo de abono orgánico (Félix-Herrán *et al.* 2008, Prieto *et al.* 2010). Este resultado sugiere que la aplicación de enmiendas orgánicas puede ser una estrategia útil para la rehabilitación de las propiedades del suelo en terrenos afectados por minería y, por lo tanto, para la restauración ecológica de estas áreas críticas, tal como se ha documentado en varias regiones (Barrera-Cataño *et al.* 2007, Granados-Hernández y Barrera-Cataño 2007, Guacaneme y Barrera-Cataño 2007, Prieto *et al.* 2010, Sevilla-Perea y Mingorance 2015).

No obstante, bajo condiciones de alta pluviosidad, como las que imperan en el territorio chocono (promedio > 4000 mm al año; Poveda-M *et al.* 2004), es posible que los suelos de las minas, tras haber sido tratados para aumentar su fertilidad, experimenten pérdida de nutrientes debido a que su textura arenosa puede facilitar la alta infiltración del agua y el lavado de esos elementos (Thompson y Troeh 1982). Por el contrario, una ventaja que presentan los suelos arenosos es su alta porosidad que facilita el paso del aire, el agua y las raíces de las plantas, mientras que en suelos con mal drenaje los procesos vitales para los microorganismos descomponedores pueden verse afectados por la falta de oxígeno, y las plantas pueden sufrir carencia de elementos disponibles en el suelo al no poder absorberlos (Thompson y Troeh 1982).

Por otro lado, y aunque aquí no se encontró evidencia de que los tratamientos de labranza y enmendado orgánico aplicados modificaran la textura del suelo (ver también Prieto *et al.* 2010), cabe mencionar que la incorporación de abono orgánico a suelos degradados no solo aporta elementos vitales para el desarrollo de las plantas, sino que también mejora la

estructura de esos suelos. En concreto, facilitando la formación de agregados estables (especialmente en suelos arenosos aumenta la fuerza de cohesión), mejorando la retención de humedad, regulando la velocidad de infiltración y aumentando la capacidad de retención del agua, así como disminuyendo la erosión producida por la escorrentía superficial (Tisdale y Nelson 1966, Tan y Nopamombodi 1979, Bellapart 1996, Guerrero 1996, Bollo 1999, Félix-Herrán *et al.* 2008).

Otra característica a destacar de los sustratos mineros del área de estudio, es que además de ser ácidos y pobres en nutrientes, presentan aluminio, cuyos niveles se reducen significativamente tras la aplicación de la enmienda orgánica (Remoción+AO). Por tanto, el abono orgánico, además de aportar macronutrientes, posiblemente reduce también los niveles de toxicidad del suelo, en este caso por aluminio. Algunos investigadores han demostrado que en suelos ácidos el aluminio puede ser absorbido en grandes cantidades por las plantas, hasta el punto de causarles toxicidad (Pierre *et al.* 1932). Por tanto, como resultado de todas las mejoras asociadas a la adición de abono orgánico, es de esperar que los tratamientos que incluyan enmienda orgánica promuevan una mayor supervivencia y crecimiento de la vegetación.

De hecho, las dos especies leñosas cultivadas (*A. mangium* (exótica) y *C. spathulata* (nativa)), bajo distintos tratamientos de mejora del suelo (Remoción+AO, Remoción y Control) y de competencia inter-específica (especies cultivadas separadas vs juntas), mostraron alta supervivencia y mayor crecimiento en suelos que experimentaron una mejora de sus propiedades nutricionales y normalización de la acidez, como sucedió tras aplicar el tratamiento “Remoción + AO”. Además, se notó que el vigor de crecimiento de *A. mangium* fue significativamente mayor que el de *C. spathulata*, independientemente del tratamiento de competencia, pero solo cuando el suelo fue mezclado con abono orgánico. Estos resultados sugieren que ambas especies tienen alta capacidad de adaptación a suelos alterados por la minería, siempre que las condiciones de déficit nutricional y toxicidad sean reguladas. En ese caso, *A. mangium* se convierte en una especie altamente competitiva que podría establecerse y prosperar de manera más rápida que algunas especies leñosas nativas. La alta capacidad de supervivencia y crecimiento de *A. mangium*, al igual que otras especies del género, también se ha reportado bajo altas condiciones de luminosidad

(Osunkoya *et al.* 2005, Venier *et al.* 2013) y sobre suelos sometidos a fertilización (Ayala *et al.* 2008), mientras que su respuesta competitiva es menor cuando es cultivada bajo condiciones de sombra (Osunkoya *et al.* 2005).

Dado que el nitrógeno es un elemento escaso en los sustratos mineros (ver Tabla 1), y que el fósforo es vital para la fijación de nitrógeno atmosférico por algunas leguminosas (Boakye *et al.* 2015, Wibisono *et al.* 2015), es posible que la mayor supervivencia y crecimiento de *A. mangium* frente a *C. spathulata*, especialmente en suelos tratados con abono orgánico (Remoción + AO), se deba a que *A. mangium* es una especie fijadora de nitrógeno (Wibisono *et al.* 2015). Por ello, al ser cultivada sobre un sustrato enriquecido en P (ver tratamiento “Remoción + AO”, Tabla 1) puede verse favorecida en su capacidad competitiva (rápido crecimiento) para establecerse y prosperar frente a otras especies que no fijan nitrógeno como es el caso de *C. spathulata*, para las que el déficit de nitrógeno podría limitar su crecimiento. El nitrógeno es un importante constituyente de las proteínas y juega un papel esencial en toda la actividad enzimática de la planta, mientras que el fosforo está involucrado en la transferencia de energía a nivel celular, por lo tanto la disponibilidad adecuada de esos dos elementos en el suelo es fundamental para el crecimiento de las plantas (Marschner 1995, Aerts y Chapin III 2000).

Es importante resaltar que aunque el crecimiento de ambas especies fue favorecido por el enmendado orgánico de sustrato minero, las plantas de *C. spathulata* crecieron con mayor vigor cuando estaban aisladas de las plantas de *A. mangium*, sugiriendo que la alta capacidad competitiva de *A. mangium* en los suelos enmendados puede tener un efecto inhibitorio sobre el crecimiento de *C. spathulata* en caso de plantación mixta. No obstante, Paula *et al.* (2015) encontraron evidencia experimental de que *A. mangium* puede transferir nitrógeno hacia otras especies no fijadoras (*Eucalyptus grandis*), sugiriendo que esta especie podría proveer parte de los requerimientos de nitrógeno de especies no fijadoras en un contexto de plantaciones mixtas. Por el contrario, en este estudio no se encuentran indicios de que *A. mangium* facilite el crecimiento de *C. spathulata*, sino que más bien de un efecto inhibitorio. Por tanto, futuras investigaciones experimentales con un seguimiento temporal más largo son necesarias para dilucidar el papel de *A. mangium* como especie facilitadora o inhibidora de la revegetación natural de minas abandonadas, sobre todo

cuando el objetivo de la restauración sea el de promover la diversidad vegetal favoreciendo a las especies nativas.

La capacidad competitiva de las plantas en ambientes de baja disponibilidad de recursos está definida por su habilidad para absorber los elementos del suelo (Aerts 1999). Esta capacidad adaptativa está determinada por la fisiología y la plasticidad fenotípica de las especies de plantas, así como también, por el tipo de hábitats donde se desarrollan (Aerts y Chapin III 2000). En suelos con alta disponibilidad de nutrientes, las raíces de especies de rápido crecimiento reaccionan rápidamente para incrementar su superficie de captación (Crick y Grime 1987, Jackson *et al.* 1990, Caldwell *et al.* 1996), lo cual puede constituir una ventaja competitiva frente a especies de crecimiento lento, dado que el suelo puede sufrir empobrecimiento de nutrientes antes de que éstas últimas tengan acceso a ellos (Aerts 1999). Apoyando este planteamiento, Wilson (1988) afirma que la competencia entre especies parece ser más fuerte cuando existen altos niveles de recurso disponible. Sin embargo, Aerts *et al.* (1991) sostienen que la competencia a nivel de las raíces puede ser independiente de la disponibilidad de nutrientes en el suelo. En este estudio *A. mangium* fue más competitiva en suelos enriquecidos con fósforo (tratamiento “Remoción+AO”), que bajo suelos pobres en este elemento. Tal como se argumentó anteriormente, ese aumento de la capacidad competitiva de *A. mangium* en suelos ricos en fósforo puede deberse a que este elemento aumenta la capacidad de la planta para fijar nitrógeno atmosférico (Boakye *et al.* 2015, Wibisono *et al.* 2015).

Se concluye que el tratamiento de labranza más enmendado orgánico de los sustratos mineros, en este caso con gallinaza, incrementa en gran medida su fertilidad (sobre todo en P), corrige el pH y reduce la cantidad de aluminio, pero no afecta a su textura. Esta mejora en las propiedades edáficas nutricionales no tiene efecto significativo sobre la supervivencia de las especies arbóreas *A. mangium* y *C. spathulata*, que fue alta en ambas especies independientemente del tratamiento del suelo o de si crecieron juntas o separadas. Por el contrario, la aplicación de enmienda orgánica estimuló el crecimiento de ambas especies, tanto en altura como en diámetro, que siempre fue mayor y más rápido en la especie exótica (*A. mangium*) que en la nativa (*C. spathulata*), incrementando considerablemente las diferencias, tanto creciendo juntas como separadas, aunque ambas

especies experimentaron mayor crecimiento cuando crecieron separadas, especialmente en el caso de la especie nativa.

Estos resultados sugieren que la aplicación de enmiendas orgánicas a los sustratos mineros puede considerarse una tarea de preparación del terreno clave para favorecer la revegetación temprana con especies leñosas. No obstante, la mejora de las propiedades edáficas, sobre todo en lo relativo al enriquecimiento en fósforo de sustratos pobres en nitrógeno (como es frecuente en sustratos mineros), puede incrementar la capacidad competitiva de especies exóticas fijadoras de nitrógeno (*A. mangium*) frente a las especies nativas no fijadoras (*C. spathulata*) en una situación de plantaciones mixtas. Por tanto, queda justificada la necesidad de profundizar, en futuras investigaciones experimentales, en el verdadero papel de las plantas de *Acacia* como facilitadoras o antagonistas del proceso de revegetación natural y/o artificial en ambientes degradados por minería en el seno de ecosistemas de alta diversidad de especies.

CAPÍTULO 7

Efecto de la introducción de *Acacia mangium* en la revegetación natural de áreas degradadas por minería en el San Juan, Chocó, Colombia



Capítulo 7

Efecto de la introducción de *Acacia mangium* en la revegetación natural de áreas degradadas por minería en el San Juan, Chocó, Colombia

MÉTODOS

Ubicación del estudio. El estudio se llevó a cabo entre junio - diciembre de 2014 en el corregimiento de Raspadura (5°14' N y 76°41' W), que pertenece al municipio de Unión Panamericana (Chocó). Sus características de clima, vegetación y suelo se han descrito previamente en la “Introducción” de la Tesis

Algunas minas de oro y platino de la zona de estudio se caracterizan por haber sido revegetadas con plantaciones de *A. mangium* tras el cese de la actividad minera (Figura 7.1). *A. mangium* es una leguminosa arbórea, originaria de los bosques húmedos tropicales de Australia, Indonesia y Papua Nueva Guinea (CATIE 1992), pero se ha introducido intencionadamente en muchas partes del mundo para reforestación o producción de madera (Tsai 1998, Espitia *et al.* 2009). Los individuos de *A. mangium* crecen muy rápido (ver capítulo 6) y puede alcanzar hasta 30 m de altura. Además, la sombra producida por su copa y su capacidad para fijar nitrógeno atmosférico pueden beneficiar a otras especies, en cultivos mixtos, en suelos de baja fertilidad y buen drenaje (Voigtlaender *et al.* 2012).

En concreto, para este estudio se seleccionó una mina de oro y platino, que en el momento del muestreo, tenía 5 años de edad tras haber sido revegetada con *A. mangium*. Las plantas de *A. mangium* provenían del mismo vivero y presentaban las siguientes características en el momento del muestreo: altura total = $4,8 \pm 1,9$ m, altura hasta la copa = $0,61 \pm 0,07$ m, diámetro del tronco = $0,12 \pm 0,04$ m y diámetro de copa = $2,5 \pm 0,6$ m).

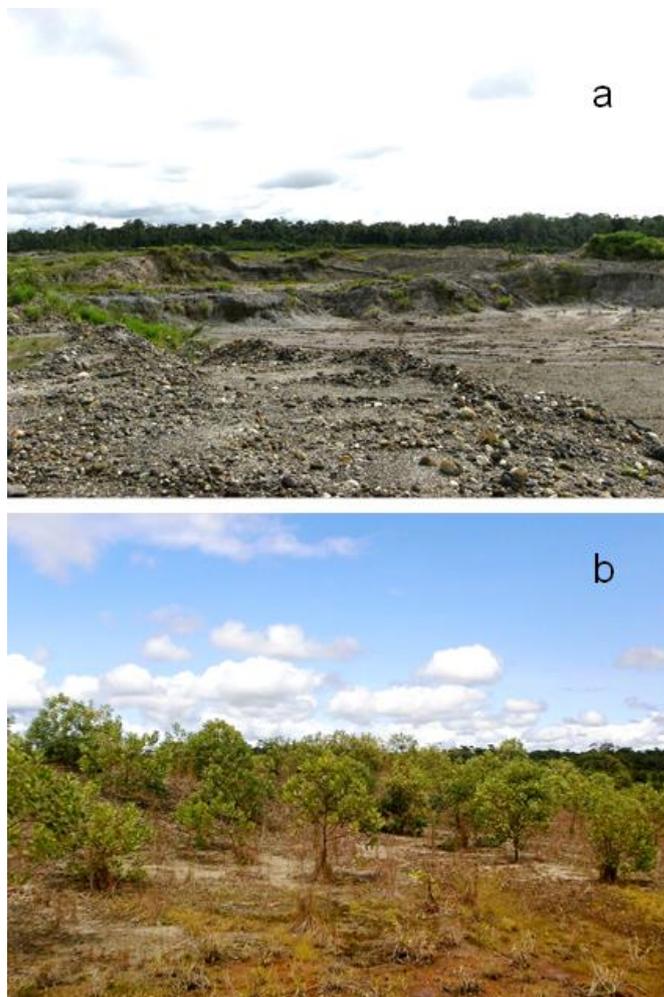


Figura 7.1. Panorámica de las minas de oro y platino abandonadas en la región del San Juan, Chocó, Colombia (**a**), y mina de oro y platino revegetada con la especie exótica *Acacia mangium* en Raspadura, Unión Panamericana, Chocó, Colombia (**b**).

Muestreo de vegetación. Se seleccionaron 10 plantas de *A. mangium* que se encontraban aisladas para evitar interferencia con plantas vecinas. Las plantas se escogieron en zonas llanas para evitar la influencia de la micro-topografía en los resultados (ver Figura 7.2), pues se sabe que las posiciones topográficas altas actúan como zonas de exportación de agua, minerales y materia orgánica, siendo así las zonas bajas más fértiles, con mayor humedad y riqueza en nutrientes (Kumhálová *et al.* 2011).

Para cada planta de *A. mangium* se definieron tres microambientes (I: interior → B: borde → E: exterior) a lo largo del gradiente que va desde el tronco de cada planta hasta los espacios abiertos sin influencia de la copa de ella u otras plantas vecinas (Figura 7.2). Cada microambiente (I, B y E) forma un anillo concéntrico alrededor de la planta, de unos 80-100 cm de ancho, que están separados entre ellos por unos 30-50 cm. En cada planta se muestrearon cinco parcelas de 20×20 cm por microambiente (n = 15 parcelas por planta), tomando nota del número de individuos de cada especie de planta vascular presente y de la cobertura vegetal total.

Todas las muestras recolectadas, que se guardan en el Herbario CHOCÓ, fueron identificadas taxonómicamente y su nombre científico validado, siguiendo el mismo procedimiento explicado en el capítulo 2.



Figura 7.2. *Acacia mangium* en una mina de Raspadura, Unión Panamericana, Chocó, Colombia: Distribución de los microambientes generados por plantas individuales de *A. mangium*: Interior de la copa (I), Borde de la copa (B) y Exterior sin cobertura de la copa (E). Cada microambiente (I, B, E) forma un anillo concéntrico alrededor de la planta, de unos 80-100 cm de ancho, que están separados entre ellos por unos 30-50 cm.

Caracterización de los microambientes. El rol de las plantas facilitadoras de la regeneración natural o nodrizas del reclutamiento y establecimiento de otras plantas en ambientes estresantes se ha atribuido principalmente a las mejoras microambientales (temperatura óptima, mayor disponibilidad de humedad, adecuada radiación fotosintéticamente activa) que la copa de esas plantas genera en estos sistemas (Valiente-Banuet *et al.* 1991). Sin embargo, el papel de una planta facilitadora de la regeneración natural puede extenderse a la mejora de las propiedades edáficas y/o de atributos endógenos desplegados por la propia planta; por ejemplo, producción de hojarasca y/o fijación de nitrógeno en el suelo (Hero y Watanabe 2000, Xiong *et al.* 2008). Considerando esto, se caracterizaron los microambientes generados por la influencia de *A. mangium* en la comunidad subyacente, en términos de cambios 1) microclimáticos, 2) edáficos y 3) biológicos, como sigue:

1) Microclimáticos. Se seleccionaron 18 plantas aisladas y en cada uno de los microambientes (I, B y E) generados por ellas se registró, a 1 cm sobre la superficie del suelo, la humedad relativa (%) y la temperatura del aire (°C) con un termohigrómetro (Speedtech Instruments SM-28). Estas mediciones se realizaron entre las 11:00 y las 14:00 h dado que es el momento del día cuando la demanda de transpiración es alta para las plantas.

2) Edáficos. El efecto facilitador de una planta puede deberse a cambios en las propiedades del suelo; por ejemplo, especies de leguminosas pueden aportar nitrógeno al suelo (Tsai 1998, Xiong *et al.* 2008, Voigtlaender *et al.* 2012). Para evaluar posibles cambios en el suelo generados por las plantas de *A. mangium*, se tomaron muestras de suelo hasta una profundidad de 10 cm, con un barreno de 8 cm de diámetro, en los tres microambientes establecidos (una muestra por microambiente y planta; n = 10 muestras por microambiente). Cada muestra de suelo se construyó por la mezcla de cinco submuestras recolectadas por microambiente y planta; cada submuestras se tomó dentro de cada cuadrado de muestreo de vegetación de 20×20 cm, una vez concluido el muestreo de vegetación, y las cinco submuestras por microambiente y planta se mezclaron y se analizaron como una única muestra edáfica. Estas muestras fueron enviadas al Laboratorio de Suelos de la Universidad Nacional de Colombia con sede en Medellín, donde se

analizaron los siguientes parámetros: textura (método Bouyoucos), capacidad de intercambio catiónico efectiva (CIC ef a saturación con acetato de amonio; método cuantificación: volumétrico), pH (método extracción: suelo/agua (1:1); método cuantificación: potenciométrico), Al, Mg, K, Ca (método de extracción con Acetato de Amonio 1N y pH 7; método cuantificación: Absorción Atómica), P (método extracción: B-Bray II; método cuantificación: empleando como reductor ácido ascórbico), MO (método extracción: B-Walkley Black por oxidación húmeda; método cuantificación: volumétrico), N total (método Kjeldhal).

Dado que la cantidad de briófitos en el suelo se considera un indicador del contenido de humedad o capacidad de retención de agua en el suelo (Pérez 1997), se midió la cobertura de briofitos en cada inventario de vegetación como un indicador indirecto de la humedad en el suelo. La cobertura de suelo desnudo y/o de afloramientos rocosos también fue medida en cada inventario de vegetación, para analizar su efecto sobre la distribución de la vegetación en minas revegetadas con *A. mangium*.

3) Biológicos. Las plantaciones de *A. mangium* tienen una producción de hojarasca entre 6,94 t ha⁻¹ año⁻¹ (Hero y Watanabe 2000) y 8,94 t ha⁻¹ año⁻¹, con una acumulación de 6,64 t ha⁻¹ (Tsai 1998). Se ha demostrado que la hojarasca de *A. mangium* tiene un efecto significativo sobre propiedades del suelo tales como retención de agua, materia orgánica (MO), fósforo disponible (P), nitrógeno (N) y actividad biológica (Xiong *et al.* 2008, Voigtlaender *et al.* 2012). De acuerdo con esto, se midió la cobertura de hojarasca (%) de *A. mangium* en cada microambiente, como un atributo importante que puede influir en la distribución de la vegetación en minas revegetadas con esta especie.

Tratamiento de los datos. A partir de los 150 inventarios de vegetación de 20×20 cm realizados en los microambientes estudiados, se realizó una curva de acumulación de especies-área para evaluar si el esfuerzo de muestreo realizado en relación a la riqueza de especies observada en el conjunto de microambientes (interior, borde y exterior) era adecuado para los análisis de vegetación; en este caso, se usaron los estimadores de riqueza CHAO1 y ACE para determinar la riqueza esperada. La diversidad de la comunidad vegetal subyacente en cada microambiente y planta se calculó mediante el índice de diversidad de Margalef (Moreno 2001, Villareal *et al.* 2004). El recambio de especies entre

microambientes se evaluó con el Índice de Sorensen ($IS = c/(a+b-c) \times 100$); donde c es el número de especies comunes entre los sitios a y b ; a es el número de especies en el sitio a , y b el número de especies en el sitio b (Moreno 2001, Villareal *et al.* 2006).

El peso ecológico de las especies dentro de cada microambiente y planta se calculó con el Índice de Valor de Importancia Ecológica Simplificado (IVIs) (Ramírez 2006). Este índice se obtuvo con la suma de la densidad o abundancia relativa (densidad absoluta de la especie dividido por la suma de las densidades absolutas de todas las especies) y la frecuencia relativa de cada especie (frecuencia absoluta de la especie dividida entre el sumatorio de todas las frecuencias absolutas de las especies) (IVIs = [densidad relativa + frecuencia relativa]). La densidad o abundancia absoluta de cada especie por microambiente y planta se calculó como la suma de todos los individuos de esa especie encontrados en las 5 parcelas de 20×20 cm evaluadas para un determinado microambiente y planta y la frecuencia absoluta se calculó como la suma del número de parcelas donde se halló la especie dividido por las 5 parcelas evaluadas por microambiente y planta (Ramírez 2006, Villareal *et al.* 2006).

Al no cumplirse las asunciones de normalidad y homocedasticidad necesarias para hacer uso de la estadística paramétrica, las diferencias estadísticas en los valores promedio de importancia ecológica de las especies dentro y entre microambientes se evaluaron con la prueba de Kruskal-Wallis. Esta misma prueba fue también usada para evaluar el efecto del microambiente con relación a los parámetros microclimáticos (temperatura del aire y humedad relativa), edáficos (textura, nutrientes, cobertura de briófitos y de suelo desnudo y/o afloramientos rocosos) y biológicos (cobertura de hojarasca de *A. mangium*) medidos en estos sitios. En todos los casos donde la prueba de Kruskal-Wallis fue significativa, los contrastes múltiples entre los niveles de los factores se evaluaron con la prueba U de Mann-Whitney, fijando el nivel de significación mediante el ajuste de Bonferroni con el fin de evitar cometer errores de tipo I.

Dado que las propiedades de suelo, la cantidad de hojarasca de *A. mangium* en la superficie del mismo, así como el porcentaje de suelo cubierto por afloramientos de rocas puede afectar la distribución de la vegetación y sus propiedades emergentes, se llevó a cabo un análisis de componentes principales (ACP) con el fin de explorar relaciones entre estas

variables. Tras la interpretación del ACP, se procedió a realizar un análisis de covarianzas (ANCOVA) con factores anidados (inventarios anidados en microambientes) para evaluar el efecto de la cobertura de hojarasca de *A. mangium* y de afloramientos rocosos sobre la cobertura de vegetación subyacente (Fowler *et al.* 1998). El modelo incluyó a la cobertura de hojarasca de *A. mangium* y de suelo con afloramientos rocosos como variables predictoras de la cobertura de la vegetación subyacente en cada microambiente. Adicionalmente, para evaluar la tendencia y el grado de significancia en la relación entre la cobertura de vegetación (variable respuesta) y, la cobertura de hojarasca y afloramientos rocosos (variables explicativas) se realizó un análisis de regresión lineal.

Para la realización del ANCOVA y regresiones lineales, las variables (cobertura de hojarasca de *A. mangium*, suelo desnudo y vegetación) fueron transformadas a la raíz cuadrada ($x+0,5$) para ajustar su normalidad y homocedasticidad. Sin embargo, los datos se muestran sin transformación (promedio \pm 2 error típico) en texto y tablas.

Para la realización de la curva de acumulación de especies fue usado el programa Estimates 9.0 (Colwell 2013). El ACP fue realizado con el programa CANOCO versión 4.5 (Ter Braak y Šmilauer 2002), empleando las opciones fijadas por defecto. El resto de pruebas estadísticas paramétricas y no paramétricas se realizaron en el entorno de programación R (R Core Team 2012); para el caso particular del ANCOVA se usó el paquete “nlme” versión 3.1 (Pinehiro *et al.* 2015).

RESULTADOS

Caracterización de los microambientes

No se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre microambientes para los dos parámetros microclimáticos medidos (temperatura y humedad relativa del aire). Sin embargo, con relación al suelo, si hubo diferencias significativas entre microambiente en algunos parámetros, tales como el contenido de arcilla, materia orgánica, Mg, K y N, que mostraron valores más altos en suelos situados bajo la cubierta de *A. mangium* que fuera de ella. Otros parámetros edáficos como CIC ef, P, Al, pH y contenido en limo, no cambiaron

significativamente entre microambientes pero mostraron una tendencia a aumentar sus valores bajo la cubierta de las plantas de *A. mangium* (Tabla 7.1). La cobertura de briófitos, como un indicador indirecto de humedad del suelo, fue muy baja en todos los microambientes y no mostró diferencias estadísticamente significativas entre ellos (Tabla 7.1). Por el contrario, la cobertura de hojarasca de *A. mangium* y el porcentaje de suelo desnudo y/o de afloramientos de rocas variaron con el microambiente, con tendencias opuestas: mientras la cobertura de hojarasca aumenta hacia el interior de las plantas, el porcentaje de suelo desnudo y/o afloramientos rocosos aumenta hacia los espacios abiertos (Tabla 7.1).

Tabla 7.1. Parámetros microclimáticos, edáficos y biológicos en tres microambientes diferenciados en plantas aisladas de *Acacia mangium* en minas restauradas del corregimiento de Raspadura, Unión Panamericana, Chocó, Colombia. * $P < 0,05$, ** $P < 0,01$, *** $P < 0,0001$, ns = No significativo. Las letras después de los valores promedio (a-c) indican diferencias estadísticamente significativas (U de Mann-Witney, $P < 0,05$) entre microambientes.

Parámetros	Unidades	Microambiente			Kruskal-Wallis (χ^2)
		Interior	Borde	Exterior	
Microclimáticos	(n=18 plantas)				
Temperatura	(°C)	35,8 ± 0,8	36,2 ± 1,0	36,7 ± 1,0	1,60 ns
HR	(%)	53,2 ± 2,5	54,0 ± 2,4	55,2 ± 2,2	1,80 ns
Edáficos	(n=10 plantas)				
Arena (A)	(%)	74,8 ± 4,60	79,0 ± 4,70	78,0 ± 4,30	3,20 ns
Limom (L)	(%)	16,0 ± 3,80	13,0 ± 3,90	14,8 ± 4,30	1,90 ns
Arcilla (Ar)	(%)	9,2 ± 1,30a	8,0 ± 1,80ab	7,2 ± 1,60c	6,03 *
pH	dSm ⁻¹	4,25 ± 0,10	4,13 ± 0,20	4,0 ± 0,30	4,70 ns
MO	(%)	1,09 ± 0,50a	0,75 ± 0,40b	0,55 ± 0,20bc	9,60 **
Aluminio	cmolc kg ⁻¹	1,22 ± 0,40	1,12 ± 0,20	1,1 ± 0,20	0,40 ns
Calcio	cmolc kg ⁻¹	0,04 ± 0,01	0,04 ± 0,01	0,04 ± 0,01	0,06 ns
Magnesio	cmolc kg ⁻¹	0,12 ± 0,04a	0,08 ± 0,02b	0,08 ± 0,01bc	7,90 *
Potasio	cmolc kg ⁻¹	0,07 ± 0,03a	0,04 ± 0,01b	0,03 ± 0,01c	13,30 **
CIC ef.	meq/100 g	1,45 ± 0,40	1,28 ± 0,20	1,24 ± 0,20	1,20 ns
Fósforo	mg kg ⁻¹	2,2 ± 0,40	2,0 ± 0,60	2,0 ± 0,60	1,70 ns
Nitrógeno total	(%)	0,04 ± 0,04a	0,05 ± 0,03ab	0,01 ± 0,02ac	7,80 *
Humedad	(% briófitos)	1,5 ± 1,50	0,4 ± 0,30	2,0 ± 0,7	5,20 ns
Afl. rocoso	(%)	12,2 ± 4,80a	33,0 ± 6,20b	61,1 ± 5,1c	5,20 ***
Biológicos	(n=10 plantas)				
Hojarasca <i>Am</i>	(%)	66,2 ± 5,9a	49,1 ± 5,6ab	18,0 ± 4,2c	19,30 ***

CIC ef = capacidad de intercambio catiónico efectiva. HR = humedad relativa. MO = materia orgánica

Composición y estructura de la comunidad vegetal subyacente

Se identificaron nueve especies de plantas vasculares para el conjunto de los 150 inventarios de 20×20 cm en los que se muestreó vegetación. El análisis de acumulación de especies-área indicó que este esfuerzo de muestreo fue adecuado para registrar la riqueza de especies esperada en el sistema estudiado, ya que los estimadores de riqueza CHAO 1 y ACE se saturaron con el 90,7 % de los inventarios realizados (Figura 7.3). Todas las especies registradas fueron herbáceas ruderales pertenecientes a las familias Cyperaceae (*Eleocharis filiculmis* Kunth y *Rhynchospora tenerrima* Nees ex Spreng.), Gentianaceae (*Chelonanthus alatus* (Aubl.) Pulle), Gleicheniaceae (*Sticherus bifidus* (Willd.) Ching), Lycopodiaceae (*Lycopodiella cernua* (L.) Pic. Serm.), Melastomataceae (*Asciotis* sp.) y Poaceae (*Andropogon bicornis* L., *A. leucostachyus* Kunth y *Panicum polygonatum* Schrad.).

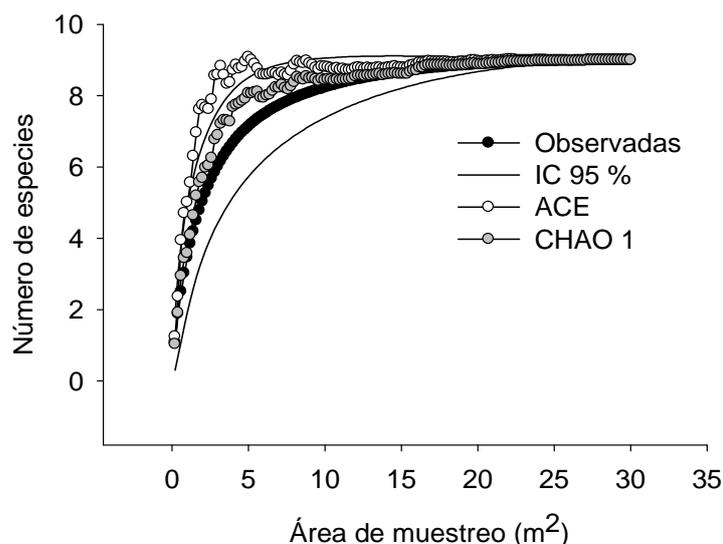


Figura 7.3. Curva de acumulación de especies-área de la comunidad vegetal subyacente en minas revegetadas con *Acacia mangium* en Raspadura, Chocó, Colombia. Las líneas (IC 95%) indican los intervalos de confianza de las especies observadas al 95 %; ACE y CHAO 1 son estimadores de riqueza de especies.

En términos globales, la representatividad promedio de las especies (IVIs) por planta no cambió significativamente entre microambientes (media \pm error típico ($n = 90$): I = $22,2 \pm 4,9$; B = $22,2 \pm 4,0$; E = $22,2 \pm 4,3$; Kruskal-Wallis: $\chi^2 = 0,2$, $gl = 2$, $P = 0,8$), pero sí entre

especies ($\chi^2 = 89,0$, $gl = 8$, $P < 0,0001$); al respecto, la especie con mayor representatividad ecológica fue *L. cernua* ($89,7 \pm 10,2$), seguida en orden de importancia por *A. leucostachyus* ($40,4 \pm 10,4$), *P. polygonatum* ($19,7 \pm 6,4$), *E. filiculmis* ($15,1 \pm 5,4$), *A. bicornis* ($13,9 \pm 4,3$) y *C. alatus* ($11,1 \pm 4,3$). Otras especies tales como *R. tenerrima*, *S. bifidus* y *Asciotis* sp., mostraron valores inferiores o fueron muy raras en los inventarios (Tabla 7.2). Los valores del IVIs fueron independientes de las plantas de *A. mangium* donde se hicieron los inventarios de vegetación ($\chi^2 = 5,7$, $gl = 9$, $P < 0,7$). Las especies registradas, de manera individual, no mostraron diferencias estadísticamente significativas en su representatividad ecológica (IVIs) entre microambientes. Sin embargo, sí hubo diferencias en la representatividad ecológica entre especies dentro de cada microambiente (Tabla 7.2, Figura 7.4).

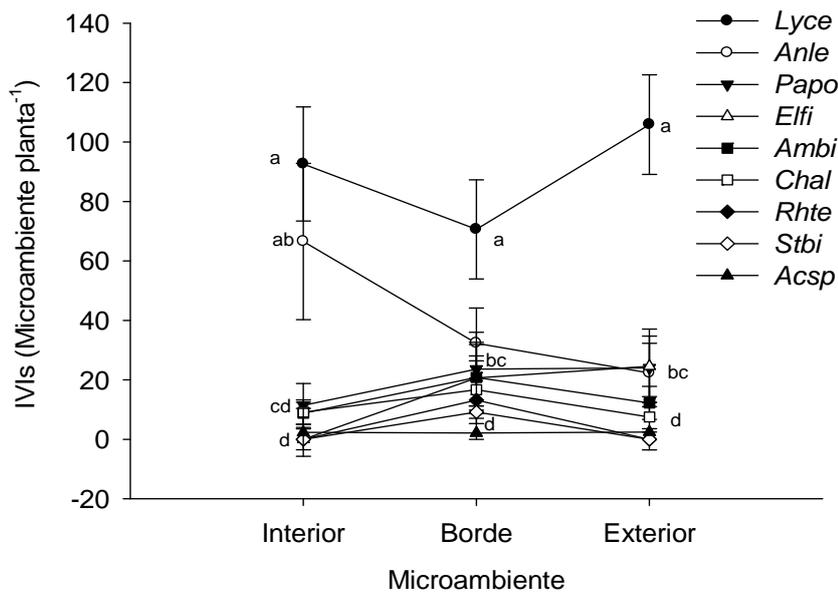


Figura 7.4. Valor de Valor de Importancia Ecológica Simplificado (IVIs) de las nueve especies vegetales que subyacen en tres microambientes generados por plantas aisladas de *A. mangium* en minas revegetadas de Raspadura, Unión Panamericana, Chocó, Colombia. *Acsp* = *Asciotis* sp., *Anbi* = *Andropogon bicornis*, *Anle* = *A. leucostachyus*, *Elfi* = *Elecharis filiculmis*, *Stbi* = *Sticherus bifidus*, *Chal* = *Chelonanthus alatus*, *Lyce* = *Lycopodiella cernua*, *Papo* = *Panicum polygonatum*, *Rhete* = *Rinchospora tenerrima*. Las letras (a-d) indican diferencias estadísticamente significativas (*U* Mann-Witney, $P < 0,05$) entre especies dentro de cada microambiente.

Tabla 7.2. Representatividad (Índice de Valor de Importancia Ecológica Simplificado – IVIs) de las especies que componen la comunidad vegetal que subyace en minas revegetadas con la especie *Acacia mangium* en Raspadura, Unión panamericana, Chocó, Colombia. Códigos de las especies: *Acsp* = *Asciotis* sp., *Anbi* = *Andropogon bicornis*, *Anle* = *A. leucostachyus*, *Elfi* = *Elecharis filiculmis*, *Sbti* = *Sticherus bifidus*, *Chal* = *Chelonanthus alatus*, *Lyce* = *Lycopodiella cernua*, *Papo* = *Panicum polygonatum*, *Rhte* = *Rinchospora tenerrima*. D = densidad, DR = densidad relativa, F = frecuencia, FR = frecuencia relativa. Diferencias estadísticas para las especies dentro y entre microambientes se indica con la prueba de Kruskal-Wallis: ns = no significativo ($P > 0,05$), ** ($P < 0,001$), *** ($P < 0,0001$).

Especie	Microambientes												Kruskal-Wallis (χ^2)				
	Interior (n = 10 plantas)				Borde (n = 10 plantas)				Exterior (n = 10 plantas)								
	D	DR	F	FR	IVIs	D	DR	F	FR	IVIs	D	DR		F	FR	IVIs	
<i>Lyce</i>	8,5±2,4	52,6±10,9	0,6±0,1	40,0±8,4	92,6±19,2	3,6±1,6	37,0±9,0	0,4±0,1	33,6±7,7	70,6±16,7	4,7±0,9	55,5±8,2	0,5±0,1	50,4±8,8	105,9±16,7	2,7	ns
<i>Anle</i>	1,1±0,3	31,3±13,5	0,2±0,1	35,3±12,9	66,5±26,3	0,5±0,2	15,3±5,8	0,1±0,0	17,0±6,1	32,3±11,8	0,8±0,3	9,6±4,9	0,2±0,1	12,7±5,2	22,3±10,0	0,1	ns
<i>Papo</i>	0,4±0,2	4,5±3,3	0,1±0,0	6,9±4,2	11,4±7,4	0,5±0,3	11,0±5,6	0,1±0,1	12,7±6,8	23,6±12,4	0,9±0,3	11,7±6,5	0,1±0,1	12,3±6,6	24,0±13,0	0,7	ns
<i>Elfi</i>	-	-	-	-	-	0,5±0,3	10,3±6,0	0,1±0,0	10,4±6,0	20,7±11,9	2,9±1,6	14,2±6,2	0,2±0,1	10,3±4,1	24,6±10,1	5,7	ns
<i>Anbi</i>	0,5±0,2	3,1±1,3	0,1±0,0	5,7±2,4	8,8±3,7	0,5±0,2	9,6±5,5	0,1±0,0	11,2±5,5	20,8±11,0	0,7±0,3	4,9±2,2	0,1±0,1	7,4±3,4	12,2±5,5	0,1	ns
<i>Chal</i>	0,4±0,2	3,4±1,7	0,1±0,0	5,8±2,5	9,1±4,1	0,3±0,2	8,3±5,7	0,1±0,0	8,3±5,7	16,7±11,4	0,4±0,3	2,6±1,7	0,1±0,1	4,9±3,3	7,5±5,0	0,5	ns
<i>Rhte</i>	-	-	-	-	-	0,5±0,3	7,9±5,5	0,0±0,0	5,3±3,7	13,2±9,2	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sbti</i>	0,2±0,1	1,1±0,8	0,0±0,0	2,4±1,6	3,5±2,3	0,1±0,1	0,7±0,7	0,0±0,0	1,4±1,4	2,1±2,1	0,2±0,1	1,5±1,0	0,0±0,0	2,1±1,4	3,6±2,4	0,2	ns
<i>Acsp</i>	0,7±0,4	4,0±2,5	0,1±0,0	4,0±2,1	8,0±4,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Kruskal-Wallis (χ^2)																43,8***	
	gl=6				33,8***	gl=7				21,5**	gl=6				43,8***		

Los valores promedio de riqueza de especies ($n = 10$: $I = 3,1 \pm 0,5$, $B = 2,8 \pm 0,1$, $E = 3,3 \pm 0,6$; $\chi^2 = 0,1$, $P = 0,9$), densidad de individuos ($n = 10$: $I = 11,8 \pm 2,6$, $B = 6,5 \pm 1,6$, $E = 10,6 \pm 2,7$; $\chi^2 = 1,7$, $P = 0,4$) y diversidad de Margalef ($n = 10$: $I = 2,1 \pm 0,6$, $B = 1,3 \pm 0,3$, $E = 2,2 \pm 0,7$; $\chi^2 = 1,1$, $P = 0,5$) no mostraron diferencias estadísticamente significativas entre microambientes. Por su parte, la composición florística presentó un recambio de especies entre microambientes inferior al 40 % (Índice de Sorensen); al respecto, la similitud florística entre los microambientes de interior y borde fue del 59 %, entre interior y exterior de 63 % y entre el borde y el exterior de 70 %. Es importante destacar que dos de las nueve especies registradas fueron exclusivas de algún microambiente: *Aciotis* sp. fue una especie rara y encontrada únicamente bajo la cubierta de las plantas de *A. mangium*, mientras que *R. tenerrima* fue una especie exclusiva del borde (Tabla 7.2).

La cobertura (%) de la vegetación subyacente en la mina revegetada con *A. mangium* fue baja y no presentó variaciones significativas entre microambientes ($n = 10$ plantas: $I = 20,0 \pm 3,3$, $B = 17,3 \pm 3,8$, $E = 19,1 \pm 3,6$; Kruskal-Wallis $\chi^2 = 1,3$, $gl = 2$, $P = 0,5$). Es importante destacar que la mayoría de las variables nutricionales y partículas finas (limos y arcillas) del suelo se relacionaron positivamente entre sí y con la cobertura de la hojarasca de *A. mangium* (directa o indirectamente), la cual era mayor hacia el interior del gradiente de facilitación, mientras que hacia el exterior donde la cobertura de hojarasca de *A. mangium* era menor predominaron suelos más arenosos con afloramientos rocosos y oligotróficos (Tabla 7.1, Figura 7.5). Por tanto, la cobertura de la vegetación (variable altamente redundante con la densidad de individuos) no se relacionó significativamente de manera positiva con la riqueza nutricional del suelo, pero sí se relacionó negativamente con la cobertura de hojarasca de *A. mangium* y la cobertura de suelo con afloramientos rocosos (Figura 7.5). En este sentido, se pudo demostrar que independientemente del microambiente, la cobertura vegetal puede ser predicha por la cobertura de hojarasca de *A. mangium*, la cobertura de suelo con afloramientos rocosos y por la interacción entre estos dos factores (ANCOVA: efecto del microambiente: $F_{2,18} = 1,9$, $P = 0,17$; hojarasca: $F_{1,117} = 57,5$, $P < 0,0001$; suelo desnudo: $F_{1,117} = 378,4$, $P < 0,0001$; interacción hojarasca \times suelo desnudo: $F_{1,117} = 20,9$, $P < 0,0001$). Estos resultados indican que la cobertura de la vegetación subyacente en minas revegetadas con *A. mangium* es escasa y descende

significativamente con el aumento de la cobertura de hojarasca de *A. mangium* hacia el interior del gradiente determinado por la planta ($y = 4,6 - 0,2x$, $r^2 = 0,06$; $t_{1,148} = -3,2$, $P = 0,002$) y con el incremento de la cobertura de suelo con afloramientos rocosos hacia el exterior de ese mismo gradiente ($y = 4,7 - 0,2x$, $r^2 = 0,1$; $t_{1,148} = -4,7$, $P < 0,0001$). De esta manera, el regenerado vegetal puede establecerse solamente en aquellas áreas del gradiente donde no hay presencia de estos dos elementos (hojarasca y pedregosidad) (Figura 7.5).

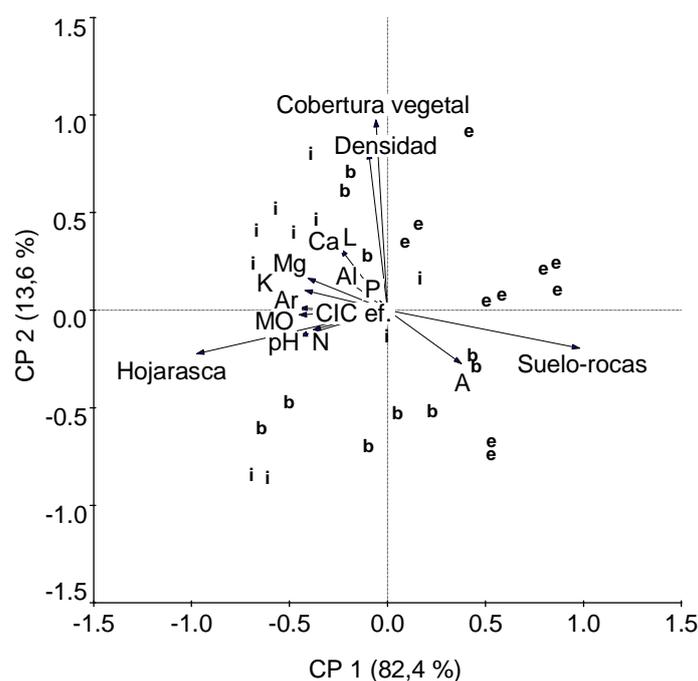


Figura 7.5. Análisis de Componentes Principales (ACP) para variables de la comunidad vegetal subyacente y características de los microambientes generados por las plantas de *Acacia mangium*. Los valores dentro de paréntesis muestra la varianza explicada por cada uno de los componentes principales. Ver Tabla 7.1 para identificar las abreviaturas de las variables.

DISCUSIÓN

Las plantas de *A. mangium* no modifican significativamente las condiciones microclimáticas (temperatura y humedad relativa del aire) en las proximidades del sustrato minero, al menos a corto plazo (a los cinco años de su plantación). Esto puede deberse al porte arbóreo de las plantas, que en el momento del muestreo tenían copas con ramas

espaciadas a una altura de $0,61 \pm 0,07$ m sobre el suelo, lo que genera poca resistencia a las corrientes de aire, permitiendo que las condiciones de temperatura y humedad del aire imperantes en las zonas abiertas de las minas determinen las condiciones bajo de la copa de las plantas de *Acacia*. Aunque se ha reconocido el papel de especies arbóreas como mejoradoras de las condiciones micro-ambientales bajo sus cubiertas (Belsky *et al.* 1989), la mayoría de los trabajos sobre facilitación señalan que son las plantas con porte arbustivo las que generan cambios más significativos en las condiciones biofísicas en ambientes estresantes para la vegetación, y son más frecuentemente usadas como plantas nodriza en programas de restauración ecológica de áreas perturbadas (Castro *et al.* 2002, López-Pintor *et al.* 2003, Alday *et al.* 2015, James *et al.* 2015, Torroba *et al.* 2015, Yelenik *et al.* 2015). Por eso, se necesita un seguimiento temporal a más largo plazo para valorar en qué dirección la cubierta de las plantaciones de *A. mangium* puede inducir cambios en las condiciones microclimáticas de ambientes mineros y otros sistemas perturbados.

Aunque la cobertura de las plantas de *A. mangium* no cambió significativamente las condiciones microclimáticas en la mina estudiada, sí parece promover la fertilidad del suelo. En particular, el contenido de arcilla, magnesio, potasio y nitrógeno tiende a aumentar bajo la cubierta de estas plantas. Algunos trabajos han demostrado que las plantas de *A. mangium* pueden enriquecer el suelo en nitrógeno, dada su capacidad de fijarlo desde la atmósfera a través de asociaciones simbióticas con microorganismo del suelo (Wibisono *et al.* 2015). También se ha demostrado que pueden transferir parte del nitrógeno fijado a otras especies no fijadoras en plantaciones mixtas (Paula *et al.* 2015). Además de la fijación y transferencia de nitrógeno, las plantas de *A. mangium* pueden contribuir a mejorar otras variables del suelo por medio de la hojarasca que producen. Plantaciones de *A. mangium* pueden producir entre 6,94 y 8,94 t de hojarasca $\text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$, con una acumulación de 6,64 t ha^{-1} (Tsai 1998, Hero y Watanabe 2000), y se sabe que esta hojarasca tiene un efecto positivo sobre la retención de agua, materia orgánica (MO), fósforo disponible (P), nitrógeno (N) y actividad biológica del suelo (Xiong *et al.* 2008, Voigtlaender *et al.* 2012, Bacheга *et al.* 2016). En suelos donde la sucesión primaria es el punto de partida, como los sustratos mineros, la disponibilidad de nutrientes es uno de los principales limitantes para el establecimiento y crecimiento de las plantas (Marschner 1995, Aerts y Chapin III 2000). Por tanto, es factible pensar que, en las minas estudiadas, las zonas bajo la cubierta de las

plantas de *A. mangium* ofrezcan condiciones edáficas mejores, que faciliten el establecimiento de vegetación más exigente en demanda nutricional. Por el contrario, la similitud florística entre microambientes fue alta, y los valores de riqueza, abundancia, diversidad, cobertura vegetal e importancia ecológica de las especies muy similares entre microambientes. Estos resultados sugieren que la proliferación de la vegetación y sus propiedades emergentes, no pueden ser explicadas por el gradiente de fertilidad del suelo determinado por las plantas de *A. mangium*; parecen ser otros los factores más influyentes.

Si se parte del hecho que la fertilidad del suelo es un factor limitante para el desarrollo de la vegetación en suelos degradados por minería (Marschner 1995, Aerts y Chapin III 2000), entonces, ¿Cómo se puede explicar que en las minas revegetadas con *A. mangium* la vegetación subyacente sea poca y, además, no se relacione con el gradiente de fertilidad promovido por esas plantas? En este sentido, es interesante resaltar que la producción de hojarasca de *A. mangium* es abundante y aumenta significativamente bajo su cubierta (microambiente de interior), mientras que el porcentaje de suelo desnudo y/o con afloramientos rocosos muestra un patrón opuesto, aumentando hacia los espacios abiertos. Por tanto, es razonable pensar que en minas revegetadas con *A. mangium*, la vegetación sólo prospera en aquellos micro-sitios fértiles bajo la cobertura de las plantas de *A. mangium* donde no hay acumulación excesiva de hojarasca, o en aquellos lugares sin cobertura de estas plantas (exterior) donde las condiciones micro-climáticas son favorables. Teniendo en cuenta, además, que la tasa de descomposición de la hojarasca de *A. mangium* es más lenta que el de otras especies (Bacheга *et al.* 2016), es posible que bajo la cubierta de las plantas de *A. mangium*, el desarrollo de la vegetación nativa se vea limitado por la barrera física que constituye la hojarasca para la germinación de las semillas y el establecimiento de las plantas, así como para la formación del banco de semillas del suelo. Por el contrario, en los espacios abiertos la limitación podría estar en las dificultades para la germinación que supone la alta compactación del sustrato. Esto explica el hecho de que, independientemente del microambiente, la cobertura vegetal puede predecirse por la interacción entre la cobertura de hojarasca de *A. mangium* y la cobertura de suelo con afloramientos rocosos.

En síntesis, *A. mangium* es una especie mejoradora del suelo en minas abandonadas, a través de la fijación de nitrógeno y el aporte de hojarasca. Sin embargo, la hojarasca de *A. mangium* podría generar una barrera física sobre el suelo que limita la formación del banco de semillas de especies nativas. Esto unido a la alta compactación de los suelos mineros y alta presencia de afloramientos rocosos hace que la regeneración natural temprana en minas abandonadas revegetadas con *A. mangium* sea lenta. Por lo tanto, *A. mangium* no puede considerarse como una especie facilitadora de la restauración pasiva de áreas degradadas por minería en el área de estudio, por lo menos a corto plazo. Sin embargo, dado que esta especie favorece la incorporación de nutrientes al suelo, es posible que una combinación de técnicas de manejo de las plantaciones de *A. mangium*, que incluyan la entresaca paulatina de individuos y la remoción e incorporación sistemática de hojarasca al suelo, puedan contribuir a mejorar la función de esta especie como facilitadora de la restauración natural en estas áreas críticas. Revegetar con especies exóticas agresivas puede retrasar la revegetación natural de esas áreas a largo plazo (Holl 2002). Futuras investigaciones experimentales son necesarias para evaluar el papel de la hojarasca de *A. mangium* sobre la regeneración natural de minas revegetadas con esta especie exótica.

CAPÍTULO 8

Conclusiones generales y recomendaciones



Capítulo 8

Conclusiones generales

Respecto a la vulnerabilidad de los sistemas forestales del Chocó frente a la minería:

1. En la región neotropical del Chocó, la vulnerabilidad de los bosques para la pérdida de especies vegetales por causa de la minería es alta y varía entre municipios y subregiones, siendo mayor en la sub-región del San Juan, donde la minería es la principal actividad económica y el número de especies raras y en peligro de extinción superior al de las otras subregiones. Por ello, subregiones neotropicales como el San Juan (Chocó, Colombia) deben ser prioritarias para el establecimiento de áreas protegidas, a la vez que brindan escenarios propicios para adelantar investigaciones encaminadas a identificar los factores y comprender los procesos ecológicos que regulan la revegetación temprana de áreas afectadas por minería bajo contextos biofísicos de alta pluviosidad (> 8.000 mm).

Respecto a los estudios y experimentos de campo llevados a cabo en áreas afectadas por minería a cielo abierto en la región del San Juan (Chocó, Colombia):

2. Las zonas afectadas por minería tienden a revegetarse naturalmente con el tiempo. Sin embargo, independiente de su distancia al bosque de referencia adyacente, 15 años tras el abandono son insuficientes para apreciar una recuperación sustancial de la estructura biológica y la composición de las comunidades de plantas respecto a la comunidad de referencia.
3. Las especies que se establecen en el seno de las minas abandonadas durante la regeneración temprana (< 15 años de abandono) son generalmente herbáceas, pertenecientes a las familias Cyperaceae, Melastomataceae y Rubiaceae. La mayoría de estas especies no se encuentran en el bosque de referencia adyacente, lo que hace suponer que su procedencia son otras zonas degradadas circundantes.

4. La comunidad vegetal que emerge tempranamente en las minas abandonadas varía como resultado del efecto que tiene la topografía sobre las características del suelo. En concreto, la vegetación es más estructurada en formaciones topográficas que concentran más nutrientes en el suelo (zonas llanas, depresiones cenagosas y, en menor grado, los taludes) que en aquellas que los conservan menos (montículos de arena y grava). Se puede decir que el acopio de arena y grava en grandes montículos (principal material producto de la minería en Chocó) no promueve la revegetación natural temprana de zonas afectadas por minería.

5. La entrada de propágulos a las minas vía lluvia de semillas puede estar más relacionada con la cercanía a otras áreas perturbadas, donde la abundancia de especies anemócoras es alta, que con la edad de abandono de las minas o su distancia al bosque adyacente, en el que predominan especies de dispersión zoócora. Además, el número de semillas (densidad) y especies (diversidad) que conforman el banco del suelo de las minas es bajo si se compara con la vegetación de referencia. Es posible que factores relacionadas con la falta de dispersión zoócora en las minas o la remoción post-dispersión, debida a las intensas lluvias características de la región, sean una limitación para la formación de bancos de semillas importantes en el suelo las minas.

6. La aplicación de tratamientos de labranza junto a enmiendas orgánicas incrementa el potencial de los sustratos mineros para el establecimiento (supervivencia y crecimiento) de leñosas arbóreas tanto nativas como exóticas. Sin embargo, abonos ricos en fósforo, como el aplicado (gallinaza), podrían incrementar la capacidad competitiva de especies exóticas fijadoras de nitrógeno, como *Acacia mangium*, frente a las especies nativas no fijadoras, como *Cespedesia spathulata*, en un contexto de plantaciones mixtas.

7. Aunque especies exóticas, como *A. mangium*, puedan favorecer la fertilidad del suelo en minas abandonadas (por su rápido crecimiento y capacidad de fijar nitrógeno atmosférico), no necesariamente facilitan la revegetación natural temprana de las minas.

La abundante cubierta de hojarasca que *A. mangium* produce sobre el suelo de las minas genera una barrera física que limita la formación del banco de semillas de especies nativas, lo cual aunado al hecho de que las minas son ambientes con suelos compactados, hacen que el la revegetación natural temprana de minas abandonadas y revegetadas con *A. mangium* sea escasa y lenta.

Implicaciones para la práctica de la restauración ecológica

1. La recuperación de áreas afectadas por minería bajo las condiciones biofísicas del Chocó es lenta; en 15 años de abandono no se aprecian cambios significativos en términos de estructura y composición. Por lo tanto, se recomienda a los organismos de control de la actividad minera en el país adelantar esfuerzos para ordenar el territorio con base en la vocación de uso de la tierra, controlar el auge de la minería ilegal, hacer seguimiento riguroso de las técnicas tradicionales para extraer oro y platino en el territorio, y promover cada vez más entre los mineros el uso de tecnologías que eviten en mayor medida los daños sobre los sistemas ecológicos.
2. Es de vital importancia adelantar investigaciones ecofisiológicas en especies de las familias Cyperaceae, Melastomataceae y Rubiaceae y en algunas arbóreas predominantes en las minas, pues comprender sus adaptaciones a ese tipo de ambientes proveerá información para seleccionar especies útiles para restaurar estas áreas críticas.
3. Al final de las labores mineras es conveniente establecer formaciones de terreno que promuevan la conservación de nutrientes en el suelo tales como las zonas llanas no inundables y las depresiones cenagosas, ya que estas facilitan con mayor rapidez la proliferación de vegetación. Aquellas formaciones, como los montículos de arena y grava, deben ser removidas de las zonas a restaurar pasiva o activamente.
4. La abundancia de semillas dispersadas por animales y provenientes de bosques circundantes es limitada en el seno de las minas, por lo tanto, es importante conservar árboles remanentes en el seno de las minas y/o establecer perchas o bosquetes artificiales para promover la entrada de semillas dispersadas por aves desde el bosque

adyacente, facilitando así la revegetación natural de estas áreas con especies nativas. Adicionalmente, dado que el Chocó es una región de alta pluviosidad, es necesario adelantar medidas de control de la erosión hídrica en las minas para promover la retención del banco de semillas del suelo en estos ambientes expuestos a fuerte escorrentía superficial.

5. *A. mangium* puede ser una alternativa para la revegetación rápida de áreas perturbadas por minería. Sin embargo, su uso para la restauración ecológica en regiones ricas en especies no debe ser indiscriminado, dada su alta capacidad competitiva frente a especies nativas. Al respecto, una combinación de técnicas de manejo de las plantaciones que involucren la entresaca paulatina de individuos (que facilite el enriquecimiento del suelo pero evite la competencia) y la remoción y/o incorporación sistemática de hojarasca al suelo podrían contribuir a mejorar la función de esta especie como facilitadora de la restauración ecológica en estas áreas críticas.

BIBLIOGRAFÍA

BIBLIOGRAFÍA

- Aerts, R. (1999). Interspecific competition in natural plant communities: mechanisms, trade-offs and plant–soil feedbacks. *Journal of Experimental Botany*, *50*, 29-37.
- Aerts, R., & Chapin III, F. S. (2000). The mineral nutrition of wild plants revisited: a re-evaluation of processes and patterns. *Advances in Ecological Research*, *30*, 3-67.
- Aerts, R., Boot, R. G. A., & Van der Aart, P. J. M. (1991). The relation between above- and below-ground biomass allocation patterns and competitive ability. *Oecologia*, *87*, 551-559.
- Agencia Nacional Minera (2015). Producción oficial de minerales en Colombia. Recuperado de <http://www.anm.gov.co>.
- Aguilar, A., Barbosa, R., Barbosa, J. B. F., & Mourão, M. (2014). Invasion of *Acacia mangium* in Amazonian savannas following planting for forestry. *Plant Ecology and Diversity*, *7*, 359-369.
- Aide, T. M., & Cavelier, J. (1994). Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology*, *2*, 219-229.
- Aide, T. M., Zimmerman, J. K., Pascarella, J. B., Rivera, L., & Mercado-Vega, H. (2000). Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pasture: implications for restoration ecology. *Restoration Ecology*, *4*, 328-338.
- Aide, T. M., Zimmerman, J. K., Rosario, M., & Mercado, H. (1996). Forest recovery in abandoned cattle pastures along an elevation gradient in Northeastern Puerto Rico. *Biotropica*, *28*, 537-548.
- Alcañiz, J., Comellas, L., Pujolá, M., & Serra, E. (1998). Utilización de lodos de depuración en la rehabilitación de suelos de canteras. *Ingeopres*, *59*, 28-34.
- Alday, J. G., Marrs, R. H., & Martínez-Ruiz, C. (2010). The importance of topography and climate on short-term vegetation of coal wastes in Spain. *Ecological Engineering*, *36*, 579-585.
- Alday, J. G., Marrs, R. H., & Martínez-Ruiz, C. (2011b). Vegetation convergence during early succession on coal wastes: a 6-year permanent plot study. *Journal of Vegetation Science*, *22*, 1072-1083.
- Alday, J. G., Pallavicini, Y., Marrs, R. H., & Martínez-Ruiz, C. (2011a). Functional groups and dispersal strategies as guides for predicting vegetation dynamics on reclaimed mines. *Plant Ecology*, *212*, 1759-1775.
- Alday, J. G., Zaldívar, P., Torroba-Balmori, P., Fernández-Santos, B., & Martínez-Ruiz, C. (2015). Natural forest expansion on reclaimed coal mines in Northern Spain: the role of native shrubs as suitable microsites. *Environmental Science and Pollution Research*, doi: 10.1007/s11356-015-5681-2
- Álvarez-Aquino, C., Williams-Linera, G., & Newton, A. C. (2005). Disturbance effects on the seed bank of Mexican cloud forest fragments. *Biotropica*, *37*, 337-342.
- Álvarez-Buylla, E. M., & Martínez-Ramos, M. (1990). Seed bank versus seed rain in the regeneration of a tropical pioneer tree, *Oecologia*, *84*, 314-325
- Amat-García, G., & Trujillo, D. (2004). Escarabajos (Coleoptera: Escarabaeoidea) en el Chocó biogeográfico. En J. O. Rangel-Ch (ed.), *Colombia diversidad biótica IV, El Chocó biogeográfico/Costa Pacífica* (pp. 745-754). Bogotá, Colombia: Universidad Nacional de Colombia-Conservación Internacional.

- Andrade-C, G. (2011). Estado del conocimiento de la biodiversidad en Colombia y sus amenazas. Consideraciones para fortalecer la interacción ciencia-política. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 35, 491-507.
- APG III (2009). An update of the angiosperm phylogeny group classification for the order and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 161, 105-121.
- Arisman, H., & Hardiyanto E. B. (2006). *Acacia mangium* – a historical perspective on its cultivation. En K. Potter., A. Rimbawanto., & C. Beadle (eds.), *Heart rot root rot in tropical Acacia plantations. Proceedings of a workshop held in Yogyakarta, Indonesia* (pp. 11-15). Canberra: Australian Center for International Agricultural Research.
- Ash, H. J., Gemmell, R. P., & Bradshaw, A. D. (1994). The introduction of native plant species on industrial waste heaps: a test of immigration and other factors affecting primary succession. *Journal of Applied Ecology*, 31, 74-84.
- Ayala, J. H., Mosquera, J., & Murillo, W. I. (2008). Evaluación de la adaptabilidad de la acacia (*Acacia mangium* Wild), y bija (*Bixa orellana*) en áreas degradadas por la actividad minera aluvial en el Chocó biogeográfico, Condoto, Chocó, Colombia. *Bioetnia*, 5, 115-123.
- Bachega, L. R., Bouillet, J. P., de Cássia Piccolo, M., Saint-André, L., Bouvet, J. M., Nouvellon, Y., de Moraes Gonçalves, J. L., Robin, A., & Laclau J. P. (2016). Decomposition of *Eucalyptus grandis* and *Acacia mangium* leaves and fine roots in tropical conditions did not meet the Home Field Advantage hypothesis. *Forest Ecology and Management*, 359, 33-43.
- Baker, H. G. (1989). Some aspects of the natural history of the seed banks. En M. A. Leck., V. Parker. & R. L. Simpson (eds.), *Ecology of soil seed banks* (pp 9-21). San Diego, California: Academic Press INC.
- Baptiste, M. P., Castaño, N., Cárdenas, D., Gutiérrez, F. P., Gil, D. L., & Lasso, C. A. (2010). *Análisis de riesgo y propuesta de categorización de especies introducidas para Colombia*. Bogotá, D.C., Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Bardgett, R. D., Bowman, W. D., Kaufmann, R., & Schmidt, S. K. (2005). A temporal approach to linking aboveground and belowground ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 20, 624-641.
- Barrera-Cataño, J. I., Campos, C., & Montoya, S. (2007). Experiencias piloto de restauración ecológica de canteras mediante el uso de biosólidos como enmienda orgánica en Bogotá. *Universitas Scientiarum*, 12 (Edición especial II), 5-11.
- Bellapart, C. (1996). *Nueva agricultura biológica en equilibrio con la agricultura química*. Barcelona, España: Mundi-Prensa.
- Belsky, A. J., Amundson, R. G., Duxbury, J. M., Riha, S. J., Ali, A. R., & Mwonga, S. M. (1989). The effects of trees on their physical, chemical and biological environments in a semi-arid savanna in Kenya. *Journal of Applied Ecology*, 26, 1005-1024.
- Bernal, R., Gradstein, S. R., & Celis, M. (2015). Catálogo de plantas y líquenes de Colombia. Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. Recuperado de <http://catalogoplantasdecolombia.unal.edu.co>.
- Boakye, E. Y., Lawson, I. Y. D., Owusu-Bennoah, E., & Danso, S. K. A. (2015). Growth and nodulation response of six indigenous trees and two shrubby legumes to phosphorus and nitrogen fertilizers in two soils of Ghana. *Journal of Tropical Agriculture*, 53, 21-34.
- Bollo, E. (1999). *Lombricultura, una alternativa de reciclaje*. Barcelona, España: Mundi-Prensa.

- Bradshaw, A. D. (1992). The biology of land restoration. In S. K. Jain & L. W. Botsford (eds.), *Applied population biology* (pp. 25-44). Netherlands: Kluwer Academic Publishers.
- Bradshaw, A. D. (1997). Restoration of mined land—using natural processes. *Ecological Engineering*, 8, 255-269.
- Bradshaw, A. D. (2000). The use of natural processes in reclamation – advantages and difficulties. *Landscape and Urban Planning*, 51, 89-100.
- Bradshaw, A. D., & Chadwick, M. J. (1980). *The Restoration of Land* (1st ed.). Oxford: Blackwell Scientific Publications.
- Byrne, M., Stone, L., & Millar, M. A. (2011). Assessing genetic risk in vegetation. *Journal of Applied Ecology*, 48, 1365-1373.
- Caldwell, M. M., Manwaring, J. H., & Durham, S. L. (1996). Species interactions at the level of fine roots in the field influence soil heterogeneity and plant size. *Oecologia*, 106, 440-447.
- Capitán, L. F. (1994). Platina española para Europa en el siglo XVIII. *Llull*, 17, 289-312.
- Cardona, C. A., & Vargas, O. R. (2004). Plántulas procedentes del banco de semillas germinable de un bosque subandino. *Pérez-Arbelaezia*, 15, 113-149.
- Castaño-M, O. V., Cárdenas-A. G., Hernández-R, E. J., & Castro, H. F. (2004). Reptiles en el Chocó biogeográfico. En J. O. Rangel-Ch (ed.), *Colombia diversidad biótica IV, El Chocó biogeográfico/Costa Pacífica* (pp. 599-632). Bogotá, Colombia: Universidad Nacional de Colombia-Conservación Internacional.
- Castro, J., Zamora, R., Hódar, J. A., & Gómez, J. M. (2002). Use of shrubs as nurse plants: a new technique for reforestation in Mediterranean mountains. *Restoration Ecology*, 10, 297-305.
- CATIE. (1992). *Proyecto de diseminación del cultivo de árboles de uso múltiple en América Central y Panamá. Acacia mangium Willd., especie de árbol de uso múltiple en América Central*. Turrialba, Costa Rica: Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza.
- Chao, A., Chazdon, R., Colwell, R. K., & Shen, T. J. (2005). A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecology letters*, 8, 148-159.
- Chase, M. W., & Reveal, J. L. (2009). A phylogenetic classification of the land plant to accompany APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 161, 122-127.
- Chazdon, R. (2003). Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbance. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 6, 51-71.
- Chazdon, R. L., Letcher, S. G., van Breugel, M., Martínez-Ramos, M., Bongers, F., & Finegan, B. (2007). Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forest following major disturbance. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 362, 273-289.
- Classen, V. P., & Hogan, M. P. (2002). Soil nitrogen pool associated wind revegetation of disturbed sites in the Lake Tahoe area. *Restoration Ecology*, 10, 195-203.
- CODECHOCO (Corporación Autónoma Regional para el Desarrollo Sostenible del Chocó). 2012. Situación actual de la minería en el departamento de Chocó. Quibdó, Colombia. Subdirección de Calidad y Control Ambiental. 33 p. (Informe de gestión 2012).
- Colwell, R. K. (2013). *EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples*, Version 9. Recuperado de <http://purl.oclc.org/estimates>.

- Crick, J. C., & Grime, J. P. (1987). Morphological plasticity and mineral nutrient capture in two herbaceous species of contrasted ecology. *New Phytologist*, *107*, 403-414.
- Cubiña, A., & Aide, T. M. (2001). The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. *Biotropica*, *33*, 260-267.
- Curry, J. (1998). *Factors affecting earthworm abundance in soils*. En C. Edwards (ed.). *Earthworm Ecology* (pp. 37-64). Boca Raton, USA: St. Lucie Press.
- Dalling, J. W. (2002). Ecología de semillas. En M. R. Guariguata & G. H. Kattan (eds.), *Ecología y conservación de bosques neotropicales* (pp 345-375). Cartago, Costa Rica: Ediciones LUR.
- De Kovel, C. G. F., Van Mierlo, A. (J). E. M., Wilms, Y. J. O., & Berendse, F. (2000). Carbon and nitrogen in soil and vegetation at sites differing in successional age. *Plant Ecology*, *149*, 43-50.
- DeFalco LA, TC Esque, MB Nicklas, JM Kane. 2012. Supplementing seed banks to rehabilitate disturbed Mojave desert shrublands: Where do all the seeds go?. *Restoration Ecology* *20*(1): 85-94.
- DeWalt, S. J., Maliakal, S. K., & Denslow, J. S. (2003). Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. *Forest Ecology and Management*, *182*, 139-151.
- Díaz, W. A., & Elcoro, S. (2009). Plantas colonizadoras en áreas perturbadas por la minería en el estado Bolívar, Venezuela. *Acta Botánica Venezuelica*, *32*, 453-466.
- Eghieri, J., Galle, S., Rajot, J. I., & Ehrmann, M. (1997). Relations between soil moisture and growth of herbaceous plants in a natural vegetation mosaic in Niger. *Journal of Arid Environments*, *36*, 87-102.
- Espitia, M., Murillo, O., Castillo, C., Araméndiz, H., & Paternina, N. (2009). Ganancia genética esperada en la selección de *Acacia* (*Acacia mangium* Willd.) en Córdoba (Colombia). *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, *13*, 99-107.
- Fastie, C. L. (1995). Causes and ecosystems consequences of multiple pathways of primary succession at Glacier Bay, Alaska. *Ecology*, *76*, 1899-1916.
- Félix-Herrán, J. A., Sañudo-Torres, R. R., Rojo-Martínez, G. E., Martínez-Ruiz, R., & Olalde-Portugal, V. (2008). Importancia de los abonos orgánicos. *Ra Ximhai*, *4*, 57-67.
- Forero, E., & Gentry, A. (1989). *Lista anotadas de plantas del Chocó*. Bogotá, Colombia: Instituto de Ciencias Naturales. Museo de Historia Natural, Universidad Nacional de Colombia. Guadalupe Ltda.
- Forero, L. A., & Finegan, B. (2002). Efectos de borde en la vegetación de remanentes de bosque muy húmedo tropical en el norte de Costa Rica, y sus implicaciones para el manejo y la conservación. *Revista Forestal Centroamericana*, *38*, 39-43.
- Fowler, J., Cohen, L., & Jarvis, P. (1998). *Practical statistics for field biology*. Chichester, England: John Wiley & Sons.
- Fuentes-Ramírez, A., Pauchard, A., Cavieres, L. A., & García, R. A. (2011). Survival and growth of *Acacia dealbata* vs. native trees across an invasion front in south-center Chile. *Forest Ecology and Management*, *261*, 1003-1009.
- Galeano, G. (2000). Forest use at the pacific coast of Chocó, Colombia: a quantitative approach. *Economic Botany*, *54*, 358-376.
- Garay, I., Pellens, R., Kindel, A., Barros, E., & Franco, A. (2004). Evaluation of soil conditions in fast-growing populations of *Eucalyptus grandis* and *Acacia mangium* in Brazil: a contribution to the study of sustainable land use. *Applied Soil Ecology*, *27*, 177-187.

- Garwood, N. C. (1989). Tropical soil seed banks: a review. En M. A. Leek, V. T. Parker & R. L. Simpson (eds.), *Ecology of soil seed banks* (pp 149-209). San Diego, California: Academic Press INC.
- Gentry, A. H. (1986). Species richness and floristic composition or Chocó region plant communities. *Caldasia*, 15, 71-75.
- Gentry, A. H. (1993). *Riqueza de especies del Pacífico*. En P. Leyva (ed.), Colombia Pacífico I. Bogotá, Colombia: Fondo FEN.
- Gentry, A. H. (1996). *A field guide to the families and genera of woody plants of North West South America: (Colombia, Ecuador, Perú): with supplementary notes on herbaceous taxa*. Washington DC: Conservation International.
- Gobernación del Chocó (2015). *Nuestro departamento - Chocó, información general*. Recuperado de http://www.choco.gov.co/informacion_general.shtml.
- González, L. F. (2003). *Contexto histórico desarrollo urbano y patrimonio arquitectónico*. Medellín, Colombia: Centro de Publicaciones, Universidad Nacional de Colombia.
- Granados-Hernández, A., & Barrera-Cataño, J. I. (2007). Efecto de la aplicación de biosólidos sobre el repoblamiento de la macrofauna edáfica en la cantera Soratama, Bogotá, D.C. *Universitas Scientiarum*, 12 (Edición especial II), 73-84.
- Guacaneme, S., & Barrera-Cataño, J. I. (2007). Efecto de la aplicación de biosólidos, como enmienda orgánica, en la recuperación de un suelo disturbado por actividad extractiva en la cantera de Soratama, localidad de Usaquén, Bogotá. *Universitas Scientiarum*, 12 (Edición especial II), 85-98.
- Guerrero, A. (1996). *El suelo, los abonos y la fertilización de los cultivos*. Barcelona, España: Mundi-Prensa.
- Guevara, R., Rosales, J., & Sanoja, E. (2005). Vegetación pionera sobre rocas, un potencial biológico para la revegetación de áreas degradadas por la minería de hierro. *Interciencia*, 30, 644-652.
- Guevara, S., & Laborde, J. (1993). Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. *Vegetatio*, 107, 319-338.
- Guevara, S., Meave, J., Moreno-Casasola, P., & Laborde, J. (1992). Floristic composition and structure of vegetation under isolated trees in Neotropical pastures. *Journal of Vegetation Science*, 3, 655-664.
- Guevara, S., Purata, S. E., & Van der Maarel, E. (1986). The role of remnant forest trees in tropical secondary succession. *Vegetatio*, 66, 77-84.
- Güiza, L., & Aristizába, J. D. (2013). Mercury and gold mining in Colombia: a failed state. *Universitas Scientiarum*, 18, 33-49.
- Gutiérrez, F. (2006). *Estado del conocimiento de especies invasoras – propuesta de lineamientos para el control de impactos*. Bogotá, D.C., Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Harper, K. A., Macdonald, S. E., Burton, P. J., Chen, J., Brososke, K. D., Saunders, S. C., ... & Esseen, P. A. (2005). Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology*, 19, 768-782.
- Haston, E., Richardson, J. E., Stevens, P. F., Chase, M. W., & Harris, D. J. (2009). The linear angiosperm phylogeny group (LAPG) III: a linear sequence of the families in APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 161, 128-131.
- Hernández-Acosta, E., Mondragón-Romero, E., Cristobal-Acevedo, D., Rubiños-Panta, J. E., & Robledo-Santoyo, E. (2009). Vegetación, residuos de mina y elementos

- potencialmente tóxicos de un jal de Pachuca, Hidalgo, México. *Revista Chapingo*, 15, 109-114.
- Hero, B., Watanabe, H. (2000). Estimation of litter fall and seed production oh *Acacia mangium* in a forest plantation in South Sumatra, Indonesia. *Forest Ecology and Management*, 130, 265-268.
- Holl, K. D. (1999). Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica*, 31, 229-242.
- Holl, K. D. (2002). Long-term vegetation recovery on reclaimed coal surface mines in the eastern USA. *Journal of Applied Ecology*, 39, 960-970.
- Howe, H. F., & Smallwood, J. (1982). Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 13, 201-228.
- Hoyos, J. F. (1990). *Los árboles de Caracas*. Monografía N° 24. Caracas, Venezuela: Sociedad de Ciencias Naturales La Salle.
- Jackson, R. B., Manwaring, J. H., & Caldwell, M. M. (1990). Rapid physiological adjustment of roots to localized soil enrichment. *Nature*, 344, 58-60.
- James, C. S., Capon, S. J., & Quinn, G. P. (2015). Nurse plant effects of a dominant shrub (*Duma florulenta*) on understorey vegetation in a large, semi - arid wetland in relation to flood frequency and drying. *Journal of Vegetation Science*, 26, 985-994.
- John, M. G. S., Bellingham, P. J., Walker, L. R., Orwin, K. H., Bonner, K. I., Dickie, I. A., Morse, C. W., Yeates, G. W., & Wardle, D. A. (2012). Loss of a dominant nitrogen-fixing shrub in primary succession: consequences for plant and below-ground communities. *Journal of Ecology*, 100, 1074-1084.
- Jones, C. C., & del Moral, R. (2005). Patterns of primary succession on the foreland of Coleman Glacier, Washington, USA. *Plant Ecology*, 180, 105-116.
- Kumhálová, J., Kumhála, F., Kroulík, M., & Matějková, Š. (2011). The impact of topography on soil properties and yield and the effects of weather conditions. *Precision Agriculture*, 12, 813-830.
- Leal, C. (2009). La compañía minera Chocó Pacífico y el auge del platino en Colombia, 1897-1930. *Historia crítica*, 1(edición especial), 150-164.
- Linch, J. D., & Suárez-Mayorga, A. M. (2004). Anfibios en el Chocó biogeográfico. En J. O. Rangel-Ch (ed.), *Colombia diversidad biótica IV, El Chocó biogeográfico/Costa Pacífica* (pp. 633-668). Bogotá, Colombia: Universidad Nacional de Colombia-Conservación Internacional.
- López-Pintor, A., Espigares, T., & Benayas, R. (2003). Spatial segregation of plant species caused by *Retama sphaerocarpa* influence in a Mediterranean pasture: a perspective from the soil seed bank.
- Mahecha, G. E. (1997). *Fundamentos y metodología para la identificación de plantas*. Bogotá, Colombia: Ministerio del Medio Ambiente - Lerner Ltda.
- Marrs, R. H., Roberts, R. D., & Bradshaw, A. D. (1980). Ecosystem development on reclaimed china clay wastes. I. Assessment of vegetation and capture of nutrients. *Journal of Applied Ecology*, 17, 709-717.
- Marschner, H. (1995). *Mineral nutrition of higher plants*. London: Academic Press.
- Martínez-Ramos M, X García-Orth. 2007. Sucesión ecológica y restauración de las selvas húmedas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 80(suplemento): 69-87.
- Martínez-Ruiz, C., & Fernández-Santos, B. (2001). Papel de la hidrosiembra en la revegetación de escombreras mineras. *Informes de la Construcción*, 53, 27-37.

- Martínez-Ruiz, C., & Fernández-Santos, B. (2005). Natural revegetation on topsoiled uranium-mining spoils according to the exposure. *Acta Oecologica*, 28, 231-238.
- Martínez-Ruiz, C., & Marrs, R. H. (2007). Some factors affecting successional change on uranium mine wastes: insights for ecological restoration. *Applied Vegetation Science*, 10, 333-342.
- Martínez-Ruiz, C., Fernández-Santos, B., & Gómez-Gutiérrez, J.M. (2001). Effects of substrate coarseness and exposure on plant succession in uranium-mining wastes. *Plant Ecology*, 155, 79-89.
- Martín-Sanz, R. C., Fernández-Santos, B., & Martínez-Ruiz, C. (2015). Early dynamics of natural revegetation on roadcuts of the Salamanca province (CW Spain). *Ecological Engineering*, 75, 223-231.
- Millar, M. A., Byrne, M., Nuberg, I. K., & Sedgley, M. (2012). High level of genetic contamination in remnant population of *Acacia saligna* from a genetically divergent planted stand. *Restoration Ecology*, 20, 260-267.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2011). *Plan nacional para la prevención, el control y manejo de las especies introducidas, trasplantadas e invasoras: diagnóstico y listado preliminar de especies introducidas, trasplantadas e invasoras en Colombia*. D.C., Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. The Nature Conservancy – Colombia- TNC.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2015). *Plan Nacional de Restauración: restauración ecológica, rehabilitación y recuperación de áreas disturbadas*. Bogotá, D.C., Colombia: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.
- Mojica, J. I., Usma, J. S., & Galvis, G. (2004). Peces dulceacuícolas en el Chocó biogeográfico. En J. O. Rangel-Ch (ed.), *Colombia diversidad biótica IV, El Chocó biogeográfico/Costa Pacífica* (pp. 725-744). Bogotá, Colombia: Universidad Nacional de Colombia-Conservación Internacional.
- Moreno, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad*. Zaragoza, España: M&T-Manuales y Tesis SEA 1.
- Moreno-de las Heras, M., Nicolau, J. M., & Espigares, T. (2008). Vegetation succession in reclaimed coalmining slopes in a Mediterranean-dry environment. *Ecological Engineering*, 34, 168-178.
- Mori, A. S., Osono, T., & Uchida, M. (2008). Changes in the structure and heterogeneity of vegetation and microsite environments with the chronosequence of primary succession on a glacier foreland in Ellesmere Island, high arctic Canada. *Ecology Restoration*, 23, 363-370.
- Muñoz-Saba, Y., & Alberico, M. (2004). Mamíferos en el chocó biogeográfico. En J. O. Rangel-Ch (ed.), *Colombia diversidad biótica IV, El Chocó biogeográfico/Costa Pacífica* (pp. 559-598). Bogotá, Colombia: Universidad Nacional de Colombia-Conservación Internacional.
- Murcia, C., & Guariguata, M. R. (2014). La restauración ecológica en Colombia: Tendencias, necesidades y oportunidades. Bogor, Indonesia. CIFOR. 65 p. (Documentos Ocasionales 107).
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-858.
- Nepstad, D., Uhl, C., & Serrao, E. A., de Souza E. A. (1990). Surmounting barriers to forest regeneration in abandoned, highly degraded pastures: a case study from Paragominas, Pará, Brazil. En A. B. Anderson (ed.), *Alternatives to deforestation: steps towards*

- sustainable use of the Amazon rain forest* (pp 215-229). New York: Columbia University Press.
- NYBG (The New York Botanical Garden) (2015). *The C. V. Starr Virtual Herbarium*. The New York Botanical Garden. Recuperado de <http://sweetgum.nybg.org/science/vh/>.
- Osunkoya, O. O., Othman, F. E., & Kahar, R. S. (2005). Growth and competition between seedlings of an invasive plantation tree, *Acacia mangium*, and those of a native Borneo heath-forest species, *Melastoma beccarianum*. *Ecological Research*, 20, 205-214.
- Palmer, R. S. (1965). Waterdrop impact forces. *Trans. ASEA*, 8, 69-70.
- Pandey, A. N., & Singh, J. S. (1985). Mechanism of ecosystem recovery: A case study from Kumaun Himalaya. *Recreation and Revegetation Research*, 3, 271-292.
- Parker, V., Simpson, R., & Leck, M. (1989). Pattern and process in the dynamics of seed banks. En: M. A. Leck., V. Parker., & R. L Simpson (eds.), *Ecology of soil seed banks* (pp 367-384). San Diego, California: Academic Press INC.
- Parrotta, J. A. (1993). Secondary forest regeneration on degraded tropical lands. In H. Lieth and M. Lohmann (eds.), *Restoration of tropical forest ecosystems* (pp. 63-73). Dordrecht: Kluwer.
- Parrotta, J. A., & Knowles, O. H. (2001). Restoring tropical forests on lands mined for bauxite: Examples from the Brazilian Amazon. *Ecological Engineering*, 17, 219-239.
- Pastorok, R. A., MacDonald, A., Sampson, J. R., Wilber, P., Yozzo, D. J., & Titre, J. P. (1997). An ecological decision framework for environmental restoration projects. *Ecological Engineering*, 9, 89-107.
- Paula, R. R., Bouillet, J. P., Trivelin, P. C. O., Zeller, B., de Moraes Gonçalves, J. L., Nouvellon, Y., Bouvet, J. M., Plassard, C., & Laclau, J. P. (2015). Evidence of short-term belowground transfer of nitrogen from *Acacia mangium* to *Eucalyptus grandis* trees in a tropical planted forest. *Soil Biology and Biochemistry*, 91, 99-108.
- Peña-Claros, M. (2003). Changes in forest structure and species composition during secondary forest succession in the Bolivian amazon. *Biotropica*, 35, 450-461.
- Pérez, F. L. (1997). Microbiotic crusts in the high equatorial Andes; and their influence on paramo soils. *Catena*, 31, 173-198.
- Pérez-Ramos, I. M., Urbieto, I. R., Zavala, M. A., & Maranon, T. (2012). Ontogenetic conflicts and rank reversals in two mediterranean oak species: Implications for coexistence. *Journal of Ecology*, 100, 467-477.
- Pierre, W. H., Pohlman, G. G., & McIlvaine. (1932). Soluble aluminum studies. I. The concentration of aluminum in the displaced soil solution of naturally acid soil. *Soil Science*, 34, 145-160.
- Pinehiro, J., Bates, D., DebRoy, S., & Sarkar, D. (2015). *NLME: Linear and nonlinear mixed effects models*. Recuperado de <http://cran.r-project.org/web/packages/nlme/nlme.pdf>.
- Piudo, M. J., & Cavero, R. Y. (2005). Banco de semillas: comparación de metodologías de extracción, de densidad y de profundidad de muestreo. *Publicaciones de Biología, Universidad de Navarra, Serie Botánica*, 16, 71-85.
- Poveda-M, C., Rojas-P, C. A., Rudas-LI, A., & Rangel-Ch, J. O. (2004). El Chocó biogeográfico: ambiente físico. En J. O. Rangel-Ch (ed.), *Colombia diversidad biótica IV, El Chocó biogeográfico/Costa Pacífica* (pp. 1-22). Bogotá, Colombia: Universidad Nacional de Colombia-Conservación Internacional.
- Prieto, B., Peroza, J. A., & Grandet, G. (2010). Efecto de labranza y manejo de materiales orgánicos sobre algunas propiedades físicas y químicas de un Vertic Endoaquept del Valle del Sinú, Córdoba, Colombia. *Temas agrarios*, 15, 27-36.

- Primack R, R Rozzi, P Feinsinger. 2001. XV. Establecimiento de áreas protegidas. In Primack R, R Rozzi, P Feinsinger, R Dirzo, F Massardo eds. Fundamentos de conservación biológica: perspectivas latinoamericanas. Fondo de Cultura Económica, México. p. 449-476.
- Quinto, H., & Moreno, F. (2014). Diversidad florística arbórea y su relación con el suelo en un bosque pluvial tropical del Chocó biogeográfico. *Árvore*, 38, 1123-1132.
- R Core Team (2012). *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Recuperado de <http://www.R-project.org/>.
- Ramírez, A. (2006). *Ecología, métodos de muestreo y análisis de poblaciones y comunidades*. Bogotá, Colombia: Pontificia Universidad Javeriana.
- Ramírez-Moreno, G., & Ledezma-Rentería, E. (2007). Efecto de las actividades socioeconómicas (minería y explotación maderera) sobre los bosques del departamento del Chocó. *Revista Institucional Universidad Tecnológica del Chocó*, 26, 58-65.
- Rangel-Ch, J. O. (2004a). *Colombia diversidad biótica IV - El Chocó biogeográfico/Costa Pacífica*. Bogotá DC, Colombia: Universidad Nacional de Colombia-Conservación Internacional.
- Rangel-Ch, J. O. (2004b). Notas sobre la riqueza avifaunística en el Chocó biogeográfico. En J. O. Rangel-Ch (ed.), *Colombia diversidad biótica IV, El Chocó biogeográfico/Costa Pacífica* (pp. 669-677). Bogotá, Colombia: Universidad Nacional de Colombia-Conservación Internacional.
- Rangel-Ch, J. O. (2004c). Amenazas a la biota y a los ecosistemas del Chocó biogeográfico. En J. O. Rangel-Ch (ed.), *Colombia diversidad biótica IV, El Chocó biogeográfico/Costa Pacífica* (pp. 841-866). Bogotá, Colombia: Universidad Nacional de Colombia-Conservación Internacional.
- Rangel-Ch, J. O., & Rivera-Díaz, O. (2004). Diversidad y riqueza de espermatofitos en el Chocó biogeográfico. En J. O. Rangel-Ch (ed.), *Colombia diversidad biótica IV, El Chocó biogeográfico/Costa Pacífica* (pp. 83-104). Bogotá, Colombia: Universidad Nacional de Colombia-Conservación Internacional.
- Rangel-Ch, J. O., Rivera-Díaz, O., Giraldo-Cañas, D., Parra-O, C., Murillo-A, J. C., Gil, I., & Berg, C. (2004). Catálogo de espermatofitos en el Chocó biogeográfico. En J. O. Rangel-Ch (ed.), *Colombia diversidad biótica IV, El Chocó biogeográfico/Costa Pacífica* (pp. 105-439). Bogotá, Colombia: Universidad Nacional de Colombia-Conservación Internacional.
- Roberts, R. D., Marrs, R. H., & Bradshaw, A. D. (1980). Ecosystem development on reclaimed china clay wastes. II. Nutrient compartmentation and cycling. *Journal of Applied Ecology*, 17, 719-725.
- Sánchez-Tapia, A. (2007). Las invasiones de especies exóticas. En O. Vargas (ed.), *Guía metodológica para la restauración ecológica del Bosque Alto Andino* (pp. 65-66). Bogotá D.C., Colombia: Universidad Nacional de Colombia.
- Sevilla-Perea, A., & Mingorance, M. D. (2015). Field approach to mining-dump revegetation by application of sewage sludge co-compost and a commercial biofertilizer. *Journal of Environmental Management*, 158, 95-10.
- SiB Colombia (2015). *Portal de datos SiB Colombia*. Consultado 10 jun. 2015. Disponible en <http://www.sibcolombia.net/web/sib/home>.
- Silva, J. M. C., Uhl, C., & Murray, G. (1996). Plant succession, landscape management, and the ecology of frugivorous birds in abandoned Amazonian pastures. *Conservation Biology*, 10, 491-503.

- Simberloff, D., & Von Holle, B. (1999). Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? *Biological Invasions*, 1, 21-32.
- Simberloff, D., & Von Holle, B. (1999). Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? *Biological Invasions*, 1, 21-32.
- Skoglund, J. (1992). The role of seed banks in vegetation dynamics and restoration of dry tropical ecosystems. *Journal of Vegetation Science*, 3, 357-360.
- Stevenson, P. R., & Vargas, I. N. (2008). Sample size and appropriate design of fruit and seed traps in tropical forests. *Journal of Tropical Ecology*, 24, 95-105.
- Stinca, A., Chirico, G. B., Incerti, G., & Bonanomi, G. (2015). Regime shift by an exotic nitrogen-fixing shrub mediates plant facilitation in primary succession. *Plos One*, 10, doi:10.1371/journal.pone.0123128.
- Tan, K. H., & Nopamombodi, V. (1979). Effect of different levels of humic acids on nutrient content and growth of corn (*Zea mays*). *Plant and soil*, 51, 283-287.
- Tekle, K., & Bekele, T. (2000). The role of soil seed banks in the rehabilitation of degraded hills lopes in Southern Wello, Ethiopia. *Biotropica*, 32, 23-32.
- Ter Braak, C. J. F., & Šmilauer, P. (2002). *CANOCO Reference manual and CANODRAW for Windows User's Guide version 4.5*. Nueva York: Microcomputer Power.
- Therneau, T. (2015). *Survival: A Package for Survival Analysis in S. version 2.38*. Recuperado de <http://CRAN.R-project.org/package=survival>.
- Thompson, L. M., & Troeh F. R. (1982). *Los suelos y su fertilidad*. Barcelona, España: Reverte S. A.
- Tilman, D. (1985). The resource-ratio hypothesis of plant succession. *The American Naturalist*, 123, 827-852.
- Titlyanova, A. A., & Mironycheva-Tokareva, N. P. (1990). Vegetation succession and biological turnover on coal-mining spoils. *Journal of Vegetation Science*, 1, 643-652.
- Titus, J. H., & Bishop, J. G. (2014). Propagule limitation and competition with nitrogen fixers limit conifer colonization during primary succession. *Journal of Vegetation Science*, 25, 990-1003.
- Torroba-Balmori, P., Zaldívar, P., Alday, J. G., Fernández-Santos, B., & Martínez-Ruiz, C. (2015). Recovering *Quercus* species on reclaimed coal wastes using native shrubs as restoration nurse plants. *Ecological Engineering*, 77, 146-153.
- Tropicos. 2015. Tropicos.org. Missouri Botanical Garden. Consultado 20 jun. 2015. Disponible en <http://www.tropicos.org>.
- Tsai, L. M. (1998). Studies on *Acacia mangium* in Kemasul Forest, Malaysia. I. Biomass and productivity. *Journal of Tropical Ecology*, 4, 293-302.
- Uhl, C., Buschbacher, R., & Serrao, E. A. (1988). Abandoned pastures in eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. *Journal of Ecology*, 73, 663-681.
- Valiente-Banuet, A., Bolongaro, A., Briones, O., Ezcurra, E., Rosas, M., Nuñez, H., Barnard, G., & Vazquez, E. (1991). Spatial relationships between cactis and nurse shrubs in a semi-arid environment in central México. *Journal of Vegetation Science*, 2, 15-20.
- Valois-Cuesta, H., Martínez-Ruiz, C., Rentería, Y. Y., & Panesso, S. M. (2013). Diversidad, patrones de uso y conservación de palmas (Arecaceae) en bosques pluviales del Chocó, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 61, 1869-1889.
- Venier, P., Cabido, M., Mangeaud, A., & Funes, G. (2013). Crecimiento y supervivencia de plántulas de cinco especies de *Acacia* (Fabaceae), que coexisten en bosques secos

- neotropicales de Argentina, en distintas condiciones de disponibilidad de luz y agua. *Revista de Biología Tropical*, 61, 501-514.
- Villareal, H., Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., & Umaña, A. M. (2006). *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad (2ª ed.)*. Bogotá, Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt.
- Voigtlaender, M., Laclau, J. P., de Moraes Gonçalves, J. L., de Cássia Piccolo, M., Moreira, M. Z., Nouvellon, Y., ... & Bouillet, J. P. (2012). Introducing *Acacia mangium* trees in *Eucalyptus grandis* plantations: consequences for soil organic matter stocks and nitrogen mineralization. *Plant and Soil*, 352, 99-111.
- Vyvey, Q. (1989). Bibliographical review on buried viable seed in the soil. *Excerpta Botanica Section 27*, 1-52.
- Walker, L. R., & del Moral, R. (2003). Primary succession and ecosystem rehabilitation. Cambridge: Cambridge University Press.
- Walker, L. R., & del Moral, R. (2008). Lesson from primary succession for restoration of severely damaged habitats. *Applied Vegetation Science*, 12, 55-67.
- Walker, L. R., Clarkson, B. D., Silvester, W. B., & Clarkson, B. (2003). Colonization dynamics and facilitative impacts of a nitrogen-fixing shrub in primary succession. *Journal of Vegetation Science*, 14, 277-290.
- Walker, L. R., Walker, J., & del Moral, R. (2007). Forging a new alliance between succession and restoration. In L. R. Walker, J. Walker & R. J. Hobbs (eds.), *Linking restoration and ecological succession* (pp. 1-18). New York: Springer.
- Walker, L. R., Wardle, D. A., Bardgett, R. D., & Clarkson, B. D. (2010). The use of chronosequences in studies of ecological succession and soil development. *Journal of Ecology*, 98, 725-736.
- Wang, B., Liu, G. B., Xue, S., & Zhu, B. (2011). Changes in soil physico-chemical and microbiological properties during natural succession on abandoned farmland in the Loess Plateau. *Environmental Earth Sciences*, 62, 915-925.
- Wibisono, M. G., Veneklaas, E., Mendham, D. S., & Hardiyanto, E. B. (2015). Nitrogen fixation of *Acacia mangium* Willd. from two seed sources grown at different levels of phosphorus in an Ultisol, South Sumatra, Indonesia. *Southern Forests: a Journal of Forest Science*, 77, 59-64.
- Wilcox, B. P. (1994). Runoff and erosion in intercanopy zones of pinyon-juniper woodlands. *Journal of Range Management*, 47, 285-295.
- Wilson, J. B. (1988). Shoot competition and root competition. *Journal of Applied Ecology*, 25, 279-296.
- Xiong, Y., Xia, H., Li, Z. A., Cai, X. A., & Fu, S. (2008). Impacts of litter and understory removal on soil properties in a subtropical *Acacia mangium* plantation in China. *Plant and Soil*, 304, 179-188.
- Yang, L., Liu, N., Ren, H., & Wang, J. (2009). Facilitation by two exotic *Acacia*: *Acacia auriculiformis* and *Acacia mangium* as nurse plants in South China. *Forest ecology and management*, 257, 1786-1793.
- Yelenik, S. G., DiManno, N., & D'Antonio, C. M. (2015). Evaluating nurse plants for restoring native woody species to degraded subtropical woodlands. *Ecology and Evolution*, 5, 300-313.
- Zhang, Z. Q., Shu, W. S., Lan, C. Y., & Wong, M. H. (2001). Soil seed bank as an input of seed source in revegetation of lead/zinc mine tailings. *Restoration Ecology*, 9, 378-385.

ANEXOS

ANEXOS

Artículos publicados derivados de la tesis

1. Valois-Cuesta, H & Martínez-Ruiz, C. (2016). Vulnerabilidad de los bosques naturales en el Chocó biogeográfico colombiano: actividad minera y conservación de la biodiversidad. *Bosque* 37(2) (en prensa). Este artículo corresponde al capítulo 1 de esta tesis.

1 **Vulnerabilidad de los bosques naturales en el Chocó biogeográfico colombiano:**
2 **actividad minera y conservación de la biodiversidad**

3
4 Hamleth Valois-Cuesta ^{a*}, Carolina Martínez-Ruiz ^b

5
6 *Autor para correspondencia: ^a Universidad Tecnológica del Chocó, Facultad de Ciencias
7 Naturales, Programa de Biología, Quibdó, Colombia; tel.: 57-4-6171616,
8 hamlethvalois@gmail.com

9 ^b Universidad de Valladolid, E.T. S. de Ingenierías Agrarias, Instituto Universitario de
10 Investigación en Gestión Forestal Sostenible UVa-INIA, Avda. de Madrid 44, 34071
11 Palencia, España.

12
13 **RESUMEN**

14
15 El Chocó es una región con alta biodiversidad e impactada por la minería de oro y platino.
16 En este trabajo se determinó la vulnerabilidad potencial de los bosques del Chocó para la
17 pérdida de especies vegetales debido a la actividad minera. En distintos municipios mineros
18 del territorio chocoano se documentaron las técnicas de extracción de minerales y la
19 percepción de los mineros sobre la minería en sus territorios. A partir de datos de
20 producción de oro y platino (1990-2012), títulos mineros (2012-2013) y número de minas y
21 maquinaria usada (2008-2012) se propusieron los índices de actividad minera (IAMAR) y
22 de producción minera relativa (IPMAR) en todos los entes territoriales del Chocó; ambos
23 índices se aplican en este estudio por primera vez. Además se cuantificó el número de
24 especies de distribución restringida y el número de especies amenazadas como factores de
25 vulnerabilidad. Con esas cuatro variables se determinó el índice de vulnerabilidad florística
26 potencial para la pérdida de especies (IVFP), que varió significativamente entre municipios
27 y subregiones del territorio chocoano. Los municipios con mayor IVFP fueron Condoto
28 (9,43 %), Istmina (7,75 %), Nóvita (7,74 %), Quibdó (7,64 %) y San José del Palmar (6,56
29 %). A nivel subregional, el San Juan (54,8 %) presentó el mayor IVFP. La minería en el
30 Chocó amenaza ecosistemas estratégicos de importancia mundial para la conservación de la

31 biodiversidad, lo que hace necesario establecer medidas para prevenir y mitigar la pérdida
32 de especies en territorios con alta vulnerabilidad debido a la actividad minera.

33

34 *Palabras clave:* índice de vulnerabilidad florística, índice de producción minera, índice de
35 actividad minera, conservación biológica, minería auroplatinífera.

36

37 INTRODUCCIÓN

38

39 La región del Chocó (Colombia) es reconocida mundialmente por su alta
40 biodiversidad y elevado grado de endemismo: existen registros de 5.976 especies de plantas
41 vasculares (Bernal *et al.* 2015), 206 de mamíferos, 188 de reptiles, 139 de anfibios, 793 de
42 aves, 196 de peces de agua dulce y 176 de escarabajos (Rangel-Ch 2004a). Además, la
43 región cuenta con importantes yacimientos de oro y platino (Leal 2009), cuya explotación
44 contribuye, en gran medida, a la economía de Colombia.

45 El Chocó ocupa el primer lugar dentro de la producción colombiana de oro y
46 platino (Agencia Nacional de Minería 2015). A pesar de esta riqueza natural, el Chocó es
47 una región con poco desarrollo económico, donde convergen la necesidad de conservar la
48 naturaleza, como fuente de bienestar humano, y la necesidad de explotar los minerales del
49 subsuelo, como fuente de empleo y desarrollo económico para la región y el país. En
50 consecuencia, hay que adelantar acciones para hacer de la minería una actividad más
51 amigable con el medio ambiente, pues existe una gran preocupación por la conservación del
52 potencial que posee esta región en cuanto a la oferta de servicios ecosistémicos (Andrade-C
53 2011).

54 Esta preocupación se ha intensificado en los últimos años, por el auge que está
55 experimentando la minería de oro y platino en el departamento del Chocó. Empresas
56 mineras y mineros independientes (legales e ilegales) ven en este territorio una oportunidad
57 para consolidar su capital financiero, desconociendo o pasando por alto los graves impactos
58 que la actividad minera produce sobre la biodiversidad de los bosques tropicales (Andrade-
59 C 2011, Ramírez-Moreno y Ledezma-Rentería 2007). Sin embargo, el conocimiento de la
60 vulnerabilidad de los bosques tropicales frente a la minería es vital, para conseguir el

61 ordenamiento de territorios en contextos geográficos ricos en biodiversidad, pero marcados
62 tradicionalmente por una economía basada en la actividad minera.

63 Considerando que la minería es un factor de riesgo para la conservación de la vida
64 silvestre en regiones de alta biodiversidad, surge la pregunta ¿Cómo cambia el grado
65 vulnerabilidad de los bosques naturales en distintos territorios frente a la minería? La
66 hipótesis de partida es que el grado de vulnerabilidad para la pérdida de especies en los
67 bosques de un determinado territorio depende del grado de incidencia minera (actividad y
68 producción) y de la sensibilidad de la biodiversidad (especies raras y/o amenazadas) que
69 alberga.

70 En este marco se plantea este trabajo, cuyo objetivo es determinar la vulnerabilidad
71 potencial de los bosques naturales del Chocó, a nivel municipal y subregional, frente a la
72 actividad minera auroplatinífera como factor de riesgo para la pérdida de especies.

73

74 MÉTODOS

75

76 *Área de estudio.* El departamento del Chocó (04°00'50''-08°41'32'' N y 76°02'57''-
77 77°53'38'' O) tiene una extensión de 44.530 km² y está compuesto por 30 municipios
78 agrupados en cinco subregiones (Poveda-M *et al.* 2004): 1) Alto Atrato, pie de monte de la
79 Cordillera Occidental de Colombia al oeste del departamento del Chocó; 2) Medio Atrato,
80 llanuras aluviales del río Atrato en la zona central del departamento; 3) Bajo Atrato,
81 llanuras aluviales y zonas estearinas del Océano Atlántico al norte del departamento; 4)
82 Litoral del Pacífico, llanuras aluviales con zonas estearinas del Océano Pacífico al suroeste
83 del departamento; y 5) San Juan, llanuras aluviales y colinas bajas en la cuenca del río San
84 Juan al sureste del departamento.

85 El Chocó pertenece a la región del Chocó biogeográfico colombiano que se
86 caracteriza por su alta pluviosidad, con valores anuales de hasta 13.670 mm, una
87 temperatura promedio anual de 26 °C y una humedad relativa del 80 % (Poveda-M *et al.*
88 2004). La región cuenta con selvas de alta riqueza, diversidad y variedad de endemismos
89 (Rangel-Ch y Rivera-Díaz 2004, Bernal *et al.* 2015).

90 La biodiversidad del territorio chocoano ha sido fuente de bienes y servicios para la
91 subsistencia de los pueblos asentados en la región. A pesar de ello, en la actualidad la
92 minería ocupa un lugar importante en la economía local (Leal 2009).

93

94 *Fuentes de datos.* Se realizaron salidas de campo entre los años 2013 y 2014 a los
95 municipios de Condoto, Istmina, Tadó, Unión Panamericana y Río Quito (Chocó), con el
96 fin de documentar las técnicas de explotación minera empleadas y los impactos que éstas
97 generan sobre la selva. Además, se entrevistaron 65 mineros, con la finalidad de obtener
98 información sobre su percepción en relación a los aspectos económicos y ambientales de la
99 minería. En concreto, se les preguntó sobre qué técnica de extracción minera (retro, draga o
100 barequeo) genera más beneficio económico y cuál provoca más daño ambiental.

101 Posteriormente, con el fin de identificar la incidencia de la actividad minera en
102 todos los entes territoriales del Chocó, se extrajeron datos oficiales de títulos mineros
103 otorgados (2012-2013) y producción de oro y platino (1990-2012), disponibles en el
104 Sistema de Información Minero de Colombia (Agencia Nacional de Minería 2015).
105 Además, se solicitaron datos a la Corporación Autónoma Regional para el Desarrollo
106 Sostenible del Chocó sobre el número de minas y maquinaria (retroexcavadoras y/o dragas
107 de succión) activa en el territorio chocoano (2008-2012) (CODECHOCO 2012). A partir de
108 estos datos se propusieron dos índices: (1) el índice de producción minera auroplatinífera
109 relativa (IPMAR) y (2) el índice de actividad minera auroplatinífera relativa (IAMAR):

110

$$111 \quad \text{IPMAR} = \text{PRO} + \text{PRP} \quad [1]$$

112 Donde:

113 PRO = producción relativa de oro.

114 PRP = producción relativa de platino.

$$115 \quad \text{IAMAR} = \text{NRMI} + \text{NRMA} + \text{NRTMO} \quad [2]$$

116 Donde:

117 NRMI = número relativo de minas.

118 NRMA = número relativo de máquinas activas.

119 NRTMO = número relativo de títulos mineros otorgados.

120

121 Para ambos índices, los valores relativos para un determinado municipio o
122 subregión se calcularon dividiendo el valor absoluto de la variable para ese municipio o
123 subregión entre el sumatorio de los valores obtenidos para todos los municipios o
124 subregiones y multiplicando por 100. En ambos casos, a mayor valor del índice mayor fue
125 la incidencia de la minería en el ente territorial.

126 Adicionalmente, con el fin de verificar el nivel de conocimiento de los bosques de
127 cada municipio y subregión en términos de riqueza y composición florísticas, se
128 cuantificaron los registros de especies vegetales citados en el catálogo de Rangel-Ch *et al.*
129 (2004), y se revisaron 80.513 registros de colecciones biológicas del Chocó en el Sistema
130 de Información sobre Biodiversidad de Colombia (SiB Colombia 2015). Para determinar el
131 número de especies vegetales por municipio y subregión se consideraron únicamente los
132 registros (distribución geográfica) que estuvieran claramente circunscritos a un
133 determinado ente territorial (N = 45.225). Aquellos registros con ambigüedad en su
134 localización no fueron cuantificados. El número total de especies vegetales para el
135 departamento se determinó sobre la base del Catálogo de Plantas y Líquenes de Colombia
136 (Bernal *et al.* 2015).

137 Dado que la cantidad, tanto de especies de distribución restringida como en peligro
138 de extinción, puede ser considerado como un factor de vulnerabilidad frente a las
139 perturbaciones antrópicas, se obtuvieron: la lista de especies amenazadas, a partir de los
140 inventarios de Rangel-Ch. (2004b), y la lista de especies nativas de Colombia restringidas
141 en su distribución al departamento de Chocó, a partir del Catálogo de Plantas y Líquenes de
142 Colombia (Bernal *et al.* 2015). Con estas dos listas elaboradas, el número de especies
143 pertenecientes a cada municipio y subregión del Chocó se cuantificó usando los datos de
144 distribución geográfica de las especies de interés citadas en el Catálogo de espermatofitos
145 del Chocó biogeográfico (Rangel-Ch. *et al.* 2004) y las bases de datos: SIB-Colombia (SIB-
146 Colombia 2015), Tropicos (Tropicos 2015) y Herbario virtual de New York Botanical
147 Garden (NYBG 2015). En el caso de las especies de distribución restringida, solo se
148 consideraron 123 especies nativas de Colombia, restringidas al Chocó, pertenecientes a las
149 familias: Rubiaceae, Orchidaceae, Melastomataceae, Piperaceae, Araceae, Asteraceae,
150 Bromeliaceae, Fabaceae, Clusiaceae, Poaceae, Gesneriaceae, Euphorbiaceae, Arecaceae,
151 Moraceae y Bombacaceae, por ser las familias más diversificadas, de más amplia

152 distribución y con mayor número de especies restringidas al Chocó biogeográfico
153 colombiano (Rangel-Ch y Rivera-Díaz 2004, Bernal *et al.* 2015).

154 Finalmente, considerando que altos valores de los índices IAMAR e IPMAR
155 conllevan mayor pérdida de especies vegetales debido a la eliminación de la cubierta
156 vegetal en bosques naturales, y que las especies amenazadas (EA), así como también las
157 especies de distribución restringida (EDR), pueden considerarse como factores útiles para
158 identificar prioridades de conservación (Myers *et al.* 2000), se determinó para cada uno de
159 los municipios y subregiones el índice de vulnerabilidad florística potencial (IVFP):

$$160 \quad \text{IVFP} = \text{IAMAR} (\%) + \text{IPMAR} (\%) + \text{EA} (\%) + \text{EDR} (\%) \quad [3]$$

161

162 Teniendo en cuenta que los bosques del Chocó biogeográfico son ricos en especies
163 vegetales por unidad de superficie (aproximadamente 262 especies con diámetros mayores
164 a 2,5 cm en 0,1 ha; Gentry 1986), se asumió que la diferencia en riqueza y diversidad por
165 unidad de superficie entre los entes territoriales estudiados aquí es mínima (Rangel-Ch y
166 Rivera-Díaz 2004). Por tanto, ese factor no se integró como una variable del IVFP, pues se
167 consideró que desde el punto de vista conservacionista todos los territorios tienen el mismo
168 valor. Así, el grado de vulnerabilidad potencial de los bosques de un determinado
169 municipio o subregión aumentó con el porcentaje de actividad minera, de especies en
170 peligro de extinción y/o de especies de distribución restringida. Cuanto mayor fue valor de
171 IVFP, mayor era el grado de vulnerabilidad potencial de los ecosistemas forestales en
172 cuanto a la pérdida de especies.

173 Es importante resaltar que el grado de sensibilidad en las estimaciones del IVFP, en
174 cualquier región del mundo, dependerá de la calidad de la información existente sobre
175 incidencia minera y biodiversidad u otras propiedades del ecosistemas que se quieran
176 involucrar.

177

178 *Análisis estadístico.* Las diferencias en la percepción socioeconómica y ambiental de los
179 mineros frente a la minería auroplatínífera se evaluaron mediante la prueba Chi-cuadrado,
180 mientras que las diferencias entre la producción promedio anual de oro y platino en el
181 Chocó, y entre el Chocó y el promedio nacional se analizaron con la prueba *t* de Student.
182 Para explorar las diferencias en el volumen de producción de oro y platino (en kg año⁻¹)

183 entre municipios se usó la prueba de Kruskal-Wallis. Un análisis de regresión lineal se
184 empleó para la relación entre IAMAR e IPMAR, y un análisis de componentes principales
185 (ACP) para identificar gradientes subyacentes en la relación entre los entes territoriales y
186 aquellas variables que definen el índice de vulnerabilidad florística potencial (IVFP).

187 Todos los análisis se realizaron en el entorno de programación R (R Core Team
188 2012), excepto el análisis de componentes principales (ACP) que se realizó con el
189 programa CANOCO versión 4,5, empleando las opciones fijadas por defecto (ter Braak y
190 Šmilauer 2002).

191

192 RESULTADOS

193

194 *Actividad y producción minera.* Se identificaron tres tipos básicos de minería
195 auroplatinífera según el tipo de herramientas usadas: 1) minería tradicional con
196 instrumentos artesanales en pequeños caños (figura 1A-B), 2) minería a cielo abierto con
197 retroexcavadoras y motobombas en el seno de los bosques (figura 1C-D) y 3) minería con
198 dragas de succión en riveras de ríos y quebradas (figura 1D-E). El 93 % de los mineros
199 encuestados (60 personas) percibe la minería con maquinaria pesada (retroexcavadoras =
200 43,1 % y dragas de succión 49,2 %) como una actividad más rentable y productiva que la
201 minería artesanal con batea y canalón (7,7 %; $\chi^2 = 19,6$, $P < 0,0001$). Sin embargo, estas
202 mismas técnicas mineras son identificadas como las más agresivas ambientalmente
203 (retroexcavadoras = 64,6 %, draga = 35,4 % y batea-canalón = 0 %; $\chi^2 = 40,8$, $P < 0,0001$).

204

205 **Figura 1.** Técnicas para la extracción informal de oro y platino en ecosistemas naturales
206 del Chocó, Colombia: Minería con instrumentos artesanales (A-B), retroexcavadoras y
207 motobombas de alta presión (C-D), y dragas de succión (E-F).

208

209 Durante el periodo de 23 años comprendido entre 1990 y 2012, la producción de oro
210 ($5.035,3 \pm 1.762,3$ kg año⁻¹) fue mayor que la producción de platino ($1.032,5 \pm 95,7$ kg año⁻¹)
211 en el Chocó ($t = 2,3$, $P = 0,03$). Sin embargo, para ambos metales, la producción neta del
212 Chocó superó la producción media nacional (oro = $1.085,0 \pm 96,5$ kg año⁻¹, $t = 2,2$,
213 $P = 0,03$; platino = $75,7 \pm 6,7$ kg año⁻¹, $t = 9,9$, $P < 0,0001$; figura 2). Particularmente, la
214 producción de oro aumentó en el Chocó a partir del año 2009, mientras que la producción
215 de platino se mantuvo en el tiempo con fluctuaciones menos marcadas que las del oro, pero
216 superiores a las del promedio nacional (figura 2).

217

218 **Figura 2.** Producción de oro y platino en el departamento del Chocó, en relación a la
219 producción nacional colombiana, periodo 1999-2012.

220

221 Dentro del territorio chocoano se registró actividad y/o producción de minería
222 auroplatinífera en el 93,5 % de los entes municipales (29 municipios de 30). En 26 de ellos

223 (83,8 %) se registró producción de oro, mientras que en 21 de ellos (67,7 %) se registró
224 producción de platino. El volumen de producción de ambos metales (en kg año⁻¹; oro de
225 2001 a 2012 y platino de 2004 a 2012) difiere significativamente entre municipios
226 (Kruskal-Wallis: oro; $\chi^2 = 160,3$, gl = 26, $P < 0,0001$; platino; $\chi^2 = 126,3$, gl = 20,
227 $P < 0,0001$). Condoto (18,0 %), Nóvita (13,6 %), Istmina (10,0 %) y Unión Panamericana
228 (8,3 %) fueron los municipios con mayor índice de producción minera auroplatinífera
229 (IPMAR) en el Chocó (cuadro 1, figura 3). En conjunto representan el 14 % de los
230 municipios donde se registró minería auroplatinífera y el 50 % de la producción reportada
231 para el Chocó. Los 23 municipios restantes (85,1 %) aportaron el otro 50 % de la
232 producción reportada para este departamento, y mostraron valores de producción muy
233 variables que van desde 0,0001 % en Bahía Solano hasta 7,1 % en Medio Baudó (cuadro
234 1).

235

236 **Figura 3.** Producción de oro y platino por municipio in Chocó, Colombia. Datos: platino
237 (2004-2012) y oro (2001-2012).

238

239 Como era de esperar, la producción auroplatinífera en los municipios (IPMAR) no
240 fue independiente de la incidencia de la actividad minera (IAMAR) en aquellos territorios,
241 Así, en términos generales, aquellos municipios que registraron alta producción
242 auroplatinífera también mostraron alta actividad minera (cuadro 1). Al respecto, IAMAR e
243 IPMAR mostraron una relación positiva altamente significativa ($r^2 = 0,53$, $t_{29} = 6,0$,
244 $P < 0,0001$). En general, los municipios con mayor incidencia minera (actividad +
245 producción) fueron Condoto, Nóvita, Istmina, Cantón de San Pablo, Tadó y Unión
246 Panamericana (cuadro 1).

247 Al analizar la incidencia de actividad minera (IAMAR) y producción (IPMAR)
248 auroplatinífera a escala subregional, se encontraron diferencias estadísticamente
249 significativas donde la subregión con mayor porcentaje de incidencia minera (actividad y
250 producción) fue San Juan, seguida en orden de importancia por Medio Atrato, Litoral del
251 Pacífico, Alto Atrato y Bajo Atrato (cuadro 2).

252 **Cuadro 1.** Vulnerabilidad florística potencial (IVFP) frente a la minería auroplatínífera en
 253 los municipios del Chocó, Colombia. IAMAR = índice de actividad minera auroplatínífera
 254 relativa, IPMAR = índice de producción auroplatínífera relativa, EDR = especies
 255 registradas solo para el Chocó, EA = especies incluidas en alguna categoría de amenaza.
 256

Municipios	Subregión	Factores												IVFP	(%)
		Presión sobre el ecosistema				Sensibilidad del ecosistema									
		IAMAR	(%)	IPMAR	(%)	Registros	(%)	Especies	(%)	EDR	(%)	EA	(%)		
Acandí	Bajo Atrato	0,00	0,00	0,07	0,04	4097	9,05	886	14,8	1	0,81	26	4,49	5,34	1,18
Alto Baudó	Litoral del Pacífico	0,00	0,00	4,78	2,4	508	1,12	228	3,8	11	8,94	1	0,17	11,50	2,55
Atrato	Medio Atrato	8,60	2,87	7,34	3,7	579	1,28	221	3,7	7	5,69	2	0,35	12,60	2,78
Bagadó	Alto Atrato	8,35	2,78	1,26	0,6	23	0,05	19	0,3	0	0,00	0	0,00	3,41	0,76
Bahía Solano	Litoral del Pacífico	3,74	1,25	0,00012	0,00006	5345	11,81	1319	22,1	13	10,6	47	8,12	19,90	4,41
Bajo Baudó	Litoral del Pacífico	14,0	4,67	0,018	0,009	799	1,77	495	8,3	1	0,81	43	7,43	12,90	2,86
Bojayá	Medio Atrato	7,48	2,49	0,71	0,36	350	0,77	287	4,8	2	1,63	39	6,74	11,20	2,48
Cantón de San Pablo	San Juan	37,2	12,4	11,6	5,82	60	0,13	0	0,0	0	0,00	0	0,00	18,20	4,03
Carmen de Atrato	Alto Atrato	0,93	0,31	1,22	0,61	546	1,21	213	3,6	8	6,50	13	2,25	9,67	2,14
Carmen del Darién	Bajo Atrato	0,00	0,00	0,00	0,00	2	0,004	2	0,03	1	0,81	0	0,00	0,81	0,18
Cértegui	San Juan	2,60	0,87	12,5	6,23	103	0,23	314	5,3	6	4,88	18	3,11	15,10	3,34
Condoto	San Juan	47,5	15,8	36,0	18,0	167	0,37	40	0,7	7	5,69	18	3,11	42,60	9,43
Istmina	San Juan	24,7	8,24	20,0	10,0	628	1,39	321	5,4	13	10,6	36	6,22	35,00	7,75
Juradó	Litoral del Pacífico	2,80	0,93	0,00	0,00	165	0,36	47	0,8	0	0,00	3	0,52	1,45	0,32
Litoral del San Juan	San Juan	0,00	0,00	0,01	0,005	232	0,51	125	2,1	6	4,88	25	4,32	9,20	2,04
Lloró	Alto Atrato	17,8	5,93	2,28	1,14	1176	2,60	146	2,4	1	0,81	3	0,52	8,40	1,86
Medio Atrato	Medio Atrato	4,49	1,50	1,92	0,96	282	0,62	61	1,0	1	0,81	0	0,00	3,27	0,72
Medio Baudó	Litoral del Pacífico	0,00	0,00	14,3	7,13	667	1,47	203	3,4	0	0,00	0	0,00	7,13	1,58
Medio San Juan	San Juan	1,38	0,46	6,1	3,05	54	0,12	50	0,8	2	1,63	0	0,00	5,14	1,14
Nóvita	San Juan	22,4	7,47	27,3	13,6	536	1,18	360	6,0	13	10,60	19	3,28	34,90	7,74
Nuquí	Litoral del Pacífico	2,80	0,93	0,00	0,00	8091	17,88	958	16,0	19	15,40	47	8,12	24,50	5,42
Quibdó	Medio Atrato	13,9	4,63	7,78	3,89	6760	14,94	1296	21,7	15	12,20	80	13,80	34,50	7,64
Río Iró	San Juan	3,97	1,32	3,36	1,68	2	0,004	1	0,02	0	0,00	1	0,17	3,18	0,70
Río Quito	Medio Atrato	11,2	3,73	0,87	0,43	185	0,41	37	0,6	1	0,81	5	0,86	5,84	1,29
Riosucio	Bajo Atrato	5,61	1,87	1,48	0,74	7017	15,51	951	15,9	3	2,44	98	16,90	22,00	4,86
San José del Palmar	San Juan	0,00	0,00	1,14	0,57	4083	9,02	1211	20,3	30	24,4	27	4,66	29,60	6,56
Sipí	San Juan	19,8	6,61	9,05	4,53	71	0,16	44	0,7	1	0,81	0	0,00	11,90	2,65
Tadó	San Juan	22,4	7,47	12,4	6,21	1128	2,49	369	6,2	5	4,07	13	2,25	20,00	4,43
Unguía	Bajo Atrato	2,48	0,83	0,02	0,01	687	1,52	69	1,2	1	0,81	46	7,94	9,59	2,12
Unión Panamericana	San Juan	13,9	4,63	16,60	8,30	909	2,01	314	5,3	11	8,94	5	0,86	22,70	5,03
Total		300	100	200	100	45252	100	5976	177	123	146	579	106	452	100
Chi-cuadrado						106831,9		16354,4		243,1		880,3			
P						< 0,0001		< 0,0001		< 0,0001		< 0,0001			

279
 280
 281
 282
 283
 284

285

286 **Cuadro 2.** Vulnerabilidad florística potencial (IVFP) frente a la minería auroplatínífera en
 287 las cinco subregiones ecogeográficas del Chocó, Colombia. IAMAR = índice de actividad
 288 minera auroplatínífera relativa, IPMAR = índice de producción auroplatínífera relativa,
 289 EDR = especies registradas solo para el Chocó, EA = especies incluidas en alguna categoría
 290 de amenaza.

Subregión	Parámetros											IVFP (%)		
	Presión sobre el ecosistema				Sensibilidad del ecosistema									
	IAMAR	(%)	IPMAR	(%)	Registros	(%)	Especies	(%)	EDR	(%)	EA	(%)		
Bajo Atrato	8,09	2,70	1,57	0,78	11803	26	1512	25,30	6	4,88	170	29,40	37,7	8,30
Medio Atrato	45,60	15,20	18,60	9,31	8156	18	1362	22,80	26	21,10	126	21,80	67,4	14,90
Alto Atrato	27,01	9,02	4,76	2,38	1745	4	362	6,06	9	7,32	16	2,76	21,5	4,76
San Juan	196,00	65,30	156	78,00	7973	18	1980	33,10	94	76,40	162	28,00	248,0	54,80
Litoral del														
Pacífico	23,40	7,79	19,10	9,53	15575	34	2454	41,10	44	35,80	141	24,40	77,4	17,10
Total	300	100	200	100	45252	100	5976	128	123	146	579	106	452	100
Chi-cuadrado					11654,3		1596,4		144,0		126,1			
<i>P</i>					< 0,0001		0,0001		0,0001		0,0001			

291

292

293 *Registros de especies y estado de conservación.* Actualmente el Chocó cuenta con registros
 294 de 5.976 especies de plantas, habiéndose reportado los mayores porcentajes de ellas en los
 295 municipios de Bahía Solano (22,1 %), Quibdó (21,7 %), San José del Palmar (20,3 %),
 296 Nuquí (16,0 %), Riosucio (15,9 %) y Acandí (14,8 %). Los 24 municipios restantes, con
 297 excepción de Cantón de San Pablo donde no se encontraron registros, mostraron valores
 298 inferiores al 10 % (entre 0,02 % en Río Iró y 8,3 % en Bajo Baudó; cuadro 1). En este
 299 punto, es importante destacar que el bajo número de especies registradas en algunos entes
 300 territoriales podría aumentar con la realización de inventarios de biodiversidad en esos
 301 territorios.

302 De las 5.976 especies de plantas registradas para el Chocó, 579 (9,7 %) se
 303 encuentran catalogadas dentro de alguna categoría de amenaza, y su representatividad varió
 304 significativamente entre municipios y subregiones (cuadros 1 y 2). Riosucio (16,9 %),
 305 Quibdó (13,8 %), Bahía Solano (8,1 %), Nuquí (8,1 %) y Unguía (7,9 %) presentaron el
 306 mayor número de especies bajo alguna categoría de amenaza. El resto de municipios, con
 307 excepción de Medio Baudó, Medio San Juan, Medio Atrato, Bagadó y Carmen del Darién,
 308 donde no se encontraron reportes de especies amenazadas, mostraron valores entre 0,2 %

309 en Juradó y 7,4 % en Bajo Baudó (cuadro 1). A escala subregional, la mayor riqueza de
310 especies fue registrada en el Litoral del San del Pacífico, seguida por el San Juan, Bajo
311 Atrato, Medio Atrato y Alto Atrato. Sin embargo, cuando se trató de especies amenazadas,
312 el Bajo Atrato es la subregión más representativa, seguida por San Juan, Litoral Pacífico,
313 Medio Atrato y Alto Atrato (cuadro 2). La proporción de especies en peligro de extinción
314 en relación a la riqueza total de especie reportadas fue mayor en Bajo Atrato (11,8 %) que
315 en las otras subregiones (San Juan = 8,74 %, Medio Atrato = 8,59 %, Litoral
316 Pacífico = 5,54 %, Alto Atrato = 4,14 %).

317 Al analizar la distribución de las 123 especies endémicas de Colombia restringidas
318 geográficamente al Chocó biogeográfico, se pudieron detectar diferencias entre los
319 municipios y las subregiones (cuadros 1 y 2). Con excepción de Bagadó, Cantón de San
320 Pablo, Juradó, Medio Baudó y Río Iró, donde no se encontraron registros, los municipios
321 de San José del Palmar (24,4 %), Nuquí (15,4 %), Quibdó (12,2 %), Bahía Solano (10,6
322 %), Istmina (10,6 %) y Nóvita (10,6 %) fueron los entes territoriales donde más especies de
323 distribución restringida fueron reportadas (cuadro 1). A escala subregional, San Juan,
324 Litoral del Pacífico y Medio Atrato mostraron mayor representatividad en riqueza de
325 especies restringidas geográficamente al Chocó (cuadro 2).

326

327 *Vulnerabilidad potencial para la pérdida de especies.* El grado de vulnerabilidad florística
328 potencial (pérdida potencial de especies) frente a la minería auroplatínífera realizada con
329 maquinaria pesada en el Chocó, varió significativamente entre municipios y subregiones
330 (cuadros 1 y 2). A nivel municipal, Condoto (9,43 %), Istmina (7,75 %), Nóvita (7,74 %),
331 Quibdó (7,64 %) y San José del Palmar (6,56 %) fueron los municipios con mayor
332 vulnerabilidad florística potencial (cuadro 1). A nivel subregional, San Juan presentó el
333 mayor porcentaje de vulnerabilidad, seguido en orden descendente por Litoral del Pacífico,
334 Medio Atrato, Bajo Atrato y Alto Atrato (cuadro 2).

335 El análisis de componentes principales mostró, además, que los entes territoriales
336 (municipios y subregiones) difieren en cuanto a la contribución relativa de los distintos
337 componentes de vulnerabilidad. En San José del Palmar, Nuquí, Quibdó, Bahía Solano,
338 Riosucio y Alto Baudó el grado de vulnerabilidad está más relacionado con el número de
339 especies amenazadas y de distribución restringida que con la presencia misma de la

340 actividad minera en esos territorios (figura 4A). Por su parte, en la mayoría de los
341 municipios de la subregión del San Juan (*e.g.* Condoto, Istmina, Unión Panamericana y
342 Tadó) la vulnerabilidad está más ligada a la incidencia de la minería y a la cantidad de
343 especies de distribución restringida (figura 4A-B). Municipios como Belén de Bajará,
344 Carmen del Darién, Unguía, Medio San Juan, Río Iró, Juradó, Medio Atrato, Bagadó se
345 ordenaron hacia la parte negativa de ambos componentes principales, mostrando poca
346 relación con los factores que definen la vulnerabilidad florística potencial y, en
347 consecuencia, mostrando un bajo potencial para la pérdida de especies por acción de la
348 minería (cuadro 1, figura 4A). Estos resultados indican que las selvas de entes territoriales
349 pertenecientes a la subregión del San Juan se encuentran más amenazados, desde el punto
350 de vista de la posible pérdida de especies por la incidencia de la minería, que los
351 municipios de otras subregiones del Chocó.

352

353 **Figura 4.** Relación entre las variables de incidencia minera (IAMAR, IPMAR) y la
354 sensibilidad ecosistémica (EA y EDR) en los municipios (A) y las subregiones (B) del
355 Chocó, Colombia. Los valores en porcentaje indican la varianza explicada por cada
356 componente principal.

357

358 DISCUSIÓN

359

360 Los resultados de este estudio constatan que el Chocó contribuye sustancialmente a
361 la producción auroplatínifera de Colombia, aunque más del 90 % de la actividad minera
362 desarrollada en él es informal e ilegal (Guiza 2013), y hace uso mayoritariamente de
363 maquinaria pesada para incrementar la producción.

364 Aunque en este estudio no se cuantifican de manera directa los impactos de la
365 minería sobre el bosque tropical, algunos autores indican que la minería con maquinaria
366 pesada genera reducción de la belleza estética del paisaje, pérdida de hábitats y
367 conectividad de la cubierta vegetal, erosión del suelo y contaminación de ríos (Ramírez-
368 Moreno y Ledezma-Rentería 2007). Todos estos impactos, sumados a la promoción de
369 políticas de estímulo a la ocupación minera y al desconocimiento del potencial estratégico

370 de la biodiversidad de los bosques en cuyo seno se desarrolla la minería, están
371 contribuyendo a la pérdida de biodiversidad en Colombia (Andrade-C 2011).

372 A pesar de los graves impactos de la minería sobre la diversidad de especies, esta
373 actividad se practica en más del 90 % de los municipios del Chocó. No obstante, la
374 actividad minera se concentra en la subregión del San Juan, cuyos municipios registran los
375 valores más altos de vulnerabilidad por presentar un alto número de especies de
376 distribución restringida y en peligro de extinción, además de alta incidencia de la actividad
377 minera. Estos resultados ponen de manifiesto la necesidad de aplicar medidas de
378 protección, conservación y/o restauración de aquellos sistemas forestales en zonas con alta
379 vulnerabilidad, como es el caso de la subregión del San Juan en comparación con los
380 municipios de otras regiones del Chocó.

381 Las acciones que se podrán emprender para hacer de la minería una actividad
382 socialmente más responsable con la conservación de la naturaleza son variadas, y se
383 podrían aplicar enfoques diversificados: *e.g.* en zonas donde el grado de vulnerabilidad sea
384 más alto, las medidas deberían procurar por el mantenimiento de la composición, estructura
385 y función de áreas sin actividad minera, así como la restauración ecológica de áreas
386 impactadas por ella. Mientras que en zonas donde el grado de vulnerabilidad sea más bajo,
387 las medidas deberían implicar el mantenimiento de los ecosistemas, así como de los
388 procesos ecológicos que los sustentan.

389 A nivel internacional, la puesta en marcha de acciones conservacionistas tiene una
390 fundamentación de carácter legal, ambiental y social, pero ¿cuenta el Chocó y los entes
391 territoriales estudiados con cualidades que permitan definir medidas de protección de la
392 biodiversidad? Según el Decreto 2372 de 1 de julio de 2010, del Ministerio de Ambiente
393 Vivienda y Desarrollo Territorial de la república de Colombia, las áreas protegidas son el
394 elemento central para la conservación de la diversidad biológica en Colombia (Artículo 4),
395 y sus objetivos están centrados en preservar, restaurar y mantener los ecosistemas naturales
396 y los procesos evolutivos y dinámicos que los sustentan (Artículo 6). En particular, el
397 territorio chocono forma parte de una de las 25 áreas priorizadas a nivel global (hotspot)
398 para la conservación de la biodiversidad (Myers *et al.* 2000, Primack *et al.* 2001), pues
399 además de ser una región rica en biodiversidad y especies endémicas (Gentry 1986, Bernal
400 *et al.* 2015), su biota se encuentra amenazada por actividades como la minería (Andrade-C

401 2011). Por lo tanto, el establecimiento de figuras de protección de la biodiversidad es viable
402 en términos legales, ambientales y sociales en el territorio. El gran reto estaría en
403 determinar cómo establecer prioridades de conservación y categoría de protección dentro
404 del territorio.

405 En Colombia existen varias categorías de áreas protegidas según las particularidades
406 de las zonas a conservar y los fines de gestión (Decreto 2372 de 2010): 1) Parques
407 Nacionales Naturales (Decreto Ley 2811 de 1974) que incluyen, a su vez: a) Parque
408 nacional (área donde los ecosistemas no han sido alterados sustancialmente y sus
409 propiedades tienen valor científico, educativo, estético y recreativo Nacional); b) Reserva
410 natural (área prístinas destinadas a la conservación y estudio de sus riqueza natural); c)
411 Área natural única (área de condiciones especiales que merece ser conservada); d)
412 Santuario de flora (área dedicada a preservar la flora Nacional); e) Santuario de fauna (área
413 dedicada a preservar la fauna Nacional); y f) Vía parque (faja de terreno con carretera con
414 bellezas escénica, valores naturales o culturales para fines de educación y esparcimiento).
415 2) Reservas forestales protectoras: Área donde los bosques mantienen su función, aunque
416 su estructura y composición haya sido modificada. 3) Parques naturales regionales: Área
417 donde los ecosistemas mantienen la estructura, composición y función, y los procesos
418 ecológicos y evolutivos que los sustentan. 4) Distritos de manejo integrado: Área donde los
419 ecosistemas mantienen su composición y función, aunque su estructura haya sido
420 modificada. 5) Distritos de conservación de suelos. Área donde los ecosistemas mantienen
421 su función, aunque su estructura y composición hayan sido modificadas. 6) Áreas de
422 recreación. Área donde los ecosistemas mantienen su función, aunque su estructura y
423 composición hayan sido modificadas. 7) Reservas naturales de la sociedad civil. Área que
424 conserva una muestra de un ecosistema natural y que por la voluntad de su propietario se
425 destina a la protección. Es importante resaltar que las áreas protegidas de la 2 a la 7, se
426 ponen al alcance de los seres humanos para su conocimiento, conservación, restauración y
427 disfrute.

428 Partiendo de las anteriores definiciones y del grado de vulnerabilidad de los entes
429 territoriales, una aproximación para priorizar áreas y figuras de conservación en el Chocó
430 puede ser la que se describe a continuación: En territorios con menor vulnerabilidad se
431 podrían establecer parques naturales, reserva natural o santuarios de flora y fauna, pues

432 estas figuras no implican el uso de los predios más allá del disfrute escénico. Mientras que
433 en territorios con mayor vulnerabilidad se puede implementar una combinación de figuras:
434 por un lado, se pueden establecer parques naturales regionales o santuarios de flora y fauna
435 en sectores donde los ecosistemas mantengan sus propiedades naturales, y por otro, distritos
436 regionales de manejo integrado, áreas de recreación, distritos de conservación de suelos o
437 reservas naturales de la sociedad civil en sectores destinados para acciones mineras, ya que
438 estas figuras consideran el uso de los predios declarados más allá del disfrute escénico.

439 Además de la declaración de las distintas figuras de protección, la aplicación de
440 programas de restauración ecológica constituye una estrategia para mantener la
441 biodiversidad en regiones de alta vulnerabilidad. Actualmente existen pocas experiencias
442 sobre restauración ecológica en la región del Chocó. Sin embargo, la repoblación de minas
443 con especies exóticas es inminente en esta región (Ayala *et al.* 2008), desconociendo sus
444 efectos sobre la sucesión natural (Murcia y Guariguata 2014). A pesar de ello, algunos
445 investigadores sugieren que la calidad de sitio (Martínez-Ramos y García-Orth 2007), el
446 tipo de plantas y el clima (Alday *et al.* 2010); la fertilidad del suelo y el banco semillas
447 (DeFalco *et al.* 2012), así como también, la edad y la distancia del área afectada respecto a
448 la matriz de vegetación remanente (Martín-Sanz *et al.* 2015), son factores que explican la
449 regeneración natural de zonas donde la sucesión primaria es el punto de partida. Además, el
450 éxito de un programa de restauración ecológica depende de las particularidades biofísicas
451 de cada región. En este sentido, el Chocó cuenta con una serie de atributos que la hacen
452 especial, pues además de su exuberante diversidad biológica, cuenta con uno de los
453 regímenes de precipitación más altos del mundo, lo cual no garantiza la eficacia de
454 protocolos exitosos en otras latitudes.

455

456 CONCLUSIONES

457

458 El auge de la minería auroplatífera es un factor de amenaza para el mantenimiento
459 de la vida silvestre en regiones tropicales con alta biodiversidad, que enfatiza la necesidad
460 de establecer áreas protegidas y programas de restauración ecológica en territorios con alta
461 vulnerabilidad florística, como los del San Juan en el Chocó biogeográfico y otras regiones
462 tropicales mineras y biodiversas, donde el IVFP puede ser adecuadamente replicado. En

463 este punto, es importante destacar que aunque el IVFP es un índice eficiente para
464 determinar la vulnerabilidad de los bosques frente a la minería en distintos territorios, se
465 debe tener en cuenta que esta herramienta puede mejorar sus estimaciones a nivel de
466 ecosistema, si se realizan inventarios de biodiversidad completos, cantidad de área afectada
467 y estudios edáficos que permitan adicionar a la ecuación otras variables ecológicas
468 afectadas por la minería como la riqueza del suelo y la diversidad de especies, no sólo de la
469 flora nativa, sino también de la fauna que habita los bosques en situación de vulnerabilidad.

470

471 AGRADECIMIENTOS

472

473 A los pobladores de Condoto, Istmina, Río Quito, Tadó y Unión Panamericana
474 (Chocó) por su hospitalidad. A S. Ecehomo por su acompañamiento; Z Quinto, K
475 Valencia, H Quinto, DA Lozano y tres revisores anónimos por sus valiosos comentarios.
476 Este trabajo fue financiado por la Universidad Tecnológica del Chocó (UTCH) a través del
477 Proyecto Biochocó (Código-BPIN 2013000100191), y por la Fundación Carolina (FC), la
478 UTCH y la Universidad de Valladolid (UVA) a través de una beca asignada a H Valois.

479

480 REFERENCIAS

481

- 482 Agencia Nacional Minera. 2015. Producción oficial de minerales en Colombia. Consultado
483 10 jun. 2015. Disponible en <http://www.anm.gov.co>.
- 484 Alday JG, RH Marrs, C Martínez-Ruiz. 2010. The importance of topography and climate
485 on short-term vegetation of coal wastes in Spain. *Ecological Engineering* 36(4): 579-
486 585. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2009.12.005.
- 487 Andrade-C G. 2011. Estado del conocimiento de la biodiversidad en Colombia y sus
488 amenazas. Consideraciones para fortalecer la interacción ciencia-política. *Revista de*
489 *la Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas y Naturales* 35(137): 491-507.
- 490 Ayala JH, J Mosquera, WI Murillo. 2008. Evaluación de la adaptabilidad de la acacia
491 (*Acacia mangium* Wild), y bija (*Bixa orellana*) en áreas degradadas por la actividad
492 minera aluvial en el Chocó biogeográfico, Condoto, Chocó, Colombia. *Bioetnia* 5(2):
493 115-123.

494 Bernal R, SR Gradstein, M Celis. 2015. Catálogo de plantas y líquenes de Colombia.
495 Bogotá, Colombia. Instituto de Ciencias Naturales - Universidad Nacional de
496 Colombia. Consultado 10 jun. 2015. Disponible en
497 <http://catalogoplantasdecolombia.unal.edu.co>.

498 CODECHOCO (Corporación Autónoma Regional para el Desarrollo Sostenible del
499 Chocó). 2012. Situación actual de la minería en el departamento de Chocó. Quibdó,
500 Colombia. Subdirección de Calidad y Control Ambiental. 33 p. (Informe de gestión
501 2012).

502 DeFalco LA, TC Esque, MB Nicklas, JM Kane. 2012. Supplementing seed banks to
503 rehabilitate disturbed Mojave desert shrublands: Where do all the seeds go?.
504 *Restoration Ecology* 20(1): 85-94.

505 Gentry AH. 1986. Species richness and floristic composition of Chocó region plant
506 communities. *Caldasia* 15(71-75): 71-91.

507 Jones CC, R del Moral. 2005. Patterns of primary succession on the foreland of Coleman
508 Glacier, Washington, USA. *Plant Ecology* 180(1): 105-116.

509 Leal C. 2009. La compañía minera Chocó Pacífico y el auge del platino en Colombia,
510 1897-1930. *Historia crítica* 1(edición especial):150-164.

511 Martín-Sanz RC, B Fernández-Santos, C Martínez-Ruiz. 2015. Early dynamics of natural
512 revegetation on roadcuts of the Salamanca province (CW Spain). *Ecological*
513 *Engineering* 75: 223-231. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2014.11.057.

514 Martínez-Ramos M, X García-Orth. 2007. Sucesión ecológica y restauración de las selvas
515 húmedas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 80(suplemento): 69-87.

516 Murcia C, MR Guariguata. 2014. La restauración ecológica en Colombia: Tendencias,
517 necesidades y oportunidades. Bogor, Indonesia. CIFOR. 65 p. (Documentos
518 Ocasionales 107).

519 Myers N, RA Mittermeier, CG Mittermeier, GAB da Fonseca, J Kent. 2000. Biodiversity
520 hotspots for conservation priorities. *Nature* 403(6772): 853-858. DOI:
521 10.1038/35002501.

522 NYBG. 2015. The C. V. Starr Virtual Herbarium. The New York Botanical Garden.
523 Consultado 20 jun. 2015. Disponible en <http://sweetgum.nybg.org/science/vh/>.

524 Poveda-M IC, CA Rojas-P, A Rudass-LI, JO Rangel-Ch. 2004. El Chocó biogeográfico:
525 ambiente físico. *In* Rangel-Ch JO ed. Colombia diversidad biótica IV - El Chocó
526 biogeográfico/Costa Pacífica. Bogotá, Colombia. Universidad Nacional de Colombia-
527 Conservación Internacional. p. 1-22.

528 Primack R, R Rozzi, P Feinsinger. 2001. XV. Establecimiento de áreas protegidas. *In*
529 Primack R, R Rozzi, P Feinsinger, R Dirzo, F Massardo eds. Fundamentos de
530 conservación biológica: perspectivas latinoamericanas. Fondo de Cultura Económica,
531 México. p. 449-476.

532 R Core Team. 2012. R: A language and environment for statistical computing. R
533 Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Consultado 10 jun. 2015.
534 Disponible en <http://www.R-project.org/>.

535 Ramírez-Moreno G, E Ledezma-Rentería. 2007. Efecto de las actividades socioeconómicas
536 (minería y explotación maderera) sobre los bosques del departamento del Chocó.
537 *Revista Institucional Universidad Tecnológica del Chocó* 26: 58-65.

538 Rangel-Ch. 2004a. Colombia diversidad biótica IV - El Chocó biogeográfico/Costa
539 Pacífica. Bogotá, Colombia. Universidad Nacional de Colombia-Conservación
540 Internacional. 997 p.

541 Rangel-Ch. 2004b. Amenazas a la biota y a los ecosistemas del Chocó biogeográfico. *In*
542 Rangel-Ch JO ed. Colombia diversidad biótica IV - El Chocó biogeográfico/Costa
543 Pacífica. Bogotá, Colombia. Universidad Nacional de Colombia-Conservación
544 Internacional. p. 841-866.

545 Rangel-Ch JO, O Rivera-Díaz. 2004. Diversidad y riqueza de espermatofitos en el Chocó
546 biogeográfico. *In* Rangel-Ch JO ed. Colombia diversidad biótica IV - El Chocó
547 biogeográfico/Costa Pacífica. Bogotá, Colombia. Universidad Nacional de Colombia-
548 Conservación Internacional. p. 83-14.

549 Rangel-Ch JO, O Rivera-Díaz, D Giraldo-Cañas, C Parra-O, JC Murillo-A, I Gil, JL
550 Fernández, J Sarmiento, G Galeano, R. Bernal, S Suárez, JR Botina, ME Morales, C
551 Berg. (2004). Catálogo de espermatofitos en el Chocó biogeográfico. *In* Rangel-Ch
552 JO ed. Colombia diversidad biótica IV - El Chocó biogeográfico/Costa Pacífica.
553 Bogotá, Colombia. Universidad Nacional de Colombia-Conservación Internacional.
554 p. 105-439.

555 SiB Colombia. 2015. Portal de datos SiB Colombia. Consultado 10 jun. 2015. Disponible
556 en <http://www.sibcolombia.net/web/sib/home>.
557 Ter Braak CJF, P Šmilauer. 2002. CANOCO Reference manual and CANODRAW for
558 Windows User's Guide version 4.5. Nueva York. Microcomputer Power. 500 p.
559 Tropicos. 2015. Tropicos.org. Missouri Botanical Garden. Consultado 20 jun. 2015.
560 Disponible en <http://www.tropicos.org>.
561
562



Figura 1. Técnicas para la extracción informal de oro y platino en ecosistemas naturales del Chocó, Colombia: Minería con instrumentos artesanales (A-B), retroexcavadoras y motobombas de alta presión (C-D), y dragas de succión (E-F).

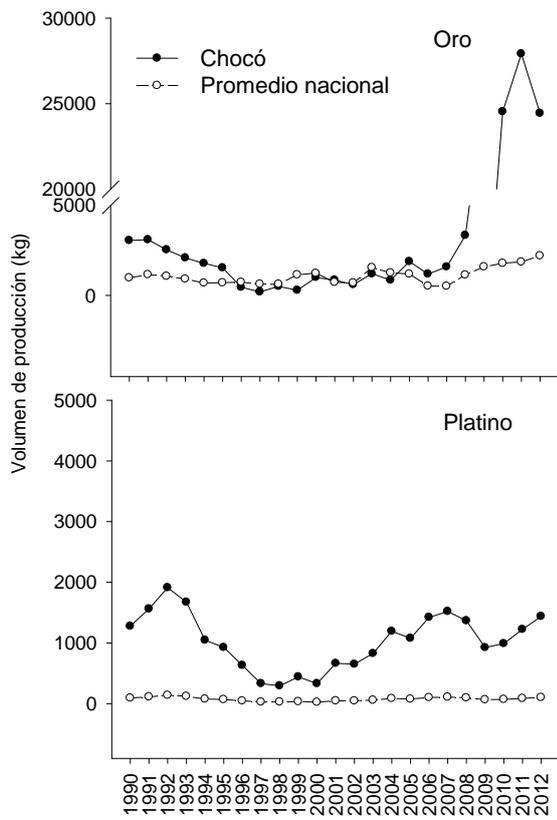


Figura 2. Producción de oro y platino en el departamento del Chocó, en relación a la producción nacional colombiana, periodo 1999-2012.

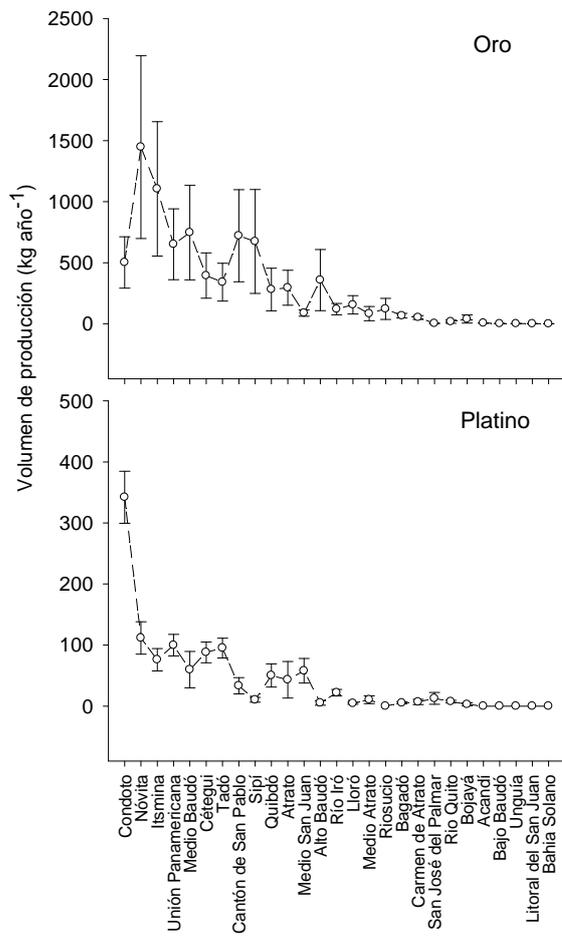


Figura 3. Producción de oro y platino por municipio en Chocó, Colombia. Datos: platino (2004-2012) y oro (2001-2012).

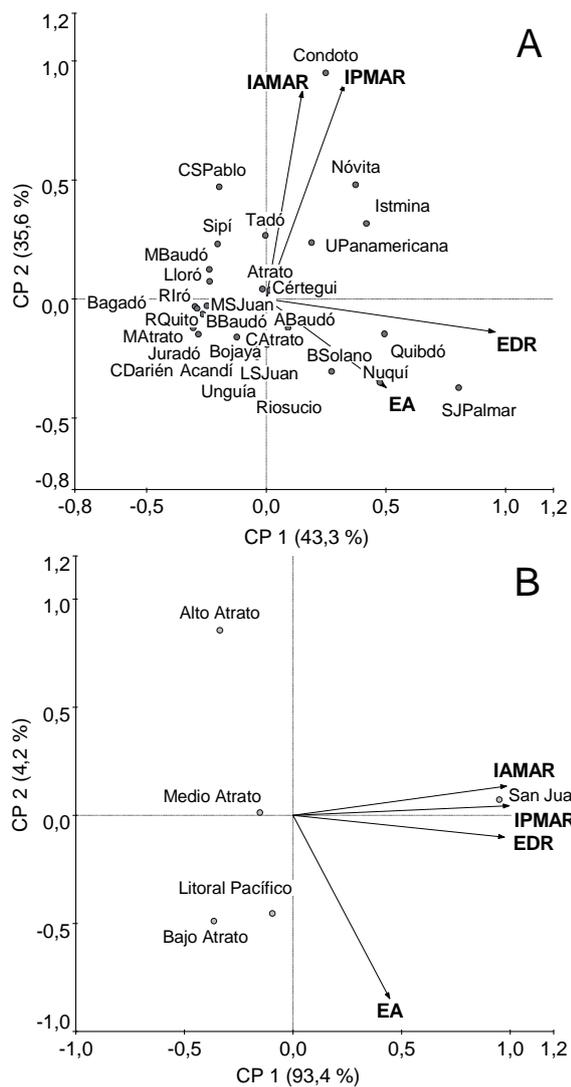


Figura 4. Relación entre las variables de incidencia minera (IAMAR, IPMAR) y la sensibilidad florística (EA y EDR) en los municipios (A) y las subregiones (B) del Chocó, Colombia. Los valores en porcentaje indican la varianza explicada por cada componente principal.

Vulnerability of native forests in the Colombian Chocó: mining and biodiversity conservation

SUMMARY

The Chocó is a region with high biodiversity and impacted by gold and platinum mining. This study determined the potential vulnerability of forests of Chocó to the loss of plant species in a context of mining activity. Field trips to different mining municipalities of the Chocó region were conducted in order to document the techniques of minerals extraction and the miner's perception on the performance and the environmental impact of mining in their territories. From data on gold and platinum production (1990-2012), number of mining titles (2012-2013), number of mines and type of machinery used (2008-2012), the indices of mining activity (IAMAR) and relative mining production (IPMAR) were determined for all the territorial entities of the Chocó. Additionally, the number of endemic species and number of threatened species was estimated and used to calculate the potential floristic vulnerability index (IVFP) with respect to the loss of species. The IVFP varied significantly between municipalities and subregions of the Chocó territory. Municipalities with more IVFP were Condoto (9.43%), Istmina (7.75%), Nóvita (7.74%), Quibdó (7.64%) and San José del Palmar (6.56%). At the subregional level, San Juan (54.8%) had the highest IVFP. Mining in the Chocó threatens strategic ecosystems of global importance for the conservation of biodiversity and highlights the need for measures to prevent and mitigate the loss of species in areas with high vulnerability due to mining.

Key words: ecological vulnerability index, mining production index, mining activity index, biological conservation, gold and platinum mining.

Table 1. Potential ecological vulnerability (IVFP) related to gold and platinum mining in the municipalities of Chocó, Colombia. IAMAR = index of relative gold and platinum mining activity, IPMAR = index of relative gold and platinum production, EDR = species recorded only for the Chocó, EA = endangered species.

Table 2. Potential ecological vulnerability (IVFP) related to gold and platinum mining in the five ecogeographical sub-regions of Chocó, Colombia. IAMAR = index of relative gold and platinum mining activity, IPMAR = index of relative gold and platinum production, EDR = species recorded only for the Chocó, EA = endangered species.

Figure 1. Techniques for the informal extraction of gold and platinum mining in the natural ecosystems of Chocó, Colombia: Mining with handmade instruments (A-B), backhoes and high pressure water pumps (C-D), and suction dredges (E-F).

Figure 2. Gold and platinum production in the department of Chocó, in relation to the Colombian national production, 1999-2012 period.

Figure 3. Gold and platinum production by municipality in Chocó, Colombia. Data: platinum (2004-2012) and gold (2001-2012).

Figure 4. Relationship among variables of mining incidence (IAMAR, IPMAR) and floristic sensitivity (EA and EDR) in the municipalities (A) and sub-regions (B) of Chocó, Colombia. Percentage values indicate the variance explained by each main component.