



**AFECTACIÓN DEL PATRIMONIO NATURAL POR LA MINERÍA  
MECANIZADA DE ORO Y PLATINO AL CIELO ABIERTO, EN ÁREAS DE  
TERRAZAS Y COLINAS BAJAS DEL MUNICIPIO DE CONDOTO, DISTRITO  
MINERO DEL SAN JUAN-CHOCÓ**

**GIOVANNY RAMÍREZ MORENO**

**UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA FACULTAD DE CIENCIAS  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA-INSTITUTO DE CIENCIAS NATURALES  
POSGRADO EN BIOLOGÍA - LÍNEA BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN  
BOGOTÁ  
FEBRERO DE 2019**



**AFECTACIÓN DEL PATRIMONIO NATURAL POR LA MINERÍA  
MECANIZADA DE ORO Y PLATINO AL CIELO ABIERTO, EN ÁREAS DE  
TERRAZAS Y COLINAS BAJAS DEL MUNICIPIO DE CONDOTO, DISTRITO  
MINERO DEL SAN JUAN-CHOCÓ**

**GIOVANNY RAMÍREZ MORENO**

**TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO DE  
DOCTOR EN CIENCIAS –BIOLOGÍA**

**DIRECTOR**

**Dr. ORLANDO RANGEL-CH.**

**PROFESOR TITULAR**

**INSTITUTO DE CIENCIAS NATURALES**

**UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA FACULTAD DE CIENCIAS  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA-INSTITUTO DE CIENCIAS NATURALES  
POSGRADO EN BIOLOGÍA - LÍNEA BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN**

**BOGOTÁ**

**SEPTIEMBRE DE 2018**

**Nota de aceptación**

---

---

---

---

---

Presidente del Jurado

---

Jurado

---

Jurado

## **AGRADECIMIENTOS**

A Dios, por darme muchas oportunidades, guiándome en la ruta y haciendo mas livinas las cargas que hoy no pesan como al inicio. A mi madre Luz del Carmen y a mi esposa por alentarme, recordándome la gran misión que se tiene un profesional cuando nace en un pueblo como el Chocó, que necesita de muchas personas que crean que todo es posible, sinceramente sin ellas esto no hubiera sido. A mi director Orlando Rangel por el que siento una profunda admiración y hoy mucho orgullo, que me haya acompañado en este camino, gracias por la disposición, la amabilidad, por acogerme, guiarme y compartirme mucho del gran conocimiento que tiene sobre la diversidad del Chocó, sus problemáticas, pero lo mas importante sus soluciones. Al Doctor William Klinger Braham, por brindarme la oportunidad de orientar, coordinar y administrar la investigación en el IIAP desde donde surgió toda esta idea, gracias por apoyarme incondicionalmente, por ser objetivo y resaltar el mérito antes que cualquier otra virtud de la persona. Al consejo comunitario mayor de Condoto y en especial al consejo comunitario local de Jigualito, su hospitalidad y disposición de trabajo hicieron posible la etapa de campo y hoy hacen que los monitoreos anuales sean exitosos. Al proyecto BIOCHOCO, a la gobernación del Chocó y el Fondo Nacional de Regalías por apropiarse de la idea y contribuir a su materialización desde lo económico y logístico. Al Doctor Alex Mauricio Jimenez coordinador de BIOCHOCO, por el respaldo permanente y apoyo decidido en las etapas operativas del proyecto. A los que posibilitaron que técnicamente que esto fuera posible. el equipo de investigadores (Ingenieros y Biólogos) que estuvieron a mi cargo en este proyecto, Lady Vargas (Algas), Zulmary Valoyes (vegetación), Eladio Rentería (herpetos), Nelsy Bonilla (artopofauna), Robinson Mosquera, Ronny Romaña (vegetación), Daniel Robledo (vegetación), Zoraida Quesada (algas), quienes me permitieron a su vez dirigir, asesorar y orientar sus trabajos de tesis de maestrías. A los estudiantes de tesis de la UTCH Magdy Mena, Yirlesa Ordoñez, Kleyder Copete y Alexander Tobon. Al Doctor Arley Quinto por su apoyo en el capítulo de suelos. A Heidy Asprilla por su apoyo en el capítulo biofísico, de igual manera agradezco mucho a mi asesor estadístico y gran amigo. Hay muchos que por olvido, quizás no esten citados, pero el agradecimiento va en el corazón

## TABLA DE CONTENIDO

INTRODUCCIÓN	16
DEFINICIÓN DEL PROBLEMA	20
Antecedentes	20
Planteamiento del problema y justificación	22
Pregunta de investigación	25
Hipótesis	26
OBJETIVOS	28
Objetivo general	28
Objetivos específicos	28
MARCO TEÓRICO	30
Minería de oro y platino, principales técnicas aplicadas en el distrito minero del San Juan	30
Efectos de las alteraciones antrópicas sobre los ecosistemas	31
Ambientes afectados por la actividad minera de oro y platino a cielo abierto	36
METODOLOGÍA	37
ÁREA DE ESTUDIO	37
Características generales del municipio de Condoto	37
Características generales del corregimiento de Jigualito	38
MÉTODOS GENERALES	40
LITERATURA CITADA	43
CAPITULO 1. DESCRIPCIÓN DE LAS CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DEL CORREGIMIENTO DE JIGUALITO EN EL MUNICIPIO DE CONDOTO, COMO BASE PARA LA EVALUACIÓN DE ÁREAS DEGRADADAS POR LA EXTRACCIÓN MINERA A CIELO ABIERTO	53
1.1. Variables climáticas	53
1.2. Zonificación Hidrológica	59
1.3. HUMEDAD DISPONIBLE Y RELIEVE	61
1.4. Unidades Geológicas	62

1.5. VEGETACIÓN	63
LITERATURA CITADA	65
CAPÍTULO 2. EFECTO TEMPORAL DE LA MINERÍA EN LA COMUNIDAD DE ALGAS PERFÍTICAS	67
RESUMEN	67
2.1. ÁREA DE ESTUDIO ESPECÍFICA	68
2.2. MÉTODOS	75
2.3. RESULTADOS	78
2.4. DISCUSIÓN	104
2.5. LITERATURA CITADA	112
CAPITULO 3. EFECTO TEMPORAL DE LA MINERÍA EN LA RESPIRACIÓN Y EN LAS CONDICIONES FISICOQUÍMICAS DEL SUELO	123
RESUMEN	123
3.1. ÁREA DE ESTUDIO ESPECÍFICA	124
3.2. MÉTODOS	126
3.3. RESULTADOS	128
3.4. DISCUSIÓN	137
3.5. LITERATURA CITADA	143
CAPITULO 4. EFECTOS DE LA ACTIVIDAD MINERA DE ORO Y PLATINO A CIELO ABIERTO SOBRE LA VEGETACIÓN DE LAS TERRAZAS Y DE LAS COLINAS BAJAS EN CONDOTÓ-CHOCÓ	154
RESUMEN	154
4.1. ÁREA DE ESTUDIO ESPECÍFICA	155
4.2. METODOLOGÍA	158
4.3. RESULTADOS	160

4.4. DISCUSIÓN	172
4.5. LITARATURA CITADA	180
CAPITULO 5. EFECTOS DE LA ACTIVIDAD MINERA DE ORO Y PLATINO A CIELO ABIERTO SOBRE LA FUNCIÓN DE LA VEGETACIÓN DE TERRAZAS Y COLINAS BAJAS EN CONDOTÓ-CHOCÓ	191
RESUMEN	191
5.1. ÁREA DE ESTUDIO ESPECÍFICA	192
5.2. METODOLOGÍA	192
5.3. RESULTADOS	195
5.4. DISCUSIÓN	208
5.5. LITERATURA CITADA	213
CAPITULO 6. EFECTOS DE LA MINERÍA A CIELO ABIERTO SOBRE LA DIVERSIDAD Y EL ROL FUNCIONAL DE ARTRÓPODOS EDÁFICOS EN ÁREAS CON DISTINTAS TEMPORALIDADES DE ABANDONO EN CONDOTO, CHOCÓ, COLOMBIA	219
RESUMEN	219
6.1. ÁREA DE ESTUDIO ESPECÍFICA	220
6.2. METODOLOGÍA	222
6.3. RESULTADOS	228
6.4. DISCUSIÓN	238
6.5. LITERATURA CITADA	250
CAPITULO 7. DIVERSIDAD DE ANFIBIOS EN ÁREAS ALTERADAS POR MINERÍA AURÍFERA A CIELO ABIERTO EN UN BOSQUE PLUVIAL TROPICAL	275
RESUMEN	275

7.1. ÁREA DE ESTUDIO ESPECÍFICA	276
7.2. METODOLOGÍA	276
7.3. RESULTADOS	281
7.4. DISCUSIÓN	297
7.5. LITERATURA CITADA	304
CAPÍTULO 8. CONSIDERACIONES FINALES SOBRE LA RESPUESTA ECOLÓGICA DEL ECOSISTEMA POST DISTURBIO MINERO	317
8.1. RECOMENDACIONES PARA LA MITIGACIÓN DE EFECTOS CAUSADOS POR LA MINERÍA DE ORO Y PLATINO A CIELO ABIERTO	326
8.2. SEGUIMIENTO Y MONITOREO	338



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa Base del Municipio de Condoto.....	39
Figura 2. Ubicación geográfica del corregimiento de Jigualito, municipio, Condoto.....	40
Figura 3. Diagrama de la evolución de los componentes del ecosistema afectado por un disturbio minero .....	42
Figura 4. Lluvia promedio mensual entre 1981-2010, IDEAM .....	54
Figura 5. Temperatura del aire mensual .....	55
Figura 6. Perfil altitudinal del Municipio de Condoto .....	56
Figura 7. Brillo Solar Promedio Mensual del registro 1.981 - 2.010 del IDEAM .....	57
Figura 8. Evapotranspiración Potencial (mm) del registro 1.981 - 2.010 del IDEAM .....	57
Figura 9. Tipos de Clima según Índice Caldas – Lang.....	58
Figura 10. Principales cuencas y sus tributarios de la zona objeto de estudio .....	61
Figura 11. Mapa de formaciones geológicas en la zona de estudio .....	63
Figura 12. Mapa del área de estudio, corregimiento de Jigualito, municipio de Condoto, Distrito minero del San Juan, Chocó. Fuente: IIAP (2015) .....	69
Figura 13. Mapa del área de estudio, municipio de Cértogui, Chocó. Fuente: IIAP (2015) .....	70
Figura 14. Estación 0. Quebrada Pichirí, sin intervención minera .....	71
Figura 15. Estación 1. Quebrada Sabaleta con 5 a 10 años de cese minero. a, b, c. Aguas arriba. d, e, f. Aguas abajo.....	72
Figura 16. Estación 2. Quebrada Marcos Díaz con 30 años de cese minero. a, b. Aguas abajo. c, d. Aguas abajo, tramos con régimen lento .....	73
Figura 17. Estación 3. Quebrada Jorobibó con explotación minera actual. a, b, c. Aguas arriba. c, d, e. aguas abajo del vertimiento minero .....	74
Figura 18. Diagrama del proceso metodológico.....	75
Figura 19. Análisis de componentes principales (ACP) para la relación entre los escenarios de muestreo y las variables fisicoquímicas e hidráulicas en ellos. M: muestreo, E: escenario o estación. ....	82
Figura 20. Especies más representativas en los escenarios de muestreo.....	83
Figura 21. Composición taxonómica y número de individuos por escenario de muestreo .....	84
Figura 22. Distribución de la densidad y la riqueza de algas perifíticas en cada sitio del escenario (el primer número del código corresponde a los escenarios: 0 sin minería, 1 con 5 a los 10 años de abandono, 2 con más de 30 años de abandono y 3 con minería actual. La segunda cifra corresponde a la ubicación de la estación de muestreo: 1 aguas arriba y 2 aguas abajo); valores p de Kruskal-Wallis con un nivel de confianza del 95% teniendo en cuenta como factores de discriminación los escenarios y los muestreos. ....	103
Figura 23. Curva de acumulación de especies por escenario .....	103
Figura 24. Cambios en la concentración de materia orgánica y nutrientes (N total, P, Ca, K y MG) del suelo en diferentes etapas sucesionales de áreas degradadas por minería en localidades del Chocó biogeográfico, Colombia.....	130
Figura 25. Cambios en la acidez, contenido de aluminio y textura (arena, limo y arcilla) del suelo en diferentes ecosistemas sucesionales degradados por minería en el Chocó biogeográfico, Colombia. ....	131
Figura 26. Análisis de componentes principales (ACP): características físicas y químicas del suelo en parcelas de muestreo en minas de 5, 15 y 30 años tras el abandono y bosque de referencia en Condoto, Chocó, Colombia.....	132
Figura 27. Actividad biológica del suelo en minas y bosque de referencia en Condoto, Chocó, Colombia....	135
Figura 28. Dinámica temporal de la actividad biológica del suelo en minas y bosque de referencia en Condoto, Chocó, Colombia. ....	136
Figura 29. Ubicación geográfica de sitios de muestreo.....	158
Figura 30. Curvas de acumulación de especies en función del número de transectos para cada uno de los cuatro escenarios (E1: Bosque testigo, E2: área minera con más de 30 años, E3: área minera con 15 años y E4: área minera con 5 años) .....	167
Figura 31. Panorámica de los hábitats de estudio (minas y bosque de referencia) en Jigualito, Condoto, Chocó, Colombia.....	221

Figura 32. Técnicas de muestreo empleadas en los hábitats estudiados: (A) muestreo manual en tronco en descomposición. Trampas pitfall en diferentes microhábitats (B. hojarasca, C. pasto, D. piedra-helechos). .....	224
Figura 33. Análisis de coverage donde: (a) rarefacción basada en el tamaño de la muestra (línea continua) y extrapolación (línea discontinua), de la riqueza de artrópodos. Los puntos indican las muestras de referencia. (b) alcance del muestreo como una función del doble del tamaño de referencia, para muestras por rarefacción (línea solida) y extrapoladas (línea punteada). (c) rarefacción (línea continua) y extrapolación (línea discontinua). Las sombras corresponden a los intervalos de confianza de 95% en cada una de las curvas .....	231
Figura 34. Diversidad, dominancia y equitatividad entre hábitats. La barra indica la desviación estándar y los puntos indican el promedio. Las letras iguales indican afinidades en la prueba de LSD de Fisher. ....	233
Figura 35. Dendrograma de similitud de la artropofauna edáfica en los distintos hábitats de estudio, a partir del índice de Jaccard. ....	234
Figura 36. Grupos tróficos por hábitats, con base en la riqueza de especies (izquierda) y en la abundancia relativa (derecha). Dep (depredador), Det (detritívoro), Fit (fitófago), Omn (omnívoro), Mic (micófago), Par (parásitos). ....	237
Figura 37 Esquema-Resumen de resultados generales (los círculos externos representan los hábitats de estudio, los internos representan los gremios tróficos, y el tamaño de estos relaciona la abundancia de cada gremio trófico).....	249
Figura 38. Representatividad de las familias de anfibios en toda la matriz de estudio con diferentes temporalidades de recuperación post intervención minera. ....	283
Figura 39. Análisis de coverage donde: (a) rarefacción basada en el tamaño de la muestra (línea continua) y extrapolación (línea discontinua), de la riqueza de anfibios. Los puntos indican las muestras de referencia. (b) alcance del muestreo como una función del doble del tamaño de referencia, para muestras por rarefacción (línea solida) y extrapoladas (línea punteada). (c) rarefacción (línea continua) y extrapolación (línea discontinua). Las sombras corresponden a los intervalos de confianza de 95% en cada una de las curvas .....	288
Figura 40. Diversidad de Shannon Wiener entre hábitats. La barra indica la desviación estándar y los puntos indican el promedio. Las letras iguales indican afinidades en la prueba de LSD de Fisher. ....	289
Figura 41. Riqueza total de la fauna de anfibios presentes en los hábitats con diferentes temporalidades de recuperación post aprovechamiento minero. Las letras indican afinidades o diferencias según la prueba de LSD Fisher. ....	290
Figura 42. Abundancia total de la anfibiofauna presentes en los hábitats con diferentes temporalidades de recuperación post aprovechamiento minero. Las letras indican afinidades o diferencias según la prueba de LSD Fisher. ....	290
Figura 43. Curvas de dominancia-diversidad de la anfibiofauna presentes en los hábitats con diferentes temporalidades de recuperación post aprovechamiento minero. A=referencia, B= 30años, C= 15años y D=5años. ....	292
Figura 44. Análisis de componentes principales del ensamblaje de anfibios presentes en los hábitats con diferentes temporalidades de recuperación post aprovechamiento minero. ....	293
Figura 45. Dendrograma basado en la distancia Euclídea anfibios presentes en los hábitats con diferentes temporalidades de recuperación post aprovechamiento minero. ....	296
Figura 46. Diagrama del comportamiento del disturbio.....	318

## LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Descripción del Clima .....	59
Tabla 2. Principales cuencas y sus tributarios de la zona objeto de estudio.....	60
Tabla 3. Formaciones geológicas en la zona de estudio.....	62
Tabla 4. Estadígrafos de tendencia central y de dispersión de las variables hidráulicas y fisicoquímicas por escenario; valores p de Krsukal-Wallis con un nivel de confianza del 95% teniendo en cuenta como factores de discriminación los escenarios .....	80
Tabla 5. Composición taxonómica de algas perifíticas resgitradas en el Escenario 0 sin intervención minera	85
Tabla 6. Composición taxonómica de algas perifíticas registradas en el Escenario 1 con 5 a 10 años de recuperación.....	90
Tabla 7. Composición taxonómica de algas perifíticas registradas en el Excenario 2 con 10 años de recuperación.....	92
Tabla 8. Composición taxonómica de algas perifíticas en el Escenario 3 con minería actual .....	96
Tabla 9. Valores de índice de valor de importancia IVI para las especies mas frecuentes y densas .....	98
Tabla 10. Índice de valor de importancia de las especies. D= Densidad, DR= Densidad relativa, P= presencia, F= Frecuencia de aparición de las especies, FR= Frecuencia relativa, IVI = Índice de valor de importancia de las especies (DR+FR).....	99
Tabla 11. Riqueza, estimador Chao1, porcentaje de especies encontradas, abundancia, índices de diversidad y dominancia por escenario .....	102
Tabla 12. Características físicas y químicas del suelo en parcelas de muestreo en minas de 5, 15 y 30 años tras el abandono y bosque de referencia en Condoto, Chocó, Colombia. ....	134
Tabla 13. Variables indicadoras de actividad biológica en el suelo de minas y bosque de referencia en Condoto, Chocó, Colombia.....	135
Tabla 14. Propiedades fisicoquímicas del suelo en ecosistemas sucesionales degradados por minería en el Chocó biogeográfico, Colombia. Donde CICE es la capacidad de intercambio catiónica efectiva, D.E. es la desviación estándar. ....	152
Tabla 15. Posición taxonómica y número de individuos por área de muestreo .....	161
Tabla 16. Familias más representativas por escenarios del estudio .....	162
Tabla 17. Índices ecológicos de la comunidad vegetal de las áreas degradadas por minería en Jigalito – Condoto.....	165
Tabla 18. Similitud y diferencias específicas entre escenarios .....	166
Tabla 19. Importancia de las especies por estrato en los escenarios .....	170
Tabla 20. Distribución de la riqueza de la vegetación según su forma de crecimiento por escenarios (con base en los anexos).....	171
Tabla 21. Rasgos foliares .....	193
Tabla 22. Área foliar (cm <sup>2</sup> ) de las especies con hojas simples presentes en el bosque testigo .....	196
Tabla 23. foliar (cm <sup>2</sup> ) de las especies con hojas compuestas presentes en el Bosque testigo .....	196
Tabla 24. Área foliar (cm <sup>2</sup> ) de las palmeras presentes en el bosque testigo.....	197
Tabla 25. Nitrógeno foliar (%) de las especies seleccionadas para la caracterización funcional en el bosque testigo. ....	198
Tabla 26. Fósforo foliar (%) de las especies seleccionadas para la caracterización funcional en el bosque testigo. ....	199
Tabla 27. Relación N:P foliar (%) de las especies seleccionadas para la caracterización funcional en el bosque testigo. ....	200
Tabla 28. Área foliar (cm <sup>2</sup> ) de las especies arbóreas seleccionadas para la caracterización funcional en el área minera con más de 30 años de abandono.....	201
Tabla 29. Nitrógeno foliar (%) de las especies seleccionadas para la caracterización funcional en el área minera con más de 30 años de abandono. ....	201

Tabla 30. Fósforo foliar (%) de las especies seleccionadas para la caracterización funcional en el área minera con más de 30 años de abandono. ....	202
Tabla 31. Relación N:P foliar (%) de las especies seleccionadas para la caracterización funcional en el área minera con más de 30 años de abandono. ....	202
Tabla 32. Área foliar (cm <sup>2</sup> ) de las especies seleccionadas para la caracterización funcional en el área minera con 15 años de abandono. ....	203
Tabla 33. Nitrógeno foliar (%) de las especies seleccionadas para la caracterización funcional en el área minera con 15 años de abandono. ....	204
Tabla 34. Fósforo foliar (%) de las especies seleccionadas para la caracterización funcional en el área minera con 15 años de abandono. ....	204
Tabla 35. Relación P:N foliar (%) de las especies seleccionadas para la caracterización funcional en el área minera con 15 años de abandono. ....	205
Tabla 36. Área foliar (cm <sup>2</sup> ) de las especies arbóreas seleccionadas para la caracterización funcional en el área minera con 5 años de abandono. ....	206
Tabla 37. Nitrógeno foliar (%) de las especies seleccionadas para la caracterización funcional en el área minera con 5 años de abandono. ....	206
Tabla 38. Fósforo foliar (%) de las especies seleccionadas para la caracterización funcional en el área minera con 5 años de abandono. ....	207
Tabla 39. Relación N:P foliar (%) de las especies seleccionadas para la caracterización funcional en el área minera con 5 años de abandono. ....	207
Tabla 40. Resumen de valores de rasgos foliares por escenarios. ....	208
Tabla 41. Recambio de especies empleando el índice de Whittaker. ....	234
Tabla 42. Importancia ecológica de las morfoespecies en cada hábitat en Jigualito, Condoto, Chocó, Colombia. Valores de IVIs, abundancia y frecuencia relativas. ....	235
Tabla 43. Composición taxonómica de la comunidad de anfibios en toda la matriz de estudio con diferentes temporalidades de recuperación post intervención minera. ....	282
Tabla 44. Composición de la anfibiofauna registrada en el hábitat de 5 años. ....	284
Tabla 45. Composición de la anfibiofauna registrada en el hábitat de 15 años. ....	284
Tabla 46. Composición de la anfibiofauna registrada en el hábitat de 30 años. ....	285
Tabla 47. Composición de la fauna de anfibios registrada en el hábitat de referencia. ....	286
Tabla 48. Resultado de la prueba de Kolmogorov-Smirnov a las curvas de dominancia-diversidad de la anfibiofauna presentes en los hábitats con diferentes temporalidades de recuperación post aprovechamiento minero. Superior Pvalor, inferior resultado índice de Kolmogro, naranja comparaciones que fueron estadísticamente significativas. ....	292
Tabla 49. ANOSIM de una vía con el tipo de hábitats (5años, 15años, 30años y Referencia) como factor. P<5% rechaza la hipótesis nula, indicando que sí hay diferencia entre grupos. ....	295
Tabla 50. Complementariedad de anfibios presentes en presentes en los hábitats con diferentes temporalidades de recuperación post aprovechamiento minero. Los valores de la diagonal corresponden al número de especies únicas para cada sitio. Los valores por debajo de la diagonal corresponden al número de especie compartidas entre sitios. Los valores por encima de la diagonal corresponden a la complementariedad (los valores fluctúan entre 0, cuando ambos sitios son idénticos y 1 cuando las especies de ambos sitios son completamente distintos). ....	296
Tabla 51. Contenido de nutrientes y diversidad de especies por grupo biológico en cada escenario de recuperación post minera. ....	319

## LISTA DE ANEXOS

Anexo 1. Índice de Valor de Importancia IVI de las especies de algas perifíticas. (A=Abundancia, AR=Abundancia relativa, D=Densidad, P=Presencia, F=Frecuencia, FR=Frecuencia Relativa) .....	119
Anexo 2. Análisis de componentes principales(ACP) de las variables fisicoquímicas del suelo en ecosistemas sucesionales degradados por minería en el Choco Biogeográfico.....	151
Anexo 3. Propiedades fisicoquímicas del suelo en ecosistemas sucesionales degradados por minería en el Chocó Biogeográfico. ....	152
Anexo 4 Composición florística de la comunidad dominada por <i>Anaxogera alleni</i> y <i>Tapirira cf. guianensis</i> , escenario testigo.....	184
Anexo 5. Comunidad dominada por <i>Cecropia peltata</i> y <i>Cespedesia spathulata</i> , escenario de 30 años.....	187
Anexo 6. Comunidad de <i>Clidemia sericea</i> y <i>Cespedesia spathulata</i> , escenario de 15 años.....	188
Anexo 7. Comunidad de <i>Andropogon bicornis</i> y <i>Pityrogramma calomelanos</i> , escenario de 5 años .....	189
Anexo 8. Concentraciones de nutrientes por sitio de muestreo.....	217
Anexo 9. Descripción de microhábitats por área muestreada .....	260
Anexo 10. Composición taxonómica de la artropofauna edáfica presente en Jigualito, Condoto, Chocó, Colombia.....	263
Anexo 11. Composición de gremios tróficos de artrópodos edáficos de Jigualito, Condoto, Chocó, Colombia .....	271
Anexo 12. Resultados de las salidas arrojados por el software iNEXT (Hsieh et al., 2013), en el cálculo de cobertura del muestreo.....	312
Anexo 13. Resultados obtenidos en el análisis SIMPER con el paquete estadístico PRIMER.....	313

## RESUMEN

El presente trabajo buscaba determinar y analizar los efectos generados por la actividad extractiva minera de oro y platino a cielo abierto, sobre la estructura, la composición y aspectos básicos de la función de los ecosistemas naturales de las terrazas y colinas bajas del municipio de Condoto, distrito minero del San Juan-Chocó, a partir del análisis independiente de 4 grupos biológicos que incluyó algas perifíticas, artropofauna, vegetación, anfibios y 2 componentes ambientales (suelo y agua), en 3 de áreas de afectación minera con diferente temporalidad de recuperación (5, 15 y 30 años) y un bosque testigo sin intervención minera, al interior de los cuales se hicieron levantamientos para todos los grupos y componentes trabajados. Se evaluaron atributos como la riqueza, diversidad, densidad, estructura, composición y función de los grupos biológicos estudiados para determinar la relación de estos valores con las condiciones fisicoquímicas de los componentes ambientales y determinar el efecto del disturbio y su comportamiento en el tiempo. Los resultados generales evidencian que a medida que se incrementa la temporalidad de recuperación se presentan cambios en la disponibilidad de nutrientes, así como en la oferta de hábitats y recursos, traducidos en un mejoramiento de las condiciones físicas de los diferentes ambientes y un aumento en la estructura, composición y función de los grupos biológicos, sin embargo, en ningún caso se alcanzan la configuración y ensamblaje de un ecosistema natural o testigo, al evaluar temporalidades de hasta 30 años. Los resultados obtenidos por componente ambiental y grupo biológico, permiten analizar que aunque después del disturbio en cada uno ocurre una dinámica de nutrientes distinta, todos los procesos de recuperación en el ecosistema suceden de manera sinérgica debido a que se encuentran conectados y dependen uno de otro, haciendo que el avance de la sucesión vegetal incremente el aporte de nutrientes en el suelo y esto a su vez mejora las condiciones de hábitat para otros grupos biológicos como la artropofauna y los anfibios que aprovechan la nueva oferta de hábitat y recursos, pero a la su vez dicha sucesión permite controlar el ingreso de sólidos, nutrientes y radiación al medio acuático reduciendo las

condiciones de estrés para el desarrollo de la comunidad algal. Esta simultaneidad hace que aunque hayan procesos individuales de recuperación, todos se vean favorecidos entre si generando una respuesta integral del ecosistema frente al disturbio, que se traduce en su resiliencia y funcionalidad. Pese a que el aumento de la temporalidad de recuperación influye en el restablecimiento físico y biológico del ecosistema, se concluye que luego de 30 años el ecosistema se encuentra aun en proceso de recuperación y que su restablecimiento es de difícil alcance, debido a los cambios tan drásticos producidos por la explotación minera .

## INTRODUCCIÓN

La minería a cielo abierto en el Chocó biogeográfico, es una actividad extractiva que se ha desarrollado durante décadas y se remonta al siglo XVII con el establecimiento de numerosas formas de explotación de oro y platino en los ríos del Pacífico. Los recientes esfuerzos por documentar los impactos y efectos que esta explotación desencadena a largo plazo, han sido insuficientes y aún quedan vacíos en el conocimiento del proceso productivo y los requerimientos de recursos naturales no renovables para sostener la producción. A nivel nacional existen documentos generados por los Ministerios de Ambiente y de Minas, entidades como MINERCOL y las Corporaciones Autónomas Regionales, los cuales reglamentan el manejo ambiental de la práctica minera, entre esta figura el código de minas Ley 685 de agosto 15 de 2001; la Guía Ambiental: Carbón y Minería a cielo abierto; guía minero ambiental de exploración y explotación (MMA y MME, 2001), guía minero ambiental para planes de cierre minero (CVC y UC. 2009), y la guía de producción más limpia en la minería del Oro en Colombia: mercurio, cianuro y otras sustancias (Ministerio de Minas y Energía MME, 2007).

Ligado a la información presentada en estos trabajos, se encuentra el tema de la evaluación de impactos generados por la actividad minera en estos ambientes. La revisión bibliográfica efectuada, permite inferir, que, tanto a nivel nacional como regional, la investigación sobre los impactos, se reduce a la aproximación al daño a través de la aplicación de metodologías descriptivas que identifican y ponderan los impactos en cada componente ambiental. En razón a esta situación se requiere generar la información que facilite los análisis sobre la magnitud de los impactos, el nivel de afectación sobre los ambientes naturales y las medidas de contingencia para mitigar los efectos de la transformación y en otros casos acelerar la recuperación de áreas afectadas.



En este sentido, en las últimas décadas los estudios ambientales relacionados con el tema minero en el país, se encuentran enmarcados principalmente en los distritos mineros definidos en Colombia por el Ministerio de Minas y Energía, como un municipio o un grupo de municipios, donde se ubican un número significativo de productores mineros (MME yUPME, 2003). En estas condiciones se han desarrollado diagnósticos mineros ambientales. Los ejercicios incluyen información general, caracterizaciones bióticas rápidas e identificación de impactos de la actividad minera. En este último aparte se aplican matrices que cruzan la información parcial sobre aspectos ambientales con las actividades que generan los procesos de extracción y los impactos causados. De este estilo pueden calificarse los estudios de contaminación por mercurio y otros productos en el distrito minero de Buenos Aires (Corporación Autónoma Regional del Cauca CRC 2007), el diagnóstico geológico, minero, ambiental, social y económico del distrito minero de Fondas (CRC., 2008), la evaluación minero-ambiental del distrito minero de Suarez (CRC., 2008), el diagnóstico ambiental en el municipio de Suarez, área de Influencia corregimientos de Mindalá y la Toma, (CRC., 2009), el diagnóstico minero ambiental distrito minero la Llanada (CORPONARIÑO, 2006), el diagnóstico para la Implementación del sistemas de gestión ambiental en el distrito minero de Segovia (Gobernación de Antioquia, 2006) y la minería de hecho en Colombia (Defensoría delegada para los derechos colectivos y del ambiente, 2010).

Al sumergirnos en el tema de la intervención de los sistemas naturales por la minería a gran escala, es claro que la fragmentación del hábitat es un efecto de suma importancia al analizar los impactos de la minería, sin embargo los resultados de los escasos estudios sobre fragmentación han sido contradictorios (Laurance y Bierregaard 1997, Davies y Margules 1998) y si tomamos en cuenta que en una misma zona climática en el trópico existe una alta heterogeneidad en biotipos que pueden ser explicados por la variabilidad edáfica y geológica (Condit 1996) el asunto se complica más. Estas consideraciones junto con las diferencias metodológicas entre estudios y de historia y ubicación en el paisaje de los fragmentos investigados, podría ser una razón para explicar contradicciones en los

resultados de los estudios que hacen más difícil hacer predicciones generalizadas de los cambios y la evolución de las comunidades vegetales en los remanentes boscosos y con ello de los otros componentes del ecosistema.

Los mayores cambios ecológicos en comunidades fragmentadas se presentan en los alrededores de la transición abrupta o borde entre el bosque fragmentado y la matriz que rodea el fragmento (Murcia 1995). A las interacciones resultantes entre estas dos condiciones se le conoce como efecto de borde y estos pueden ser de diferente índole –abióticos, biológicos directos e indirectos (Murcia 1995). Una expectativa señalada por muchos autores es que los efectos de borde conducirán a una degradación y simplificación del bosque en esas áreas expuestas a tales efectos: invasión de especies pioneras, disminución de la diversidad, desaparición de árboles grandes característicos de la vegetación original y reducción de la biomasa. Recientes investigaciones realizadas en el caribe de Colombia (Carvajal-C.y Rangel-Ch. 2012, Medina-R.,2011) han puesto a prueba varios de los postulados teóricos sobre la influencia de la fragmentación del hábitat y el efecto del borde sobre las comunidades de reptiles, resultados que servirán para ajustar las metodologías en nuestro estudio.

Las zonas que han sido sometidas a este uso, han sufrido un deterioro acelerado de sus condiciones originales y han aumentado de igual manera la cantidad de ecosistemas y áreas degradadas por la actividad minera en la zona. En estas áreas, su diversidad y la productividad relacionada con la calidad de vida de los pobladores nativos se han reducido considerablemente. Los hábitats terrestres degradados se caracterizan a simple vista por la pérdida de la estructura de la vegetación y el cambio en las condiciones originales del suelo. Los hábitats acuáticos se caracterizan a menudo por sus aguas contaminadas que pueden tolerar pocas especies especialmente de la fauna ictica. Las tierras degradadas se caracterizaron porque su productividad y diversidad se han reducido de tal modo que es

poco probable que recuperen su estado original a menos que se apliquen medidas de rehabilitación especiales (PNUMA y WWF, 1991).

Cada uno de los procesos de transformación del territorio o de abandono de las actividades mineras deja espacios alterados, de carácter paisajístico y funcional. Se habla entonces de un espacio del medio físico alterado que constituye un área degradada por minería. En estas áreas no se cumple con una o con todas las siguientes condiciones: Mantenimiento de los procesos ecológicos esenciales y los sistemas vitales (incluida la regeneración y protección de suelos); el mantenimiento correcto del ciclo del agua y el reciclado de nutrientes, el aprovechamiento sostenido de especies y ecosistemas, capacidad productiva, mantenimiento de la diversidad genética e integración en el paisaje (Universidad Politécnica de Valencia, UPV, 2010).

El presente documento constituye un aporte al conocimiento los factores y procesos que condicionan la recuperación de las áreas afectadas por el proceso minero. Este surge como resultado del análisis de los impactos causados por la actividad en los diferentes componentes ambientales y procesos ecosistémicos, la determinación de los efectos en la funcionalidad de elementos determinantes del paisaje, las barreras y potencialidades para la restauración. Los resultados se presentan en siete capítulos que dan respuesta a los interrogantes planteados y a la hipótesis de investigación. Al interior de cada capítulo se detallará la metodología específica para el componente del ambiente evaluado, así como la descripción específica de los sitios de muestreo.

## DEFINICIÓN DEL PROBLEMA

### Antecedentes

El conocimiento sobre los efectos causados por la actividad minera de oro y platino a cielo abierto sobre los ambientes y ecosistemas neotropicales, es incipiente; los pocos esfuerzos se han hecho de forma aislada y discontinua en el tiempo. Entre los esfuerzos relevantes en otras localidades sobresalen los de Sacchi y Serra (2010), quienes realizaron un análisis de la transformación del paisaje a causa de la actividad minera en la ciudad de Córdoba, Argentina, para lo cual utilizaron sensores remotos, determinando que la degradación del paisaje aumentó considerablemente que se requirieron medidas urgentes por la proximidad del sitio de explotación con el perímetro urbano.

La mitigación de la problemática minera también ha sido un tema de interés para generar conocimiento científico, Portocarrero (2009) aplicó metodologías de restauración de ecosistemas degradados por actividades bélicas y por la explotación ilegal del oro, en áreas intervenidas por la gran minería en ambientes naturales de la cordillera del Cóndor – Perú. En el mismo sentido Brown *et al.* (1993) elaboraron un estudio de restauración de ecosistemas perturbados por la pequeña minería en la Región de Guayana de Venezuela. A nivel nacional y regional el panorama es similar, Barrera *et al.* (2009), aplicaron un estudio de restauración ecológica de áreas degradadas por minería a cielo abierto en áreas de la sabana de Bogotá. Ayala *et al.* (2008), evaluaron la adaptabilidad de la acacia (*Acacia mangium*) y bija (*Bixa orellana*) en áreas degradadas por la actividad minera aluvial en Condoto - Chocó biogeográfico. Vargas *et al* (2009) presentan un diagnóstico ambiental de

áreas degradadas por la minería de oro y platino en el municipio de Atrato-Chocó que incluyó un diseño de alternativas de recuperación mediante establecimiento de especies vegetales que denominaron de importancia económica local como *Acacia magnun*(exotica), *Bixa orellana* y *Ochroma pyramidalis*.

Entre los aspectos básicos para entender las perturbaciones causadas por disturbios en ecosistemas naturales, están los asociados al conocimiento de la riqueza y diversidad y sus atributos en los bosques húmedos tropicales en Colombia., estos han sido estimados en diferentes estudios a través del tiempo (Rangel 1995, Balcazar et al, 2000, Giraldo-C 2000, Rangel y Rivera 2004, Rivera-D 2010, Rivera y Rangel 2012). Los rasgos funcionales como datos fenotípicos de la hoja, la densidad de la madera y la asimilación de nitrógeno y de fósforo han sido claves en la respuesta de estrategias adaptativas de la vegetación como respuesta a diferentes disturbios, ya sean naturales o antrópicos, en este sentido se pueden referenciar investigaciones realizadas en Bosques húmedos principalmente en Costa Rica como las de McLaren (2006), Fernández (2007), Martín-López et al. (2007) Aquenio (2009), Castellano-C y Bonilla (2011), Sánchez (2011). Ruíz (2013). En Colombia autores como Rangel-Ch et al. (1986), Berdugo-L (2008), Berdugo-L y Rangel-Ch (2012) han centrado su atención en describir el patrón biotipológico en donde algunos rasgos fenotípicos de la hoja han dado respuesta a factores ambientales en diferentes gradientes.

En cuanto a los efectos que causa la actividad minera sobre la vegetación, los estudios se centran en diagnósticos y descripciones de diferentes distritos mineros: CRC (2003) distrito minero de Fondas-Cuaca; MME (2006) diagnóstico de la situación actual de la minería a pequeña escala de los metales preciosos en las provincias de Nariño, Santander, Chocó, Sur de Bolívar y Antioquia. Arias y Barrera (2007), caracterizaron la vegetación de áreas degradadas por minería, con diferente condición de abandono y fragmentos de bosque en la cantera Soratama, norte de Bogotá; con el cual se logró evidenciar áreas con diferente estado sucesional, con alto porcentaje de suelo desnudo, poca cobertura vegetal y baja

riqueza de especies, además de la proliferación de especies exóticas, mientras que los relictos de bosque presentaron especies nativas y de gran porte. Vargas et al. (2010), realizaron un diagnóstico ambiental de áreas degradadas por minería en el municipio de Atrato Chocó, con el propósito de proponer alternativas de restauración, los resultados obtenidos ponen en evidencia los daños que la actividad causa a los diferentes recursos que integran el ambiente donde se realiza la actividad.

Recientemente, González (2013), realizó un análisis de la problemática asociada a la actividad minera y las implicaciones sociales que la actividad ha tenido en la región del Pacífico, sin embargo, a la hora de analizar los daños ambientales, el análisis se queda corto dejando vacíos en lo referente al efecto que causa la actividad sobre los ecosistemas boscosos y los recursos asociados a este. Resulta de manera manifiesta la necesidad de realizar estudios que permitan mostrar la magnitud del daño ambiental que causa la actividad minera sobre la vegetación y sobre el ecosistema de una determinada región.

### **Planteamiento del problema y justificación**

La actividad minera mecanizada ejercida por la compañía Chocó-Pacífico desde 1950 hasta 1970, afectó profundamente los ambientes y ecosistemas del distrito minero del San Juan y cambió la estructura hídrica e hidrológica de la zona, debido al modo de operación de los equipos utilizados para el ejercicio de la actividad (Leal, 2009). Afluentes de los ríos San Juan, Condoto y Tamaná, fueron cambiados de cursos y represados para permitir el movimiento y la operación de estas grandes dragas. Con la tecnología actual empleada para el desarrollo de la minería de oro y platino a cielo abierto cambiaron sus prácticas extractivas y se multiplicaron los impactos, pues con el uso de la retroexcavadora se llegó a los lugares más difíciles de la selva chocona. La suma de estos eventos llevo a que se

degradaran numerosas áreas, en las cuales después de muchas décadas de abandono de la explotación todavía se nota el impacto, pues la complejidad y diversidad característica de esta selva húmeda ya no es evidente. Las áreas remanentes se caracterizan por la insuficiencia de conectores biofísicos que permitan la articulación entre los remanentes y la matriz original de bosque, y con ellos la integración de los grupos biológicos, que permitan el cumplimiento de las funciones ecológicas básicas, para acelerar los procesos sucesionales tempranos, que conlleven a una resiliencia efectiva.

Como consecuencia de la afectación del entorno y de las numerosas fuentes hídricas se reflejan cambios y desequilibrios significativos en las condiciones socioeconómicas y culturales de las comunidades. La situación se hace más complicada, si se tiene en cuenta la ilegalidad de muchos de los entables o sitios de explotación minera y la situación de orden público que dificulta el control por parte de las autoridades ambientales y civiles. La combinación de los anteriores factores amplía la probabilidad de que nuevas áreas sean usadas en la actividad minera sin control, aumentando la fragmentación del bosque y con ello la ruptura de las dinámicas ecológicas particulares de la zona, la reducción y pérdida de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos.

Los estudios realizados sobre problemática minera tienden a concentrarse en líneas base, diagnósticos, aplicación de metodologías de calificación de impacto ambiental y ensayos de reforestación con especies foráneas. La revisión efectuada nos muestra que existen avances en el estudio de los requerimientos de recursos naturales para el proceso de extracción, del planteamiento de estrategias de manejo ambiental durante el proceso y de aproximaciones sobre iniciativas de recuperación de algunos componentes de un ecosistema determinado, pero existen vacíos considerables de información en torno a los impactos reales en la estructura y composición de los ecosistemas, en un aspecto importante de sus funciones ecológicas y de los efectos de la intervención en el tiempo.

Dichos avances no cubren todos los interrogantes en torno al tema, de ahí que el desafío principal de la investigación que aquí se plantea, sea generar información con datos precisos y confiables, que permitan encontrar los valores cercanos al umbral “límite” de intervención minera que soporta un ecosistema. La eficiencia de la recuperación natural y la capacidad de recuperar la integralidad con el entorno, especialmente con el uso que le confiere la población humana asentada en sus cercanías. La información que se genere, servirá como base para trazar pautas sobre recuperación, restauración y requerimientos metodológicos que permitan devolver la integralidad y la oferta de servicios ambientales en estas áreas intervenidas.

Es importante mencionar que esta propuesta hace parte del plan operativo anual (2014-2015) del Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico - IIAP, en su línea de investigación estratégica caracterización y monitoreo de áreas degradadas por actividades antrópicas y factores climáticos, dentro del cual se aportan recursos logísticos para la ejecución del proyecto de tesis. Además este proyecto de tesis hace parte del convenio N° 002 del 22 de Enero del 2014, (establecido entre la UTCH-IIAP-COLCOLCIENCIAS-FONDO NACIONAL DE REGALIAS) para ejecutar el proyecto Desarrollo de herramientas de gestión para el posicionamiento de la biodiversidad como fuente de bienestar social y ambiental en el Chocó, Occidente colombiano, en su componente herramientas contextualizadas para la recuperación ecosistémica de áreas degradadas por minería a cielo abierto, en el corregimiento de Jigualito, municipio de Condoto-distrito minero del San Juan.



## **Pregunta de investigación**

Bajo el marco de referencia anterior y con base en la revisión bibliográfica efectuada, estimamos pertinentes las siguientes preguntas:

¿Cuál es la magnitud de la pérdida de riqueza y diversidad (composición, estructura, funciones) en áreas naturales sometidas a explotación minera a cielo abierto, en diferentes escenarios y tiempos?.

¿Es factible diferenciar etapas en cuanto a la recuperación de las condiciones físicas y bióticas incluidas en el estudio, que se derivan del impacto de la minería de cielo abierto?.

La resolución de estas preguntas nos permitirá responder a las siguientes situaciones hipotéticas:

Si en la minería a cielo abierto se afecta fuertemente las capas superficiales del suelo y con ello la biota correspondiente, es de esperar que en áreas muy antiguas (>30 años después de la exploración) los patrones de riqueza y diversidad en algunos grupos biológicos incluidos en el estudio sean parecidos a lo de las áreas no intervenidas.

Si en la minería a cielo abierto, se utilizan herramientas-maquinarias de mayor impacto ambiental, entonces es de esperar que los patrones de riqueza y diversidad de los grupos biológicos incluidos sean muy pobres en comparación con los patrones de áreas no intervenidas.

Con el diseño metodológico y la toma de información rigurosa, con bastante certeza confiamos en poder responder los interrogantes anteriores.

### **Hipótesis**

Las diferencias cronológicas de las áreas degradadas por la minería a cielo abierto y las herramientas utilizadas en el proceso en Condoto, son determinantes para entender la dinámica de recuperación de la composición, estructura y función de los diferentes componentes en los sitios intervenidos.

Como instrumentos para responder a los interrogantes y la hipótesis de esta investigación, se seleccionaron tres estadios o fases en el proceso de recuperación o en la sucesión secundaria de áreas alteradas e intervenidas y un área testigo representada por un bosque sin historia minera en la misma zona del estudio. Al interior de cada uno de estos cuatro sitios, se escogieron elementos del ecosistema que por su sensibilidad a los cambios pudieran constituirse en indicadores de la afectación minera, siendo la vegetación y su función el objeto central de estudio, ya que constituye el esqueleto de los ecosistemas terrestres y es el componente más visible sobre el cual se van presentando los cambios, que a su vez se asocian íntimamente al funcionamiento del resto del ecosistema y por tanto puede servir de indicador de lo que ocurre en el resto de la biota. El suelo se seleccionó por el papel que

juega en la sostenibilidad de los ecosistemas naturales, donde se da el ciclo de nutrientes que garantiza el inicio de los procesos biológicos al interior de los ecosistemas. Este provee un espacio físico o un nicho para las comunidades edáficas, como medida de protección frente a un disturbio, por consiguiente, cualquier afectación directa sobre este componente que condiciona factores y procesos de la sucesión biológica, especialmente en la artropofauna asociada que se seleccionó por su sensibilidad a la remoción y transformación del suelo, que afecta directamente a su estructura, composición, diversidad y funcionalidad en el ecosistema, estos elementos permitieron la selección de la artropofauna como el indicador apropiado para conocer los efectos de estos cambios. La medición del dióxido de carbono respirado, la utilizamos como una evidencia de los procesos biológicos del suelo y, por lo tanto, de la presencia microbiana; dado que tal actividad varía en función de diferentes factores, como el uso del suelo, mineralogía, cobertura vegetal, prácticas productivas y la calidad de los residuos que entran al sistema.

Dentro la fauna de vertebrados terrestres, usamos los anfibios, debido a su condición ectotérmica, permeabilidad tegumentaria y requerimientos específicos de hábitat, son muy dependientes de las condiciones ambientales y considerablemente sensibles a cambios en los ecosistemas. Estos cumplen un rol muy importante en la dinámica y normal funcionamiento de los ecosistemas, pues, se alimentan de artrópodos y otros invertebrados, regulando sus poblaciones, su dieta está condicionada por diversos factores bióticos y abióticos, por esta razón los anfibios son un grupo que responden de manera negativa a las alteraciones producidas por actividades como la minería, efectos que se sienten fuertemente, en grupos de hábitos estrictamente arbóreos como ranas arborícolas y lagartos que son de poca movilidad y que dependen exclusivamente del recurso vegetal, el cual les brinda disponibilidad de hábitat.

## **OBJETIVOS**

### **Objetivo general**

Determinar y analizar los efectos generados por la actividad extractiva minera de oro y platino a cielo abierto, sobre la estructura, la composición y aspectos básicos de la función de los ecosistemas naturales de las terrazas y colinas bajas del municipio de Condoto, distrito minero del San Juan-Chocó.

### **Objetivos específicos**

1. Caracterizar la composición y la estructura de algas perifíticas en las fuentes hídricas presentes en las áreas objeto de estudio
2. Caracterizar la composición florística y la estructura de la vegetación en las áreas objeto de estudio.
3. Caracterizar la densidad de actividad de la artropofauna y de la fauna de anfibios y reptiles en las áreas objeto de estudio.
4. Caracterizar la respiración de suelo en las áreas objeto de estudio

5. Evaluar el efecto de la temporalidad del área degradada (tiempo de recuperación) sobre la riqueza y diversidad de los grupos bióticos incluidos y las funciones ecológicas relacionadas con la respiración del suelo.
  
6. Proponer recomendaciones para la mitigación de efectos causados por la minería de oro y platino a cielo abierto.

7.

## **MARCO TEÓRICO**

### **Minería de oro y platino, principales técnicas aplicadas en el distrito minero del San Juan**

La minería a cielo abierto se desarrolla en forma progresiva por capas o terrazas en terrenos previamente delimitados y se emplea en lugares donde los minerales están a poca profundidad (Ministerio de Minas y Energía, 2009). Según el Decreto 2222 de 1993 de la Presidencia de la Republica de Colombia, la minería a cielo abierto se define como una actividad encaminada a la extracción de minerales por medio de excavaciones superficiales, que comprende etapas como remoción de capa vegetal y estéril (suelo), extracción del mineral y restauración de las áreas afectadas por la explotación.

En el Chocó y más exactamente en el Distrito minero del San Juan, la extracción a cielo abierto de oro y platino se desarrolla mediante la aplicación de tres sistemas de explotación: artesanal, semi-tecnificado y tecnificado. En el primero se utilizan elementos y herramientas manuales elaboradas por los campesinos. En la extracción semitecnificada, se incluyen equipos como elevadores de tierra, draguetas y bombas de baja y alta presión, que mejoran el rendimiento y la productividad de la extracción del mineral, pero aumentan el impacto sobre el medio natural. En la tecnificada se utiliza maquinaria pesada (retroexcavadoras), con la cual se retira la cobertura vegetal y se remueven grandes volúmenes de tierra, que, tras la extracción del metal, es vertida a las fuentes hídricas más cercanas. Casi siempre se produce un impacto ambiental considerable, que involucra la alteración o modificación de un proceso productivo, de consumo o un proyecto de

desarrollo (Ángel 2007). Adicionalmente, se considera que estos impactos generan daños ambientales que se definen como la afectación del normal funcionamiento de los ecosistemas o la renovabilidad de sus recursos y componentes (Art. 42 de la ley 99/93), es decir se generan efectos ambientales definidos como cambios de comportamiento del medio natural.

### **Efectos de las alteraciones antrópicas sobre los ecosistemas**

Los bosques húmedos y lluviosos tropicales son ecosistemas dinámicos, conformados por un mosaico de parches de edades diversas, consecuencia tanto de perturbaciones naturales como antrópicas, ocurridas en tiempos distintos. Bajo la influencia de los factores bióticos y abióticos en los procesos de recuperación de la zona disturbada, se presentan sucesiones secundarias (Asquith, 2002). Actividades tales como la extracción maderera, la expansión de la frontera urbana, la agricultura y la minería, han provocado el deterioro y pérdida de múltiples bienes y servicios ecosistémicos generados por los elementos bióticos y abióticos que componen los ecosistemas tropicales. La situación se ha agravado por la introducción de nuevas especies, el drenaje de pantanos e inundación de tierras, afectan de manera drástica tanto la estructura como la función de los ecosistemas. Entre los efectos tensionantes figuran la deforestación, fragmentación del paisaje, destrucción de hábitats, daños y pérdidas en la biodiversidad, erosión, inundaciones, desviación de cauces, entre otros. A la par también se producen significativos cambios en la funcionalidad de los ecosistemas, como es el caso de la disminución o pérdida de importantes procesos ecológicos como la dispersión de propágulos, polinización, descomposición; se rompen las cadenas tróficas, se pierde la conectividad del paisaje y en concordancia con lo anterior, se disminuye la capacidad de resiliencia del ecosistema, reduciéndose considerablemente las posibilidades de restauración natural del mismo.

Una de las principales causantes de grandes cambios en el ambiente físico-biótico es la fragmentación de los ecosistemas, que se refiere a la pérdida de continuidad de un ecosistema y produce cambios importantes en la estructura de las poblaciones y comunidades de plantas y animales y en el ambiente físico, afectando su funcionamiento (Saunders et al., 1991). La fragmentación implica la creación de bordes, que son las áreas más alteradas de un fragmento; los efectos de borde pueden propagarse varios cientos de metros hacia el interior del bosque remanente. Los cambios microclimáticos son los efectos más evidentes de la fragmentación de bosques. Las características microclimáticas contrastantes producen un gradiente ambiental desde el borde hacia el interior del fragmento. Generalmente la luminosidad, la evapotranspiración, la temperatura, la velocidad del viento, disminuyen, mientras la humedad del suelo aumenta hacia el interior del fragmento. Al tiempo se producen efectos biológicos directos, los cuales involucran cambios en la abundancia y distribución de especies, causadas directamente por el cambio en las condiciones físicas cercanas al borde y determinado por la tolerancia fisiológica de las especies que se encuentren en dicho sector (Carvajal-C., 2014).

La fragmentación altera la composición, estructura y las funciones originales de un ecosistema (por ejemplo, la pérdida en la conectividad, la creación de bordes sobre el hábitat, o el aislamiento de fragmentos) y provoca dinámicas muy diferentes sobre las poblaciones biológicas que allí se sustentan. Estos factores modifican la composición y abundancia de las especies de un ecosistema e incrementan su vulnerabilidad, lo cual en última instancia representa una mayor pérdida de biodiversidad, pues las poblaciones originales resultan reducidas a poblaciones múltiples y aisladas (Carvajal-C., 2014). Gascon et al., (2000) señalan que a medida que la fragmentación del bosque procede, el tamaño de los fragmentos disminuye, y el aislamiento aumenta, conformándose los llamados "hábitat-isla". Esto facilitarían la extinción o la exterminación total de una o más especies y la preservación diferenciada de otras. Harris (1984) cita que el efecto de la fragmentación puede ser visto en varios niveles de organización biológica, desde cambios



en la frecuencia genética dentro de poblaciones, hasta cambios sobre el continente (población arbórea remanente, no fragmentada), en la distribución de especies y ecosistemas.

La pérdida del bosque da como resultado la reducción de las poblaciones de plantas y animales, y la consecuente disminución en el tamaño efectivo de cada población en condiciones reproductivas. La subdivisión del hábitat puede alterar la estabilidad de las poblaciones. Dado que la fragmentación ocasiona alteraciones tanto a nivel de la comunidad vegetal como de la comunidad animal, las interacciones existentes entre ambos grupos también son afectadas. Algunas de las interacciones bióticas más sensibles son la polinización, la depredación de semillas, la descomposición de materia orgánica, las asociaciones mutualistas, como las asociaciones micorrízicas, así como la dispersión de propágulos, o antagonistas, como los hongos patógenos y la herbivoría (Dirzo y Miranda, 1990; Benítez-Malvido, 2001; Rangel-Ch., 2012).

Debido a que los animales frugívoros son especialmente sensibles a la perturbación del hábitat (Kattan et al., 1994), sí ocurriera un evento de disturbio, las especies de plantas que dependen de ellos para su dispersión podrían desaparecer de la comunidad. Algunas especies de plantas presentan modificaciones en su distribución cuando las poblaciones de frugívoros se han reducido (Pizo 1997; Amaya *et al.*, 2001). La extinción de dispersores de semillas puede reducir las áreas de distribución y los tamaños poblacionales de las plantas, o disminuir la posibilidad de colonización de nuevos ambientes. Estos efectos dan lugar a un mayor aislamiento de las poblaciones, conduciéndolas eventualmente a la extinción.

Los sistemas especializados planta-polinizador son sensibles a cualquier tipo de perturbación. En fragmentos pequeños y aislados el flujo de polen mediado por las interacciones planta-polinizador puede verse afectado (Amaya *et al.*, 2001; Quesada et al.,

2003, 2004; León & Rangel, 2015); por consiguiente, la producción de frutos y semillas es afectada negativamente, tanto en la cantidad como en la calidad de su progenie. Los sistemas especializados planta-polinizador son sensibles a cualquier tipo de perturbación. En fragmentos pequeños y aislados, el flujo de polen mediado por las interacciones planta-polinizador puede verse afectado (Klein, 1989; Quesada et al., 2003, 2004). El proceso de polinización se rompe por una disminución en la abundancia de polinizadores causada por el cambio en el ambiente, la disponibilidad de recursos (Jennersten, 1988), la disminución en la frecuencia de visitas debidas a cambios en la distribución de los recursos florales, o exclusión competitiva de los recursos florales por especies polinizadoras diferentes a las originales (Dick, 2001; León & Rangel, 2015).

Los grandes depredadores dependen de áreas extensas para su desarrollo, por lo que ante la fragmentación resultan muy vulnerables. Su persistencia dentro de los remanentes de vegetación puede estar dada por la habilidad de desplazarse a través de los fragmentos. La fragmentación, al modificar la abundancia y la diversidad de los herbívoros, también altera su interacción con otras especies, así como las complejas interacciones entre los organismos patógenos y sus hospederos y vuelve a los remanentes de bosque más vulnerables a la invasión de especies exóticas. La combinación de patógenos exóticos y los cambios ambientales pone a los fragmentos en una posición vulnerable a enfermedades poco comunes o sin historia previa en la comunidad (Gilbert y Hubbell 1996). La diferencia entre los sitios con perturbaciones naturales y los que resienten los efectos antropogénicos es la presencia de plantas de especies exóticas, algunas de las cuales pueden crecer más rápido que las plantas nativas y son más competitivas por lo que excluyen a las especies nativas.

Con una degradación importante del suelo, pérdidas en el banco de semillas y la aparición de nuevos hábitats no originales, el proceso de sucesión vegetal sigue otros patrones y

puede conllevar el establecimiento de comunidades herbáceas que dificultan o incluso impiden irreversiblemente la recuperación de la vegetación original de un modo natural.

Pese a todo lo anterior, todo ecosistema posee la capacidad de revertir los cambios e intentar recuperar sus propiedades originales, lo cual depende en gran medida del tipo e intensidad del disturbio. Así, los ecosistemas parecen ser particularmente resilientes si hay muchas especies que realizan la misma función esencial, y si las especies dentro de tales “grupos funcionales” responden de diversas maneras a los disturbios. La habilidad de un ecosistema para mantener su organización e integridad está relacionada con la garantía de la variedad de funciones del ecosistema, las cuales son resultado de las interacciones de su estructura y sus procesos. Existen varios factores que pueden afectar la resiliencia de un ecosistema, entre los principales está la biología y ecología inherente de sus especies, componentes o hábitats; la condición de estos componentes individuales, la naturaleza, severidad y duración de los impactos y el grado en que los impactos potenciales han sido reducidos o eliminados. La selva húmeda tropical, por ejemplo, presenta ecosistemas que, aunque han sido intervenidos y disturbados, presentan elementos potenciales de restauración con un relevante papel en la dinámica y que actúan como especies clave en el proceso de resiliencia de los ecosistemas degradados.

Los bosques del departamento del Chocó son una clara evidencia de lo anterior, pues debido a las actividades antrópicas, y a pesar de la gran biodiversidad y variedad de ecosistemas estratégicos que los caracterizan, estos han venido sufriendo importantes transformaciones, tanto en su estructura como en su composición biótica y abiótica, presentando importantes porcentajes de pérdida de sus potencialidades y del patrimonio natural en general. Esto ha despertado la necesidad de acelerar programas y proyectos encaminados al conocimiento, manejo y conservación de la oferta ambiental y a la formulación e implementación de planes de restauración de áreas degradadas por múltiples actividades económicas.

## **Ambientes afectados por la actividad minera de oro y platino a cielo abierto**

Aunque en el departamento del Chocó este tipo de extracción se realiza en numerosos lugares y ecosistemas, se concentra en los ambientes de terrazas y colinas bajas (50-250m), donde según Rangel (2004), se han caracterizado seis ecosistemas. En el esqueleto vegetal (tipo de bosque) predomina un dosel de 30-35m de altura, caracterizado por el vigor de las especies dominantes y la riqueza específica de los estratos superiores, dominados por *Pentaclethra macroloba*, *Brosimum utile*, *Protium veneralense*, *Cinchona pubescens*, *Oenocarpus bataua*, *Brosimum alicastrum*, *Faramea occidentalis*, *Tabernaemontana chocoensis*, *Socratea exorrhiza*, *Miconia nervosa* y *Rinorea pubiflora*. En determinadas zonas bajo este sistema de explotación, los bosques han sido intervenidos y las maderas finas de especies de los géneros *Quararibea*, *Matisia*, *Nectandra* y *Ocotea* han sido diezmadas, aunque ya se observan procesos de recuperación. Para las localidades con este tipo de fisiografía (terrazas bajas) se tienen registros de cerca de 515 especies de 298 géneros y 92 familias de flora. Para la herpetofauna se registraron 92 especies de 45 géneros y 17 familias. La fauna de mamíferos cuenta con nueve especies de nueve géneros en cinco familias y la avifauna registra 49 especies, de 43 géneros y 19 familias (Rangel, 2004).

## **METODOLOGÍA**

### **ÁREA DE ESTUDIO**

#### **Características generales del municipio de Condoto**

El municipio de Condoto se encuentra ubicado al sur – oriente del departamento del Chocó, fundada en 1.758, cuenta con una extensión de 46.690,67 Has; limita al norte con el municipio de Río Iró, al oriente con Tadó y San José del Palmar, al sur con Nóvita y al occidente con el municipio de Medio San Juan. Tiene alturas que van desde los 42 msnm en su costado occidental, en límites con el municipio de Medio San Juan, en el valle aluvial del río Condoto, donde se encuentra el mayor porcentaje de asentamientos y por supuesto su cabecera municipal hasta los 1.975 msnm en las proximidades de los municipios de Tadó y San José del Palmar en su costado oriental. La infraestructura carretable del municipio de Condoto, le permite comunicarse principalmente con Medio San Juan, que intersecta el tramo Condoto - Istmina, del mismo modo se conecta con Las Ánimas en la vía que conecta a Istmina – Tadó por donde se sale a Risaralda, e Istmina – Quibdó, por donde se sale a Antioquia. A través del Río san Juan, se tiene conexión fluvial con Tadó, Istmina, Sipí, Nóvita y se accede al Océano Pacífico hasta llegar al puerto de Buenaventura. Cuenta con un aeropuerto que hace poco retomó circulación de pasajeros con la aerolínea Satena.

### **Características generales del corregimiento de Jigualito**

El corregimiento de Jigualito se encuentra ubicado en el costado occidental del municipio de Condoto, en la Subcuenca del río Opogodó, dentro de la jurisdicción del Consejo Comunitario Mayor de Condoto y se accede por una ruta carretable que hay en una desviación al costado occidental sobre la vía que de Condoto conduce a Nóvita, donde la riqueza minera de sus suelos permite la extracción de oro, platino, plata, la cual cobró auge entre los años 20 y 40, fenómeno que coincidió con el afianzamiento de las compañías extranjeras; posteriormente empezó a decrecer debido al agotamiento paulatino de los yacimientos y, en la actualidad, el oro es todavía la actividad minera más importante; su recuperación viene siendo estimulada por los precios favorables. (Véase Figura 1)

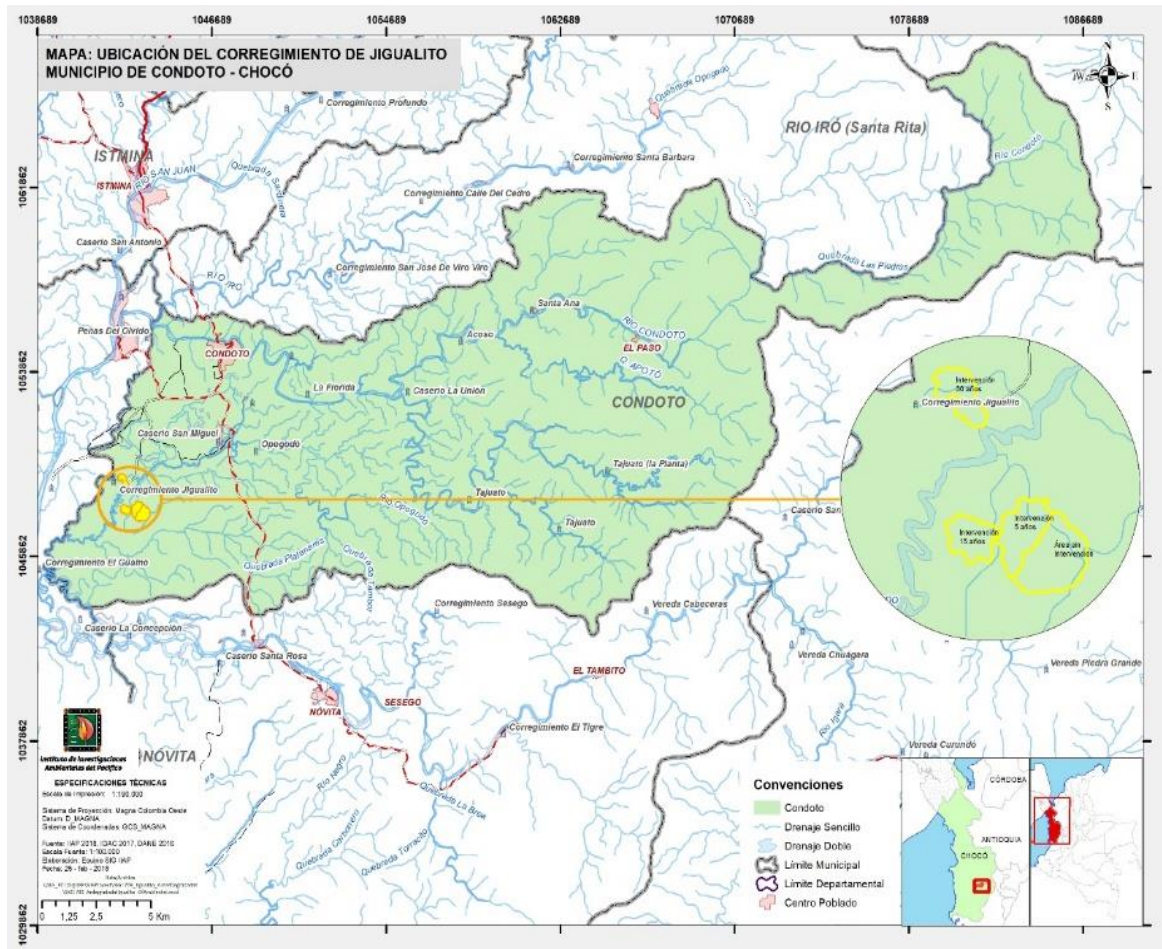


Figura 1. Mapa Base del Municipio de Condoto

- **Tenencia de la tierra**

Las comunidades negras están agrupadas en el Consejo Comunitario Mayor Condoto – Iró, con resolución del Ministerio de Interior N° 001177 del 16 de julio del 2002. En total en el municipio existen 21 consejos comunitarios locales que ocupan un área total de 87.300 hectárea. Las principales actividades económicas de esta zona son la minería, la pesca, la agricultura a baja escala de maíz, arroz, yuca y frutales. La minería es la base productiva que articula y moviliza el orden económico del municipio. En la actualidad, la caída en la producción de oro y platino, se ha reflejado en la escasa circulación de bienes de capital. La

minería artesanal ha cedido espacio a la minería mecanizada que durante los últimos 13 años ha intervenido aproximadamente 25.000 hectáreas, destruyendo la cobertura vegetal, cambiando el paisaje y afectando ambientes acuáticos y terrestres. Ha aumentado el desempleo, la migración campesina y por ende se ha extendido la pobreza.



Figura 2. Ubicación geográfica del corregimiento de Jigualito, municipio, Condoto

## **MÉTODOS GENERALES**

Para la construcción de la línea base se tuvieron en cuenta la cartografía básica de las variables de terreno (geología, geomorfología, fisiografía y suelo). Las variables bióticas (flora, vegetación y fauna); le siguieron los lineamientos metodológicos de Rangel (2012).



## **Fase de campo**

La duración estuvo sujeta a la toma de información en cada grupo biológico y componente ambiental y a la evaluación de los resultados preliminares. Durante un año se tomaron mediciones detalladas en épocas críticas y representativas del comportamiento de la precipitación en la zona de estudio. Para la consecución de los objetivos planteados (1, 2 y 3) se seleccionaron cuatro escenarios. El primer escenario (blanco o referencia) fue un lugar donde nunca ha existido la actividad minera, el segundo incluyó un área con más de 30 años de haber sido explotada y sin historia posterior de uso minero (sucesión tardía), el tercero (sucesión intermedia) un área o mina abandonada hace 15 años y el cuarto un área (con actividad minera reciente y sucesión inicial (entre 0 y 5 años). (véase Figura 3). Los rangos de temporalidades variaron de acuerdo a cada grupo biológico y componente ambiental evaluado, manteniendo el criterio de análisis que abarca áreas sin intervenir, con sucesión reciente, intermedia y antigua.

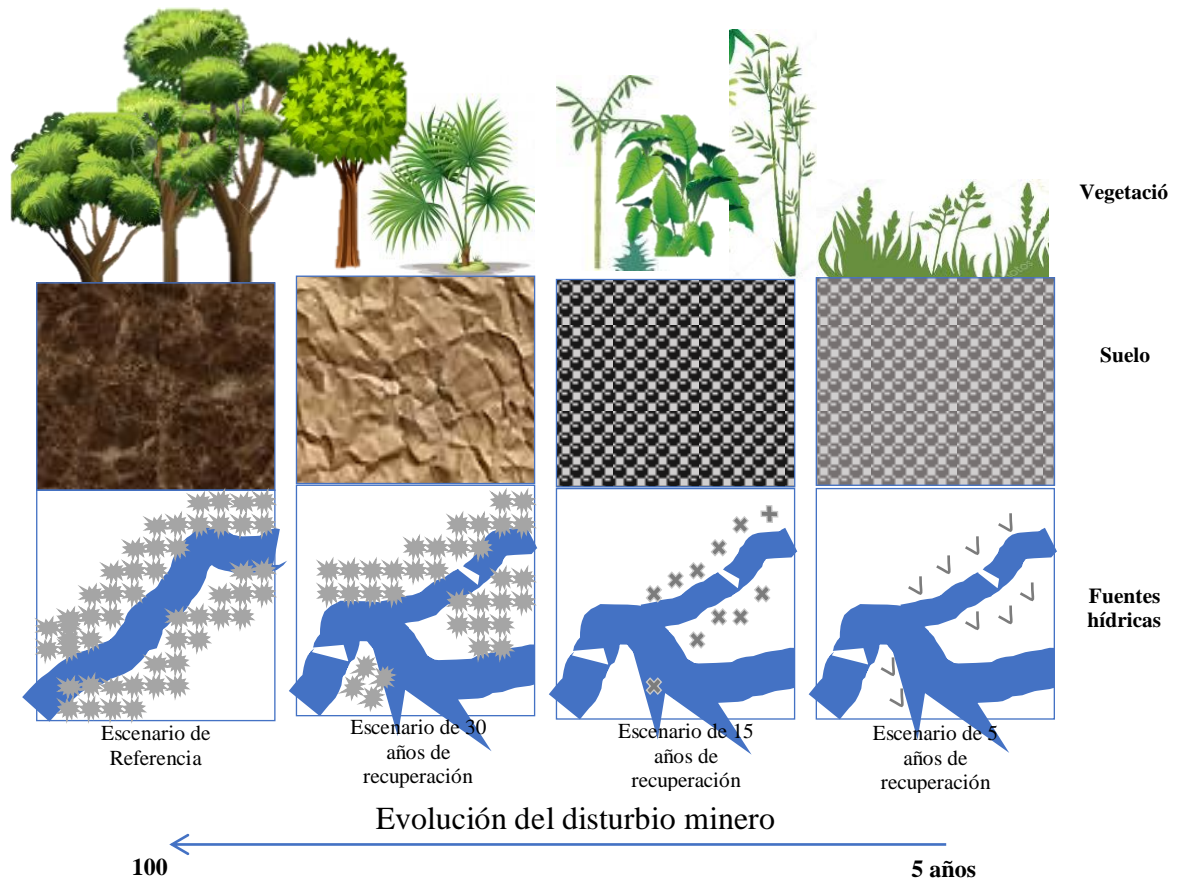


Figura 3. Diagrama de la evolución de los componentes del ecosistema afectado por un disturbio minero

Los resultados se analizaron en siete capítulos que dan respuesta a los interrogantes planteados y a la hipótesis de investigación. Al interior de cada capítulo se detallará la metodología específica para el componente del ambiente evaluado, así como la descripción específica de los sitios de muestreo.

## LITERATURA CITADA

Amaya-Márquez, M., Stiles, F. G., Rangel, O. 2001. Interacción planta-colibrí en Amacayacu (Amazonas, Colombia): una perspectiva palinológica. *Caldasia*. 23 (1): 301-322.

Angel, E. 2007. Gestión ambiental en proyectos de desarrollo. Universidad Nacional de Colombia. Tercera Edición. Medellín, Colombia. 235 p.

Aqueno, S. 2009. Impactos humanos en la provisión de servicios ecosistémicos por bosques tropicales muy húmedos: un enfoque de ecología funcional. Tesis. Turrialba-Costa Rica. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Costa Rica.. 96p.

Arias-Escobar MA, Barrera-Cataño JI. caracterización florística y estructural de la vegetación vascular en áreas con diferente condición de abandono en la cantera Soratama, localidad de Usaquén, Bogotá. *Revista de la facultad de Ciencias de la Universidad Javeriana*. 12: 25-45.

Asquith, N. 2002. La dinámica del bosque y la diversidad arbórea. En: M. Guariguata & G. Catan (eds). *Ecología y conservación de bosques neotropicales*: 377- 401. Editorial LUR. Costa Rica.

Ayala, H., W. Murillo & J. Mosquera. 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. *Revista Bioetnia* 5(2): 115 – 123.

Balcázar-V., M. P., J. O. Rangel-Ch., E. L. Linares-C. 2000. Diversidad florística de la serranía de Las Quinchas, Magdalena medio (Colombia). *Caldasia* 22(2): 191-224.

Barrera, J., S. Contreras, A. Ochoa, S. Perilla, N. Garzón, & D. Rondón. 2009. Restauración ecológica de áreas degradadas por minería a cielo abierto en Colombia. Pontificia Universidad Javeriana. 297 pp. Bogotá.

Berdugo-L, M. L. 2008. Caracterización de las variaciones morfoecológicas a nivel foliar en diferentes tipos de bosques del departamento de Córdoba, Colombia. Trabajo de grado. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.

Berdugo-L, M. L. & Rangel-Ch, J. O. 2012. Patrón Biotipológico foliar en un gradiente de precipitación en la región Caribe de Colombia. En: JO Rangel-Ch (ed). Colombia Diversidad Biológica XII. La región Caribe de Colombia: 923-961. Universidad Nacional de Colombia – Instituto de Ciencias Naturales. Bogotá D.C.

Benítez-M, J. 2001. Regeneration in tropical rain forest fragments. In: R. Bierregaard Jr., C. Gascon, T. Lovejoy Y R. Mesquita (eds). *Lessons from Amazonia: The ecology y conservation of a fragmented forest*: 136-145. Yale University Press, New Heaven, Connecticut.

Brown, R., R. Foster, E. Gross, & L. Liege. 1993. Restauración de Ecosistemas perturbados por la pequeña minería en la región de Guayana de Venezuela. Corporación Venezolana de Guayana / USDA Forest Service Restoration Advisory Team. 36pp.

Carvajal-C., J. E. 2014. Evaluación a múltiples escalas de los efectos de la transformación del paisaje sobre los ensamblajes de reptiles en localidades de la región caribe colombiana. Tesis doctoral. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. 121p.

Carvajal-C., J.E. & J.O. Rangel-Ch. 2012. Amenazas a la biota y a los ecosistemas de la región caribe de Colombia. En: J.O. Rangel-Ch. (ed.). Colombia diversidad biótica XII: La región caribe de Colombia: 851-878. Instituto de Ciencias Naturales-Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. D.C.

Castellanos-C, C. & A. M. Bonilla. 2011. Grupos funcionales de plantas con potencial uso para la restauración en bordes de avance de un bosque altoandino. *Acta biol. Colomb.* 16(1): 153-174.

Condit, R. 1996. Defining and mapping vegetation types in mega-diverse tropical forests. *Trends Ecol. Evol.* 11: 4–40.

Corporación Autónoma Regional de Nariño – CORPONARIÑO. 2006. Diagnóstico Minero Ambiental Distrito Minero la Llanada. Pasto. p. 66. Disponible en: <http://corponarino.gov.co/expedientes/publicaciones/diagnosticomineroambiental.pdf>.

Corporación Autónoma Regional del Cauca, CRC. 2003. Diagnóstico geológico, minero, ambiental, social y económico del distrito minero de Fondas, el Tambo-Cuaca. CRC. 135p.

Corporación Autónoma Regional del Cauca, CRC. 2007. Contaminación por mercurio y otros en el Distrito Minero de Buenos Aires, Cauca. Popayán. CRC. 77p.

Corporación Autónoma Regional del Cauca, CRC. 2008. Diagnóstico Geológico, Minero, Ambiental, Social y Económico del Distrito Minero de Fondas, Cauca. Popayán. CRC. 133p.

Corporación Autónoma Regional del Cauca, CRC. 2008. Evaluación Minero-Ambiental del Distrito Minero de Suarez, Cauca. Popayán. CRC. 133p.

Corporación Autónoma Regional del Cauca, CRC. 2009. Diagnóstico Ambiental en el Municipio de Suarez, Área de Influencia Corregimientos de Mindalá y la Toma, Cauca. Popayán. CRC. 23p.

Corporación autónoma regional del Valle del Cauca, CVC, Universidad de Caldas. 2009. Guía minero ambiental para planes de cierre minero. Cali. CVC. Cali. 209p.

Davies, K. F., & C. R. Margules. 1998. Effects of habitat fragmentation on carabid beetles: experimental evidence. *Journal of Animal Ecology* 67: 460-471.

Defensoría delegada para los derechos colectivos y del ambiente. 2010. La minería de hecho en Colombia. Defensoría del Pueblo. Bogotá. 285p.

Dick, C.W. 2001. Genetic rescue of remnant tropical trees by an alien pollinator. *Proceeding of the Royal Society of London* 268: 2391-2396.

Dirzo, R. & A. Miranda. 1990. Contemporary Neotropical defaunation and forest structure, function and diversity: a sequel to John Terborgh. *Conservation Biology* 4: 444-447.

Fernández M., F. 2007. Diversidad funcional de bosques muy húmedos tropicales en el Noreste de Costa Rica a partir de rasgos foliares y densidad de la madera. Tesis Turrialba-Costa Rica. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. 97 pp. Costa Rica.

Gascon, C., B. Williamson & G.A.B. Da Fonseca. 2000. Receding forest edges and vanishing reserves. *Science* 288: 1356-1358.

Gilbert, G.S. & S.P. Hubbell. 1996. Plant disease and the conservation of tropical forest. *Bioscience* 46: 98-106.

Giraldo-C., D. 2000. Variación de la diversidad florística en un mosaico sucesional en la cordillera central andina (Antioquia, Colombia).

Gobernación de Antioquia. 2006. Diagnóstico para la Implementación de Sistemas de Gestión Ambiental en el Distrito Minero Segovia. Medellín. 385p.

Gonzales, P. L. 2013. Impacto de la minería de hecho en Colombia. Estudios de caso: Quibdó, Istmina, Timbiquí, López de Micay, Guapi, El Charco y Santa Bárbara. Bogotá, D.C. Instituto de Estudios para el Desarrollo y la Paz- INDEPAZ. 38p.

Harris, L. D. 1984. The fragmented forest: Island biogeographic theory and the preservation of biotic diversity . Chicago University Press. Chicago. 120p.

Jennersten, O. 1988. Pollination in *Dianthus deltoids* (Caryophyllaceae): effects of habitat fragmentation on visitation and seed set. *Conservation Biology* 2: 359-366.

Katan, G., H.H. Alvarez-L. & M. Gallardo. 1994. Forest fragmentation and bird interactions. San Antonio 80 years later. *Conservation Biology* 8: 138-146

Klein, B.C. 1989. Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in Central Amazonia. *Ecology* 70:1715-1725.

Laurance, W. F. & R. O. Bierregaard JR. 1997. Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented Communities, The University of Chicago Press. Chicago. 528p

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

León-Camargo D. & J. Orlando Rangel-Ch. Interacción colibrí-flor en tres remanentes de bosque tropical seco (bst) del municipio de Chimichagua (Cesar, Colombia). *Caldasia* 37 (1) : 107-123

Martín-L., B., J. Gonzales, A. Díaz-S., I. Castro & M. García-L. M. 2007. Biodiversidad y bienestar humano: el papel de la diversidad funcional. *Ecosistemas* 16 (3): 69-80.

Mclaren JR. 2006. Effects of plant functional groups on vegetation dynamics and ecosystem properties. *Arctic* Vol. 59: 4.

Medina-R.,G.F. 2011. Diversidad alfa y beta de la comunidad de reptiles en el complejo cenagoso de Zapatosa, Colombia. *Rev. Biol.Trop.* 59(2):935-968.

Ministerio del Medio Ambiente MMA, Ministerio de Minas y Energía MME, 2001. Guía Ambiental: Carbón Minería a Cielo Abierto. Bogotá. MME y MMA. Bogotá. 126p.

Ministerio de Minas y Energía MME y Unidad de Planeación Minero Energética UPME. 2005. Distritos Mineros: Exportaciones e Infraestructura de Transporte. UPME. Bogotá 120p.

Ministerio de Minas y Energía MME. 2006. diagnóstico socioambiental de la pequeña minería de metales preciosos en Colombia. MME. Bogotá. 87p.

Ministerio de Minas y Energía, 2009. Así es la Minería. Ministerio de Minas y Energía. Bogotá. MME. p.15.

Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10:58-62.



Pizo, M. A. 1997. Seed dispersal and predation in two populations of *Cabralea canjerana* (Meliaceae) in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 13: 559-578.

Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente PNUMA; World Wildlife Fund WWF. 1991. Cuidar la tierra: Estrategia para el futuro de la vida. Gland, Suiza. 258 p.

Portocarrero, M. 2009. Metodologías de restauración de ecosistemas degradados por actividades bélicas y por la explotación ilegal del oro dentro del ámbito de la cordillera del Cóndor – Perú. Fundación Conservación Internacional. Primera Edición. Lima. 116p.

Quesada, M., K.E Stoner, V. Rosas-G., C. Palacios-G. & J. A. Lobo. 2003. Effects of habitat disruption on the activity of nectarivorous bats in a dry forest: implications for the reproductive success of the Neotropical tree *Ceiba grandiflora*. *Oecología* 135: 400–406.

Quesada, M., K.E Stoner, V. Rosas-G., C. Palacios-G. & J.A. Lobo. 2003. Effects of habitat disruption on the activity of nectarivorous bats in a dry forest: implications for the reproductive success of the Neotropical tree *Ceiba grandiflora*. *Oecologia* 135: 400–406.

Rangel-Ch, J O, Delgado C & Uribe J. 1986. Aspectos biotipológicos y morfoecológicos de la vegetación en Gorgona. Págs. 152-169 en: Aguirre-C & J. O. Rangel-Ch. (eds), Biota y ecosistemas de Gorgona. Fondo FEN-Colombia: Bogotá.

Rangel-Ch., J.O. 1995. Colombia Diversidad Biótica I. Clima, centros de concentración de especies. Instituto de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. 442p.

Rangel-Ch., J.O. 2012. La vegetación de la región Caribe de Colombia: composición florística y aspectos de la estructura. En: J.O. Rangel-Ch. (ed.). Colombia Diversidad

Biótica XII. La región Caribe de Colombia: 365-476. Universidad Nacional de Colombia – Instituto de Ciencias Naturales.

Rangel-Ch., J. O & Rivera D., O. 2004. Diversidad y riqueza de espermatofitos en el Chocó Biogeográfico. En: JO. Rangel-Ch. (ed), Colombia Diversidad Biótica IV. El Chocó Biogeográfico. Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.

Rivera., D. O & Rangel-Ch. J. O. 2012. Diversidad y riqueza de espermatofitos de la región caribe colombiana. En: JO Rangel-Ch (ed). Colombia Diversidad Biótica XII. La región Caribe de Colombia 923-961. Universidad Nacional de Colombia – Instituto de Ciencias Naturales Bogotá D.C.

Ruíz, O. E. 2013. Impacto potencial del cambio climático en bosques de un gradiente altitudinal a través de rasgos funcionales. Tesis Turrialba-Costa Rica. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Costa Rica.101p.

Sacchi GA, Serra DA. 2010. Actividad minera y cambio del paisaje en la zona Este de la ciudad de Córdoba, Argentina: un caso de estudio. RASADep 1-Número Especial Cambios de uso de la tierra. Causas, consecuencias y mitigación. 221 – 228pp.

Sánchez, C. J. 2011. Caracterización funcional de especies arbóreas relacionada con la recuperación del bosque tras el impacto del Huracán Félix, y sus implicaciones en el manejo sostenible del recurso forestal, RAAN, Nicaragua. Tesis Turrialba-Costa Rica. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. 79p.

Saunders, D.A., R.J. Hobbs Y C.R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. Conservation Biology 5: 118-32.

Universidad Politécnica de Valencia. 2010. Restauración y gestión de áreas degradadas espacios degradados y restauración ambiental. UPV. Valencia, España. 18p.

Vargas, L., G. Ramírez, Z. Quesada & Z. Valoyes. 2009. Diagnóstico ambiental de áreas degradadas por la minería de oro y platino en el municipio de Atrato-Chocó y diseño de alternativas de recuperación. Alcaldía del Municipio de Atrato. 157pp. Atrato – Chocó.

## **CAPITULO 1.**

### **DESCRIPCIÓN DE LAS CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DEL CORREGIMIENTO DE JIGUALITO EN EL MUNICIPIO DE CONDOTO, COMO BASE PARA LA EVALUACIÓN DE ÁREAS DEGRADADAS POR LA EXTRACCIÓN MINERA A CIELO ABIERTO**

# **CAPITULO 1. DESCRIPCIÓN DE LAS CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DEL CORREGIMIENTO DE JIGUALITO EN EL MUNICIPIO DE CONDOTO, COMO BASE PARA LA EVALUACIÓN DE ÁREAS DEGRADADAS POR LA EXTRACCIÓN MINERA A CIELO ABIERTO**

## **1.1. Variables climáticas**

Las fuertes y torrenciales lluvias que se presentan durante largos períodos de tiempo sobre la parte continental, causando crecientes de los grandes ríos que al llegar a las partes bajas y planas de las llanura aluvial y fluvio-marina ocasionan desbordamientos e inundaciones que provocan grandes pérdidas materiales y en algunos casos hasta vidas humanas; en el municipio de Condoto el régimen de lluvia presenta unos niveles de 617 mm con un promedio de 24 días al mes, con picos bajos en los meses de febrero, junio y noviembre, generando eventos de inundaciones como las presentadas en octubre de 2016 y agosto de 2017. Sobre algunos de los ríos principales (Condoto y Opogodó) que drenan de la Cordillera Occidental hacia el piedemonte y la planicie aluvial del Río san Juan, suelen presentarse descargas de carácter fluvio torrencial ocasionadas por la excesiva precipitación en la parte alta de las cuencas que sumado a la inestabilidad de las laderas causan deslizamientos que producen el represamiento de los ríos y la posterior descarga hacia las partes bajas. (Véase figura 4)

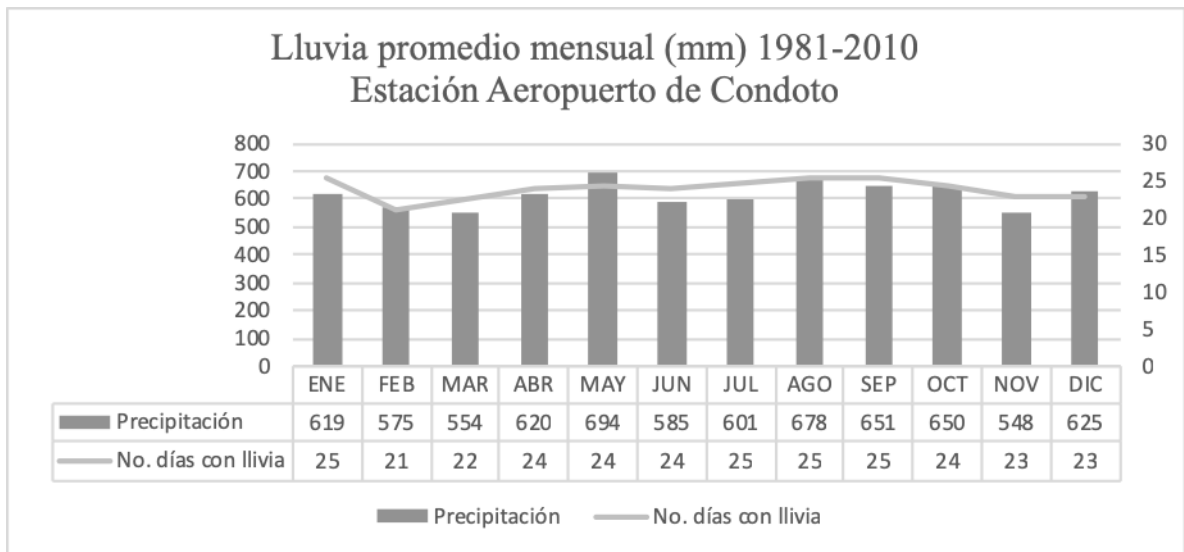


Figura 4. Lluvia promedio mensual entre 1981-2010, IDEAM

Los pisos térmicos son causados por la variación de la temperatura en función de la elevación sobre el nivel del mar, por tanto se puede decir que la temperatura es inversamente proporcional a la altura, donde se presenta una disminución con el aumento de la altura sobre el nivel del mar, para entender esta condición se analizó la estación ubicada en el aeropuerto de Condoto, donde se aprecian los picos superior (mayo - junio con 30.8°C) e inferior (febrero con 22.2°C) de la temperatura mensual. (Véase figura 5)

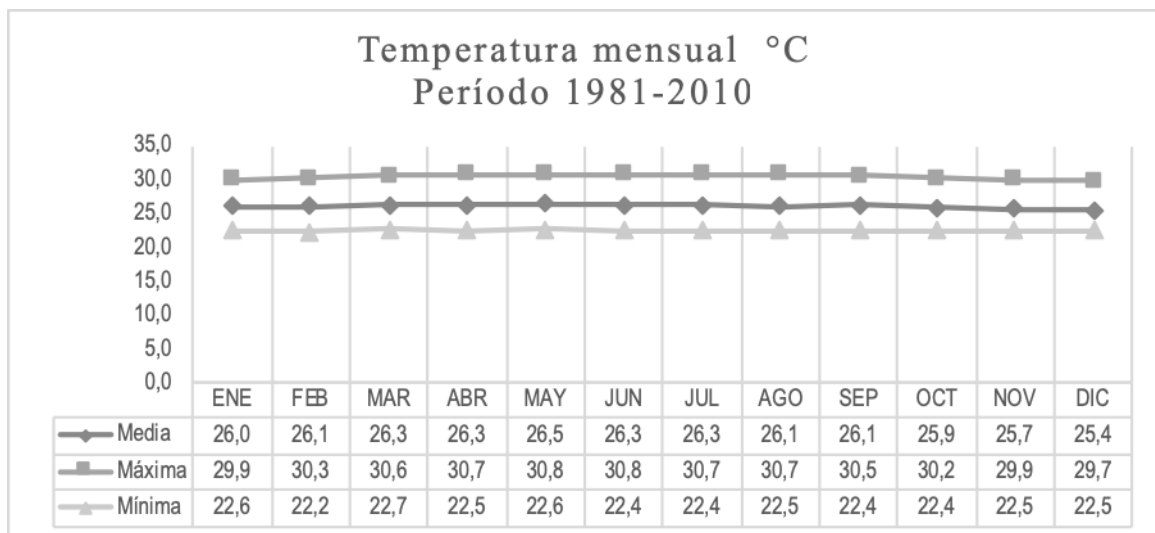


Figura 5. Temperatura del aire mensual

De acuerdo al perfil altitudinal del municipio de Condoto, que va de 50 a 1.850 msnm, se puede considerar que los niveles de temperatura disminuyen de occidente en el valle aluvial al oriente donde encontramos la zona de páramo en la cordillera Occidental, por tanto, se debe ver reflejado en los pisos térmicos identificados en la zonificación climática. (Véase figuras 6 y 7)

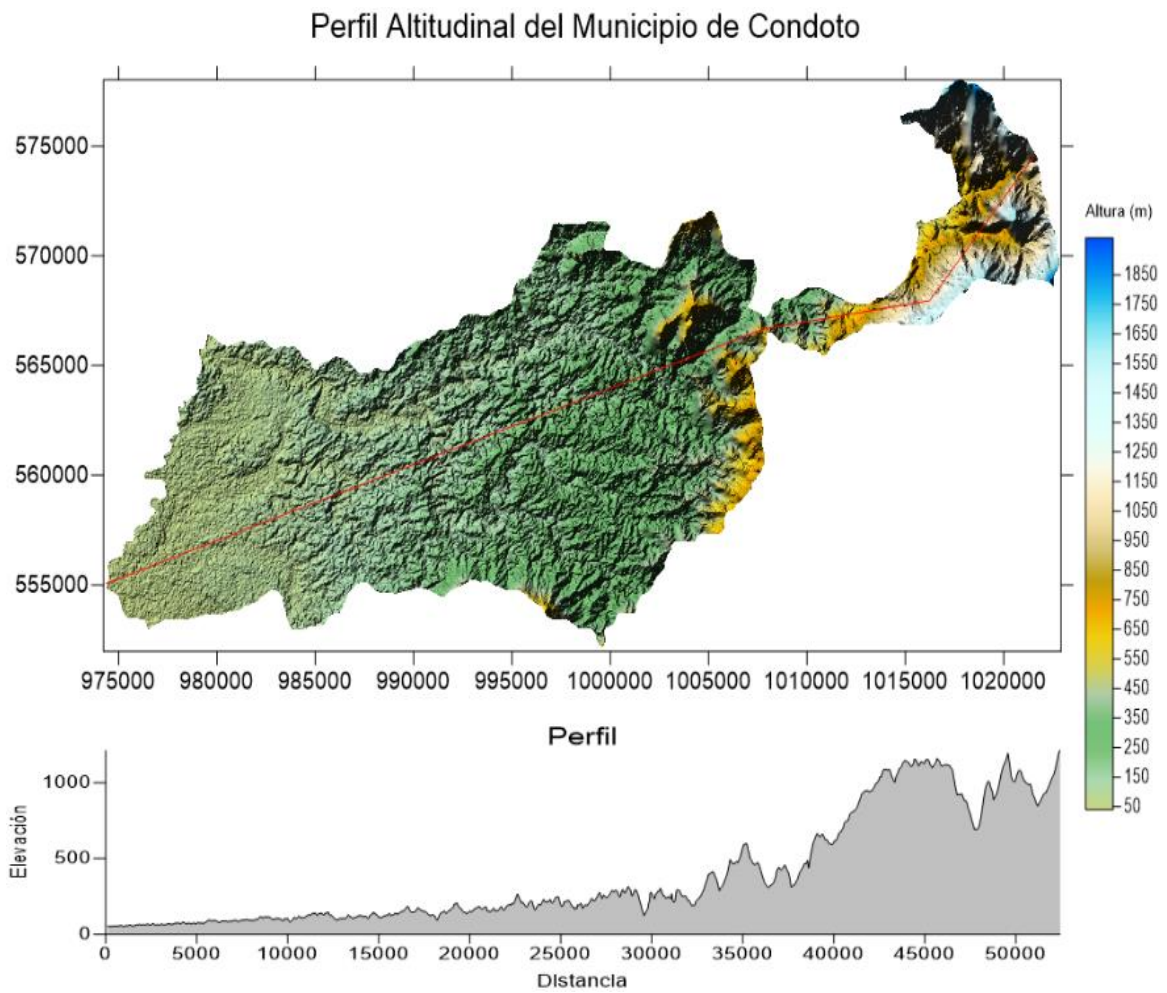


Figura 6. Perfil altitudinal del Municipio de Condoto

Los parámetros básicos de cualquier clasificación climática son la temperatura y la precipitación y en menor grado la humedad relativa, la evaporación y el brillo solar, que en el caso particular del municipio de Condoto.



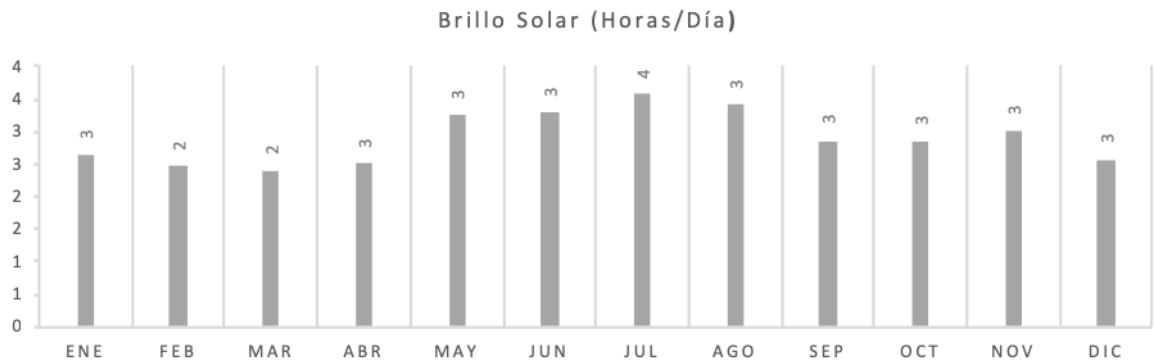


Figura 7. Brillo Solar Promedio Mensual del registro 1.981 - 2.010 del IDEAM

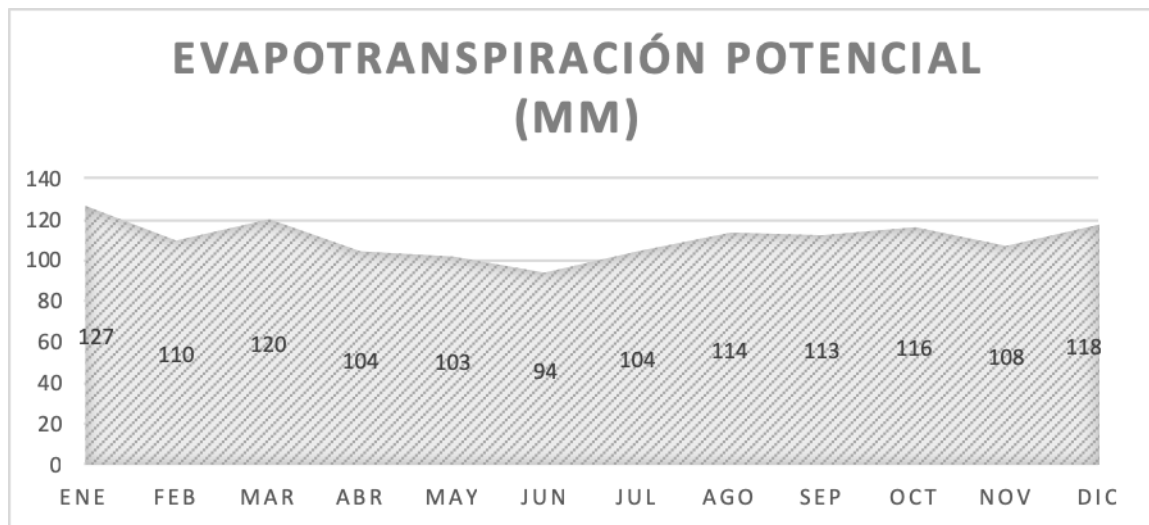


Figura 8. Evapotranspiración Potencial (mm) del registro 1.981 - 2.010 del IDEAM

Dado que ni la clasificación climática de Caldas, ni la de Lang en virtud del gradiente altitudinal, por si solos, tiene aplicabilidad o funcionalidad aceptables, Schaufelberger (1962) propuso su unificación e implemento el sistema de clasificación CALDAS-LANG que, por lo mismo, utiliza la variación altitudinal de la temperatura, que indica los pisos térmicos y la efectividad de la precipitación que muestra la humedad (Castañeda, 2014).

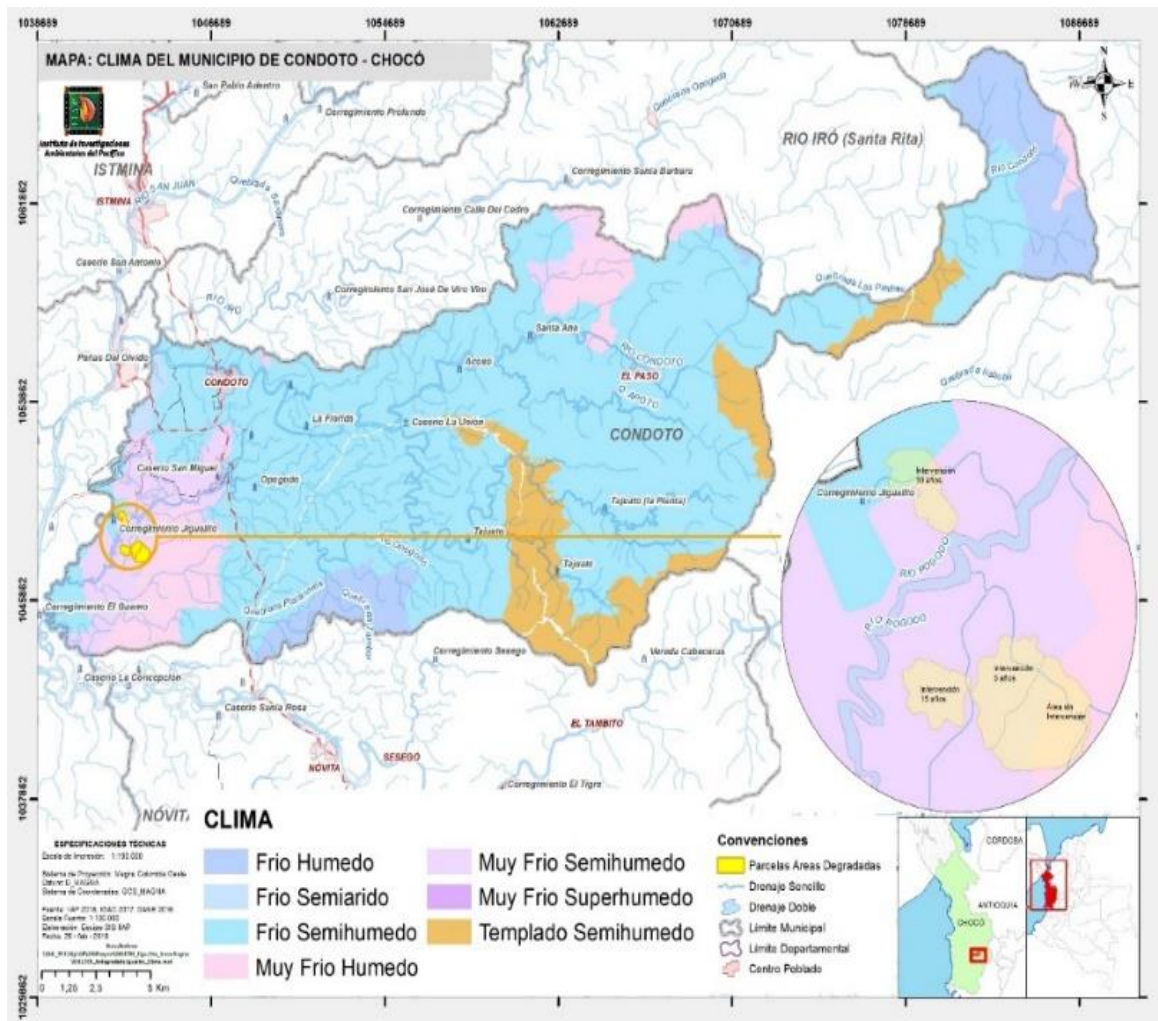


Figura 9. Tipos de Clima según Índice Caldas – Lang

De acuerdo a la clasificación de Caldas Lang, en el municipio de Condoto se podría decir que el clima es principalmente Frio Semihumedo (67,2%) que se extiende en la franja central de occidente a oriente, de igual manera se presentan zonas considerables de pisos Templado Semihúmedo (9,6% en el costado centro sur y parte del sur oriente), Frio Húmedo (8,9% al sur y al oriente) y Muy Frio Húmedo (7,3% al costado occidental principalmente, al igual que en las zonas norte central y fracción del costado oriental), y unas pocas áreas con Frio Semiárido, Muy frio Semihúmedo, Muy frio Superhúmedo. (Véase tabla 1)

Tabla 1. Descripción del Clima

<i>Clima</i>	<i>Área (Has)</i>	<i>% Porcentaje</i>
<i>Frio Humedo</i>	4151,8	8,9%
<i>Frio Semiarido</i>	268,6	0,6%
<i>Frio Semihumedo</i>	31383,0	67,2%
<i>Muy Frio Humedo</i>	3427,2	7,3%
<i>Muy frio Semihumedo</i>	2773,4	5,9%
<i>Muy frio Superhumedo</i>	0,2	0,0%
<i>Templado Semihumedo</i>	4475,4	9,6%
<i>Sin Información</i>	210,0	0,4%
<b>Total</b>	<b>46689,7</b>	<b>100,0%</b>

FUENTE: IDEAM, 2017 (RECALCULADO EQUIPO IIAP)

## 1.2. Zonificación Hidrológica

El municipio de Condoto se encuentra ubicado en la Zona Hidrográfica del Río San Juan y las principales subcuencas presentes son *Tamaná* que recibe mayor presión minera en los sectores de Jigualito y el Caserío San Miguel sobre el río Opogodó cuya Subcuenca tiene 12.963 Has, así como la Subcuenca de *Condoto* (33.725 Has) que ocupa la mayor área del municipio (72%) y se encuentra la cabecera municipal del mismo nombre. (Véase tabla 2, figura 10).

Tabla 2. Principales cuencas y sus tributarios de la zona objeto de estudio

<i>Subcuenca</i>	<i>Fuente Hídrica Principal en el municipio</i>	<i>Tributarios</i>	<i>Área (Has)</i>	<i>% Área</i>
<i>Subcuenca Tamaná</i>	RIO OPOGODO	Q. Los Negros	12963	28%
		Q. El Tigre		
		Q. Santa Ana		
		Q. Chontaduro		
		Q. Cecequito		
	Río Aguasucia			
<i>Subcuenca Condoto</i>	Río Condoto	Q. La Troje	33725	72%
		Q. Apotó		
		Río Iró		
		Río Tajuato		
<b>Total</b>			<b>46688</b>	<b>100%</b>

FUENTE: IDEAM, 2013 (RECALCULADO EQUIPO SIG IIAP)

Cabe resaltar que las fuentes hídricas del municipio de Condoto, en diferentes estudios realizados, han presentado condiciones como destrucción de la vegetación ribereña y alteraciones morfo métricas de las orillas por la remoción del suelo, reducción del caudal por el represamiento y desviación de cauces, altos niveles de turbiedad por el transporte de sedimentos provenientes del lavado de las gravas en los frentes de producción, entre otros (IDEAM, 2014), los cuales están asociados a actividades antrópicas entre las que se destaca la actividad minera.

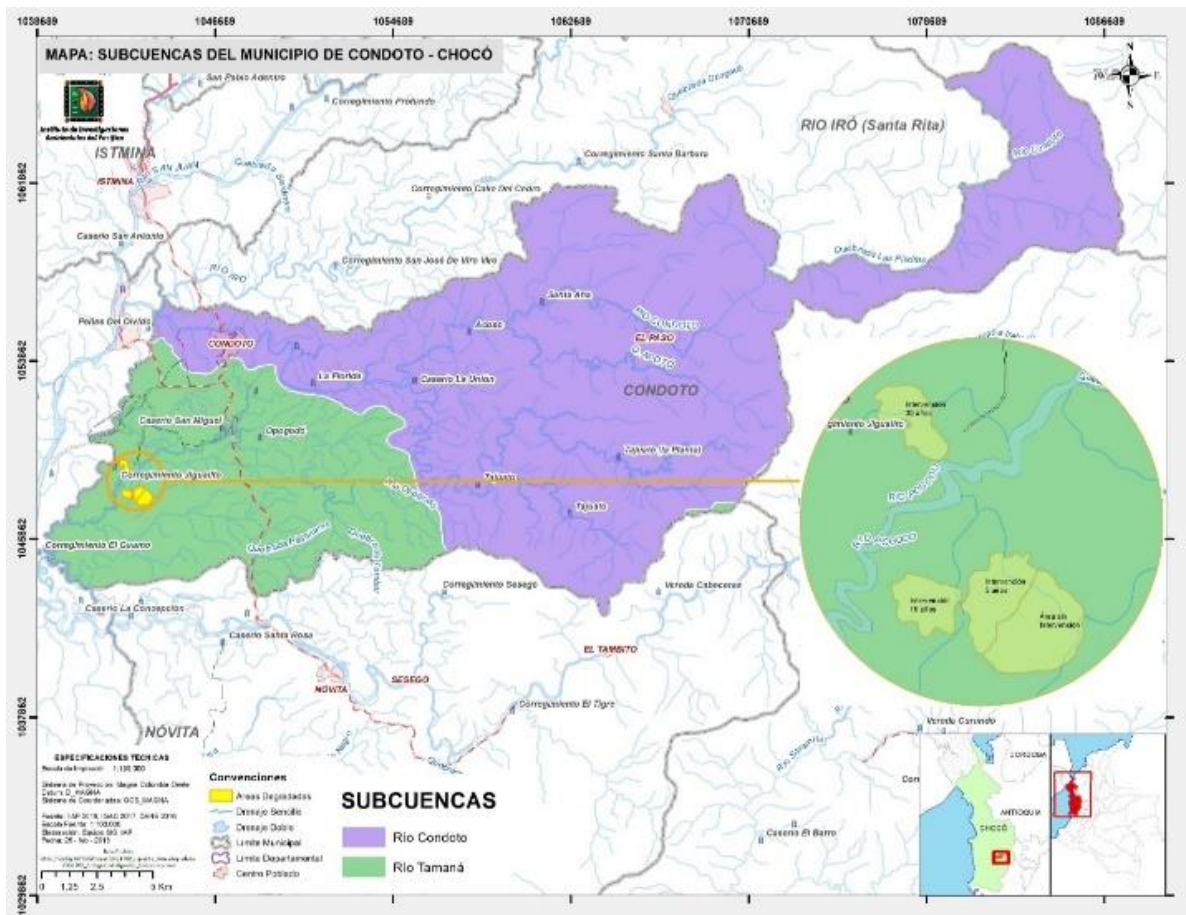


Figura 10. Principales cuencas y sus tributarios de la zona objeto de estudio

### 1.3. Humedad disponible y relieve

De acuerdo con la clasificación de Poveda *et al.*, (2004), con base en el análisis de balance hídrico, el municipio de Condoto se ubica en Zonas con balance hídrico perhúmedo a superhúmedo (248,9 a 385,8). En reacion al relieve, el municipio se ubica en zona sde Colinas bajas entre 100 a 200 metros. Tanto la humedad disponible como el relieve, permiten ubicar a Condoto, de acuerdo con la clasificación subregional del Chocó biogeográfico en unidades de Piedemonte y colinas bajas de la parte media del Pacífico,

caracterizada por presentar la mayor humedad disponible (superhmedo a saturado) y con un tipo de roca sedimentaria trasicional. (Poveda *et al.*, 2004),

#### 1.4. Unidades Geológicas

La distribución de los materiales superficiales del municipio de Condoto, están compuestos especialmente por Basaltos; brechas; aglomerados y tobas intercalados con cherts; limolitas; lodolitas calcáreas, y calizas, localizados en el Complejo Santa Cecilia – La Equis, en el Valle aluvial, en su costado oriental, antes de llegar al Complejo Ultamáfico Zonado del Alto Condoto, en límites con el municipio de Tadó, donde se presentan unidades geológicas de Harzburgitas, lertzolitas, dunitas y websteritas en interbandeamientos cumulíticos con gabronoritas y las dunitas se encuentran serpentinizadas.

Tabla 3. Formaciones geológicas en la zona de estudio

SIMBO LOUC	DESCRIPCIÓN	EDAD	UNIDAD GEOLÓGICA INTEGRADA	AREA (HAS)	%
E1E2- VCM	Basaltos; brechas; aglomerados y tobas intercalados con cherts; limolitas; lodolitas calcáreas, y calizas.	Paleoceno- Eoceno	Complejo Santa Cecilia- La Equis	13176. 1	28 %
E6E7- VCM	Intercalaciones de lodolitas calcáreas y silíceas; arenitas calcáreas; tobas; aglomerados; cherts, y basaltos.	Bartoniano- Priaboniano	Rocas Volcánicas de La Equis	1306.4	3 %
E8N2- SM	Calizas, arenitas y lodolitas calcáreas.	Rupeliano- Burdigaliano	Formación Uva	9592.1	21 %
K2- PU7	Harzburgitas, lertzolitas, dunitas y websteritas en interbandeamientos cumulíticos con gabronoritas. Las dunitas se encuentran serpentinizadas.	Cretácico Superior	Complejo Ultamáfico Zonado del Alto Condoto	1609.9	3 %
K2K6- SM7	Lodolitas; arenitas lodosas y arenitas líticas; cherts; calizas; tobas, y aglomerados. Localmente cataclasitas.	Turoniano- Maastrichtian o		408.5	1 %
N1N2- PI	Cuarzodioritas, tonalitas, dioritas y granodioritas	Aquitaniense- Burdigaliano		252.5	1 %
N2-SC	Conglomerados, y arenitas líticas conglomeráticas intercaladas con arcillolitas, limolitas y turbas.	Plioceno		3924.7	8 %
N3N4- SM	Lodolitas, algunas calcáreas y nodulares, intercaladas con lentes de calizas y esporádicamente capas de arenitas de grano fino a muy fino.	Langhiano- Serravaliano		5236.0	11 %
Q-AL	Depósitos aluviales y de llanuras aluviales	Cuaternario		3933.0	8 %
Q-T	Terrazas aluviales	Cuaternario		7251.5	16 %
<b>TOTAL</b>				<b>46690. 7</b>	<b>10 0 %</b>

FUENTE: IGAC, RECALCULADO EQUIPO IIAP

Las parcelas monitoreadas se encuentran en la zona de terrazas aluviales del valle del río Opogodó, lo que explica la disposición del suelo para los depósitos auríferos explotados a cielo abierto a través del tiempo en esta zona tanto por pequeños mineros recientemente, como la Chocó Pacífico

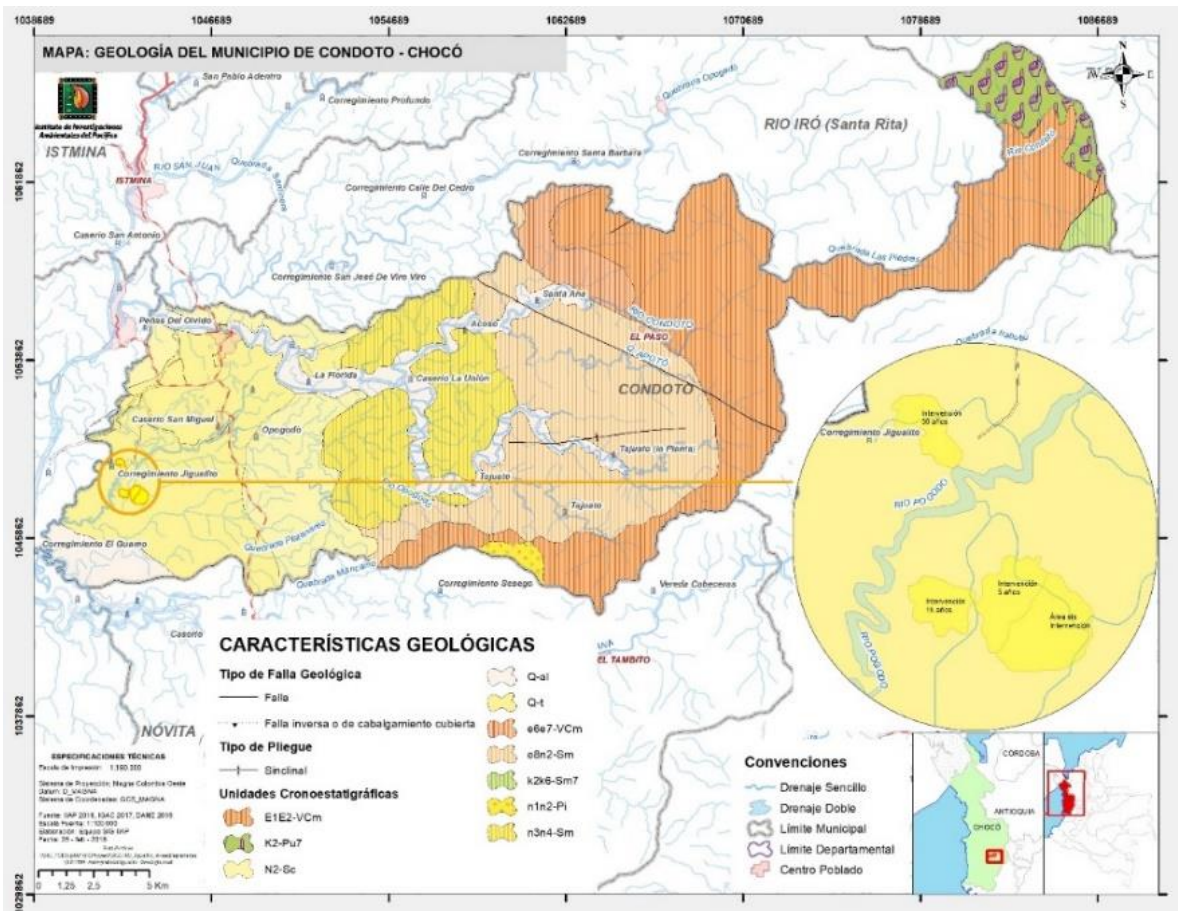


Figura 11. Mapa de formaciones geológicas en la zona de estudio

## 1.5. Vegetación

Las áreas incluidas, están constituida por una matriz de bosque original perteneciente a los ambientes de terrazas y colinas bajas (>100-250 m), que según Rangel y otros (2004), lo

definen como selvas de *Eschweilera pittieri* (guasca). Con una fisionomía de la vegetación que integra elementos de 30 a 35m de altura, donde se asocian especies como: *Licania* sp. (carbonero), *Pouteria* sp. (caimito) y *Brosimum utile* (lechero). Otras especies acompañantes de importancia ecológica por sus valores de abundancia-dominancia son: *Eugenia* sp. (guayabo) *Castilla tunu* (cauchillo), *Sloanea* sp. (taparo), *Chrysochlamys clusiifolia* (zanca de araña) y *Virola sebifera* (nuanamo). Los sitios han sido intervenidos y en algunos casos las maderas finas de especies de *Quararibea* (pastran), *Matisia* (berraquillo), o *Scleroderma* sp. (castaño blanco) y de lauráceas (*Nectandra*, *Ocotea*) han sido diezgadas, pero se notan procesos de recuperación (Rangel y otros 2004). Además de incorporar los elementos antes mencionados la matriz de vegetación remanente de Jigualito, posee elementos de la asociación *Guatteria* aff. *amplifolia*, *Cespedesia spathulata* y *Wettinia quinaria*. Con elementos de 25 m de altura; en el sotobosque predominan las palmeras. Entre las especies dominantes del arbolado pueden aparecer *Guatteria* aff. *amplifolia* (cargadero), *Cespedesia spathulata* (pacó) y *Licania* sp. (guacharaco). En el sotobosque dominan *Wettinia quinaria* (memé), *Oenocarpus bataua* (mil pesos) y otras especies de palmeras. Entre las especies asociadas aparecen: *Apeiba membranacea* (guácimo), *Marila dolychandra* (puntalanza), *Cedrela odorata* (cedrón) y *Brosimum utile* (lechoso).



## **LITERATURA CITADA**

Castañeda, Paola. 2014. Zonificación climatológica según el modelo Caldas – Lang de la cuenca Río Negro mediante el uso del Sistema de Información Geográfica SIG, Universidad Militar. Bogotá D.C.

IDEAM - Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia. (2013), Zonificación y codificación de unidades hidrográficas e hidrogeológicas de Colombia. Bogotá D.C.

IDEAM, Tomo 2: Tomo II: Deforestación y afectación de los ecosistemas por ocupación del territorio y actividades económicas. Bogotá, D. C., 2015. 385 paginas.

IGAC - Instituto Geográfico Agustín Codazzi. 2010. Estudio de suelos del departamento del Chocó. Zonificación de tierras escala 1:100.000. Bogotá: Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Subdirección de Agrología.

Poveda-M, I., C. Rojas-P, A. Rudas-LI, & J.O. Rangel-Ch. 2004. El Chocó Biogeográfico: Ambiente físico. 1-22 pp. En: J.O. Rangel-Ch. (ed.), Diversidad Biótica IV. El chocó Biogeográfico/Costa Pacífica. Universidad Nacional de Colombia, Instituto de Ciencias Naturales, Conservación Internacional. Bogotá, D.C. pp.997.

SGC – Servicio Geológico Colombiano. 2015. Compilando la geología de Colombia: Una visión a 2015. ISBN: 978–958–99528–6–3

SINA - Sistema Nacional Ambiental. (2015). Informe del estado del Medio Ambiente y de los Recursos Naturales Renovables 2012, 2013 y 2014. Bogotá D.C.

**CAPITULO 2.**  
**EFFECTO TEMPORAL DE LA MINERÍA EN LA COMUNIDAD DE ALGAS**  
**PERFÍTICAS**

## **CAPÍTULO 2. EFECTO TEMPORAL DE LA MINERÍA EN LA COMUNIDAD DE ALGAS PERIFÍTICAS**

### **RESUMEN**

Se caracterizaron sistemas hídricos afectados por minería a cielo abierto con diferente temporalidad de abandono en Jigualito, (Condoto. Chocó), para lo cual se evaluaron variables hidráulicas y fisicoquímicas del agua y la estructura de la comunidad de algas perifíticas. Los muestreos se realizaron entre mayo y octubre de 2015. Se determinó que la minería tiene un efecto marcado en la concentración de nutrientes, material sólido suspendido y la temperatura del agua, presentando un patrón de reducción desde ambientes con intervención actual hasta aquellos con 30 años de cese de la actividad, lo que influyó en los cambios de la composición taxonómica de algas con relación a la temporalidad. Se encontraron 120 especies pertenecientes a 80 géneros, 51 familias, 34 órdenes y 13 divisiones en los 4 escenarios, donde predominaron *Frustulia romboides*, *Eunotia aff minor*, *Ulothrix sp* y *Frustulia sp1* que son taxones tolerantes a la intervención. Se determinó que en los escenarios inmediatamente disturbados se reduce en más del 50% la riqueza (35) y la diversidad (1.5) de algas perifíticas con relación a escenarios que no han sido intervenidos (riqueza 72, diversidad 3.3) y aunque durante los primeros 5 a 10 años de cese de la explotación minera, se inicia un proceso de recuperación (riqueza 49 y la diversidad 2.0), los efectos del disturbio aún se pueden percibir en escenarios con 30 años de cese minero, donde a pesar de encontrar un aumento en la riqueza (78), la diversidad no alcanza el nivel inicial (2.7).

## 2.1. ÁREA DE ESTUDIO ESPECÍFICA

El trabajo de campo se realizó en el Distrito Minero del San Juan, puntualmente en el corregimiento de Jigualito (74 msnm), perteneciente al municipio de Condoto, Chocó y en la cabecera municipal de Cértegui (donde se ubicó uno de los escenarios que no pudo ser encontrado en Jigualito), Chocó, Colombia (Véanse Figuras 12 y 13). Ambos se ubican en una zona que se caracteriza biofísicamente por representar un bosque pluvial tropical, donde la precipitación anual oscila entre 4000 y 10000 mm, la temperatura promedio es de 26 °C y la humedad relativa supera el 80% (Poveda-M et al. 2004). El territorio se encuentra en la zona de calmas ecuatoriales, así mismo está sometido a un régimen de lluvias muy intenso, por su ubicación, se le cataloga como “selva umbrofila-siempre verde”, con predominio de baja altitud y bosque aluvial (IGAC y MAVDT 2000) y con relativa intervención “mosaico antrópico”. El paisaje de la zona se ubica en el nivel de llanura aluvial meándrica (aluvial). Las principales actividades económicas de esta zona del departamento son la minería, la pesca, la agricultura a baja escala de maíz, arroz, yuca y frutales y el comercio. El municipio en general tiene una extensión de 890 kilómetros cuadrados, que equivalen al 5% de la territorialidad del departamento del Chocó.

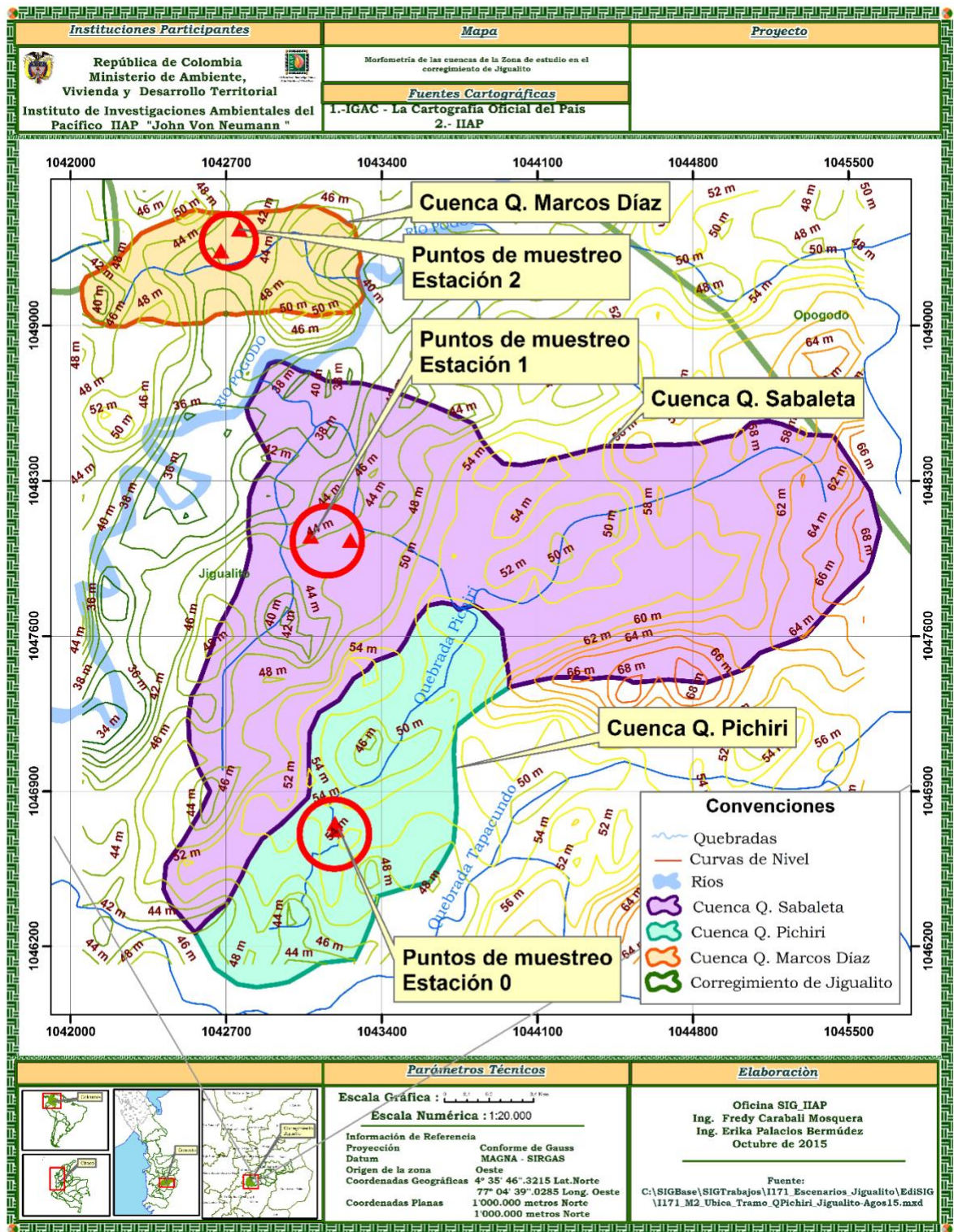


Figura 12. Mapa del área de estudio, corregimiento de Jigualito, municipio de Condoto, Distrito minero del San Juan, Chocó. Fuente: IIAP (2015)

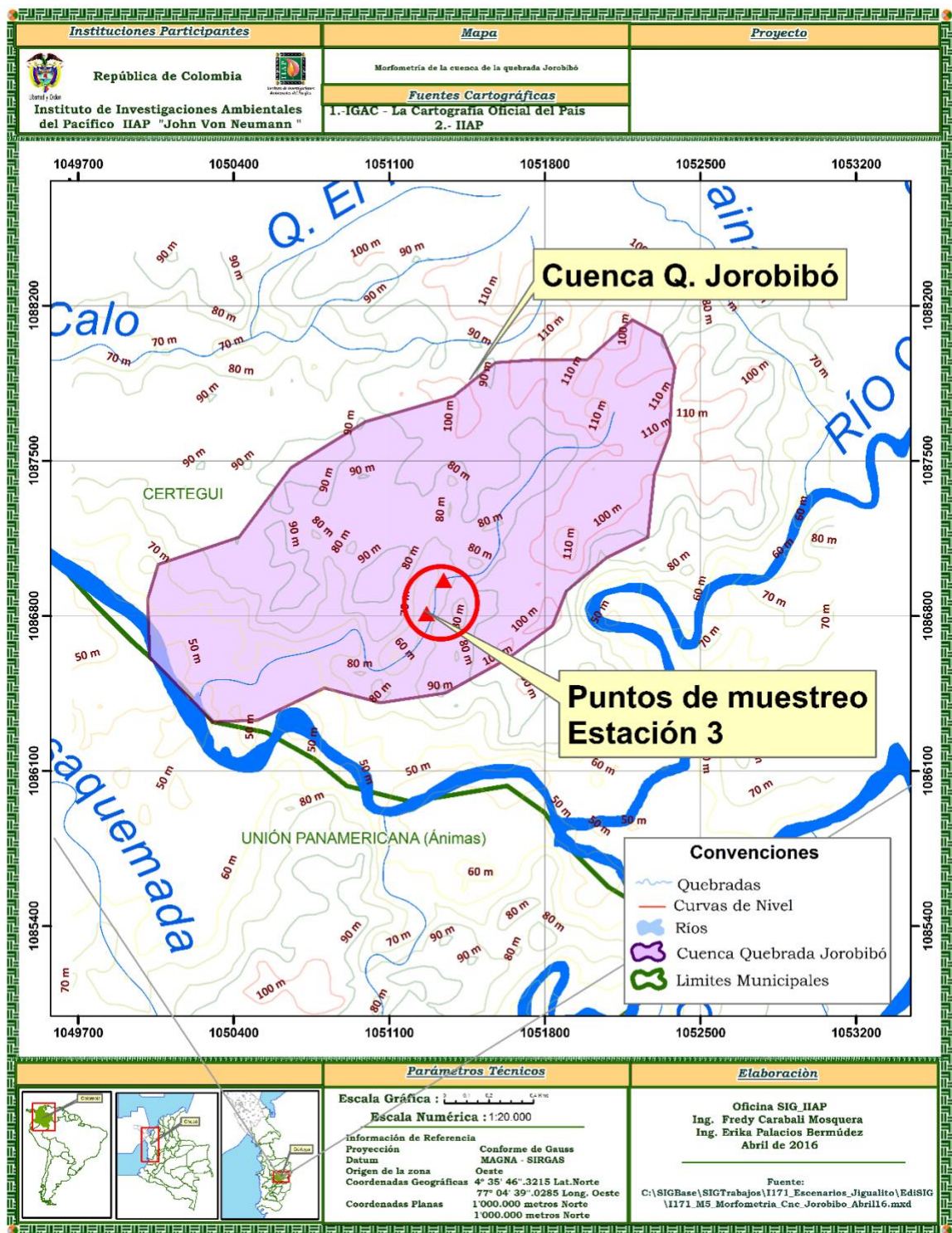


Figura 13. Mapa del área de estudio, municipio de Cértegui, Chocó. Fuente: IIAP (2015)

Para el logro de los objetivos planteados se seleccionaron cuatro fuentes hídricas que permitieron la identificación de diferentes escenarios o estaciones de muestreo con distintos tiempos de cese del disturbio. La primera correspondió a una fuente hídrica sin intervención minera, la segunda presentó entre 5 y 10 años de haber cesado la actividad, la tercera contó con más de 30 años de abandono de la actividad y la última presentó recepción actual de vertimientos mineros.

### Descripción de escenarios o estaciones de muestreo

**Estación 0. Quebrada Pichirí:** Fuente hídrica sin intervención minera, está localizada entre las coordenadas N 5°1'8'' – W 76°41'17'' y N 5°01'7,1'' – W76°41'16,8'', constituye la única fuente de la zona que no ha sido utilizada para la extracción de metales, presenta aguas corrientes y limpias con abundante vegetación ribereña donde dominan especies de *Inga*, *Miconia*, *Geonoma*, *Dialyanthera*, *Guzmania*, *Socratea exorrhiza* y *Matisia castano* (Véase Figura 14). La cuenca tiene un área de 111,95 Ha (5,01 Km<sup>2</sup>), una longitud de 1,97 Km, ancho promedio de 0.057km y se encuentra entre 66 – 89 msnm.



Figura 14. Estación 0. Quebrada Pichirí, sin intervención minera

**Estación 1. Quebrada Sabaleta:** Fuente hídrica que presenta entre 5 y 10 años de haber cesado la actividad minera, ubicada entre N 5° 1'50,2'' – W 76° 41'20,5'' y N 5° 1'49,6'' – W 76° 41'14,7''. Cuenta con cauce desviado e interrumpido en varios tramos que han sido convertidos en lagunas conectadas o desconectadas del cauce principal. Los distintos sectores presentan diferentes temporalidades de cese de intervención y variabilidad de condiciones físicas. Vegetación interrumpida en riberas que presentan procesos de sucesión temprana con predominio de *Spathiphyllum friedrichsthalii* y especies de *Gramíneas* y *Cyperáceas* (Véase Figura 15). La cuenca cuenta con un área de 457,11 Ha (10,48 km<sup>2</sup>), una longitud de 2,73 Km, un ancho promedio de 1.26km y 48 – 63 msnm.

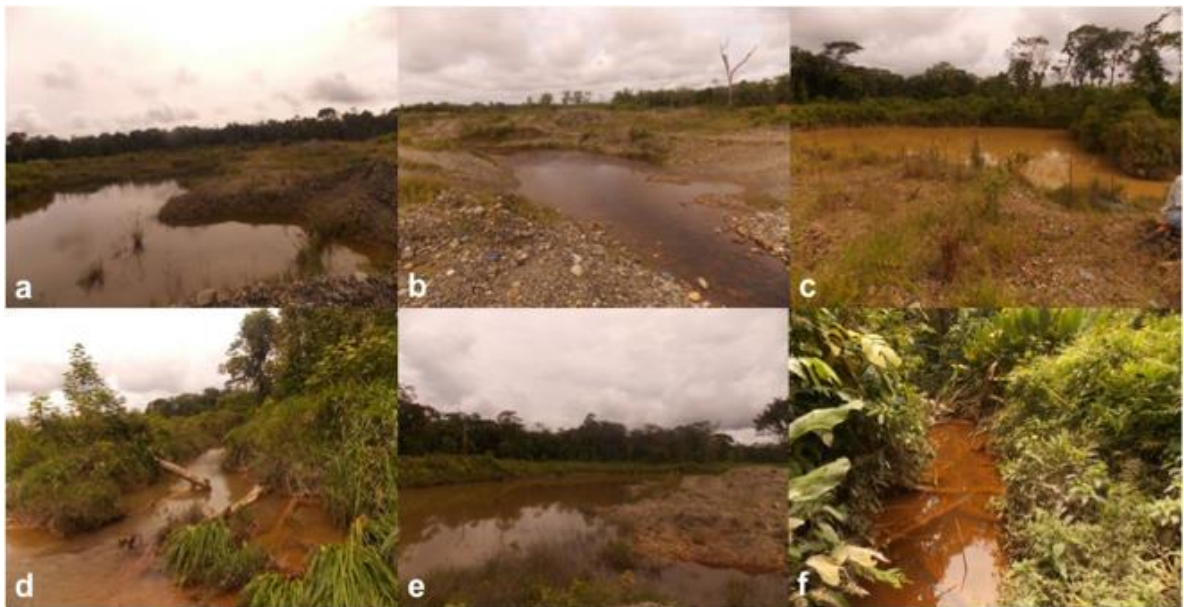


Figura 15. Estación 1. Quebrada Sabaleta con 5 a 10 años de cese minero. a, b, c. Aguas arriba. d, e, f. Aguas abajo

**Estación 2. Quebrada Marcos Díaz:** Fuente hídrica con más de 30 años de cese de la actividad minera, localizada en N 5° 2'32,1'' – W 76° 41'33,6'' y N 5° 2'35,3'' – W 76°



41'30,9''. Presenta cauce modificado e integrado por sectores naturales conectados con un canal artificial. Los sectores naturales presentan características lólicas y el canal constituye un tramo con flujos muy lentos e inundables. Las riberas presentan vegetación interrumpida en estado de sucesión avanzada con predominio de *Spathiphyllum friedrichsthalii*, *Gleichenia bifida* y diferentes especies de Poaceae y Cyperaceae (Véase Figura 16). La cuenca cuenta con un área de de 52,04 Ha (3,15 Km<sup>2</sup>), una longitud de 1.24km, un ancho promedio de 0.42km y 56 – 59 msnm.



Figura 16. Estación 2. Quebrada Marcos Díaz con 30 años de cese minero. a, b. Aguas abajo. c, d. Aguas abajo, tramos con régimen lento

**Estación 3. Quebrada Jorobibó:** Fuente hídrica con recepción actual de vertimientos de minería mecanizada con retroexcavadora en combinación con minería artesanal en algunos tramos, se localiza entre los N 5°22'56,7" – W 76°36'51,3" y N 5°22'51,8" – W 76°36'53,8", presenta desviación del cauce y vegetación interrumpida en las riberas con predominio de *Gleichenia bifida*, algunas Poaceae (*Axonopus* sp.), Ciperáceas y Aráceas como *Anthurium* sp., *Spathiphyllum friedrichsthali* (Véase Figura 17) La cuenca cuenta con un área de de 246,27 Ha (2,46 Km<sup>2</sup>), una longitud de 2.58 Km, un ancho promedio de 0.95 Km y 90 – 99 msnm.



Figura 17. Estación 3. Quebrada Jorobibó con explotación minera actual. a, b, c. Aguas arriba. c, d, e. aguas abajo del vertimiento minero

## 2.2. MÉTODOS

### Muestreos

En cada escenario o estación se establecieron dos puntos de muestreo que se ubicaron según la heterogeneidad de los ambientes (Figura 18). Se realizaron cuatro muestreos; tres durante épocas de altas lluvias (mayo y agosto) y uno en época de bajas lluvias (octubre) (Guzman *et al.* 2014). Por campaña de muestreo se tomaron dos muestras por estación para los análisis biológicos para un total de 16 por muestreo.

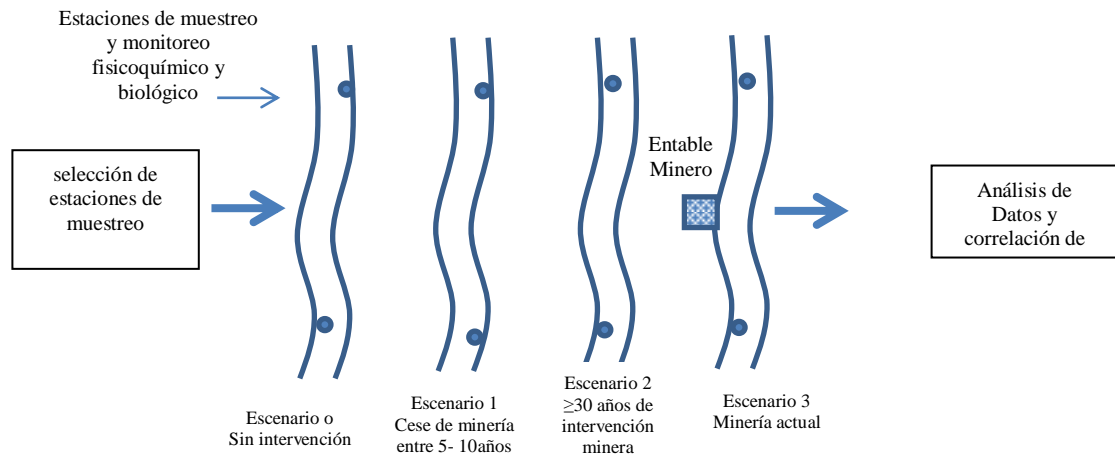


Figura 18. Diagrama del proceso metodológico

## **Fase de campo**

La caracterización fisicoquímica del agua en las estaciones se realizó mediante la medición *in situ* de variables fisicoquímicas en los ocho puntos de muestreo establecidos en las cuatro estaciones. En cada uno se determinó el ancho y la profundidad media con una cinta métrica, el caudal y la velocidad utilizando un caudalímetro y se midió temperatura, pH, oxígeno disuelto (OD), conductividad, sólidos disueltos (TDS) y turbiedad en el agua, mediante el uso de un Multiparámetro YSI Profesional Plus Quick 1700/1725. Así mismo, se determinaron las concentraciones de nutrientes (nitratos, nitritos y fosfatos) y sólidos suspendidos (SS) utilizando un Colorímetro portátil HACH DR 900, el cual presenta los siguientes valores de cuantificación:

Sólidos suspendidos: 5 – 1100 mg/l

Turbiedad: 0 – 1000 FAU

Fosfato: 0.02 – 2.5 mg/l

Nitrato: 0.03 – 30 mg/l

Nitrito: 0.005 – 0.350mg/l

Para efectuar la toma de las muestras de perifiton en cada uno de los puntos de muestreo, se utilizaron cepillos plásticos para realizar la remoción del material adherido a sustratos (piedras, troncos, hojarasca) inmersos en el lecho de la corriente; como unidad de área se utilizó un cuadrante de 8 cm<sup>2</sup>, el cual se utilizó 30 veces al azar en cada punto de muestreo, obteniendo un área total de 240 cm<sup>2</sup> de raspado por estación. Posteriormente las muestras recolectadas se fijaron con una solución de lugol al 10% (0,5 ml por cada 100 ml de muestra) y se transportaron al laboratorio en envases plásticos opacos debidamente rotulados.

Para la observación de las muestras del perifiton se utilizó un microscopio invertido, provisto de una reglilla ocular y para el montaje de la muestra se utilizó la cámara de conteo Sedgwick-Rafter de 1ml de capacidad, la cual es necesaria para efectuar comparaciones entre análisis cuantitativos (Wetzel y Likens 1990). Para efectuar el conteo de algas perifíticas en la cámara se seleccionaron 30 campos de observación siguiendo un sistema de muestreo al azar (Uehlinger 1964). El conteo se realizó con un aumento total de 400X y la determinación taxonómica de las algas perifíticas se realizó como mínimo hasta la categoría de género.

### **Fase de laboratorio**

La determinación fue ejecutada por un especialista en algas perifíticas Yimmy Montoya Moreno y se apoyó en los trabajos y guías taxonómicas de Bourrelly (1966, 1968, 1985), Prescott et al. (1982), Strebel y Krauter (1988), *Das Phytoplankton des Süßwasser* (Hrsg. Huber-Pestalozzi, 1938): Band XVI Teil 1 Blaualgen (1938), Band XVI Teil 2, 1. Hälfte Chrysophyceae (1976), Band XVI Teil 4 Euglenophyceae (1955), Band XVI Teil 5 Chlorophyceae (1961), Band XVI Teil 7, 1. Hälfte Chlorophyceae (1983), *Süßwasserflora von Mitteleuropa* (ETTL et al. Hrsg. 1983, 1985a, 1985b, 1984, 1988, 1990, 1991a, 1991b, 1997a, 1997b), Ramírez (2000).

### **Análisis de datos**

Para el análisis de la información se realizó una exploración de los datos mediante estadística descriptiva, determinando las medidas de tendencia central (media, varianza, desviación estándar, coeficiente de variación) para cada variable fisicoquímica. La dispersión de las variables fue analizada en histogramas usando como factores de análisis las estaciones y muestreos. Para determinar si los datos presentaban diferencias

significativas entre factores de análisis y después de verificar los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza, se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis. A partir de la estimación de la densidad de organismos/cm<sup>2</sup> se aplicaron los índices de diversidad (Shannon y Weinner 1949), y el grado de dominancia de Simpson (Moreno 2001; Villareal et al. 2004). Se realizaron curvas comparando las especies observadas con las esperadas, utilizando el estimador de riqueza Chao 1.

## **2.3. RESULTADOS**

### **Caracterización fisicoquímica de las estaciones**

Los valores promedios de las variables físicas, químicas e hidráulicas registrados en cada una de las estaciones se presentan en la Tabla 4, del mismo modo en la figura 8 se pueden observar los esquemas de tendencias centrales de las variables con su respectiva significancia entre factores de análisis, estaciones, muestreos y sitios. Al respecto, el efecto entre muestreos y estaciones no es significativo, por lo cual sólo se observan tendencias diferenciales entre estaciones y afiliados a éstos, sólo tres variables no presentaron diferencias significativas, es decir valores ( $p > 0,05$ ), estas fueron, el pH, el oxígeno disuelto y la concentración de fósforo total. La caracterización fisicoquímica mostró que la estación E0 presenta condiciones típicas de ecosistemas hídricos naturales con bajo o nulo nivel de intervención antrópica, este comportamiento fue determinado por bajas concentraciones de material suspendido y disuelto (promedios de 1,2FAU y 7,1 $\mu$ s/cm ), buenas condiciones de oxigenación (>4mg/l según Decreto 1594 de 1984, expedido por la presidencia de la república), temperatura promedio de 26<sup>0</sup>C, pH ligeramente ácido a neutro y pocas variaciones en la concentración de nutrientes entre puntos y muestreos, evidenciando condiciones de estabilidad en el agua que favorecen el desarrollo de grupos biológicos. En contraste, la estación E1 (5 a 10 años de cese minero) presentó un incremento en las

concentraciones de material disuelto y suspendido con relación a E0 sin minería, lo cual tuvo un efecto directo en la turbiedad y conductividad del agua (hasta 83 FAU y 24  $\mu\text{s}/\text{cm}$ ). Aunque se registraron niveles de oxígeno y pH similares, así como baja concentración de nutrientes, esta estación se caracterizó por presentar temperaturas más altas (entre 26,6 - 32 $^{\circ}\text{C}$ ), debido a una mayor exposición a la radiación solar por la falta de cobertura vegetal como resultado del disturbio minero.

La estación E2 (30 años de cese minero) mostró bajas concentraciones de sólidos disueltos y suspendidos, correspondientes a aguas con poca turbidez y conductividad (promedios de 8,8 FAU y 23  $\mu\text{s}/\text{cm}$ ). Presentó una temperatura promedio de 27,7 $^{\circ}\text{C}$ , además de una tendencia a la acidez (promedio pH 6,1), relacionadas con concentraciones considerables de nitratos y fosfatos, bajos niveles de oxígeno disuelto (<4mg/l en el 60% de los muestreos) y poca velocidad de flujo (0,17m/s en promedio) en zonas de cauce aplanadas por la maquinaria minera. La estación E3 (minería actual), presentó condiciones de alteración evidenciadas en una alta concentración de sólidos suspendidos (hasta 1067mg/l), que se reflejaron en niveles de turbidez hasta de 1100 FAU. Aunque se presentó una buena oxigenación y los sólidos disueltos mantuvieron concentraciones entre 3 y 7,8mg/l, consecuentes con niveles de conductividad casi constantes entre 11 y 12  $\mu\text{s}/\text{cm}$ , los nitratos presentaron su nivel máximo (35mg/l) en este escenario, mostrando una marcada diferencia con el resto de los escenarios e indicando la existencia de aportes de origen antrópico.

Tabla 4. Estadígrafos de tendencia central y de dispersión de las variables hidráulicas y fisicoquímicas por escenario; valores p de Krsukal-Wallis con un nivel de confianza del 95% teniendo en cuenta como factores de discriminación los escenarios

Escenario/ Estación	Estadígrafo	VEL(m/s)	Caudal (m <sup>3</sup> /s)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	N02 (mg/l)	NO3 (mg/l)	PO4 (mg/l)	CON (µs/cm)	TDS (mg/l)	SS (mg/l)	TUR (FAU)
<b>E0 Pichirí Sin Minería</b>	<b>Media</b>	0,21	0,76	26,1	6,50	5,49	0,01	0,45	0,36	6,35	3,11	1,13	1,25
	<b>Min</b>	0,06	0,17	25,4	6,00	4,79	0,00	0,00	0,08	5,23	2,00	0,00	0,00
	<b>Max</b>	0,49	1,46	27,0	7,50	6,90	0,01	0,80	0,81	7,12	4,55	4,00	3,00
	<b>DE</b>	0,15	0,59	0,75	0,64	0,82	0,00	0,31	0,23	0,78	0,98	1,64	1,28
	<b>CV</b>	69,1	77,8	2,86	9,85	15,0	45,1	68,6	65,5	12,3	31,5	146	103
<b>E1 Sabaleta 5 a 10 años</b>	<b>Media</b>	0,63	0,47	29,0	6,13	5,64	0,04	0,00	0,50	13,1	6,62	25,1	28,6
	<b>Min</b>	0,24	0,23	26,6	5,37	4,10	0,02	0,00	0,00	6,04	2,40	7,00	11,0
	<b>Max</b>	1,58	0,94	32,0	7,10	6,75	0,07	0,03	2,50	24,0	11,0	73,0	83,0
	<b>DE</b>	0,41	0,24	1,81	0,59	0,89	0,02	0,01	0,84	5,08	2,70	21,9	24,5
	<b>CV</b>	65,7	52,0	6,25	9,55	15,8	37,7	283	168,9	38,9	40,8	87,2	85,5
<b>E2 Marcos Díaz 30 años</b>	<b>Media</b>	0,18	0,21	27,7	6,11	4,22	0,02	0,58	0,49	23,1	11,8	4,63	8,75
	<b>Min</b>	0,00	0,00	26,3	5,40	2,20	0,00	0,00	0,02	5,40	2,70	0,00	1,00
	<b>Max</b>	0,67	0,45	30,3	6,70	7,00	0,05	2,40	1,72	59,0	27,7	13,0	20,0
	<b>DE</b>	0,22	0,17	1,27	0,39	1,54	0,02	0,88	0,65	19,6	8,84	4,57	7,13
	<b>CV</b>	126	84,6	4,58	6,37	36,5	102	153	132,6	84,7	75,0	98,7	81,4
<b>E3 Jorobibó</b>	<b>Media</b>	0,48	0,19	27,4	6,51	5,64	0,06	4,64	0,70	10,5	5,88	193	197
	<b>Min</b>	0,12	0,07	24,9	5,80	4,44	0,00	0,00	0,00	4,90	1,80	0,00	0,00
	<b>Max</b>	1,10	0,38	29,9	7,40	6,50	0,37	35,0	2,68	12,8	7,80	1067	1100
	<b>DE</b>	0,36	0,12	1,39	0,57	0,78	0,12	12,3	0,91	3,15	2,32	374	384
	<b>CV</b>	74,4	62,8	5,08	8,78	13,9	197	265	131	30,1	39,6	194	195
<b>Kruskal-Wallis (H3,32)</b>		12,1	10,6	13,6	2,57	6,15	14,1	7,79	1,34	9,96	10,9	14,9	14,4
<b>P</b>		0,007	0,014	0,003	0,462	0,104	0,002	0,05	0,71	0,01	0,01	0,002	0,002



El análisis de componentes ACP sintetizó las variables físicas, químicas e hidráulicas de las estaciones (Véase Figura 19), en un componente que respondió al 99.4% de la varianza de los datos. Este arreglo concentró la gran mayoría de las variables medidas y específicamente las que están relacionadas con la velocidad del caudal, la concentración de nitrógeno y la presencia de material suspendido o disuelto en el agua, en un mismo componente al que se asociaron todos los muestreos de las estaciones E1, E2 y E3, que corresponden a los escenarios temporales de intervención minera en el área de estudio. Fuera de este arreglo, quedaron los muestreos del escenario E0 en donde no existe intervención minera y junto a estas se organizaron en el mismo componente los muestreos de la estación E31 que corresponde a la zona previa a la descarga en la estación de explotación minera actual (E3), lo que permite interpretar que el análisis clasificó las estaciones en dos grupos: sin minería y con minería, asociando a esta última condición las variables que presentaron diferencias estadísticamente significativas para contaminación por minería.

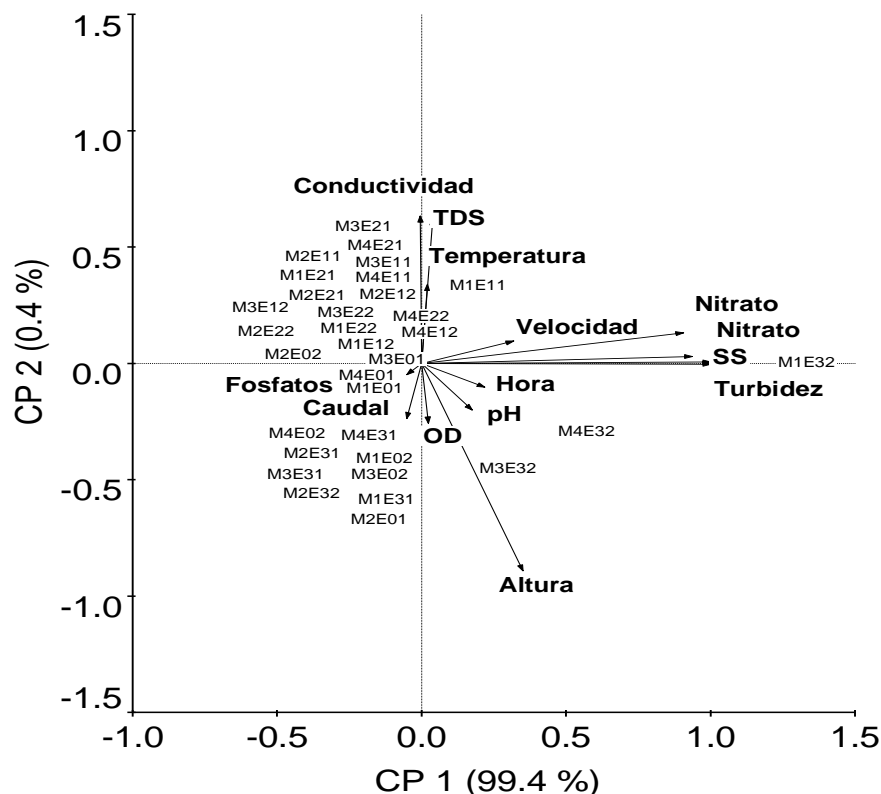


Figura 19. Análisis de componentes principales (ACP) para la relación entre los escenarios de muestreo y las variables fisicoquímicas e hidráulicas en ellos. M: muestreo, E: escenario o estación.

### Composición taxonómica del perifiton

Los cuatro escenarios del estudio presentaron 120 especies pertenecientes a 80 géneros, 51 familias, 34 órdenes y 13 divisiones (Véase tablas 5-8). En los escenarios E2 con 30 años de recuperación (78 especies y 2987 individuos) y E0 sin minería (73 especies y 3962 individuos); se observaron las mayores riquezas y abundancias registradas para el estudio con un 65% y 54% del total de las especies e individuos de la comunidad de algas perifíticas. Las especies más representativas por sus abundancias fueron las diatomeas *Frustulia rhomboides* con 4823 individuos (37%) y *Eunotia aff minor* con 1296 individuos

(10%), siendo estas dos especies las más dominantes con el 48% de los individuos de la comunidad y una ocurrencia en el 100% de los escenarios (Figura 20). Los diferentes muestreos indican que los géneros más ricos fueron *Eunotia* y *Gomphonema* con 18 y 6 especies respectivamente, lo que corresponde al 20% de la riqueza del estudio; el 80% se encuentra distribuido en los 78 géneros restantes. El 55% de las especies pertenece a la división Bacillariophyta, el 22% a Chlorophyta, el 11% a Cyanophyta, mientras que divisiones como Ochrophyta, Euglenophyta, Rodophyta, Charophyta y Crysophyta presentaron menos del 3%.

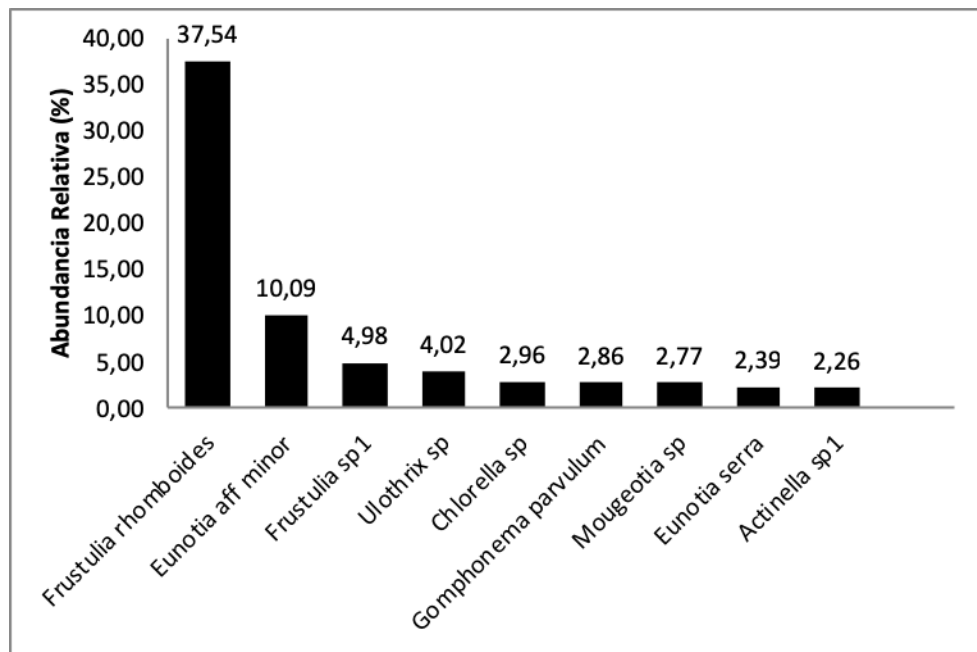


Figura 20. Especies más representativas en los escenarios de muestreo

A nivel específico de los escenarios se observa una disminución de la riqueza, a medida que disminuye el tiempo de abandono minero; siendo el escenario E3 con minería actual el que registra la menor riqueza y abundancia en el estudio con 35 especies y 2832 individuos; seguido de la estación E1 con 48 especies y 3962 individuos (Figura 21).

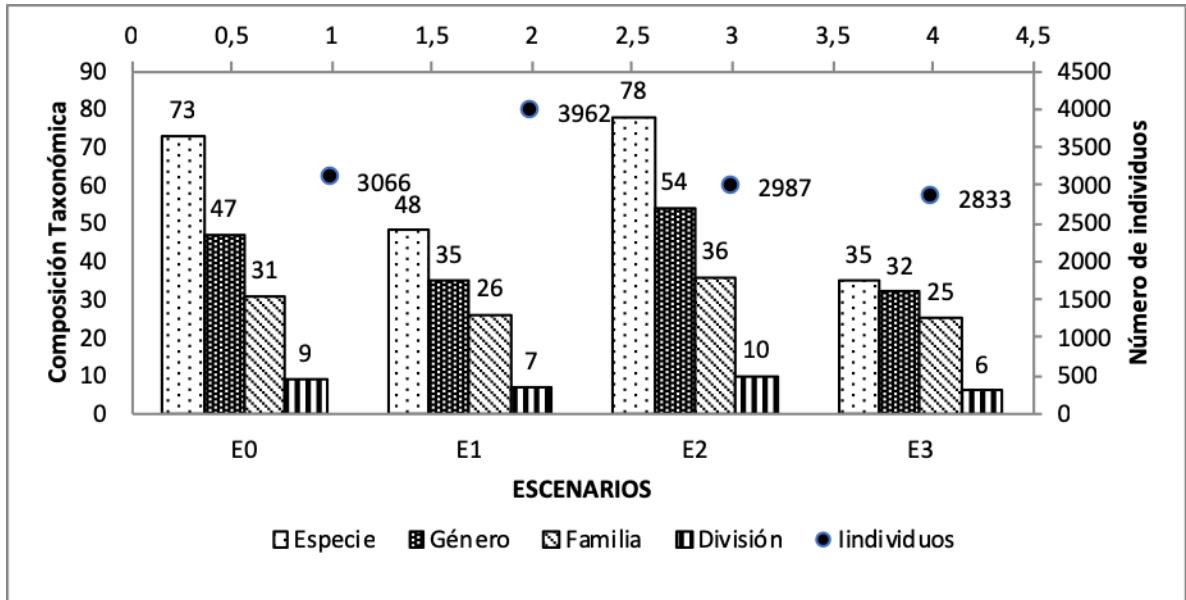


Figura 21. Composición taxonómica y número de individuos por escenario de muestreo

Tabla 5. Composición taxonómica de algas perifíticas resgistradas en el Escenario 0 sin intervención minera

Tabla 5. Composición taxonómica de algas perifíticas registradas en en el Escenario 0 sin intervención minera		
FAMILIA	GENERO/ESPECIE	GENERO/ESPECIE
<b>Bacillariaceae</b>	<i>Nitzschia</i>	<i>Nitzschia sp1</i>
		<i>Nitzschia sp2</i>
<b>Achnanthidiaceae</b>	<i>Achanthes</i>	<i>Achanthes sp</i>
	<i>Nupela</i>	<i>Nupela sp</i>
	<i>Planothidium</i>	<i>Planothidium sp</i>
	<i>Achanthidium</i>	<i>Achanthidium minutissimum</i>
		<i>Achanthidium sp</i>
<b>Cymbellaceae</b>	<i>Cymbella</i>	<i>Cymbella sp</i>
<b>Gomphonemataceae</b>	<i>Encyonema</i>	<i>Encyonema sp</i>
	<i>Encyonema cf. lunatum</i>	<i>Encyonema cf. lunatum</i>
<b>Eunotiaceae</b>	<i>Eunotia</i>	<i>Eunotia sp</i>
		<i>Eunotia aff. Monodom</i>
		<i>Eunotia monodom</i>
		<i>Eunotia aff. Serra 1</i>
		<i>Eunotia aff. Serra 2</i>
		<i>Eunotia serra</i>
		<i>Eunotia bilunaris1</i>
		<i>Eunotia cf. minor</i>
		<i>Eunotia aff. Minor</i>
		<i>Eunotia alargada</i>
		<i>Eunotia brasiliensis</i>
		<i>Eunotia cf. glacialis</i>
		<i>Eunotia cf. Pseudoserra</i>
	<i>Eunotia flexuosa</i>	

Tabla 5. Composición taxonómica de algas perifíticas registradas en en el Escenario 0 sin intervención minera

		<i>Eunotia grande</i>
		<i>Eunotia naegueli</i>
		<i>Eunotia aff. camelus</i>
	<i>Actinella</i>	<i>Actinella sp 1</i>
		<i>Actinella sp 2</i>
		<i>Actinella punctata</i>
<b>Naviculaceae</b>	<i>Frustulia</i>	<i>Frustulia rhomboides</i>
		<i>Frustulia sp1</i>
		<i>Frustulia sp 2</i>
	<i>Gomphonema</i>	<i>Gomphonema affine</i>
		<i>Gomphonema aff. archaebrio</i>
		<i>Gomphonema augur</i>
		<i>Gomphonema lagenula</i>
		<i>Gomphonema parvulum</i>
		<i>Gomphonema sp</i>
	<i>Navicula</i>	<i>Navicula sp1</i>
	<i>Caloneis</i>	<i>Caloneis sp</i>
<b>Pinnulariaceae</b>	<i>Pinnularia</i>	<i>Pinnularia cf. viridis</i>
<b>Stauroneidaceae</b>	<i>Stauroneis</i>	<i>Stauroneis sp 1</i>
		<i>Stauroneis sp 2</i>
	<i>Capartograma</i>	<i>Capartograma crucicola</i>
<b>Amphipleuraceae</b>	<i>Amphipleura</i>	<i>Amphipleura sp 1</i>
<b>Brachysiraceae</b>	<i>Brachysira</i>	<i>Brachysira</i>
<b>Diadesmiaceae</b>	<i>Diadesmis</i>	<i>Diadesmis sp</i>
<b>Sphaerosma</b>	<i>Sellaphora</i>	<i>Sellaphora pupula</i>
<b>Fragillariaceae</b>	<i>Fragillaria</i>	<i>Fragillaria sp</i>
	<i>Fragillariforma</i>	<i>Fragillariforma sp</i>
	<i>Pseudestaurosira</i>	<i>Pseudestaurosira sp</i>

Tabla 5. Composición taxonómica de algas perifíticas registradas en en el Escenario 0 sin intervención minera

	<i>Staurosira</i>	<i>Staurosira sp</i>
	<i>Ulnaria</i>	<i>Ulnaria sp</i>
<b>Tabellariaceae</b>	<i>Tabellaria</i>	<i>Tabellaria sp</i>
<b>Surirellaceae</b>	<i>Surirella</i>	<i>Surirella sp</i>
	<i>Stenopterobia</i>	<i>Stenopterobia curvula</i>
		<i>Stenopterobia sp</i>
<b>Rhopalodiaceae</b>	<i>Rhopalodia</i>	<i>Rhopalodia sp</i>
<b>Stephanodiscaceae</b>	<i>Cyclotella</i>	<i>Cyclotella sp</i>
<b>Aulacoseiraceae</b>	<i>Aulacoseira</i>	<i>Aulacoseira sp</i>
<b>Oscillatoriaceae</b>	<i>Lyngbya</i>	<i>Lyngbya</i>
	<i>Oscillatoria</i>	<i>Oscillatoria sp1</i>
		<i>Oscillatoria sp2</i>
	<i>Phormidium</i>	<i>Phormidium sp</i>
	<i>Plenctonema</i>	<i>Plenctonema sp</i>
<b>Pseudoanabaenaceae</b>	<i>Pseudoanabaena</i>	<i>Pseudoanabaena sp</i>
<b>Borziceae</b>	<i>Borzia</i>	<i>Borzia</i>
		<i>Borzia sp</i>
<b>Nostoceae</b>	<i>Anabaena</i>	<i>Anabaena sp</i>
<b>Tolypothrichaceae</b>	<i>Tolyprotrix</i>	<i>Tolyprotrix</i>
<b>Rivulariaceae</b>	<i>Calothrix</i>	<i>Calothrix sp</i>
<b>Stigonemataceae</b>	<i>Stigonema</i>	<i>Stigonema sp</i>
<b>Synechococcaceae</b>	<i>Synechococcus</i>	<i>Synechococcus sp</i>
<b>Desmidiaceae</b>	<i>Closterium</i>	<i>Closterium sp</i>
	<i>Cosmarium</i>	<i>Cosmarium sp</i>
	<i>Euastrum</i>	<i>Euastrum sp</i>
	<i>Desmidium</i>	<i>Desmidium sp</i>
	<i>Cylindrocystis</i>	<i>Cylindrocystis sp</i>
	<i>Netrium</i>	<i>Netrium sp</i>

Tabla 5. Composición taxonómica de algas perifíticas registradas en en el Escenario 0 sin intervención minera

	<i>Actinotaenium</i>	<i>Actinotaenium</i>
	<i>Sphaerososma</i>	<i>Sphaerososma sp</i>
	<i>Tetmemorus</i>	<i>Tetmemorus</i>
<b>Zygnemataceae</b>	<i>Mougeotia</i>	<i>Mougeotia sp</i>
	<i>Spirogyra</i>	<i>Spirogyra sp</i>
	<i>Zygnema</i>	<i>Zygnema sp</i>
<b>Mesotaeniaceae</b>	<i>Bambusina</i>	<i>Bambusina sp</i>
<b>Botryococcaceae</b>	<i>Ankistrodesmus</i>	<i>Ankistrodesmus falcatus</i>
<b>Scenedesmaceae</b>	<i>Crucigenia</i>	<i>Crucigenia sp</i>
<b>Chlorococcaceae</b>	<i>Clorococal</i>	<i>Clorococal</i>
<b>Oocystaceae</b>	<i>Tetraedrom</i>	<i>Tetraedrom sp</i>
	<i>Oocystis</i>	<i>Oocystis sp</i>
	<i>Eremosphaera</i>	<i>Eremosphaera sp</i>
<b>Oedogoniaceae</b>	<i>Oedogonium</i>	<i>Oedogonium</i>
<b>Microsporaceae</b>	<i>Microspora</i>	<i>Microspora sp</i>
<b>Ulotrichaceae</b>	<i>Ulotrix</i>	<i>Ulothrix sp</i>
<b>Chaetophoraceae</b>	<i>Stigeoclonium</i>	<i>Stigeoclonium sp</i>
<b>Chlorellaceae</b>	<i>Chlorella</i>	<i>Chlorella sp</i>
<b>Euglenaceae</b>	<i>Euglena</i>	<i>Euglena sp</i>
	<i>Trachelomonas</i>	<i>Trachelomonas</i>
<b>Bangiaceae</b>	<i>Bangia</i>	<i>Bangia sp</i>
<b>Acrochaetiaceae</b>	<i>Audouinella</i>	<i>Audouinella sp</i>
<b>Heteropediaceae</b>	<i>Heteropedia</i>	<i>Heteropedia</i>
<b>Tribonemataceae</b>	<i>Tribonema</i>	<i>Tribonema sp 1</i>
		<i>Tribonema sp 2</i>
<b>Ophyocitiaceae</b>	<i>Ophiocytium</i>	<i>Ophiocytium sp</i>
<b>Coleochaetaceae</b>	<i>Coleochaete</i>	<i>Coleochaete sp</i>
<b>Indeterminada</b>	Indeterminada	Indeterminada1



**Tabla 5. Composición taxonómica de algas perifíticas registradas en en el Escenario 0 sin intervención minera**

<b>Indeterminada</b>	Indeterminada	Indeterminada2
<b>Indeterminada</b>		Indeterminada3
<b>Indeterminada</b>		Indeterminada4
<b>Indeterminada</b>		Indeterminada5
<b>Indeterminada</b>	Indeterminada	Indeterminada6

Tabla 6. Composición taxonómica de algas perifíticas registradas en el Escenario 1 con 5 a 10 años de recuperación

<b>Tabla 6. Composición taxonómica de algas perifíticas registradas en el Escenario 1 con 5 a 10 años de recuperación</b>		
<b>FAMILIA</b>	<b>GENERO/ESPECIE</b>	<b>GENERO/ESPECIE</b>
<b>Bacillariaceae</b>	<i>Nitzschia</i>	<i>Nitzschia sp1</i>
<b>Achnanthidiaceae</b>	<i>Achanthes</i>	<i>Achanthes sp</i>
	<i>Nupela</i>	<i>Nupela sp</i>
	<i>Planothidium</i>	<i>Planothidium sp</i>
		<i>Achanthidium sp</i>
<b>Gomphonemataceae</b>	<i>Encyonema</i>	<i>Encyonema sp</i>
<b>Eunotiaceae</b>	<i>Eunotia</i>	<i>Actinella sp</i>
		<i>Eunotia sp</i>
		<i>Eunotia serra</i>
		<i>Eunotia bilunaris1</i>
		<i>Eunotia cf. minor</i>
		<i>Eunotia aff. Minor</i>
		<i>Eunotia cf. glacialis</i>
		<i>Eunotia cf. Pseudoserra</i>
		<i>Eunotia cf. Pseudoserra</i>
<b>Naviculaceae</b>	<i>Frustulia</i>	<i>Frustulia rhomboides</i>
		<i>Frustulia sp1</i>
		<i>Frustulia sp 2</i>
	<i>Navicula</i>	<i>Navicula sp1</i>
		<i>Navicula sp 2</i>
		<i>Navicula sp3</i>
		<i>Navicula sp3</i>
<b>Pinnulariaceae</b>	<i>Pinnularia</i>	<i>Pinnularia sp</i>
<b>Stauroneidaceae</b>	<i>Stauroneis</i>	<i>Stauroneis sp 1</i>
<b>Amphipleuraceae</b>	<i>Amphipleura</i>	<i>Amphipleura sp 1</i>

---

<b>Sphaerosma</b>	<i>Sellaphora</i>	<i>Amphipleura sp 2</i>
<b>Fragilariaceae</b>	<i>Fragillaria</i>	<i>Sellaphora pupula</i>
	<i>Pseudestausira</i>	<i>Fragillaria sp</i>
<b>Surirellaceae</b>	<i>Stenopterobia</i>	<i>Pseudestausira sp</i>
<b>Stephanodiscaceae</b>	<i>Cyclotella</i>	<i>Stenopterobia sp</i>
<b>Aulacoseiraceae</b>	<i>Aulacoseira</i>	<i>Cyclotella sp</i>
<b>Oscillatoriaceae</b>	<i>Lyngbya</i>	<i>Aulacoseira sp</i>
	<i>Oscillatoria</i>	<i>Lyngbya</i>
<b>Pseudoanabaenaceae</b>	<i>Pseudoanabaena</i>	<i>Oscillatoria sp1</i>
<b>Stigonemataceae</b>	<i>Stigonema</i>	<i>Pseudoanabaena sp</i>
<b>Desmidiaceae</b>	<i>Closterium</i>	<i>Stigonema sp</i>
	<i>Closterium</i>	<i>Closterium sp</i>
	<i>Cosmarium</i>	<i>Closterium alargado</i>
	<i>Netrium</i>	<i>Closterium setaceum</i>
<b>Zygnemataceae</b>	<i>Mougeotia</i>	<i>Cosmarium sp</i>
<b>Oocystaceae</b>	<i>Oocystis</i>	<i>Netrium sp</i>
<b>Oedogoniaceae</b>	<i>Oedogonium</i>	<i>Mougeotia sp</i>
<b>Microsporaceae</b>	<i>Microspora</i>	<i>Oocystis sp</i>
<b>Ulotrichaceae</b>	<i>Ulothrix</i>	<i>Oedogonium</i>
<b>Chaetophoraceae</b>	<i>Stigeoclonium</i>	<i>Microspora sp</i>
<b>Euglenaceae</b>	<i>Euglena</i>	<i>Ulothrix sp</i>
<b>Coleochaetaceae</b>	<i>Coleochaete</i>	<i>Stigeoclonium sp</i>

---

Tabla 7. Composición taxonómica de algas perifíticas registradas en el Escenario 2 con 10 años de recuperación

<b>Tabla 7. Composición taxonómica de algas perifíticas registradas en el Escenario 2 con 10 años de recuperación</b>		
<b>FAMILIA</b>	<b>GENERO/ESPECIE</b>	<b>GENERO/ESPECIE</b>
<b>Bacillariaceae</b>	<i>Nitzschia</i>	<i>Nitzschia sp2</i>
<b>Achnanthidiaceae</b>	<i>Achanthes</i>	<i>Achanthes sp</i>
	<i>Nupela</i>	<i>Nupela sp</i>
	<i>Planothidium</i>	<i>Planothidium sp</i>
	<i>Achanthidium</i>	<i>Achanthidium sp</i>
<b>Gomphonemataceae</b>	<i>Encyonema</i>	<i>Encyonema sp</i>
	<i>Encyonema cf. lunatum</i>	<i>Encyonema cf. lunatum</i>
<b>Eunotiaceae</b>	<i>Eunotia</i>	<i>Eunotia monodom</i>
		<i>Eunotia aff. Serra 1</i>
		<i>Eunotia serra</i>
		<i>Eunotia bilunaris 1</i>
		<i>Eunotia bilunaris 2</i>
		<i>Eunotia cf. minor</i>
		<i>Eunotia aff. Minor</i>
		<i>Eunotia alargada</i>
		<i>Eunotia cf. glacialis</i>
		<i>Eunotia flexuosa</i>
		<i>Eunotia naegueli</i>
		<i>Actinella</i>
<b>Naviculaceae</b>	<i>Frustulia</i>	<i>Actinella punctata</i>
		<i>Frustulia rhomboides</i>
		<i>Frustulia sp1</i>
		<i>Frustulia sp 2</i>

**Tabla 7. Composición taxonómica de algas perifíticas registradas en el Escenario 2 con 10 años de recuperación**

	<i>Gomphonema</i>	<i>Gomphonema affine</i> <i>Gomphonema aff. archaebrio</i> <i>Gomphonema augur</i> <i>Gomphonema lagenula</i> <i>Gomphonema parvulum</i>
	<i>Navicula</i>	<i>Navicula sp1</i> <i>Navicula sp 2</i>
	<i>Caloneis</i>	<i>Caloneis sp</i>
<b>Pinnulariaceae</b>	<i>Pinnularia</i>	<i>Pinnularia cf. viridis</i> <i>Pinnularia sp</i>
<b>Stauroneidaceae</b>	<i>Stauroneis</i>	<i>Stauroneis sp 1</i> <i>Stauroneis sp 2</i>
	<i>Capartograma</i>	<i>Capartograma crucicola</i>
<b>Amphipleuraceae</b>	<i>Amphipleura</i>	<i>Amphipleura sp 1</i> <i>Amphipleura sp 2</i>
<b>Sphaerosma</b>	<i>Sellaphora</i>	<i>Sellaphora pupula</i>
<b>Fragillariaceae</b>	<i>Fragillaria</i>	<i>Fragillaria sp</i>
	<i>Pseudestausira</i>	<i>Pseudestausira sp</i>
	<i>Stausira</i>	<i>Stausira sp</i>
	<i>Ulnaria</i>	<i>Ulnaria sp</i>
<b>Tabellariaceae</b>	<i>Tabellaria</i>	<i>Tabellaria sp</i>
<b>Surirellaceae</b>	<i>Surirella</i>	<i>Surirella sp</i>
	<i>Stenopterobia</i>	<i>Stenopterobia curvula</i> <i>Stenopterobia sp</i>
<b>Rhopalodiaceae</b>	<i>Rhopalodia</i>	<i>Rhopalodia sp</i>
<b>Stephanodiscaceae</b>	<i>Cyclotella</i>	<i>Cyclotella sp</i>
<b>Aulacoseiraceae</b>	<i>Aulacoseira</i>	<i>Aulacoseira sp</i>

**Tabla 7. Composición taxonómica de algas perifíticas registradas en el Escenario 2 con 10 años de recuperación**

<b>Oscillatoriaceae</b>	<i>Lyngbya</i>	<i>Lyngbya</i>
	<i>Oscillatoria</i>	<i>Oscillatoria sp1</i>
		<i>Oscillatoria sp2</i>
	<i>Phormidium</i>	<i>Phormidium sp</i>
<b>Pseudoanabaenaceae</b>	<i>Pseudoanabaena</i>	<i>Pseudoanabaena sp</i>
<b>Borziceae</b>	<i>Borzia</i>	<i>Borzia</i>
<b>Tolypothrichaceae</b>	<i>Tolyprotrix</i>	<i>Tolyprotrix</i>
<b>Synechococcaceae</b>	<i>Synechococcus</i>	<i>Synechococcus sp</i>
<b>Desmidiaceae</b>	<i>Closterium</i>	<i>Closterium sp</i>
	<i>Closterium</i>	<i>Closterium alargado</i>
		<i>Closterium setaceum</i>
	<i>Cosmarium</i>	<i>Cosmarium sp</i>
	<i>Euastrum</i>	<i>Euastrum sp</i>
	<i>Desmidium</i>	<i>Desmidium sp</i>
	<i>Sphaerososma</i>	<i>Sphaerososma sp</i>
	<i>Tetmemorus</i>	<i>Tetmemorus</i>
<b>Zygnemataceae</b>	<i>Mougeotia</i>	<i>Mougeotia sp</i>
<b>Oocystaceae</b>	<i>Oocystis</i>	<i>Oocystis sp</i>
<b>Oedogoniaceae</b>	<i>Oedogonium</i>	<i>Oedogonium</i>
<b>Ulotrichaceae</b>	<i>Ulothrix</i>	<i>Ulothrix sp</i>
<b>Chaetophoraceae</b>	<i>Stigeoclonium</i>	<i>Stigeoclonium sp</i>
<b>Euglenaceae</b>	<i>Trachelomonas</i>	<i>Trachelomonas</i>
<b>Heteropediaceae</b>	<i>Heteropedia</i>	<i>Heteropedia</i>
<b>Tribonemataceae</b>	<i>Tribonema</i>	<i>Tribonema sp 1</i>
<b>Coleochaetaceae</b>	<i>Coleochaete</i>	<i>Coleochaete sp</i>
<b>Indeterminada</b>	Indeterminada	Indeterminada1
<b>Indeterminada</b>	Indeterminada	Indeterminada2

---

**Tabla 7. Composición taxonómica de algas perifíticas registradas en el Escenario 2 con 10 años de recuperación**

---

**Indeterminada**

Indeterminada3

---

Tabla 8. Composición taxonómica de algas perifíticas en el Escenario 3 con minería actual

<b>Tabla 8. Composición taxonómica de algas perifíticas registradas en el Escenario 3 con minería actual</b>		
<b>FAMILIA</b>	<b>GENERO/ESPECIE</b>	<b>GENERO/ESPECIE</b>
<b>Bacillariaceae</b>	<i>Nitzschia</i>	<i>Nitzschia sp1</i>
<b>Achnanthidiaceae</b>	<i>Achanthidium</i>	<i>Achanthidium sp</i>
<b>Cymbellaceae</b>	<i>Cymbella</i>	<i>Cymbella sp</i>
<b>Eunotiaceae</b>	<i>Eunotia</i>	<i>Eunotia bilunaris1</i>
		<i>Eunotia aff. Minor</i>
		<i>Eunotia flexuosa</i>
	<i>Actinella</i>	<i>Actinella punctata</i>
<b>Naviculaceae</b>	<i>Frustulia</i>	<i>Frustulia rhomboides</i>
	<i>Navicula</i>	<i>Navicula sp1</i>
	<i>Caloneis</i>	<i>Caloneis sp</i>
<b>Brachysiraceae</b>	<i>Brachysira</i>	<i>Brachysira</i>
<b>Fragilariaceae</b>	<i>Fragillaria</i>	<i>Fragillaria sp</i>
<b>Surirellaceae</b>	<i>Surirella</i>	<i>Surirella sp</i>
	<i>Oscillatoria</i>	<i>Oscillatoria sp1</i>
	<i>Phormidium</i>	<i>Phormidium sp</i>
	<i>Plenctonema</i>	<i>Plenctonema sp</i>
<b>Pseudoanabaenaceae</b>	<i>Pseudoanabaena</i>	<i>Pseudoanabaena sp</i>
<b>Borziceae</b>	<i>Borzia</i>	<i>Borzia</i>
<b>Nostoceae</b>	<i>Anabaena</i>	<i>Anabaena sp</i>
<b>Rivulariaceae</b>	<i>Calothrix</i>	<i>Calothrix sp</i>
<b>Stigonemataceae</b>	<i>Stigonema</i>	<i>Stigonema sp</i>
	<i>Cosmarium</i>	<i>Cosmarium sp</i>
	<i>Actinotaenium</i>	<i>Actinotaenium</i>



**Tabla 8. Composición taxonómica de algas perifíticas registradas en el Escenario 3 con minería actual**

<b>Zygnemataceae</b>	<i>Mougeotia</i>	<i>Mougeotia sp</i>
	<i>Spirogyra</i>	<i>Spirogyra sp</i>
	<i>Zygnema</i>	<i>Zygnema sp</i>
<b>Scenedesmaceae</b>	<i>Crucigenia</i>	<i>Crucigenia sp</i>
	<i>Oocystis</i>	<i>Oocystis sp</i>
<b>Oedogoniaceae</b>	<i>Oedogonium</i>	<i>Oedogonium</i>
<b>Ulotrichaceae</b>	<i>Ulothrix</i>	<i>Ulothrix sp</i>
	<i>Trachelomonas</i>	<i>Trachelomonas</i>
<b>Coleochaetaceae</b>	<i>Coleochaete</i>	<i>Coleochaete sp</i>

## Importancia ecológica de las especies

Los valores de importancia ecológica de las algas perifíticas (Anexo 1) en los diferentes escenarios temporales de afectación minera, muestran que el 57% de la densidad de algas estuvo concentrada en sólo cuatro especies *Frustulia rhomboides* (37.5), *Eunotia aff minor* (10.1), *Frustulia sp1* (4.98) y *Ulothrix sp* (4.02). La frecuencia de especies de la comunidad de algas por estación fue alta, encontrando 35 especies (29%) de las 120, ocurriendo en la mitad de las estaciones; 17 (14%) especies en tres estaciones, 14 especies (12%) en todas las estaciones y 54 (45%) especies raras con presencia en una sola estación.

Las especies con mayor valor del índice de valor de importancia (densidad y frecuencias relativas) para las cuatro estaciones, fueron *Frustulia rhomboides* (43.2), *Eunotia aff minor* (12.8), *Ulothrix sp* (8.99) y *Frustulia sp1* (7.01); estas cuatro especies no solo estuvieron entre las más frecuentes, apareciendo en todas las estaciones o escenarios, sino que también fueron relevantes por sus altas densidades; concentrándose en estas el 72% del total del IVI, indicando que existe en estos ambientes un predominio de especies probablemente tolerantes a fluctuaciones ambientales (Véase Tabla 9).

Tabla 9. Valores de índice de valor de importancia IVI para las especies mas frecuentes y densas

ESPECIES	ABUN	ABUNDANCIA RELATIVA	D	DR	P	F	FR	IVI
<b>Frustulia rhomboides</b>	4823	37,54	5468	37,5	25	0,78	5,64	43,18
<b>Eunotia aff minor</b>	1296	10,09	1469	10,1	12	0,38	2,71	12,80

<b>ESPECIES</b>	<b>ABUN</b>	<b>ABUNDANCIA RELATIVA</b>	<b>D</b>	<b>DR</b>	<b>P</b>	<b>F</b>	<b>FR</b>	<b>IVI</b>
<b>Ulothrix sp</b>	517	4,02	586	4,0	22	0,69	4,97	8,99
<b>Frustulia sp1</b>	640	4,98	726	5,0	9	0,28	2,03	7,01
<b>Mougeotia sp</b>	356	2,77	404	2,8	14	0,44	3,16	5,93
<b>Oedogonium sp</b>	209	1,63	237	1,6	15	0,47	3,39	5,01
<b>Oscillatoria sp</b>	183	1,42	207	1,4	14	0,44	3,16	4,58
<b>Eunotia serra</b>	307	2,39	348	2,4	8	0,25	1,81	4,20
<b>Stigonema sp</b>	235	1,83	266	1,8	9	0,28	2,03	3,86
<b>Actinella sp1</b>	291	2,26	330	2,3	7	0,22	1,58	3,85

Tabla 10. Índice de valor de importancia de las especies. D= Densidad, DR= Densidad relativa, P= presencia, F= Frecuencia de aparición de las especies, FR= Frecuencia relativa, IVI = Índice de valor de importancia de las especies (DR+FR)

### Densidad y riqueza numérica

La densidad de algas perifíticas entre las estaciones y muestreos osciló entre 4.54 y 1774.3 org/cm<sup>2</sup>. Los valores más bajos se presentaron en los muestreos realizados después del vertimiento minero del escenario E3 (minería actual) y los más altos se ubicaron en E1 (5 a 10 años de cese minero). La estación sin minería (E0) presentó una mayor estabilidad en los valores de densidad entre los cuatro muestreos (472.7 y 880.9 indiv/cm<sup>2</sup>), mientras en E2 (30 años de cese minero) se obtuvo una variación más amplia (70 y 570.3 org/cm<sup>2</sup>). Aunque la densidad tuvo su máximo pico (1565 org/cm<sup>2</sup>) en el muestreo tres de la estación con minería actual (E3), correspondiente al punto antes del vertimiento minero, la riqueza de especies registrada no presentó un incremento.

En cuanto al número de especies por estación, se encontró que en los escenarios E0 (sin minería) y E2 (30 años de recuperación) se presentaron el mayor número de especies por muestreo con valores por encima de 20, seguido de E1 cuyo máximo valor alcanzó las 16 especies en dos de los muestreos, mientras que los valores más bajos correspondieron a la estación con minería actual donde el número de especies fue inferior a 11 en el 87% de los muestreos realizados (Véase Figura 22).

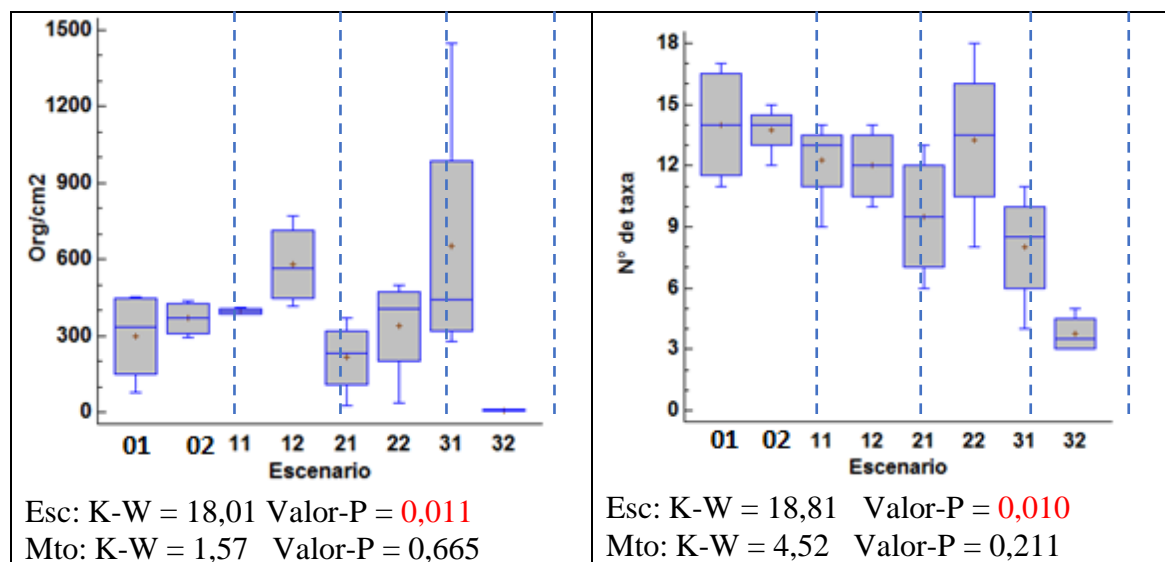


Figura 22. Distribución de la densidad y la riqueza de algas perifíticas en cada sitio del escenario (el primer número del código corresponde a los escenarios: 0 sin minería, 1 con 5 a los 10 años de abandono, 2 con más de 30 años de abandono y 3 con minería actual. La segunda cifra corresponde a la ubicación de la estación de muestreo: 1 aguas arriba y 2 aguas abajo); valores p de Kruskal-Wallis con un nivel de confianza del 95% teniendo en cuenta como factores de discriminación los escenarios y los muestreos.

Los resultados obtenidos muestran que la densidad de algas y el número de especies registradas se ve afectado por el disturbio y presenta cambios con relación a la temporalidad de recuperación, dado que las mayores densidades se presentan en la estación E1 (5 a 10 años de cese minero) y las menores corresponden a la estación con minería actual (E3). Las estaciones E0 (sin minería) y E2 (30 años de cese minero) presentaron densidades similares entre si. En este mismo sentido, el aumento del número de especies

encontradas tuvo relación directa con la temporalidad de operación minera, teniendo en cuenta que entre más reciente es el disturbio, menor cantidad de especies se registraron (Véanse la Tabla 11 y la Figura 22).

De este modo la estación con mayor número de especies encontradas correspondió al escenario E2 con 30 años de cese minero (78 especies), seguida de la estación E0 (sin minería) con 72 especies, la estación E1 (5 a 10 años de cese minero) con 48 especies y la estación de intervención actual E3 con 35 especies. A pesar de que las densidades en las estaciones intervenidas por minería presentan valores cercanos o por encima de la estación sin minería, el número de especies registrado para esta estación supera notablemente a aquellas con disturbio reciente.

### **Componentes de Diversidad**

La riqueza específica estuvo estrechamente relacionada con la temporalidad del disturbio minero, en la estación E2 (30 años post minería) se encontró la riqueza específica más alta con 78 especies y un porcentaje del 91% de lo esperado según el estimador Chao 1. La estación sin minería registró 72 especies y un porcentaje de 97% según Chao 1; la diferencia entre estas estaciones puede estar dada por la permanencia de especies transitorias en el escenario de 30 años, estas especies frecuentemente aprovechan las condiciones de modificación para prolongar sus estadios sucesionales. Para las dos estaciones restantes E1 y E3 (5 a 10 años post minería y actual), se presentaron las riquezas específicas más bajas del estudio con 49 especies (95% según Chao 1) y 35 especies (96% según Chao1) respectivamente, resultado que puede estar relacionado con los eventos sucesionales tempranos influenciados por el comportamiento cronológico del disturbio.

Los índices ecológicos para la comunidad de algas de las diferentes estaciones se relacionan en la tabla 8. La diversidad estuvo representada mediante el índice de Shannon, que permitió establecer dos grupos marcados por valores altos y bajos de este indicador ecológico. Siendo las estaciones E0 y E2 con valores de 3,25 y 2,65 respectivamente los de mayor valor de diversidad; mientras que las estaciones E1 y E3 presentaron valores bajos de diversidad con 1.99 y 1.54 respectivamente. Este comportamiento general de la diversidad se vio influenciado de manera directa por el alto número de especies (120) e individuos (12848), su relación con los diferentes procesos cronológicos sucesionales y de restauración pasiva que se desarrollan al interior de las fuentes hídricas disturbadas; al mismo tiempo, por la alta representatividad de especies como *Frustulia romboides*, *Eunotia aff minor*, *Frustulia sp1* y *Ulothrix sp*, las cuales representaron más del 57% del total de los individuos encontrados. En términos de la dominancia de Simpson, la comunidad de algas perifíticas de las cuatro estaciones mostró un comportamiento similar (E0= 0.06, E2= 0.05, E3= 0.05), influenciado por el equilibrio de valores muy altos de pocas especies y valores muy bajos de abundancia de muchas especies, esta situación fue general para las estaciones, con una pequeña diferencia para el escenario de cinco a diez años (E1= 0.1).

Tabla 11. Riqueza, estimador Chao1, porcentaje de especies encontradas, abundancia, índices de diversidad y dominancia por escenario

Escenarios	Número de especies	Chao1	%	Abundancia	Diversidad (Shannon)	Dominancia (Simpson)
E0 (Sin Minería)	72	75	96	3066	3,3	0,06
E1 (5 a 10 años post minería)	49	52	94	3962	2,0	0,10
E2 (30 años post minería)	78	86	91	2987	2,7	0,05
E3 (Minería actual)	35	37	95	2833	1,5	0,05

Los estimadores Chao 1 y Singletons mostraron que la riqueza observada fue muy alta para los cuatro escenarios, con un promedio de 95% del total de las especies esperadas por sitio. El escenario con mayor porcentaje de especies encontradas teniendo en cuenta el estimador

Chao 1 fue E0 (sin minería) con 72 especies de la 75 estimadas para un porcentaje de ocurrencia de 96%; seguido del escenario E3 (minería actual), que registró 35 especies observadas, de las 37 estimadas por Chao 1 para un porcentaje del 95%; el escenario E1 presenta 49 especies y un 94% de presencia de las 52 especies estimadas por Chao 1 y por último el E2 que presentó 78 especies, el 91% de las 86 especies estimadas por Chao 1. La curva de acumulación de las especies raras (Singletons), fue creciente durante los diferentes muestreos al interior de cada escenario, la tendencia fue aumentar a medida que se avanzó en los muestreos, esta presencia de un número importante de especies raras (54) pudo incidir en los valores bajos del índice de dominancia de especies; la buena representatividad de especies raras se puede aducir a la gran modificación de los ambientes que generan espacios diferentes y la probabilidad de ser ocupados por especies distintas aumentando la riqueza (Véase Figura 23).

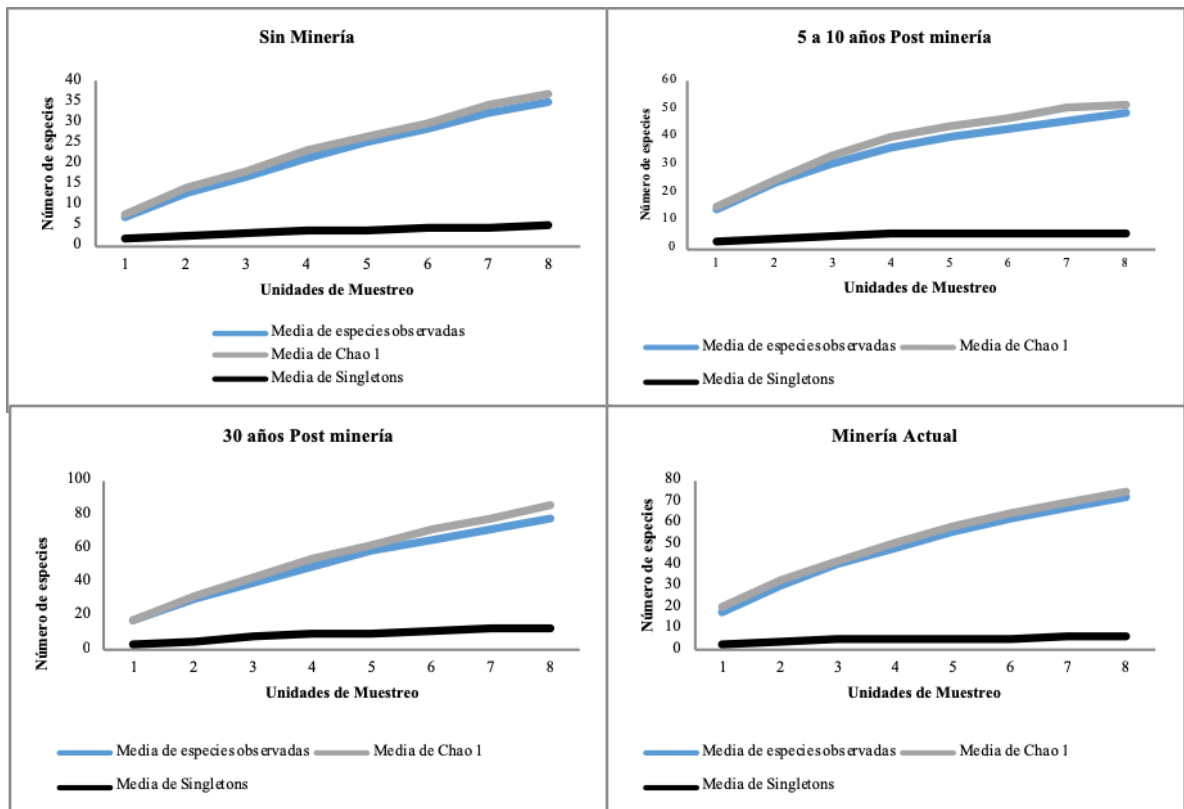


Figura 23. Curva de acumulación de especies por escenario

## 2.4. DISCUSIÓN

La minería a cielo abierto realizada en Jigualito (Condoto) generó alteraciones en la calidad fisicoquímica de las fuentes hídricas intervenidas y en el ensamblaje de las algas perifíticas que se desarrollan en su interior. Estas alteraciones se evidencian en los cambios en las condiciones fisicoquímicas e hidráulicas del agua y a nivel biológico en la riqueza y diversidad de las poblaciones de algas perifíticas. Aunque parte de estas condiciones presentan una dinámica temporal que tiende a la recuperación, dado por la capacidad de resiliencia de estos ambientes luego del disturbio, el cual se evidenció por la agrupación fisicoquímica y biológica de los escenarios sin minería y con 30 años post disturbio, los resultados sugieren que aún con dicha temporalidad este tipo de ambientes todavía se encuentran en proceso de recuperación y no han alcanzado la estabilidad de aquellos que no han sido intervenidos.

El análisis de las condiciones ambientales de los escenarios temporales de disturbio minero en las diferentes fuentes hídricas evaluadas, mostró que esta actividad tiene un efecto marcado en las variables fisicoquímicas relacionadas con la concentración de nitrógeno ( $\text{NO}_3$ ), la presencia de materiales suspendidos (SS, turbidez) y la temperatura del agua. De ahí que dichas variables presentaran las concentraciones más altas en las quebradas Jorobibó (E3) y Sabaleta (E1) que corresponden a fuentes hídricas con recepción actual de vertidos mineros y con cese reciente de la actividad, lo que está asociado con las técnicas de explotación minera empleadas en la zona, que según la UPME (2007) son realizadas sin prospección y con el uso de monitores y retroexcavadoras que además de talar los bosques, remueven y lavan las capas del suelo para extraer los metales, vierten los residuos del proceso de manera directa a las fuentes hídricas aportando con ello gran cantidad de sedimentos y materia orgánica que queda en suspensión incrementando la turbidez del agua.



El análisis de componentes principales aplicado mostró una mayor correlación entre la velocidad de la corriente, la temperatura, los nitratos, los sólidos suspendidos y la turbiedad en la quebrada Jorobibó (E3) que presenta minería actual, simplificando la interpretación del primer componente a la presencia de material en suspensión en el medio. Esta característica califica el proceso que acumula en un primer componente casi la totalidad de la varianza de los datos (99.4%) y explica mejor la variabilidad observada en los escenarios. La concentración de material suspendido es una de las características que más determina la dinámica espacio-temporal de las fuentes hídricas de estudio, la cual a su vez tiene una estrecha relación con la actividad minera, que constituye el mayor aportante de estos elementos en los escenarios evaluados.

El agrupamiento de estas variables con la temperatura se sustenta en el incremento que produce una mayor exposición a la radiación solar, como resultado de la deforestación de la matriz de bosque, que se realiza durante la etapa previa a la explotación metalífera. A este respecto, autores como Packer (1967), Patric (1980), Lynch et al. (1980), Stadtmuller (1994), Johnson y Jones (2000) y Elozegi y Sabater (2009) han indicado que la tala sustancial de árboles en zonas ribereñas causa un aumento en la temperatura del agua, situación que hizo que los mayores niveles de temperatura se presentaran en las quebradas Jorobibó (E3) y Sabaleta (E1), donde los bosques asociados han sido talados recientemente y donde el proceso de sucesión vegetal aun es incipiente (5 a 10 años) y los individuos no alcanzan una altura que intercepte la radiación.

La marcada separación entre los escenarios sin disturbio como la quebrada Pichirí (E0) y con más de 30 años de post minería como Sabaleta (E2), que en el análisis de componentes principales se ordenaron junto con el punto aguas arriba del entable minero en el escenario de intervención actual (E31), estuvo dada por los bajos niveles de sólidos suspendidos y turbidez que presentaron (entre 0 -5mg/l y 0 – 8 FAU respectivamente), posiblemente como respuesta a la inexistencia de los aportes de sedimentos que hace la minería y al efecto de la

temporalidad que favorece la sedimentación de las partículas inicialmente vertidas a los cauces durante la explotación metalífera. El resultado permite considerar que el tiempo beneficia el restablecimiento de las condiciones fisicoquímicas de los cuerpos de agua afectados por minería y que, a mayor tiempo del cese de la actividad, hay una mayor reducción en los niveles de contaminación o alteración del recurso.

En este sentido, se deduce que este comportamiento puede obedecer a los procesos de resiliencia que se desarrollan en los ecosistemas después de un disturbio como la minería, que en primera medida incorpora grandes cantidades de sedimento y arrasa con la disponibilidad de nutrientes, para luego comenzar a decantarlos y posteriormente iniciar una etapa de autorecuperación en la que influyen también la restauración de otros elementos como la vegetación asociada y los regímenes climáticos que pueden favorecer el avance de dicha etapa. Con relación a esta situación, Baron et al. (2003) indican que los ecosistemas hídricos son dinámicos y esta condición garantiza el mantenimiento de su viabilidad y resiliencia, la cual junto con su estructura y funcionamiento están fuertemente influenciados por lo que pasa en la superficie terrestre; factores como el caudal, la entrada de sedimentos y materia orgánica, las características fisicoquímicas y el ensamble entre plantas y animales, regulan la mayor parte de la estructura y del funcionamiento de los ecosistemas acuáticos e influyen en las tasas de los procesos que se desarrollan en el mismo.

VARIABLES COMO EL OXÍGENO DISUELTO, EL PH Y LOS FOSFATOS MOSTRAN UNA TENDENCIA ESTABLE ENTRE LOS ESCENARIOS, LO QUE HIZO QUE ADÉMÁS DE QUE NO PRESENTARAN DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS EN EL ESTUDIO, EN EL ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES SE UBICARON EN LA MITAD DE LOS CUATRO ESCENARIOS EVALUADOS, SUGIRIENDO QUE EL PROCESO MINERO NO TIENE UNA FUERTE INCIDENCIA EN SU COMPORTAMIENTO, LO QUE PUEDE VERSE FAVORECIDO POR LA VELOCIDAD DE FLUJO DE LOS CUERPOS DE AGUA Y LA ALTA PLUVIOSIDAD DE LA ZONA, QUE FACILITAN LA AIREACIÓN DEL RECURSO HÍDRICO Y LA DEPURACIÓN DE IONES Y OTROS COMPUESTOS QUE PUEDAN MODIFICAR LA

concentración de estas variables a pesar del disturbio, según Jacoby (1990), Mulholland et al. (1997) y Schindler (1997) el incremento en los flujos del agua puede diluir los contaminantes, disminuyendo las reacciones químicas y el tiempo de limpieza de los cuerpos de agua.

Los sólidos disueltos y la conductividad presentaron su mayor concentración en el escenario de 30 años de cese de la minería (E2), por lo cual además se alinearon entre sí en el PCA, probablemente porque este escenario presentó condiciones de mínima velocidad y caudal (0.001m/s, 0.002m<sup>3</sup>/s) como resultado de la desviación, modificación del sustrato y aplanamiento del cauce realizado por las dragas mineras, que favorece la concentración de material disuelto en el agua con respecto al resto de escenarios evaluados, a esto se suma una sucesión vegetal avanzada que constituye un aporte natural de materia orgánica, situaciones que además pudieron ocasionar la reducción en el pH y el oxígeno disuelto en este escenario, evidenciando una modificación en los procesos fisicoquímicos de la cuenca.

Aunque la temporalidad tiene un efecto en el restablecimiento de algunas características fisicoquímicas en las fuentes hídricas afectadas por la minería a cielo abierto, existen condiciones ambientales de difícil recuperación, debido a la modificación de las características hidráulicas, la reconfiguración del cauce, el cambio en la estructura de la vegetación de ribera y la conectividad que se pierde durante el proceso minero, que hacen que la dinámica de nutrientes en el sistema se vea modificada. Elosegí y Sabater (2009) han afirmado que todos estos aspectos tienen incidencia en el hábitat fluvial y su funcionamiento.

A nivel biológico se pudo establecer que los escenarios temporales evaluados están dominados por diatomeas y algas verdes y que la composición mostró variaciones en función de la temporalidad de abandono minero y por ende una relación con el nivel de

disturbio y el estado del hábitat. Aunque entre los cuatro escenarios se compartieron 14 especies, 17 estuvieron en tres escenarios y 35 en dos de ellos, el mayor número de especies (54) correspondieron a organismos particulares en un escenario, evidenciando los cambios en la composición taxonómica de las algas con relación a la presencia de minería y al tiempo de su abandono. En este sentido, la mayor riqueza se concentró en el escenario con 30 años post minería (78), seguido del escenario en estado natural (72), luego el escenario con 5 a 10 años de cese de la actividad (49) y la riqueza más baja coincidió con el ecosistema actualmente intervenido con minería (35), condición que permite deducir que inmediatamente ocurre el disturbio hay una pérdida sustancial en la riqueza de algas perifíticas. Esta situación se relaciona con la degradación del hábitat como respuesta a la modificación de la estructura del cauce que altera los sustratos y la velocidad del flujo y a la recepción de vertimientos que cambia las condiciones fisicoquímicas del recurso, incrementando principalmente la cantidad de sólidos suspendidos, la turbidez, los nutrientes y la temperatura como se evidenció en las estaciones de disturbio reciente (E1 y E3). Stevenson et al. (1996) mencionaron que en los cuerpos de agua con perturbaciones físicas y químicas como el incremento de arrastre de sedimentos y de la velocidad del agua, las algas perifíticas reducen su desarrollo.

Los vertimientos mineros están cargados de material litológico que es lavado con grandes cantidades de agua a presión para obtener los metales, por lo cual son muy abrasivos y favorecen el desprendimiento de las algas perifíticas menos resistentes e incluso de aquellas que están fuertemente adheridas al hábitat, de ahí que este tipo de disturbio pueda ocasionar un cambio en la composición taxonómica y la riqueza de los escenarios (Francoeur y Biggs 2006, Bilotta y Brazier 2008, Luce et al. 2010). De igual manera, estos sedimentos pueden afectar la disponibilidad de luz, causando cambios en la temperatura, aumento en la turbidez y la disponibilidad de nutrientes, factores que también tienen una influencia en la comunidad (Henley et al. 2000).

El comportamiento de la riqueza de especies en los escenarios muestra un patrón temporal que da cuenta de una aparente recuperación de la comunidad de algas perifíticas a medida que aumenta el tiempo de resiliencia de las estaciones, sin embargo el hecho asociado a que el escenario con 30 años de cese minero supere la riqueza del escenario sin intervenir, podría indicar que dicho proceso se encuentra en desarrollo y que la diferencia puede estar dada por la permanencia de especies transitorias que frecuentemente aprovechan las condiciones de modificación para prolongar sus estadios sucesionales en el escenario de 30 años.

En cuanto a la importancia ecológica de las especies se encontró un predominio de *Frustulia romboides* en todas las estaciones y muestreos, probablemente por su carácter cosmopolita y su tolerancia a fluctuaciones de conductividad, temperatura y concentración de nutrientes (Giorgio et al. 2001, Trobajo et al. 2001). También mostraron valores altos de dominancia *Eunotia aff minor*, *Ulothrix sp* y *Frustulia spl*.

La densidad y la abundancia no mostraron divergencias considerables entre los escenarios, sus valores fueron similares con una diferencia en el escenario E1 con 5 a 10 años de cese minero, en el cual se presentaron los valores más altos, la densidad y abundancia de algas permaneció casi constante entre los cuatro escenarios pese a las marcadas diferencias en la riqueza, lo cual puede ser explicado según Lobo (1983) y Margalef (1983), debido a que los ambientes intervenidos se caracterizan por presentar pocas especies con alta abundancia. Esto obedece a que sus condiciones extremas permiten el desarrollo de unas pocas especies que dominan debido a su capacidad de tolerancia a dichas condiciones. Se corrobora así que el disturbio minero afecta la estructura del ensamblaje de algas perifíticas.

El valor del índice de diversidad de Shannon-Wiener mostró un patrón de incremento con el tiempo de cese de la minería y obtuvo su mayor valor en el escenario donde no ha

existido disturbio (E0), mostrando que al igual que la riqueza de especies se encuentra influenciado por las afectaciones ocasionadas por la minería y se ve favorecido con los procesos de resiliencia que probablemente inician cuando se detiene la intervención.

Estos resultados pueden estar relacionados con el hecho a que a medida que pasa el tiempo, comienza el proceso de sucesión vegetal asociado a los cuerpos de agua disturbados, se sedimentan las partículas vertidas, se reconforma el nuevo cauce y sus sustratos, situaciones que en conjunto mejoran el flujo de agua y la entrada de nutrientes al sistema, con un efecto en las condiciones del medio y en la estructura de la comunidad de algas perifíticas. Reynolds (1984) y Donato (2002) han indicado que la entrada de agua y de nutrientes, induce a una colonización de nuevas especies creándose espacios para el ingreso, crecimiento y desarrollo de la comunidad con especies pioneras, de vida corta y tasas reproductivas altas, que preparan el ambiente para la llegada de especies intermedias y termina con la entrada de especies tardías de ciclos de vida más complejos con tasas reproductivas más lentas.

En este estudio se pudo establecer que las fuentes hídricas inmediatamente disturbadas por la minería presentan altas turbiedades, elevadas concentraciones de sólidos suspendidos y nutrientes, incrementos en la temperatura y como consecuencia se reducen más del 50% la riqueza (35) y la diversidad (1.5) de algas perifíticas con relación a cuerpos de agua que no han sido intervenidos. Es decir, la minería degrada el medio acuático y genera un estrés en este grupo biológico que constituye una importante base en la estructura trófica de los ecosistemas hídricos, haciendo que disminuyan su capacidad de ser productivos y ofertar servicios ambientales. Luttenton y Baisden (2006) y Cushing y Allan (2001) han indicado que en los ríos donde se realizan actividades que pueden aportar sedimentos, aumentan la cantidad de sólidos en suspensión y la disponibilidad de nutrientes y se dificulta la penetración de luz al cuerpo de agua, lo cual induce cambios en la comunidad perifítica,

como la reducción de la productividad primaria y la diversidad, que a su vez puede alterar y modificar otras comunidades presentes en la red trófica del ecosistema.

Los resultados obtenidos, evidencian que aunque estas afectaciones se reducen con el tiempo, sus efectos son persistentes a largo plazo, ya que al comparar el estado ambiental y ecológico de los diferentes escenarios temporales evaluados, se encontró que durante los primeros 5 a 10 años de cese de la actividad minera, hay una reducción en la cantidad de material sólido suspendido favorecido por la sedimentación, pero se incrementan las temperaturas como resultado de una mayor exposición al sol por la falta de vegetación asociada y los bajos caudales. En este tipo de escenarios pese a un leve incremento de la riqueza (49) y diversidad (2.0) de algas perifíticas, se presentaron las mayores densidades y abundancias debido al predominio de especies altamente tolerantes que logran adaptarse a las condiciones extremas que se configuran en el ecosistema.

La persistencia temporal en las alteraciones ocasionadas por la minería, también pudo evidenciarse en el estado del escenario con 30 años de cese minero, en el cual se presenta un incremento en la riqueza (78) y diversidad (2.7) con relación a los escenarios anteriores. En comparación con escenarios sin intervención (riqueza 72, diversidad 3.3) muestras diferencias que pueden estar dadas a nivel fisicoquímico por los cambios en la estructura del cauce y el crecimiento de la vegetación de ribera y a nivel ecológico con la colonización y permanencia de especies transitorias, lo que podría indicar que el ecosistema aún se encuentra en un proceso de sucesión y que, pese a su notable recuperación, no alcanza la estabilidad de un ecosistema sin disturbio.

## 2.5. LITERATURA CITADA

Baron, J.; Leroy Poff, N; Angermeier, P; Dahm, C; Gleick, P; Hairston, N; Jackson, R; Johnston, C; Richter, B.; Steinman, A. 2003. Sustaining Healthy Freshwater Ecosystems. *Issues in Ecology* No. 10.

Bilotta GS, Brazier RE. 2008. Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water research*, 42(12): 2849–2861. doi: 10.1016/j.watres.2008.03.018.

Bourelly P. 1968. Les algues d' eau douce. II. Les algues jaunes et brunes. Chrysophycées, Pheophycées, Xanthophycées et Diatomées., N. Baubée & Cie, Paris. 437 p.

Bourelly P. 1968. Notes sur les Péridiniens d'eau douce. *Protistologica* 4: 5-14.

Bourelly P. 1985. Les algues d'eau douce: initiation a la systematique. Paris: Societe Nouvelle des Editions Boubée. Vol. 3: p. 1-606, p. 1-139.

Colwell RK. 2004. *Estimates: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples, Version 7*. Department of Ecology & Evolutionary Biology, University of Connecticut, Storrs, CT.

Cushing C, Allan, D. 2001. *Streams. Their ecology and life*. California. London: Academic Press.

Díaz-Q C, Rivera-R C. 2004. Diatomeas de pequeños ríos andinos y su utilización como indicadores de condiciones ambientales. *Caldasia*, 26(2):381-394.



Donato C. 2002. Diatomeas de agua dulce: Indicadores del cambio del ecosistema. Academia de ciencias naturales, Philadelphia. Academia de ciencias San Francisco de California.

Elosegi A, Sabater S. 2009. Conceptos y técnicas en ecología fluvial. 1ª Edición. Girona, España. Fundación BBVA. p. 472.

Elosegui A, Sabater S. 2009. Conceptos y técnicas en Ecología Fluvial. Capítulo 7: La vegetación terrestre asociada al río. Madrid, Fundación BBVA.;153–179.

Francoeur SN, Biggs-F BJ. (2006) Short-term effects of elevated velocity and sediment abrasion on benthic algal communities. *Hydrobiologia*, 561(1), 59–69. doi:10.1007/s10750-005-1604-4.

Giorgio P, Vinocur A, Lombardo R, Tell H. 2001. Progressive changes in the structure and dynamics of the phytoplankton community along a pollution gradient in a lowland river-A multivariate approach. *Hydrobiologia* 224: 129-154. doi:10.1007/BF00008464.

Guzmán D.; Ruíz, J. F y Cadena M. 2014. Regionalización de Colombia según la estacionalidad de la precipitación media mensual, a través análisis de componentes principales (ACP). Grupo de Modelamiento de Tiempo, Clima y Escenarios de Cambio Climático Subdirección de Meteorología – IDEAM (2014). 55p.

Henley W, Patterson M, Neves R, Lemly A. 2000. Effects of sedimentation and turbidity on lotic food webs: A concise review for natural resource managers. *Reviews in Fisheries Science*. 8(2), 125–139. doi: 10.1080/10641260091129198.

Hernández-A E, Aguirre-R N, Palacio J. 2011. Relación entre la determinación del pigmento Clorofila a y el Biovolumen geométrico algal en un lago de planicie de

inundación (Ciénaga de Ayapel, Córdoba-Colombia). Rev. Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia, 60:159-169.

Huber-Pestalozzi G. (Hrsg.). 1938. Band XVI, Teil 1. Allgemeiner Teil Blaualgen. Bakterien. Pilze. p. 341

Huber-Pestalozzi G. 1938. Das phytoplankton des Susswassers. Allgemeiner Teil. Blattalgen. Bakterien. Pilze. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Erwin Nagele). Stuttgart. Band XVI. Teil. 1: 342.

Huber-Pestalozzi G. (Hrsg.). 1955. Band XVI, Teil 4. Euglenophyceen. und CXIV, Taf. p. 606.

Huber-Pestalozzi G. (Hrsg.). 1961. Band XVI, Teil 5. Chlorophyceae (Grünalgen) Ordnung: Volvocales. CLVIII, Taf. p. 774.

Huber-Pestalozzi G. (Hrsg.). 1976. Band XVI, Teil 2, 1. Hälfte. Chrysophyceen. Farblose Flagellaten. Heterokonten. 2. Unveränderter Nachdruck. p. 365.

Huber-Pestalozzi G. (Hrsg.). 1983. Band XVI, Teil 7, 1. Hälfte. Von J. Komárek und B. Fott. Chlorophyceae (Grünalgen) Ordnung: Chlorococcales. p. 1044.

[IGAC] Instituto Geográfico Agustín Codazzi, [MMA] Ministerio de Medio Ambiente. 2000. Estudio de Zonificación Ecológica de la Región Pacífica Colombiana. Bogotá. Instituto Geográfico Agustín Codazzi

Jacoby HD 1990. Water Quality. In: Climate Change and U.S. Water Resources, P. E. Waggoner (Editor). John Wiley and Sons, New York, New York, pp. 310-321.

Johnson SL, Jones JA. 2000. Stream temperature responses to forest harvest and debris flows in western Cascades, Oregon. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 30–39.

Lobo LJ. 1993. *La base de la ecología*. Madrid. Editorial Fuenlabrada.

Luce J, Cattaneo A, Lapointe MF. 2010. Spatial patterns in periphyton biomass after low-magnitude flow spates: Geomorphic factors affecting patchiness across gravel-cobble riffles. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 29(2):614-626. doi: 10.1899/09-059.1

Luttenton M, Baisden C. 2006. The Relationships Among Disturbance, Substratum Size and Periphyton Community Structure. *Hydrobiologia*, vol. 561:111-117. doi:10.1007/s10750-005-1608-0

Lynch J, Edward S. Corbett, Sopper WE. 1980. Evaluation of management practices on the biological and chemical characteristics of streamflow from forested watersheds. *Inst. for Res. on Land and Water Resources*. PA St. U., University Park, PA.

Margalef MR, editor. 1983. *Limnología*. Barcelona. Ediciones Omega.

Martínez L, Donato J. 2003. Efectos del caudal sobre la colonización de algas en un Río de alta montaña tropical (Boyacá, Colombia). *Departamento de Biología. Universidad Nacional de Colombia. Limnología. Revista Caldasia* 25 (2): 337-354.

Montoya-M Y, Aguirre-R N. 2008. Asociación de algas perifíticas en raíces de macrófitas en una ciénaga tropical Colombiana. *Hidrobiológica* 18(3):189-198.

Moreno CE. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA*, vol. 1. Zaragoza. p. 84.

Mulholland PJ, Best GR, Coutant CC, Hornsberger GM, Meyer JL, Robinson PJ, Stenberg JR, Turner RE, Vera-Herrera F, Wetzel R. 1997. Effects of Climate Change 27 on Freshwater Ecosystems of the South-Eastern United States and the Gulf Coast of Mexico. *Hydrological Processes* 11:949-970.

Packer PE. 1967. Forest treatment effects water quality. in *Forest Hydrology*. W.E. Sopper and H.W. Lull, eds. Pergamon Press. New York. 687 – 699.

Patric J. 1980. Effects of wood products harvest on forest soil and water relations. *J. of Environmental Quality* 9(1).

Poveda-M, C., C. A. Rojas-P., A. Rudas-Ll. & O. Rangel-Ch. 2004. El Chocó Biogeográfico: Ambiente físico. Pp. 1-21. En: Rangel-CH, J.O. (Ed). *Colombia Diversidad Biótica IV: El Chocó biogeográfico / Costa Pacífica*. Instituto de ciencias Naturales Universidad Nacional de Colombia. ISBN: 958-701-439-1. Bogotá.

Prescott GW, Bicudo CE, Vinyard WC. 1982. A Synopsis of North American Desmids. Part II. Desmidiaceae: Placodermae Section 4. University of Nebraska Press. Lincoln and London. p. 241.

Ramírez J. 2000. Fitoplancton de agua dulce: Aspectos ecológicos, taxonómicos y sanitarios. 1ª edición. Medellín. Universidad de Antioquia. p. 226.

Ramírez A, Plata Y. 2008. Diatomeas perifíticas en diferentes tramos de dos sistemas lóticos de alta montaña (Páramo de Santurbán, norte de Santander, Colombia) y su relación con las variables ambientales. *Acta Biológica Colombiana* 13(1): 199-216.

Rangel-Ch JO, editor. 2004. *Colombia Diversidad Biótica IV: El Chocó Biogeográfico, Costa Pacífica*. Instituto de ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, D.C.

Reynolds C. 1984. *The Ecology of Freshwater Phytoplankton*. 1 Edición. Cambridge Studies in Ecology.

Rivera C, Donato-R J. 2008. Influencia de las Variaciones Hidrológicas y Químicas Sobre la Diversidad de Diatomeas Bénticas: 83-102. En: Donato-R J, editores. *Ecología de un río de montaña de los Andes Colombianos (río Tota, Boyacá)*. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C.

Schindler DW. 1997. Widespread Effects of Climatic Warming on Freshwater Ecosystems in North America.

Shannon CE, Weaver W. 1949. *The mathematical theory of communication*. University Illinois, Press Urbana.

Simpson EH. 1949. Measurement of diversity. *Nature*, 163:688. doi:10.1038/163688a0

Stadtmuller T. 1994. Impacto hidrológico del manejo forestal de bosques naturales tropicales: medidas para mitigarlo, una revisión bibliográfica. CATIE. Proyecto Silvicultura de Bosques Naturales. Serie Técnica, informe técnico No 240. p. 62.

Stevenson JR, Bothwell M, Lowe R. 1996. *Algal ecology. Freshwater benthic ecosystems*. San Diego, California. Academic Press.

Strebel H, Krauter D. 1988. *Das Leben im Wassertropfen. Mikroflora und Mikrofauna des Süßwassers*. Franckh- Kosmos Naturführer. 399 S. Stuttgart. Deutschland.

Trobajo R, Quintana X, Moreno-A R. 2002. Model of alternative predominance of phytoplankton-periphyton-macrophytes in lentic waters of Mediterranean coastal wetlands. *Archiv für Hydrobiologie*. 154: 19–40. doi: 10.1127/archiv-hydrobiol/154/2002/19.

[UPME] Unidad de Planeación Minero Energética. 2007. Producción mas limpia en la minería de oro en Colombia. Mercurio, cianuro y otras sustancias. Bogotá. Ministerio de Minas y Energía.

Villareal H, Alvarez M, Cordoba S, Escobar F, Fagua G, Gast F, Mendoza H, Ospina M, Umaña AM. 2004. Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa de Inventarios de Biodiversidad. Bogotá. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt.

Uehlinger V. 1964. Etude statistique des méthodes de dénombrement planctonique. Arch Science Physics Nature. 17:121-223. doi: 10.1002/iroh.19650500319.

Unidad de Planeación Minero Energética, UPME. 2007. Producción mas limpia en la minería de oro en Colombia. Mercurio, cianuro y otras sustancias. Ministerio de Minas y Energía. Bogotá. 65p.

Wetzel RG, Likens GE. 1991. Limnological analyses (2nd edn). New York. Springer Verlag.

Zapata-A M, Donato-R J. 2005. Cambios diarios de las algas perifíticas y su relación con la velocidad de corriente en un río tropical de alta montaña (río Tota - Colombia). Limnética 24: 327-338.

Anexo 1. Índice de Valor de Importancia IVI de las especies de algas perifíticas. (A=Abundancia, AR=Abundancia relativa, D=Densidad, P=Presencia, F=Frecuencia, FR=Frecuencia Relativa)

ESPECIES	A	AR	D	DR	P	F	FR	IVI
<i>Frustulia rhomboides</i>	4823	37,54	5468	37,5	25	0,78	5,64	43,2
<i>Eunotia aff minor</i>	1296	10,09	1469	10,1	12	0,38	2,71	12,80
<i>Ulothrix sp</i>	517	4,02	586	4,02	22	0,69	4,97	8,99
<i>Frustulia sp1</i>	640	4,98	726	4,98	9	0,28	2,03	7,01
<i>Mougeotia sp</i>	356	2,77	404	2,77	14	0,44	3,16	5,93
<i>Oedogonium sp</i>	209	1,63	237	1,63	15	0,47	3,39	5,01
<i>Oscillatoria sp</i>	183	1,42	207	1,42	14	0,44	3,16	4,58
<i>Eunotia serra</i>	307	2,39	348	2,39	8	0,25	1,81	4,20
<i>Stigonema sp</i>	235	1,83	266	1,83	9	0,28	2,03	3,86
<i>Actinella sp1</i>	291	2,26	330	2,26	7	0,22	1,58	3,85
<i>Gomphonema parvulum</i>	367	2,86	416	2,86	4	0,13	0,90	3,76
<i>Cosmarium sp</i>	78	0,61	88,4	0,61	13	0,41	2,93	3,54
<i>Eunotia cf minor</i>	279	2,17	316	2,17	6	0,19	1,35	3,53
<i>Frustulia sp2</i>	216	1,68	245	1,68	7	0,22	1,58	3,26
<i>Chlorella sp</i>	380	2,96	431	2,96	1	0,03	0,23	3,18
<i>Fragillaria sp1</i>	204	1,59	231	1,59	7	0,22	1,58	3,17
<i>Closterium sp</i>	83	0,65	94,1	0,65	11	0,34	2,48	3,13
<i>Eunotia bilunaris</i>	112	0,87	127	0,87	10	0,31	2,26	3,13
<i>Amphipleura</i>	162	1,26	184	1,26	6	0,19	1,35	2,62
<i>Filamentosa</i>	144	1,12	163	1,12	5	0,16	1,13	2,25
<i>Navicula sp1</i>	69	0,54	78,2	0,54	7	0,22	1,58	2,12
<i>Coleochaete sp</i>	35	0,27	39,7	0,27	8	0,25	1,81	2,08
<i>Gomphonema lagenula</i>	199	1,55	226	1,55	2	0,06	0,45	2,00
<i>Surirella sp</i>	37	0,29	42,0	0,29	7	0,22	1,58	1,87
<i>Tribonema sp 1</i>	49	0,38	55,6	0,38	6	0,19	1,35	1,74
<i>Eunotia alargada</i>	41	0,32	46,5	0,32	6	0,19	1,35	1,67
<i>Achanthes sp</i>	97	0,75	110	0,75	4	0,13	0,90	1,66
<i>Acanthidium sp</i>	62	0,48	70,3	0,48	5	0,16	1,13	1,61
<i>Pinnularia sp</i>	25	0,19	28,3	0,19	6	0,19	1,35	1,55
<i>Oocystis sp</i>	23	0,18	26,1	0,18	6	0,19	1,35	1,53
<i>Nupela sp</i>	14	0,11	15,9	0,11	6	0,19	1,35	1,46
<i>Nitzschia sp1</i>	33	0,26	37,4	0,26	5	0,16	1,13	1,39
<i>Eunotia cf glacialis</i>	23	0,18	26,1	0,18	5	0,16	1,13	1,31
<i>Encyonema sp</i>	78	0,61	88,4	0,61	3	0,09	0,68	1,28
<i>Pinnularia cf viridis</i>	32	0,25	36,3	0,25	4	0,13	0,90	1,15
<i>Stauroneis sp 1</i>	31	0,24	35,1	0,24	4	0,13	0,90	1,14
<i>Phormidium sp</i>	22	0,17	24,9	0,17	4	0,13	0,90	1,07
<i>Cyclotella sp</i>	21	0,16	23,8	0,16	4	0,13	0,90	1,07
<i>Ulnaria</i>	20	0,16	22,7	0,16	4	0,13	0,90	1,06

<i>Actinotaenium</i>	18	0,14	20,4	0,14	4	0,13	0,90	1,04
<i>Stigeoclonium sp</i>	13	0,10	14,7	0,10	4	0,13	0,90	1,00
<i>Zygnema</i>	70	0,54	79,4	0,54	2	0,06	0,45	1,00
<i>Anabaena sp</i>	9	0,07	10,2	0,07	4	0,13	0,90	0,97
<i>Eunotia brasiliensis</i>	30	0,23	34,0	0,23	3	0,09	0,68	0,91
<i>Brachysira</i>	86	0,67	97,5	0,67	1	0,03	0,23	0,90
<i>Eunotia sp</i>	20	0,16	22,7	0,16	3	0,09	0,68	0,83
<i>Fragillariforma sp</i>	20	0,16	22,7	0,16	3	0,09	0,68	0,83
<i>Sellaphora pupula</i>	20	0,16	22,7	0,16	3	0,09	0,68	0,83
<i>Filamentosa sp2</i>	16	0,12	18,1	0,12	3	0,09	0,68	0,80
<i>Clorococal</i>	15	0,12	17,0	0,12	3	0,09	0,68	0,79
<i>Filamentosa uniseriada</i>	70	0,54	79,4	0,54	1	0,03	0,23	0,77
<i>Oedoclanium</i>	11	0,09	12,5	0,09	3	0,09	0,68	0,76
<i>Pseudoanabaena sp</i>	8	0,06	9,07	0,06	3	0,09	0,68	0,74
<i>Heteropedia</i>	37	0,29	42,0	0,29	2	0,06	0,45	0,74
<i>Amphipleura sp</i>	7	0,05	7,94	0,05	3	0,09	0,68	0,73
<i>closterium setaceum</i>	7	0,05	7,94	0,05	3	0,09	0,68	0,73
<i>Gomphonema affine</i>	36	0,28	40,8	0,28	2	0,06	0,45	0,73
<i>Eunotia flexuosa</i>	5	0,04	5,67	0,04	3	0,09	0,68	0,72
<i>Traquelomona sp</i>	5	0,04	5,67	0,04	3	0,09	0,68	0,72
<i>Nitzschia sp2</i>	28	0,22	31,7	0,22	2	0,06	0,45	0,67
<i>Desmidium sp</i>	20	0,16	22,7	0,16	2	0,06	0,45	0,61
<i>Oscillatoria sp1</i>	18	0,14	20,4	0,14	2	0,06	0,45	0,59
<i>Gomphonema augur</i>	45	0,35	51,0	0,35	1	0,03	0,23	0,58
<i>Capartograma crucicola</i>	15	0,12	17,0	0,12	2	0,06	0,45	0,57
<i>Microspora sp</i>	15	0,12	17,0	0,12	2	0,06	0,45	0,57
<i>Toliprotrix</i>	15	0,12	17,0	0,12	2	0,06	0,45	0,57
<i>Eunotia bilunaris2</i>	43	0,33	48,8	0,33	1	0,03	0,23	0,56
<i>Borzia</i>	12	0,09	13,6	0,09	2	0,06	0,45	0,54
<i>Eunotia aff serra</i>	12	0,09	13,6	0,09	2	0,06	0,45	0,54
<i>Stenopterobia sp</i>	12	0,09	13,6	0,09	2	0,06	0,45	0,54
<i>Aulacoseira sp</i>	10	0,08	11,3	0,08	2	0,06	0,45	0,53
<i>Gomphonema sp</i>	39	0,30	44,2	0,30	1	0,03	0,23	0,53
<i>Encyonema cf lunatum</i>	9	0,07	10,2	0,07	2	0,06	0,45	0,52
<i>Caloneis sp</i>	8	0,06	9,07	0,06	2	0,06	0,45	0,51
<i>Closterium alargado</i>	8	0,06	9,07	0,06	2	0,06	0,45	0,51
<i>Euastrum sp</i>	8	0,06	9,07	0,06	2	0,06	0,45	0,51
<i>Eunotia cf pseudoserra</i>	7	0,05	7,94	0,05	2	0,06	0,45	0,51
<i>Plenctonema sp</i>	7	0,05	7,94	0,05	2	0,06	0,45	0,51
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	6	0,05	6,80	0,05	2	0,06	0,45	0,50
<i>Audovinella sp</i>	6	0,05	6,80	0,05	2	0,06	0,45	0,50
<i>Navicula SP2</i>	6	0,05	6,80	0,05	2	0,06	0,45	0,50
<i>crysophyceae</i>	4	0,03	4,54	0,03	2	0,06	0,45	0,48



<i>Euglena sp</i>	3	0,02	3,40	0,02	2	0,06	0,45	0,47
<i>Stenopterobia curvula</i>	3	0,02	3,40	0,02	2	0,06	0,45	0,47
<i>Borzia sp</i>	2	0,02	2,27	0,02	2	0,06	0,45	0,47
<i>Eunotia aff serra</i>	2	0,02	2,27	0,02	2	0,06	0,45	0,47
<i>Lyngbya</i>	2	0,02	2,27	0,02	2	0,06	0,45	0,47
<i>Tabellaria sp</i>	30	0,23	34,0	0,23	1	0,03	0,23	0,46
<i>Eunotia aff camelus</i>	20	0,16	22,7	0,16	1	0,03	0,23	0,38
<i>Gomphonema aff archaebrio</i>	17	0,13	19,3	0,13	1	0,03	0,23	0,36
<i>Bangia sp</i>	12	0,09	13,6	0,09	1	0,03	0,23	0,32
<i>Spirogyra sp</i>	11	0,09	12,5	0,09	1	0,03	0,23	0,31
<i>Achanthidium minutissimum</i>	9	0,07	10,2	0,07	1	0,03	0,23	0,30
<i>Cylindrocystis sp</i>	9	0,07	10,2	0,07	1	0,03	0,23	0,30
<i>Crucigenia sp</i>	9	0,07	10,2	0,07	1	0,03	0,23	0,30
<i>pseudestaurosira sp</i>	9	0,07	10,2	0,07	1	0,03	0,23	0,30
<i>Sphaerososma sp</i>	8	0,06	9,07	0,06	1	0,03	0,23	0,29
<i>Rophalodia sp</i>	6	0,05	6,80	0,05	1	0,03	0,23	0,27
<i>Actinella punctata</i>	5	0,04	5,67	0,04	1	0,03	0,23	0,26
<i>Eunotia grande</i>	5	0,04	5,67	0,04	1	0,03	0,23	0,26
<i>Alga verde filamentosa</i>	3	0,02	3,40	0,02	1	0,03	0,23	0,25
<i>Eunotia naegueli</i>	3	0,02	3,40	0,02	1	0,03	0,23	0,25
<i>Netrium sp</i>	3	0,02	3,40	0,02	1	0,03	0,23	0,25
<i>Stauroneis sp2</i>	3	0,02	3,40	0,02	1	0,03	0,23	0,25
<i>Tetmemorus</i>	3	0,02	3,40	0,02	1	0,03	0,23	0,25
<i>Bambusina sp</i>	2	0,02	2,27	0,02	1	0,03	0,23	0,24
<i>Calothrix sp</i>	2	0,02	2,27	0,02	1	0,03	0,23	0,24
<i>Cymbella sp</i>	2	0,02	2,27	0,02	1	0,03	0,23	0,24
<i>Diadesmis sp</i>	2	0,02	2,27	0,02	1	0,03	0,23	0,24
<i>Eremosphaeria sp</i>	2	0,02	2,27	0,02	1	0,03	0,23	0,24
<i>Eunotia aff monodon</i>	2	0,02	2,27	0,02	1	0,03	0,23	0,24
<i>Staurosyra sp</i>	2	0,02	2,27	0,02	1	0,03	0,23	0,24
<i>Actinella sp2</i>	1	0,01	1,13	0,01	1	0,03	0,23	0,23
<i>Eunotia monodom</i>	1	0,01	1,13	0,01	1	0,03	0,23	0,23
<i>Navicula sp3</i>	1	0,01	1,13	0,01	1	0,03	0,23	0,23
<i>Ophiocitum sp</i>	1	0,01	1,13	0,01	1	0,03	0,23	0,23
<i>Planothidium sp</i>	1	0,01	1,13	0,01	1	0,03	0,23	0,23
<i>Synetococcus sp</i>	1	0,01	1,13	0,01	1	0,03	0,23	0,23
<i>Tetraedrom sp</i>	1	0,01	1,13	0,01	1	0,03	0,23	0,23
<i>Tribonema sp 2</i>	1	0,01	1,13	0,01	1	0,03	0,23	0,23
	12848	100	14567	100	443	13,8	100	200

**CAPITULO 3.**  
**EFEECTO TEMPORAL DE LA MINERÍA EN LA RESPIRACIÓN Y EN LAS**  
**CONDICIONES FISICOQUÍMICAS DEL SUELO**

### **CAPITULO 3. EFECTO TEMPORAL DE LA MINERÍA EN LA RESPIRACIÓN Y EN LAS CONDICIONES FISICOQUÍMICAS DEL SUELO**

#### **RESUMEN**

Se caracterizaron las variables fisicoquímicas y la respiración del suelo en las áreas de 5, 15 y 30 años de recuperación post minera y un bosque de referencia. Se emplearon 15 parcelas temporales de investigación de 200 m<sup>2</sup> (4 x 50) cada una, en cada uno de los estadios sucesionales (área de sucesión temprana, bosque de sucesión tardía y bosque de referencia); para un total de 60 parcelas de muestreo, en las cuales se tomaron muestras de suelo a las que se les analizó textura, pH, contenido de Materia Orgánica MO y contenido de nutrientes (N, P, K, Ca, Mg). Los resultados mostraron que posterior a la minería se incrementaron los contenidos de MO, N total, Al y arcilla; mientras que, las concentraciones de P disponible y arena disminuyeron. Las disponibilidades edáficas de Ca, K, Mg, CICE y limo, aumentaron durante las etapas intermedias de sucesión, y se redujeron en el bosque de referencia, mientras que las variables que indican actividad de microorganismos edáficos (H, CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub>) fueron altas en todos los escenarios evaluados. Se concluyó que a partir de los 30 años de recuperación el K, Ca y Mg presentan su mayor disponibilidad en el suelo y que con el avance en la sucesión vegetal se incrementa la disponibilidad de N total y MO debido a que con la recuperación del bosque aumenta la acumulación de biomasa vegetal aérea y subterránea con lo cual aumenta la acumulación de MO del suelo, dado el balance de los ingresos y egresos por producción y descomposición de residuos orgánicos (hojarasca) del bosque. La actividad biológica del suelo es alta incluso en las minas pobres en nutrientes, ya que las altas temperaturas y humedad, junto con el contenido de MO y la condición de acidez favorecen la actividad microbiana en estas zonas. En síntesis, la minería aumenta la fragmentación del suelo creando nuevas superficies para la colonización microbiana y aumenta la proporción de la cantidad de

residuos que quedan accesibles al ataque de microorganismos, así mismo se evidencia que con la minería a cielo abierto en bosques pluviales tropicales, empieza nuevamente la pedogénesis y el desarrollo del suelo, con los atenuantes de no favorecer la recuperación ecológica natural.

### 3.1. ÁREA DE ESTUDIO ESPECÍFICA

El presente estudio se realizó en el distrito minero del San Juan, en el corregimiento Jigualito, perteneciente al municipio de Condoto, en el departamento del Chocó, Colombia. La localidad de Jigualito se encuentra ubicada a una altura de 74 msnm; limita al Norte con Guarapito por la carretera que conduce a Chiquichoqui, al Sur con Novita por la divisoria de aguas entre los ríos Tamaná y Opogodó, al Oriente con Opogodó, al Oeste con el Tigre por las quebradas El Tigre y Luis (Alcaldía Municipal de Condoto 2004). La precipitación promedio anual de la zona es de 8000 mm anuales, la humedad relativa es del 90%, los suelos son en su mayoría Ultisoles, y la zona de vida corresponde a bosque pluvial tropical (Malagon *et al.* 1995, Quinto y Moreno 2016).

Según Valoyes (2017), la zona presenta un contraste paisajístico debido a que aún contiene áreas con una densa cobertura vegetal sin intervención antrópica, donde confluyen variables como la topografía y el clima, las cuales modelan el paisaje entre 100-250 m de altitud. En las laderas bien drenadas se presentan especies como *Brosimum utile* (H. B. K.) Pittier, *Huberodendron patinoi* Cuatrec, *Camposperma panamensis* Standl, *Oenocarpus minor* Mart, *Mauritiella macroclada* (Burret) Burret, *Carapa guianensis* Aubl., *Cespedesia spathulata* (Ruiz y Pav.) Planch., *Euterpe precatoria* Mart., *Vismia macrophylla* Kunth., *Saccoglotis procera* (Little) Cuatrec, *Iriartea deltoidea* Ruiz y Pav, palmares de *Wettinia quinaria* (O.F.Cook y Doyle) Burret, mezclados con *Welfia regia* H.Wendl., *Socratea*

*exorrhiza* (Mart.) H. Wendl., y *Oenocarpus bataua* (Mart.) a nivel del estrato arbóreo, y a *Geonoma cuneata* H. Wendl. ex Spruce, a nivel del estrato arbustivo entre otras especies (Ramírez 2010).

### **Selección de Sitios de Muestreo**

Con información de las personas de la comunidad de Jigualito que se dedicaban exclusivamente a la minería en la zona; además, con el apoyo de los Consejos Comunitarios de Condoto, Rio Iró (COCOMACOIRO), y de la localidad de Jigualito, y finalmente con el apoyo de la Alcaldía de Condoto, se definieron tres áreas con diferentes etapas (o tiempos transcurridos) y/o cronosecuencias posteriores a la intervención por minería a cielo abierto de oro y platino. En tal sentido, se definió un área con disturbio reciente (Área de sucesión temprana con 5 años de recuperación), otra zona con un tiempo intermedio de recuperación (Área de sucesión tardía con 30 años), y finalmente un Bosque secundario. En cada una de estas áreas, se midieron las características fisicoquímicas del suelo para observar y cuantificar los cambios que se presentan en los sistemas edáficos luego de la actividad minera.

**Área de sucesión temprana (5 años).** Localizado en las coordenadas 1043965 N, 1047797 W, corresponde a un bosque recientemente intervenido por actividad minera, con un suelo desprovisto de materia orgánica, sin horizontes definidos, compuesto principalmente por grava, con una micro topografía con ondulaciones intermedias, rodeados de lagunas artificiales (canales resultantes de la actividad minera). El área presenta poca vegetación, se observó un proceso de sucesión primario en donde la flora dominante la constituyen especies de porte herbáceo constituidas principalmente por Gramíneas (*Andropogon bicornis* L, *Cyperus luzulae* (L.) Rottb.), Leguminosas (*Mimosa pudica* Mill.), Rubiáceas (*Borreria latifolia* (Aubl.) K. Schum) y Melastomatáceas (*Aciotis* sp, *Nepsera aquatica*

(Aubl.) Naud) entre otras y algunas especies de plantas leñosas en estado plántula y juvenil, las cuales están dispersas y cercanas a la matriz (Ramírez 2010, Valoyes 2017).

**Bosque de sucesión tardía (>30 años).** Localizado en las coordenadas 07641582 N y 0502416 W; corresponde a un bosque de sucesión tardía, presenta una micro topografía moderada con ondulaciones en el terreno. El suelo carece de una estructura definida, está compuesto por grava dejada por la actividad minera, la cual es nutrida por la hojarasca producto de la biomasa que contienen los árboles presentes en el área. La vegetación se encuentra dominada por *Cespedesia spathulata*, acompañada de otras especies pioneras como *Cecropia peltata*, *Cecropia* sp, *Conostegia micrantha* (con alturas variables que superan los 15 m y DAP  $\geq$ 10cm) (Ramírez 2010, Valoyes 2017).

**Bosque de referencia.** Se encuentra localizado en las coordenadas 7641063 N, 0501424W, corresponde a un área de bosque intervenido, con proceso de sucesión avanzada donde no se ha practicado la actividad minera; presenta suelos con una topografía homogénea, mal drenados, con una estructura definida y una capa orgánica definida; la vegetación del área está constituida por variadas especies cuya composición y estructura es dominada por especies arbóreas, algunas de ellas propias de áreas intervenidas, pero dominan especies de la composición original (Ramírez 2010, Valoyes 2017).

### 3.2. MÉTODOS

**Establecimiento de parcelas.** Se emplearon 15 parcelas temporales de investigación de 200 m<sup>2</sup> (4 x 50) cada una, en cada uno de los estadios sucesionales (Área de sucesión temprana, Bosque de sucesión tardía y Bosque secundario de referencia); para un total de 45 parcelas de muestreo. Estas parcelas, fueron establecidas entre los años 2013 y 2016; y a

su vez, fueron divididas en cinco cuadrículas de 4 x 10 m (40 m<sup>2</sup>) considerados como unidades de registro; en las cuales se tomaron las muestras de suelos para este estudio.

**Análisis de suelos.** Para evaluar la fertilidad de las áreas degradadas por minería se emplearon muestras de suelo compuestas, tomadas en las cuatro esquinas y en el centro de las cuadrículas (4 x 10 m), y luego unificadas, colectadas a 20 cm de profundidad, retirando previamente la hojarasca y material orgánico del mismo; en cada una de los tres estadios sucesionales se tomarán 15 muestras compuestas de suelos, con lo cual se tuvo un total de 45 muestras; a dichas muestras se les analizó la textura, pH, contenido de MO y contenido de nutrientes (N, P, K, Ca, Mg), en el laboratorio de Biogeoquímica de la Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín, mediante las técnicas que se referencian a continuación: la textura con la técnica de Bouyoucos, el pH en agua (1:2) con Potenciómetro, el contenido de MO con la técnica de Walkley y Black, el N total con la técnica de Micro- Kjeldahl, el P fue extraído por el método de Bray II y determinado con ácido ascórbico en espectrofotómetro UV – VIS, los nutrientes Ca, Mg, y K se extrajeron con acetato de amonio 1M, neutro, y se determinaron por absorción atómica (Osorio 2014).

**Análisis estadístico.** Se calcularon las medidas de tendencia central y de dispersión de los datos. Para comparar la fertilidad del suelo (textura, MO, pH, Al, N, P, Ca, K, Mg, CICE) de los tres estadios sucesionales en áreas degradadas por minería, se emplearon las pruebas no paramétricas de *Kruskal Wallis* porque no se cumplieron los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas de los datos, evaluados con las pruebas de *Bartlett's* y *Hartley's*. Mediante análisis de componentes principales (ACP) se relacionó multilínealmente, las variables fisicoquímicas (acidez, MO, contenido de nutrientes y textura) del suelo en cada uno de los escenarios o estadios sucesionales. Los análisis se realizaron con los programas *Statgraphics Centurion XV* (Statistical Graphics Corp. 2002) y *The R Project for Statistical Computing* ([www.r-project.org/](http://www.r-project.org/)).

### 3.3. RESULTADOS

#### Fertilidad del suelo

En las áreas degradadas por la minería a cielo abierto, se observó que los suelos presentan acidez extrema en diferentes etapas de sucesión ecológica (5, 15 y 30 años), siendo mayor la acidez en el área de referencia. Las concentraciones de aluminio fueron bajas en las primeras etapas de recuperación de las áreas degradadas, pero en el bosque de referencia, su contenido fue significativamente alto, alcanzando valores cercanos a la toxicidad ( $2.41 \text{ cmolc kg}^{-1}$ ) (Tabla 12). Los contenidos de Ca, K, Mg y CICE fueron bajos en los primeros años posteriores a la minería (5 y 15 años), luego incrementan significativamente con el paso del tiempo, hasta alcanzar valores intermedios y altos (30 años); finalmente, en el bosque de referencia las concentraciones tienden a ser bajas nuevamente (Figura 24 y 25). Por su parte, el contenido de P edáfico disponible es muy alto en las minas, pero disminuye drásticamente con el paso del tiempo, a tal punto que en los bosques de referencia su contenido es muy bajo.

Los contenidos de N total y materia orgánica, son bajos en las áreas degradadas por minería, pero muestran incrementos considerables con el paso del tiempo luego de la minería, con los valores más altos en el bosque de referencia. Una tendencia similar evidencia los porcentajes de limo y arcilla del suelo, que son muy bajos en las áreas intervenidas, pero aumentan su concentración en el bosque de referencia. El contenido de arena fue alto en las áreas de 5, 15 y 30 años, y muestra una reducción en el bosque de referencia (Tabla 12, Figura 24 y 25). En síntesis, se observó que posterior a la minería incrementaron los contenidos de MO, N total, Al y arcilla; mientras que, las concentraciones de P disponible y arena disminuyeron. Por su parte, las disponibilidades edáficas de Ca, K, Mg, CICE y limo, aumentaron durante las etapas intermedias de sucesión, y luego disminuyeron en el bosque de referencia (Tabla 12, Figuras 24 y 25).



Al evaluar los cambios en las características fisicoquímicas de los suelos luego de la degradación por minería, se observó que las concentraciones edáficas de MO y N total fueron limitadas durante los primeros 30 años de recuperación. Contrario a ello, la cantidad de P disponible fue alta en las etapas iniciales (5 y 15 años) posteriores a la minería, y disminuyó significativamente con la sucesión (Figura 24). Las concentraciones de Ca, K y Mg fueron muy bajas en las etapas iniciales, luego de 30 años incrementan considerablemente su disponibilidad, mientras que en el bosque de referencia las cantidades edáficas fueron menores (Figura 24). Las tendencias observadas en la disponibilidad de nutrientes (Ca, K y Mg) también fueron evidenciadas en el pH, la CICE y el porcentaje de limo del suelo (Figura 25). Finalmente, las concentraciones edáficas de Al y arcilla incrementaron significativamente con la recuperación del ecosistema; mientras que, el contenido de arena disminuyó (Figura 25).

El PCA evidenció un gradiente subyacente determinado por la edad tras el abandono, donde elementos como la materia orgánica y el nitrógeno mostraron un aumento marginal con la edad de abandono entre las minas, pero un aumento drástico entre éstas y el bosque de referencia (Figura 26). En síntesis, las variables del suelo medidas en las áreas de 5, 15, 30 años y el área de referencia variaron entre sí, e indicaron que las zonas intervenidas en conjunto presentan suelos arenosos y más pobres en nutrientes si se comparan con el suelo en el bosque de referencia. En concreto, variables como fósforo, pH, magnesio y calcio se relacionaron entre sí y fueron más altas en las áreas de 5, 15 y 30 años que en el bosque de referencia, mientras que nitrógeno y materia orgánica presentaron relaciones positivas y se manifestaron con mayor magnitud en el bosque de referencia. El resto de las variables medidas no variaron significativamente entre ambientes sucesionales (Tabla 12).

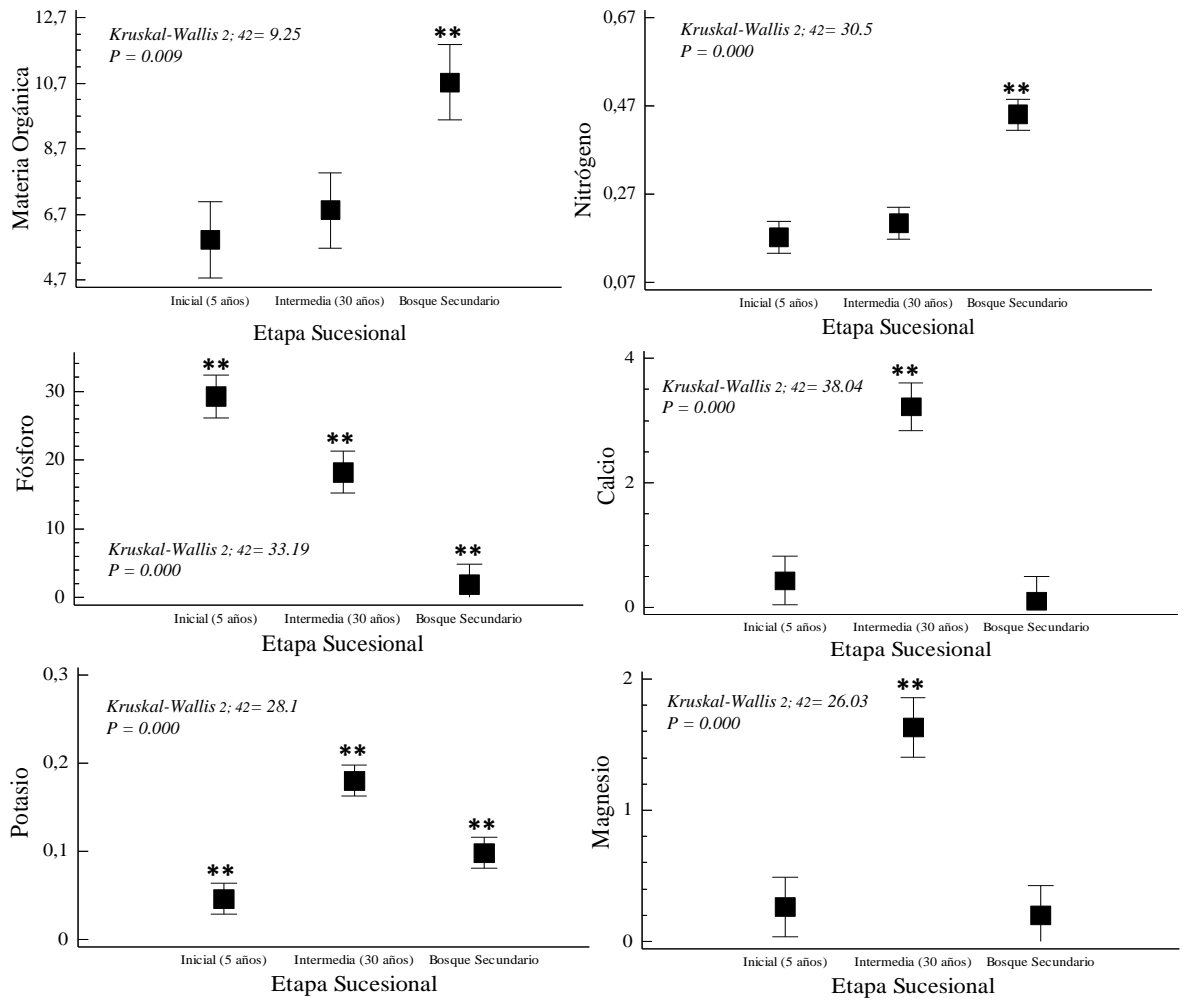


Figura 24. Cambios en la concentración de materia orgánica y nutrientes (N total, P, Ca, K y MG) del suelo en diferentes etapas sucesionales de áreas degradadas por minería en localidades del Chocó biogeográfico, Colombia.

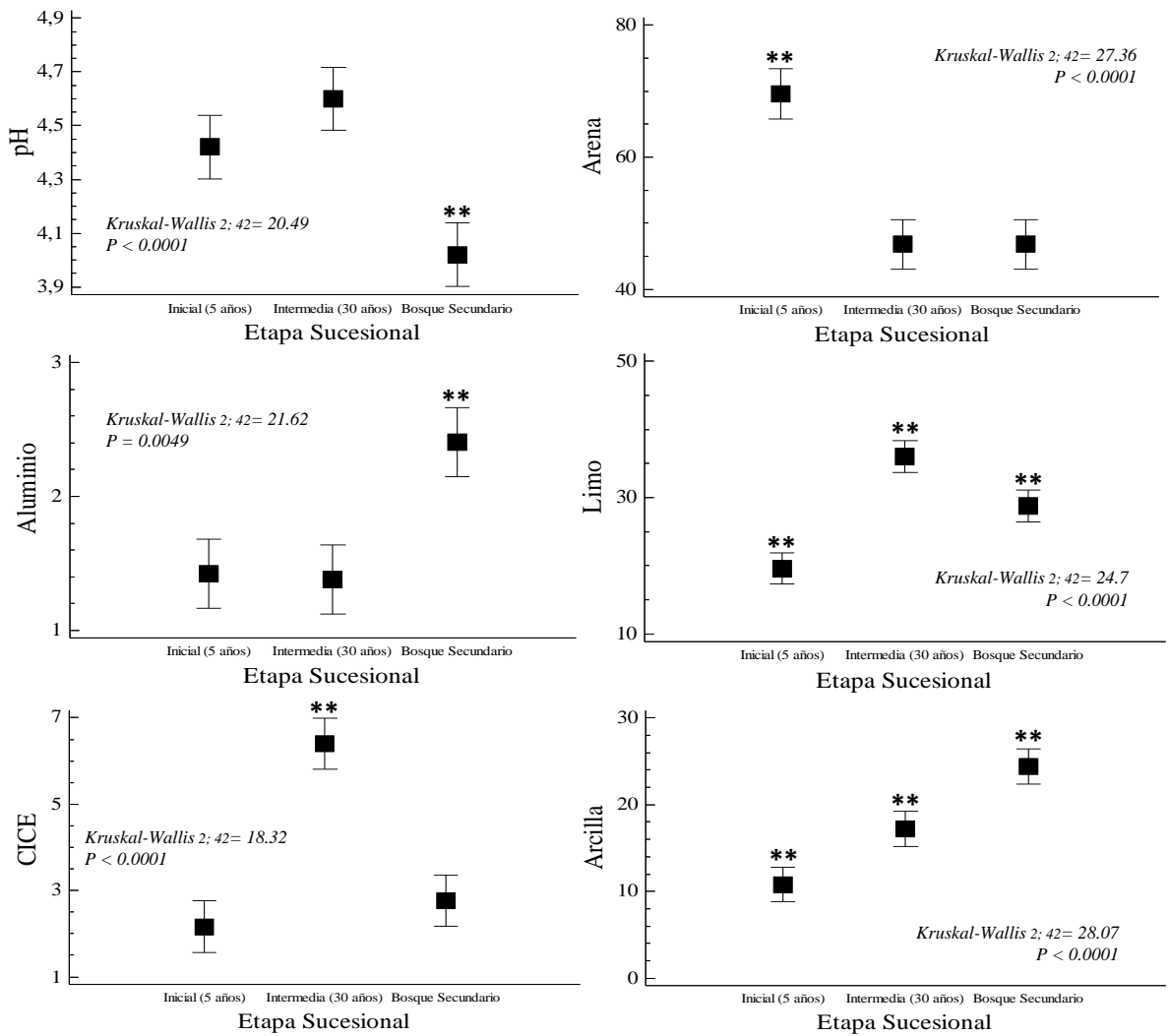


Figura 25. Cambios en la acidez, contenido de aluminio y textura (arena, limo y arcilla) del suelo en diferentes ecosistemas sucesionales degradados por minería en el Chocó biogeográfico, Colombia.

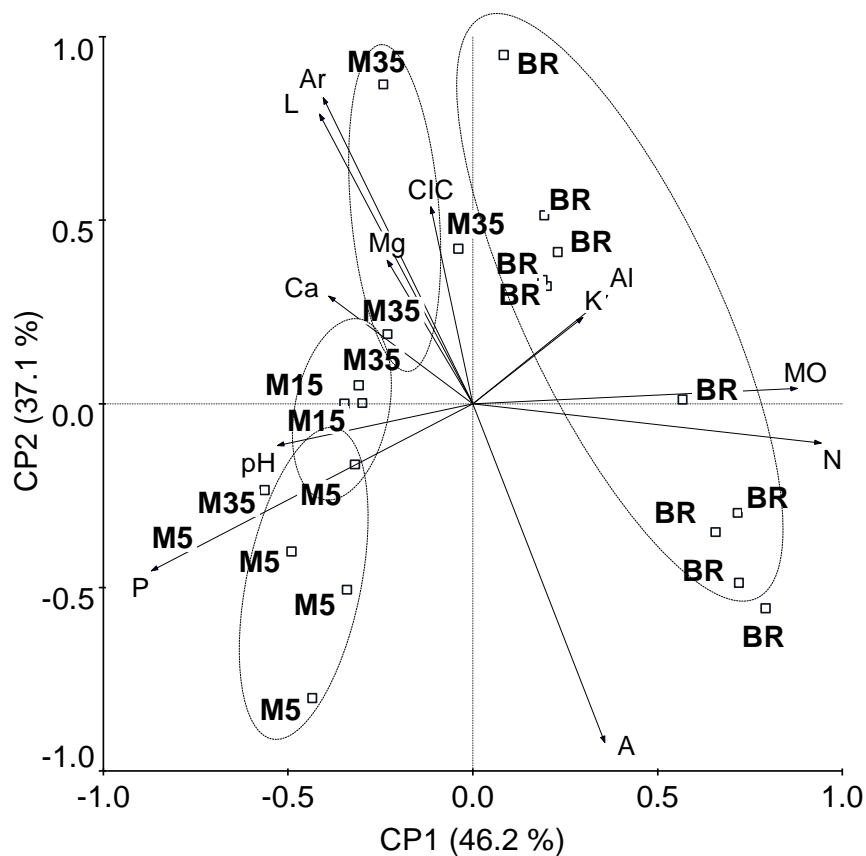


Figura 26. Análisis de componentes principales (ACP): características físicas y químicas del suelo en parcelas de muestreo en minas de 5, 15 y 30 años tras el abandono y bosque de referencia en Condoto, Chocó, Colombia.

### Actividad biológica del suelo

Las variables indicadoras de la actividad biológica del suelo (H, CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub>) presentaron diferencias estadísticamente significativas entre los escenarios de muestreo, en este sentido, en términos generales la actividad fue mayor en el bosque de referencia y en el área con 15 años de recuperación (Tabla 13). No obstante, desde el punto de vista biológico, es importante resaltar que la actividad biológica del suelo se manifiesta alta desde estadios tempranos de sucesión, en concreto, todas las variables que indican actividad de microorganismos edáficos se manifestaron altas en todos los escenarios evaluados (Tabla

13, Figura 27). La anterior tendencia se mantuvo incluso a lo largo del todo el tiempo de medición de las variables indicadoras (Figura 28).

Tabla 12. Características físicas y químicas del suelo en parcelas de muestreo en minas de 5, 15 y 30 años tras el abandono y bosque de referencia en Condoto, Chocó, Colombia.

Variable	Escenario																Kruskal-Wallis	
	5 años				15 años				30 años				Bosque referencia				H	P
	Media	Min	Max	DE	Media	Min	Max	DE	Media	Min	Max	DE	Media	Min	Max	DE		
A	69.6	56.0	84.0	10.8	57.5	57.0	58.0	0.71	46.8	28.0	58.0	11.4	64.4	28.0	90.0	20.6	0.70	0.12
L	19.6	10.0	34.0	9.1	18.5	18.0	19.0	0.71	36.0	28.0	42.0	5.10	21.2	8.00	38.0	9.67	8.74	<b>0.03</b>
Ar	10.8	6.0	16.0	3.6	24.0	24.0	24.0	0.01	17.2	12.00	30.0	7.56	14.4	2.00	34.0	11.3	3.98	0.26
pH	4.4	4.0	4.7	0.3	4.8	4.7	4.8	0.07	4.60	4.20	5.40	0.48	4.06	3.80	4.30	0.18	11.6	<b>0.008</b>
N	0.2	0.1	0.3	0.1	0.2	0.2	0.2	0.05	0.20	0.06	0.27	0.09	0.64	0.36	1.05	0.25	15.9	<b>0.001</b>
MO	0.8	0.1	1.5	0.6	1.8	1.7	1.8	0.07	6.82	3.70	9.00	2.20	12.8	4.40	23.8	7.78	14.6	<b>0.002</b>
Al	1.4	0.6	2.1	0.6	1.5	1.4	1.5	0.07	1.38	0.34	2.16	0.69	2.12	1.05	3.43	0.75	4.74	0.19
Ca	0.4	0.2	1.0	0.3	0.3	0.3	0.3	0.01	3.22	0.80	5.50	1.92	0.13	0.08	0.27	0.06	16.3	<b>0.001</b>
Mg	0.3	0.1	0.4	0.1	0.4	0.4	0.4	0.01	1.63	0.34	3.20	1.13	0.24	0.12	0.47	0.11	10.9	<b>0.01</b>
K	0.05	0.03	0.1	0.03	0.3	0.3	0.3	0.01	0.18	0.07	0.28	0.08	0.14	0.06	0.31	0.07	13.1	<b>0.004</b>
CIC	2.2	1.5	2.9	0.7	2.3	2.2	2.4	0.14	6.40	2.40	9.50	2.78	2.65	1.40	3.90	0.83	7.47	0.06
P	29.2	19.0	44.0	9.7	17.0	16.0	18.0	1.41	18.2	7.00	37.00	12.2	2.10	1.00	3.00	0.74	17.1	<b>0.001</b>

Tabla 13. Variables indicadoras de actividad biológica en el suelo de minas y bosque de referencia en Condoto, Chocó, Colombia.

Escenarios	Variables		
	H	CH <sub>4</sub>	CO <sub>2</sub>
5 años	567.5±37.7	479.7±29.6	394.3±28.2
15 años	698.9±27.6	604.0±33.4	558.8±36.6
30 años	543.3±31.9	505.4±35.9	400.2±37.1
BR	686.7±21.8	564.6±14.3	497.1±10.8
<i>F</i> <sub>3,11364</sub>	19831.9	10351.1	19842.5
<i>P</i>	<0.0001	<0.0001	<0.0001

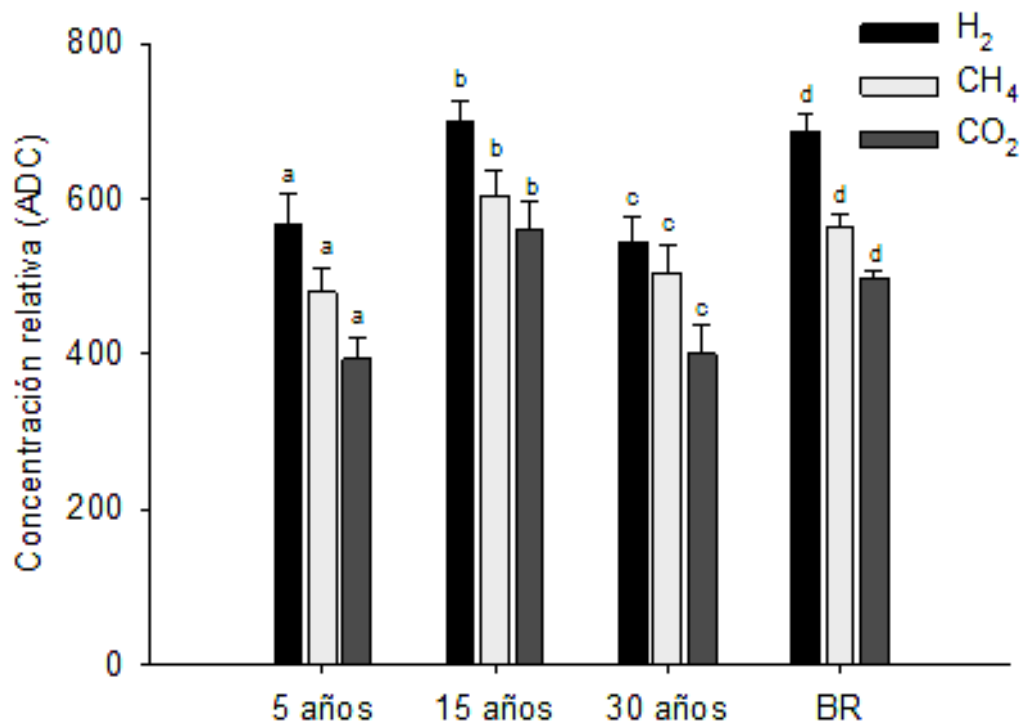


Figura 27. Actividad biológica del suelo en minas y bosque de referencia en Condoto, Chocó, Colombia.

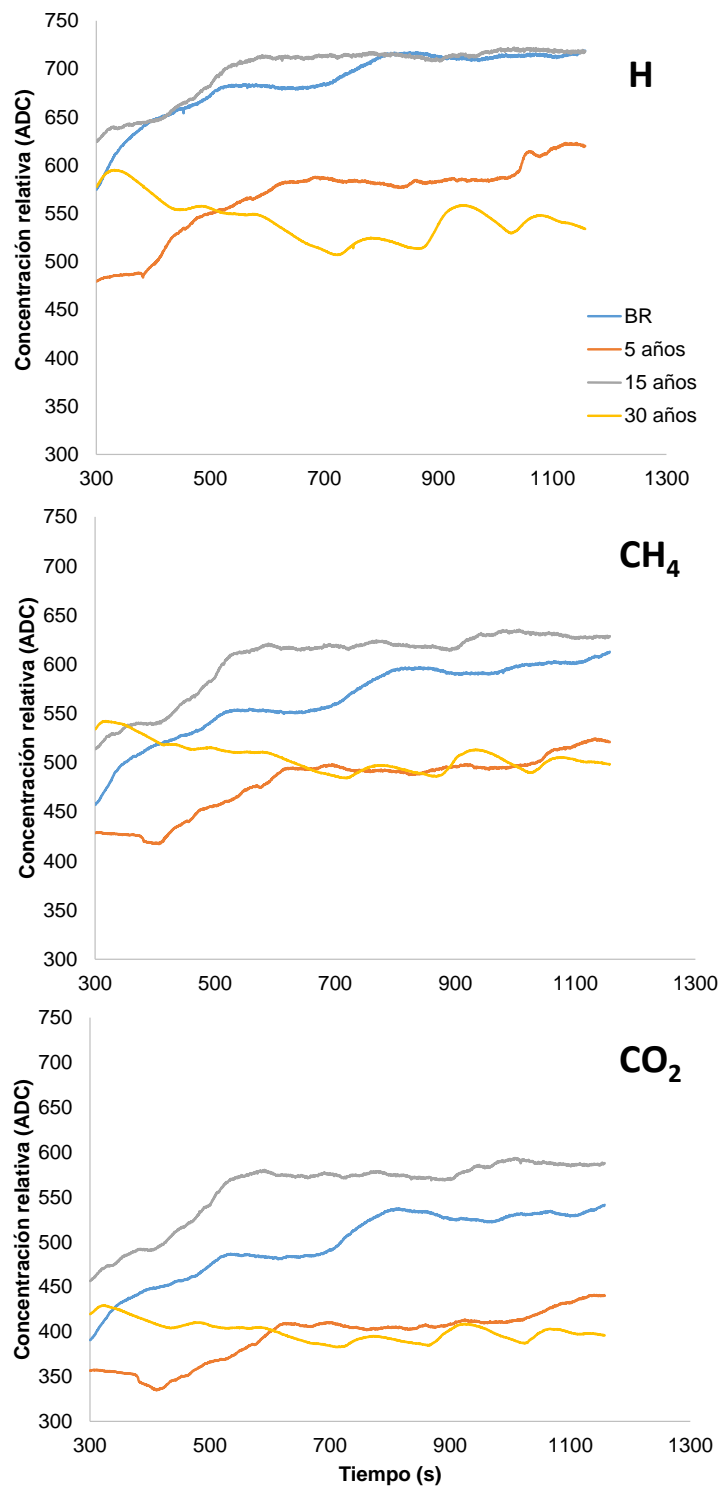


Figura 28. Dinámica temporal de la actividad biológica del suelo en minas y bosque de referencia en Condoto, Chocó, Colombia.



### 3.4. DISCUSIÓN

**Cambios en la acidez del suelo en áreas degradadas por minería:** Las áreas degradadas por minería a cielo abierto con distintos tiempos de recuperación en Jigualito, Condoto (Chocó), presentaron suelos extremadamente ácidos (Tabla 1; Figura 2). Lo cual, corrobora la extrema acidez previamente registrada en bosques pluviales tropicales de las localidades del Bajo Calima, Opogodó, Pacurita y Salero, en el Chocó Biogeográfico (Faber-Langendoen y Gentry 1991, Quinto y Moreno 2016). Asimismo, estas observaciones confirman la tendencia de suelos ácidos mencionada en diversos estudios realizados en bosques húmedos tropicales (Buol et al. 1981, Vitousek 1984, Vitousek y Sanford 1986; Malagón et al. 1995; Powers et al. 2005).

La extrema acidez en los suelos tropicales se genera principalmente por la lixiviación de cationes básicos (Ca, Mg, K y Na) y la acumulación de cationes ácidos (Al e H) por causa de factores ambientales como la alta precipitación (Jenny 1941, Sadzawka y Campillo 1993); asimismo, por la influencia de otros factores como los altos contenidos de MO que liberan ácidos carbónicos que acidifican el suelo, y la fijación simbiótica de N<sub>2</sub> que libera iones H<sup>+</sup> que aumentan la acidez edáfica (Sadzawka y Campillo 1993). Por lo tanto, se puede aseverar que, en las áreas degradadas por minería del Chocó biogeográfico, las variaciones en la concentración de cationes, MO y N total, posiblemente explican en mayor proporción los cambios en los niveles de acidez del suelo. En la etapa sucesional que se presentó menor acidez (a los 30 años de recuperación), se registró también la mayor disponibilidad de cationes (K, Ca y Mg).

Sin embargo, las tendencias en acidez edáfica de las áreas degradadas por minería, fueron diferentes a las registradas por Li et al. (2013) quienes observaron mayor acidez edáfica en etapas sucesionales caracterizadas por presentar suelos ricos en MO y minerales (K, Zn, Cu, Fe) en bosques tropicales de China (Li et al. 2013). Asimismo, los resultados del

presente estudio fueron distintos a los mencionados por Werner (1984), quien observó que los niveles de pH permanecían relativamente constantes a través de sucesiones vegetales posteriores a procesos de deforestación en bosques tropicales de Costa Rica. Estas diferencias en la acidez edáfica con la sucesión vegetal posterior a intervenciones antrópicas de diferentes bosques lluviosos tropicales (Guariguata y Ostertag 2001), muestran que los niveles de pH son muy sensibles a las condiciones edáficas locales (nutrientes, MO, humedad, etc.); y que, además, debido a su sensibilidad no sería un buen predictor edáfico en términos de restauración de ecosistemas degradados, especialmente los degradados por minería a cielo abierto.

**Cambios en el contenido de Aluminio, Calcio, Potasio y Magnesio del suelo en áreas degradadas por minería:** El bosque de referencia presentó la mayor concentración de Al edáfico (Tabla 1; Figura 2). Lo cual, evidencia una posible toxicidad que resulta frecuente en estas zonas geográficas, que son similares con los altos niveles del mineral registrados en los suelos de localidades como Bajo Calima, Salero y Pacurita, en el Chocó biogeográfico (Faber-Langendoen y Gentry 1991, Quinto y Moreno 2016). La razón por la cual incrementa el Al edáfico con la sucesión en áreas degradadas por minería, seguramente es porque cuando se realiza minería a cielo abierto, la acción mecánica de las retroexcavadoras sobre el suelo y subsuelo, dejan expuestos fragmentos de rocas ígneas y metamórficas que por procesos de meteorización liberan paulatinamente minerales (Al, Fe, S, P, Mg, K, etc.) al suelo residual (Chacón 1992, Diaz y Elcoro 2009, ELAW 2010). Gran parte de estos minerales liberados al suelo por meteorización son lixiviados rápidamente por la acción de las intensas lluvias (Austin y Vitousek 1998, Santiago et al. 2005, Osorio 2014); Sin embargo, la concentración de Al tiende a incrementar, debido posiblemente al hecho de que su tasa de lixiviación es menor que la de los otros minerales (Osorio 2014). Además, el Al puede estar en formas *soluble* en la solución del suelo, *intercambiable* absorbido sobre la superficie de las arcillas cargadas negativamente, en *complejo* por la MO del suelo, *y/o precipitado* como mineral secundario en forma de óxido e hidróxido en el suelo, lo cual explica su alta disponibilidad en suelos extremadamente meteorizados como

Ultisoles y Oxisoles (Osorio 2014); similar a lo que se presenta en suelos arcillosos con alto contenido de aluminio en el Chocó Biogeográfico (Rangel-Ch. *et al.* 2004).

En las áreas tropicales que han sufrido perturbaciones antrópicas, los nutrientes del suelo incrementan su disponibilidad durante las etapas iniciales e intermedias de la sucesión; pero luego, reducen su concentración en las etapas avanzadas de desarrollo del ecosistema (Werner 1984, Peet 1992, Guariguata y Ostertag 2001, Hedin *et al.* 2003). Particularmente, en las áreas degradadas por minería de Jigualito, luego de 30 años de recuperación, el K, Ca y Mg presentaron su mayor disponibilidad en el suelo (figura 1); sin embargo, al comparar el contenido de estos minerales en el suelo del bosque de referencia se nota una disminución en su concentración. Posiblemente, por la absorción e inmovilización de cationes en la biomasa vegetal del bosque, que representa uno de los principales mecanismos de conservación de nutrientes limitantes (Brown y Lugo 1990, Guariguata y Ostertag 2001, Chapin III *et al.* 2002). Estos patrones de incrementos y reducciones en la concentración de nutrientes de las áreas degradadas por minería, son similares a los registrados en procesos de desarrollo del suelo (pedogénesis) y de sucesión primaria, en los cuales la disponibilidad de nutrientes y fertilidad edáfica aumentan en las primeras etapas de pedogénesis; pero al final de la sucesión, cuando se alcanza un equilibrio dinámico en el ecosistema, la concentración de nutrientes disminuye (Peet 1992, Hedin *et al.* 2003). En consecuencia, se puede concluir que, con la minería a cielo abierto en bosques pluviales tropicales del Chocó biogeográfico, se genera un “*rejuvenecimiento* edáfico”.

**Cambios en la concentración de Materia orgánica, Nitrógeno total y Fósforo del suelo en áreas degradadas por minería:** se evidenció que, con el avance en la sucesión vegetal posterior a la minería, se incrementa la disponibilidad de N total y MO en el suelo. Particularmente, la MO presentó valores muy altos y aumentó con el tiempo de recuperación natural del sistema. Este incremento posiblemente se debe a que con la recuperación del bosque aumenta la acumulación de biomasa vegetal aérea y subterránea

(Li et al. 2013, Quinto et al. 2013), con lo cual aumenta la acumulación de MO del suelo, dado que esta es el resultado del balance de los ingresos y egresos por producción y descomposición de residuos orgánicos (hojarasca) del bosque (Moreno y Oberbauer 2008).

Los valores altos de MO observados en áreas degradadas por minería, también se han registrado previamente en otros bosques pluviales tropicales del Chocó biogeográfico (Faber-Langendoen y Gentry 1991, Posada y Schuur 2011, Quinto et al. 2016); lo cual, seguramente se debe al efecto que tiene la alta precipitación sobre el funcionamiento de los bosques tropicales; puesto que, la alta pluviosidad genera disminución de las concentraciones foliares de N, P, Ca y Mg (Austin y Vitousek 1998, Schuur y Matson 2001, Santiago et al. 2005, Posada y Schuur 2011), disminuye la actividad descomponedora de los microorganismos por falta de oxígeno (Schuur y Matson 2001, Schuur 2003), reduce la tasa de descomposición de materia orgánica (Schuur 2001), y por ende reduce la disponibilidad edáfica de nutrientes (Kaspari et al. 2008); como resultado de lo anterior, se incrementa el contenido y tiempo de recambio de la materia orgánica del suelo (Posada y Schuur 2011), y explica los altos contenidos de MO en áreas degradadas por minería a partir de los 30 años.

Finalmente, los cambios en las concentraciones edáficas de N total y P disponible en las áreas degradadas por minería, mostraron incrementos y reducciones, respectivamente. Dichas tendencias, corroboran la hipótesis que plantea que en suelos tropicales, en etapas sucesionales iniciales, hay una limitación por nitrógeno (N), que con el paso del tiempo se va mitigando debido a la colonización de plantas fijadoras de N<sub>2</sub> atmosférico (Walker 1993); a su vez, esta fijación de N está limitada por la disponibilidad de P y humedad. Por lo tanto, en la medida en que avanza la sucesión, aumenta el N total del suelo y se reduce su limitación para el ecosistema (Cleveland et al. 1999; Walker y del Moral 2008). Además, dicha hipótesis plantea que, a diferencia del N, los niveles de P en el suelo tienden a ser

altos en los primeros estadios sucesionales, y con el paso del tiempo tiende a disminuir su disponibilidad, debido a las pérdidas por lixiviación y a la inmovilización en sesquióxidos de Fe y Al (Walker y Syers 1976; Sanchez 1976; Vitousek et al. 2010). En síntesis, se evidencia que con la minería a cielo abierto en bosques pluviales tropicales del Chocó biogeográfico, empieza nuevamente la pedogénesis y el desarrollo del suelo, con los atenuantes de condicionar la recuperación ecológica natural.

### **Actividad biológica del suelo en áreas degradadas por minería**

Las variables indicadoras de la actividad biológica del suelo (H, CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub>) mostraron que en todos los escenarios evaluados la actividad microbiana es alta (Tabla 2), incluso en las minas pobres en nutrientes (Figura 4). Estos resultados posiblemente se deben al hecho de que la actividad de los microorganismos del suelo está determinada por diversas variables ambientales como temperatura, humedad, acidez, contenido de arcillas, alteraciones del suelo, calidad y cantidad del material orgánico, y características de la comunidad microbiana, entre otros, (Mendiara 2012); las cuales determinan considerablemente procesos como respiración microbiana en ecosistemas edáficos como los del Chocó biogeográfico. Específicamente, los suelos del Chocó biogeográfico evaluados en este estudio se caracterizan por presentar altas temperaturas y humedad (Malagon *et al.* 1995, Quinto y Moreno 2016), altos contenidos de materia orgánica y suelos ácidos (Tabla 1, Figura 1); lo cual, favorece la actividad microbiana en estas zonas.

Según Mendiara (2012), los principales procesos edáficos que influyen en el proceso de respiración del suelo son la lixiviación, la fragmentación y la alteración química. Particularmente, la fragmentación del suelo es un proceso preponderante en las áreas degradadas por minería, y explicaría en gran proporción la alta actividad microbiana en estos

ecosistemas edáficos; puesto que, con la minería se generan material residual acumulado formando pequeños montículos; caracterizados por tener texturas gruesas (gravas y arenas gruesas) en la parte superior (Chacón 1992, Díaz & Elcoro 2009). En síntesis, la minería aumenta la cantidad de fragmentos de rocas y suelos; por consiguiente, dicha fragmentación del suelo crea nuevas superficies para la colonización microbiana y aumenta la proporción de la cantidad de residuos que quedan accesibles al ataque de microorganismos (Mendiara 2012); lo cual explicaría parcialmente la alta actividad microbial de las áreas degradadas por minería.

Sin embargo, la mayor actividad microbial se presentó en el bosque de referencia y en las minas con 15 años de recuperación (Tabla 2); lo cual, posiblemente se debe a la combinación de factores ambientales (alta humedad, temperatura, materia orgánica) favorables para la actividad de los microorganismos (Mendiara 2012). Específicamente, en las minas de 15 años se presenta alta humedad (90%) producto de las constantes y fuertes lluvias de la región, que favorecen la actividad microbial; asimismo, las altas temperaturas son una constante en estos ecosistemas, que están desprovistos de cobertura boscosa densa, producto de la deforestación por la minería, con lo cual la radiación solar es directa, lo que aumenta la temperatura y favorece la actividad de los microorganismos. Esta aseveración está sustentada en lo planteado por Raich y Schlesinger (1992), quienes consideran que, a escala global, la respiración del suelo está influenciada por las temperaturas y las precipitaciones medias anuales, y la interacción entre estas dos variables (Raich y Schlesinger 1992). Además, explican que la temperatura del suelo es uno de los factores que tiene mayor importancia sobre el crecimiento y la supervivencia de los microorganismos edáficos. Puesto que, a medida que se eleva la temperatura se aceleran las reacciones químicas y enzimáticas, por lo que el crecimiento, metabolismo, biomasa y tasa de respiración microbial aumentan considerablemente en el suelo (Raich y Schlesinger 1992, Sinclair, 1992, Mendiara 2012). Además de lo anterior, estas minas presentaron acumulaciones de materia orgánica (1.8%) producto de la vegetación colonizadora; lo cual, favorece la actividad microbial. En síntesis, la acción conjunta de la alta humedad

(producto de la precipitación), la temperatura (generada por la radiación solar directa) y la acumulación de materia orgánica, es la responsable de la alta actividad microbial registrada en las áreas de estadíos tempranos de sucesión (15 años); la cual, puede ser similar a la registrada en los bosques de referencia aledaños.

### **3.5. LITERATURA CITADA**

Alcaldía Municipal, Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico IIAP, Convenio BID-Plan Pacífico-MAVDT-Gobernación del Chocó-Universidad Tecnológica del Chocó. Esquema de Ordenamiento Territorial. 2005. EOT- 2005-2015.

Austin A. T. y P. M. Vitousek 1998. Nutrient dynamics on a precipitation gradient in Hawaii. *Oecologia* 113: 519–529.

Brown S. & A.E. Lugo. 1990. Tropical Secondary Forests. *Journal of Tropical Ecology* 6(1): 1-32.

Buol, S. W., F. D. Hole y R. J. McCracken. 1981. Génesis y Clasificación de Suelos. Primera Edición. Editorial Trillas. S.A. México D.F. México. Páginas 417.

Chacón, I.E. 1992. Pequeña y mediana minería aluvional. Oro y diamante. Tomo II. Universidad de Oriente, Núcleo Bolívar. Fundaudo, Ciudad Bolívar.

Chapin III, F.S., Matson, P.A., y H.A. Mooney. 2002. Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology. Springer-Verlag New York, Inc. United States of America. 436 pg.

Chazdon, R.L. 2003. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. 6(1):51-71.

- Clark, D. A., S. Brown, D. W. Kicklighter, J. D. Chambers, J. R. Thomlinson, E. Holland & J. Ni. 2001b. Net Primary Production in Forest: An Evaluation and Synthesis of Existing Field Data. *Ecological Applications* 11 (2) 356 – 370.
- Cleveland, C.C.; A. R. Townsend, D.S. Schimel, H. Fisher, R. W. Howarth, L.O. Hedin, S.S. Perakis, E.F. Latty, J. C. Von Fischer, A. Elseroad, y M.F. Wasson. 1999. Global patterns of terrestrial biological nitrogen (N<sub>2</sub>) fixation in natural ecosystems. *Global Biogeochem Cycles*. 13(2): 623 – 645.
- Cleveland, C.C., A.R. Townsend, P. Taylor, S. Alvarez-Clare, M. Bustamante, G. Chuyong, S. Z. Dobrowski, P. Grierson, K. E. Harms, B.Z. Houlton, A. Marklein, W.
- Parton, S. Porder, S.C. Reed, C.A. Sierra, W.L. Silver, E.V.J. Tanner, & W.R. Wieder. 2011. Relationships among net primary productivity, nutrients and climate in tropical rain forest: a pan-tropical analysis. *Ecology Letter*: 2011. 1 – 9.
- Diaz, W.A., & Elcoro, S. 2009. Plantas colonizadoras en áreas perturbadas por la minería en el Estado Bolívar, Venezuela. *Acta Botánica Venezuela* 32 (2): 453-466.
- Environmental Law Alliance Worldwide (ELAW). 2010. Guidebook for Evaluating Mining Project EIAs. Eugene, OR 97403. U.S.A. Pp. 110. ISBN 978-0-9821214-36. [www.elaw.org](http://www.elaw.org)
- Faber-Langendoen, D. and A. H. Gentry. 1991. The Structure and Diversity of Rain Forests at Bajo Calima, Chocó Region, Western Colombia. *Biotropica*. 23(1): 2-11.
- Guariguata, M., and R. Ostertag. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148(2001): 185-206.
- Hedin, L.O.; P. M. Vitousek, and P.A. Matson. 2003. Nutrient losses over four million years of tropical forest development. *Ecology* 84(9): 2231–2255.
- Holl, K.D. 2002. Tropical moist forest. In Perrow M.R. & A.J. Davy (Editors). *Handbook of ecological restoration. Volume 2. Restoration in Practice*. Cambridge University Press. Cambridge. UK. Pp.539-558.



Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico (IIAP). 2001. Informe Técnico Aspectos Mineros en el Chocó. Informe de Proyecto. Quibdó, Colombia.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.

Jenny H. 1941. Factors of soil formation. McGraw-Hill, New York.

Jia G., J. Cao., C. Wang., and G. Wang. 2005. Microbial biomass and nutrients in soil at the different stages of secondary forest succession in Ziwulin, northwest China. *Forest Ecology and Management* 217 (2005) 117–125.

Kaspari M, Garcia M.N., Harms K.E., Santana M., Wright S.J., Yavitt J.B. 2008. Multiple nutrients limit litterfall and decomposition in a tropical forest. *Ecology Letter* 11:35–43.

Li Y, Yang F, Ou Y, Zhang D, Liu J, et al. 2013. Changes in Forest Soil Properties in Different Successional Stages in Lower Tropical China. *PLoS ONE* 8(11): e81359. doi:10.1371/journal.pone.0081359

Malagon D., C. Pulido, R. D. Llinas, C. Chamorro, y J. Fernández. 1995. Suelos de Colombia. Origen, Evolución, Clasificación, Distribución y uso. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. Subdirección de Agrología. Santa fe de Bogotá – Colombia. 632, pg.

Mendiara S. (2012). Efecto de los usos del suelo en la emisión de dióxido de carbono del suelo a la atmósfera en un Agroecosistema semiárido del Valle del Ebro. España. Universidad de Vic, Escuela Politécnica Superior. 16-18

MINMINAS - Ministerio de Minas y Energía 2012. Censo Minero Departamental 2010-2011. Ministerio de Minas y Energía. República de Colombia. Bogotá DC. Pg 40. Descargado el 30 de abril de 2016, desde: <https://www.minminas.gov.co/censominero>

Moreno, F.H. & S.F. Oberbauer. 2008. Dynamics of soil carbón in primary and secondary tropical forests in Colombia. Pp. 283-296. In Bravo, F., V. LeMay, R. Jandl, & K. von

Gadow (Editors). *Managing forest ecosystems: The challenge of climate change*. Springer Science Business Media. ISBN 978-1-4020-8342-6. Pp. 338.

Myers N., R.A. Mittermeier, C.G. Mittermeier, G.A.B. da Fonseca & J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858 doi:10.1038/35002501.

Osaki, M., T. Watanabe & T. Tadano. 1997. Beneficial effect of aluminum on growth of plants adapted to low pH soils. *Soil Science and Plant Nutrition*, 43(3): 551-563.

Osorio, N. W. 2014. *Manejo de nutrientes en suelos del Trópico*. Segunda edición. Editorial L. Vieco S.A.S. Medellín. Colombia. 416 p.

Peet, R.K. 1992. Community structure and ecosystem function. 103- 151. In Glen.Lewin, Peet, R.K. and T.T. Veblen (eds). *Plant succession. Theory and prediction*. Chapman and Hall. London. UK. 352 p.

Persson H., Majdi H. & Clemensson-Lindell A. 1995. Effects of acid deposition on tree roots. *Ecology Bulletin*, 44, 158-167.

Posada J.M. y Schuur E.A.G. 2011. Relationships among precipitation regime, nutrient availability, and carbon turnover in tropical rain forests. *Oecologia*. 165:783–795.

Powers, J. S. Treseder. K. K., y M. T. Lerdau. 2005. Fine roots, arbuscular mycorrhizal hyphae and soil nutrients in four neotropical rain forests: patterns across large geographic distances. *New Phytologist*. 165: 913–921.

Primack, R.B. 2008. *A primer of Conservation Biology*. Fourth edition. Sinauer Associates, Inc. Sunderland. MA. 01375. U.S.A. Pp. 349.

Quinto, H. & Moreno, F.H. 2014. Diversidad florística arbórea y su relación con el suelo en un bosque pluvial tropical del Chocó biogeográfico. *Revista Árvore*, Viçosa-MG, v.38, n.6, p.1123-1132.

- Quinto, H. & Moreno, F.H. 2016. Precipitation effects on soil characteristics in tropical rain forests of the Chocó biogeographical region. *Revista Facultad Nacional de Agronomía Medellín* 69(1): 7813-7823. Doi:10.15446/rfna.v69n1.54749.
- Quinto-Mosquera, H., Cuesta-Nagles, J., Mosquera-Sánchez, I., Palacios-Hinestroza, L., & Peñaloza-Murillo, H. 2013. Biomasa vegetal en zonas degradadas por minería en un bosque pluvial tropical del Chocó Biogeográfico. *Revista Biodiversidad Neotropical* 3(1): 53-64. doi:<http://dx.doi.org/10.18636/bioneotropical.v3i1.127>.
- Quinto, H., M.H. Caicedo, L.M. Pérez. & F.H. Moreno, 2016. Dinámica de raíces finas y su relación con la fertilidad edáfica en bosques pluviales tropicales del Chocó biogeográfico colombiano. *Revista de Biología Tropical* 64 (4): 1709-1719.
- Quinto H, and Moreno F. 2017. Net Primary Productivity and Edaphic Fertility in Two Pluvial Tropical Forests in the Chocó Biogeographical Region of Colombia. *PLoS ONE* 12(1): e0168211. doi:10.1371/journal.pone.0168211
- Ramírez MG. 2010. Estudio de las comunidades de Palmas en dos regiones fitogeográficas del Chocó-Colombia. Trabajo de grado para optar al título de Magister en Ciencias-Biología Línea Biodiversidad y Conservación, Universidad Nacional de Colombia.
- Ramírez, G., & E. Ledezma. 2007. Efectos de las Actividades Socio-económicas (Minería y Explotación Maderera) Sobre los Bosques del Departamento del Chocó. *Revista Institucional Universidad Tecnológica del Chocó* 26: 58-65.
- Raich, J.W. & W.H. Schlesinger. 1992. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relation to vegetation and climate. *Tellus* 44B: 81-99.
- Rangel, J. O. (ed). 2004. Colombia Diversidad Biótica IV: El Chocó Biogeográfico/Costa Pacífica. Instituto de ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, D.C
- Richards, P.W. 1996. *The Tropical Rain Forests. An ecological study. Second edition.* Cambridge: Cambridge University Press. 575pp.

Rivas, J.M., Palomeque A.K., Berardinelli N.L., & Hinestroza L. 2015. Afectación del derecho al medio ambiente sano en la Comunidad de Condoto-Chocó por el otorgamiento de títulos mineros a empresas multinacionales. *Pensamiento Jurídico*, 42:213-240.

Sadzawka R. A. & Campillo R. R. 1993. Problemática de la acidez de los suelos de la IX Región. I. Génesis y características del proceso. *Investigación y Progreso Agropecuario Carillanca*. 12(3): 3–7.

Sanchez, P.A. 1976. *Properties and management of soils in the tropics*. Wiley-Interscience Publications, New York, New York, USA. Pg 618.

Santiago, L.S., E.A.G. Schuur, and K. Silvera. 2005. Nutrient cycling and plant-soil feedbacks along a precipitation gradient in lowland Panama. *Journal of Tropical Ecology* 21(4): 461–470. doi:10.1017/s0266467405002464.

Schuur, E.A.G. 2001. The effect of water on decomposition dynamics in mesic to wet Hawaiian montane forests. *Ecosystems*, 4(3): 259–273. doi: 10.1007/s10021-001-0008-1.

Schuur, E.A. 2003. Productivity and global climate revisited: the sensitivity of tropical forest growth to precipitation. *Ecology* 84:1165-1170.

Schuur, E.A. and P.A. Matson, 2001. Net primary productivity and nutrient cycling across a mesic to wet precipitation gradient in Hawaiian montane forest. *Oecologia* 128(3): 431–442. doi: 10.1007/s004420100671.

Sinclair, T.R.; 1992. Mineral nutrition and plant growth response to climate change. *J. Exp. Bot.* 43: 1141-1146.

Statistical Graphics Corp. 2002. *StatgraphicsPlusCenturium Version 5.1*. Descargado de la página web: [www.Statgraphics.Com](http://www.Statgraphics.Com).

The R Project for Statistical Computing ([www.r-project.org/](http://www.r-project.org/))

UPME-MINMINAS Unidad de Planeación Minero Energética del Ministerio de Minas y Energía. 2014. *Indicadores de la minería en Colombia*. Versión preliminar. Subdirección de

Planeación Minera. Ministerio de Minas y Energía. República de Colombia. Bogotá DC. Pp. 127.

Valois-Cuesta, H. 2016. Sucesión primaria y ecología de la revegetación de selvas degradadas por minería en el Chocó, Colombia: bases para su restauración ecológica. Tesis doctoral, Universidad de Valladolid. España.

Valoyes, Z. 2017. Efectos de la actividad minera de oro y platino a cielo abierto sobre los bosques de terrazas y colinas bajas en Condóto-Chocó. Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales. Corporación Académica Ambiental. Universidad De Antioquia. Medellín, Colombia. 122 p.

Vitousek P. M. 1984. Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. *Ecology*.65:285–298

Vitousek, P.; S. Porder, B.Z. Houlton and O.A. Chadwick. 2010. Terrestrial phosphorus limitation: mechanisms, implications, and nitrogen–phosphorus interactions. *Ecological Applications*. 20(1): 5 – 15.

Vitousek, P. M., and R. L. Sanford, Jr. 1986. Nutrient cycling in moist tropical forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17:137–167.

Walker, T.W., and J.K. Syers. 1976. The fate of phosphorus during pedogenesis. *Geoderma*.15:1–19.

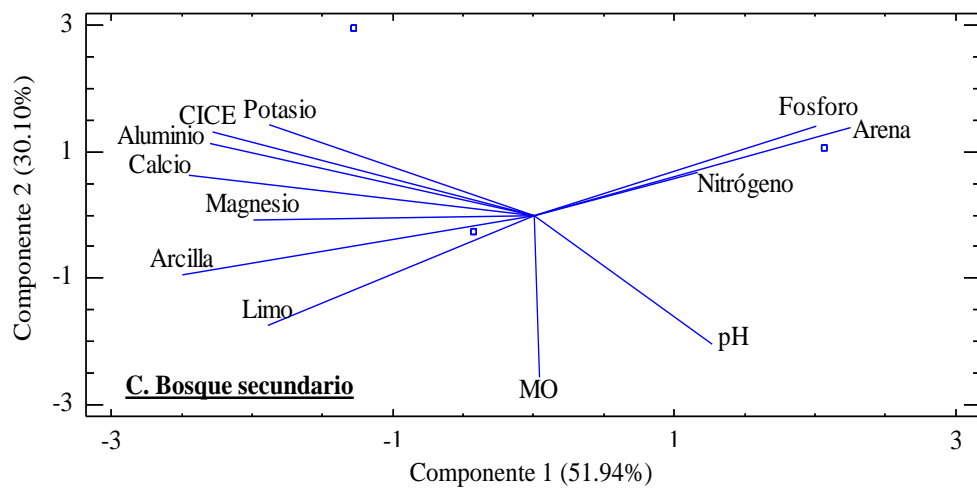
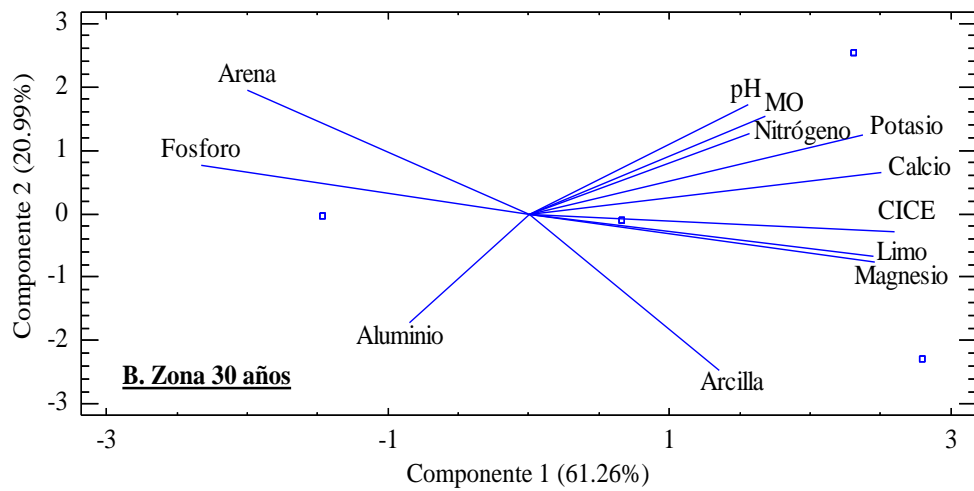
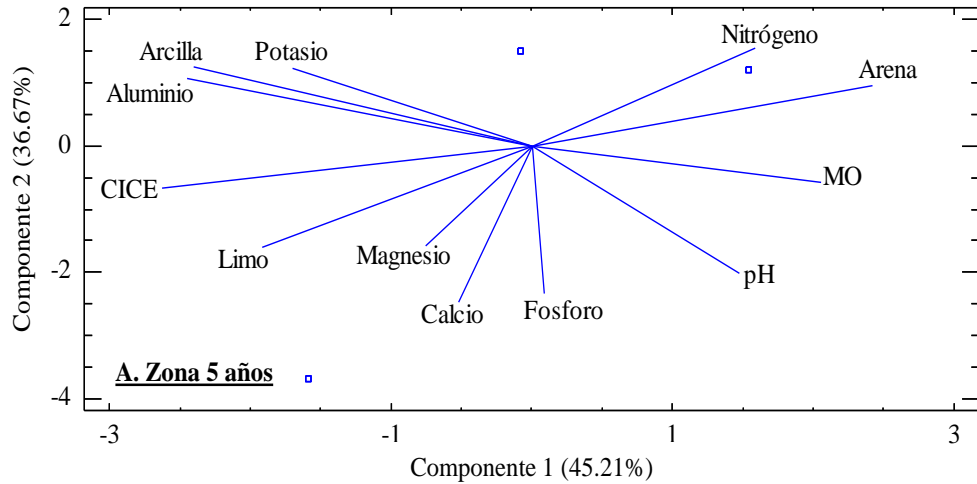
Walker L.R. & del Moral. R. 2008. Lessons from primary succession for restoration of severely damaged habitats. *Applied Vegetation Science* 12: 55–67.

Walker, L.R. 1993. Nitrogen fixers and species replacements in primary succession. In: Miles, J. & Walton, D.W.H. (eds.) *Primary succession on land*. pp. 249–272. Blackwell, Oxford, UK.

Walker, L.R., Walker, J. & Hobbs, R.J. 2007. *Linking restoration and ecological succession*. Springer, New York, NY, USA.

Werner, P. 1984. Changes in soil properties during tropical wet forest succession in Costa Rica. *Biotropica* 16(1): 43-50.

Anexo 2. Análisis de componentes principales(ACP) de las variables fisicoquímicas del suelo en ecosistemas sucesionales degradados por minería en el Choco Biogeográfico



Anexo 3. Propiedades fisicoquímicas del suelo en ecosistemas sucesionales degradados por minería en el Chocó Biogeográfico.

Tabla 14. Propiedades fisicoquímicas del suelo en ecosistemas sucesionales degradados por minería en el Chocó biogeográfico, Colombia. Donde CICE es la capacidad de intercambio catiónica efectiva, D.E. es la desviación estándar.

Estadio Sucesional	pH	Aluminio cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>	Materia orgánica %	Nitrógeno	Fósforo mg kg <sup>-1</sup>	Calcio	Potasio cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>	Magnesio	CICE	Arcilla	Limo %	Are na	
5 años de sucesión	Míni	4,0											
	mo	0	0,60	4,40	0,08	19,00	0,15	0,03	0,01	1,50	6	10	56
	Máxi	4,7											
	mo	0	2,10	7,40	0,26	44,00	0,99	0,09	0,42	2,90	16	34	84
	Medi	4,4									19,		
	a	2	1,42	5,92	0,17	29,20	0,43	0,05	0,26	2,16	10,8	6	69,6
		0,2										8,4	10,0
	D.E.	7	0,51	1,17	0,06	9,01	0,32	0,02	0,16	0,61	3,36	2	1
-											-		
30 años de sucesión	<i>Kurto</i>	1,1				-			-	-	0,3	-	
	<i>sis</i>	8	-0,57	-1,67	-1,18	-0,69	0,44	0,62	-1,22	1,96	0,51	3	1,14
	Míni	4,2											
	mo	0	0,34	3,70	0,06	7,00	0,80	0,07	0,34	2,40	12	280	28
	Máxi	5,4											
	mo	0	2,16	9,00	0,27	37,00	5,50	0,28	3,20	9,50	30	420	58
	Medi	4,6											
	a	0	1,38	6,82	0,20	18,20	3,22	0,18	1,63	6,40	17,2	36	46,8
	0,4										4,7	10,5	
D.E.	5	0,64	2,04	0,08	11,33	1,78	0,07	1,05	2,58	7,00	2	2	
-											-		
Bosque Secundario	<i>Kurto</i>	0,1				-			-		0,1		
	<i>sis</i>	5	-0,63	-1,23	-0,58	-0,73	1,51	-0,90	-1,20	1,05	0,13	8	0,03
	Míni	3,8											
	mo	0	1,10	3,00	0,36	1,00	0,08	0,06	0,12	1,40	20	24	28
	Máxi	4,3											
	mo	0	3,43	15,00	0,68	2,00	0,12	0,14	0,30	3,90	34	38	54
	Medi	4,0										28,	
	a	2	2,41	10,72	0,45	1,80	0,11	0,10	0,20	2,76	24,4	8	46,8
	0,1										5,1	10,1	
D.E.	8	0,90	4,88	0,13	0,41	0,02	0,03	0,07	0,91	5,30	7	9	
-											-		
<i>Kurto</i>		0,9				-			-		0,1		
	<i>sis</i>	1	-1,40	-1,25	-0,11	0,90	1,79	-1,61	-1,55	1,12	0,09	6	0,23



#### **CAPITULO 4.**

### **EFFECTOS DE LA ACTIVIDAD MINERA DE ORO Y PLATINO A CIELO ABIERTO SOBRE LA VEGETACIÓN DE LAS TERRAZAS Y DE LAS COLINAS BAJAS EN CONDOTÓ-CHOCÓ**

## **CAPITULO 4. EFECTOS DE LA ACTIVIDAD MINERA DE ORO Y PLATINO A CIELO ABIERTO SOBRE LA VEGETACIÓN DE LAS TERRAZAS Y DE LAS COLINAS BAJAS EN CONDOTÓ-CHOCÓ**

### **RESUMEN**

Se caracterizó según la composición florística y varios aspectos de la estructura las comunidades vegetales en tres áreas en diferentes fases de la sucesión vegetal y se contrastaron sus resultados con los de un bosque testigo en el corregimiento de Jigualito. Se seleccionaron tres minas abandonadas con temporalidades de 30, 15 y 5 años. En cada área se instalaron cinco parcelas de 5 x 20 equivalentes a 500m<sup>2</sup> por área, (0.05 ha), para un total de 20 parcelas en 2.000 m<sup>2</sup> (0.2 ha). Se registraron y midieron los individuos de todos los estratos definidos según la altura. La distribución de la riqueza, la composición, la estructura de la comunidad vegetal está condicionada por la cronología del abandono minero y la evolución de los niveles sucesionales. La riqueza aumenta y disminuyen los valores de las abundancias a medida que se incrementa la temporalidad de cese de la actividad, lo cual favorece el aumento de la diversidad y la aparición de una estructura más compleja que pasa de tres estratos en los cinco primeros años a cinco estratos claramente definidos después de 30 años de regeneración natural del bosque, manteniéndose las diferencias en la composición, la estructura y la riqueza. Se puede inferir que después de 30 años, la comunidad vegetal se encuentra aproximadamente en un 50% de sus condiciones iniciales con relación a la composición florística, sin embargo, el arreglo de la estructura – arquitectura es completamente diferente al del bosque testigo, lo cual es evidencia de que la actividad minera ocasiona una serie de alteraciones – transformaciones con lo cual es bastante probable que no se retorne a la configuración inicial.

#### 4.1. ÁREA DE ESTUDIO ESPECÍFICA

En la zona de estudio aún permanecen áreas con una densa cobertura vegetal sin intervención antrópica, donde la topografía y el clima han modelado el paisaje entre 100-250 m de altitud. La vegetación incluye elementos arbóreos con alturas máximas de 30-35 m, con varios estratos bien definidos. En las partes bien drenadas se presentan especies con alto valor comercial como *Brosimum utile* (H. B. K.) Pittier, *Huberodendron patinoi* Cuatrec, *Camptosperma panamensis* Standl, *Oenocarpus minor* Mart, *Mauritiella macroclada* (Burret) Burret, *Carapa guianensis* Aubl., *Pouteria* Aubl., spp., *Cespedesia spathulata* (Ruiz & Pav.) Planch., *Euterpe precatória* Mart., *Vismia macrophylla* Kunth., *Saccoglotis procera* (Little) Cuatrec, *Iriartea deltoidea* Ruiz & Pav, *Wettinia quinaria* (O.F.Cook & Doyle) Burret, *Welfia regia* H.Wendl., *Socratea exorrhiza* (Mart.) H. Wendl., y *Oenocarpus bataua* (Mart.) y a *Geonoma cuneata* Wendl. ex Spruce (Ramírez 2010). Los bosques originales guardan semejanza en la composición florística y en aspectos de la estructura con el bosque testigo.

#### Muestreos

Se seleccionaron áreas correspondientes a: un bosque testigo en donde no hay evidencias de haberse practicado la actividad minera; un bosque de más de 30 años de sucesión recuperación, con una composición diferente a la original, un área con 15 años de sucesión la cual se encuentra rodeada por pozos de agua producto de la actividad minera y un área con unos cinco años de sucesión rodeada por cuerpos de agua.

#### Bosque testigo

Esta muestra está constituida por una matriz de bosque original perteneciente a los ambientes de terrazas y colinas bajas (>100-250 m), que según Rangel *et al.* (2004), lo definen como selvas de **Eschweilera pittieri** (guasca). En la fisionomía de la

vegetación figuran elementos de 30 a 35m de altura, donde se asocian especies como *Licania* sp. (carbonero), *Pouteria* sp. (caimito) y *Brosimum utile* (lechero). Otras especies acompañantes de importancia ecológica por sus valores de abundancia-dominancia son *Eugenia* sp. (guayabo) *Castilla tunu* (cauchillo), *Sloanea* sp. (taparo), *Chrysochlamys clusiifolia* (zanca de araña) y *Virola sebifera* (nuanamo). Los sitios han sido intervenidos y en algunos casos las maderas finas de especies de *Quararibea* (pastran), *Matisia* (berraquillo), o *Scleroderma* (castaño blanco) y de lauráceas (*Nectandra*, *Ocotea*) han sido diezmadas, pero se notan procesos de recuperación (Rangel *et al.* 2004). Además de incorporar los elementos antes mencionados, la matriz de vegetación remanente de corregimiento de Jigualito, Condoto (Chocó), posee elementos de la asociación ***Guatteria amplifolia*, *Cespedesia spathulata* y *Wettinia quinaria*** mencionada por Rangel *et al.* (1995) en la isla Gorgona. Con elementos de 25 m de altura; en el sotobosque predominan las palmeras. Entre las especies dominantes del arbolado aparecen *Guatteria amplifolia* (cargadero), *Cespedesia spathulata* (pacó) y *Licania* sp. (guacharaco). En el sotobosque dominan *Wettinia quinaria* (memé), *Oenocarpus bataua* (mil pesos) y otras especies de palmeras. Entre las especies asociadas aparecen *Apeiba membranacea* (guácimo), *Marila dolychandra* (puntalanza), *Cedrela odorata* (cedrón) y *Brosimum utile* (lechoso).

**Área minera con >30 años de abandono.** En el área se establece un bosque dominado por *Cespedesia spathulata*. Es un bosque ralo con un estrato arborescente con individuos de 12-20 m de altura, donde se asocian especies como *Cecropia peltata*, *Cosmibuena macrocarpa*, *Conostegia micrantha*, *Inga spectabilis*, *Conostegia* sp y *Miconia* sp. El estrato arbustivo es dominado por juveniles de las especies citadas y el estrato herbáceo es dominado por *Anthurium formosum*, *Trichilia poeppigii*, juveniles de las palmas *Socratea exorrhiza* y *Wettinia quinaria*. El área presenta una micro topografía moderada con ondulaciones en el terreno las cuales modelan el paisaje, el suelo carece de una estructura definida, está compuesto por grava dejada por la actividad minera, la cual es nutrida por la hojarasca producto de la biomasa que contienen los arboles presentes en el área. El área se encuentra localizada en la localidad de Jigualito (07641582 N y 0502416 W).

### **Área minera con 15 años de abandono:**

Vegetación pionera dominada por *Scleria mitis*, *Pityrogramma calomelanos* (helecho, Pteridaceae), *Tonina fluviatilis* (Eriocaulaceae), *Ischaemum latifolium*, *Andropogon bicornis* (Poaceae), *Clidemia sericea* (Melastomataceae) y *Borreria latifolia* (Rubiaceae). El área presenta una micro topografía con ondulaciones, los suelos no presentan una estructura definida, están conformados principalmente por gravas producto de la actividad minera. El área esta bordeada por varias lagunas que se utilizaban como vertederos y sitios de lavado de sedimentos, producto de esta actividad domina un estrato arbustivo con *Cespedesia spathulata*, *Cecropia peltata*, *Vismia macrophylla*, *Vismia baccifera*. El área se encuentra localizada en la localidad de Jigualito (1043951 N, 1047903 W).

### **Área minera con 3-5 años de abandono: herbazales de *Andropogon bicornis*.**

Vegetación pionera con un estrato arbustivo dominado por *Pityrogramma calomelanos*, *Lycopodiella cernua*, *Borreria latifolia* y *Scleria mitis* (Cyperaceae). El área se encuentra recientemente intervenida por la actividad minera, con un suelo desprovisto de materia orgánica, sin horizontes definidos, compuesto principalmente por grava, con una micro topografía con ondulaciones intermedias, rodeado de lagunas artificiales (canales resultantes de la actividad minera). El área presenta poca vegetación, se observó un proceso de sucesión primaria en el cual la flora dominante la constituyen especies de porte herbáceo *Aciotis* sp (Melastomataceae), *Nepsera aquatica* entre otras y algunas especies de plantas leñosas en estado plántula y juvenil, las cuales están dispersas y cercanas a la matriz. El área se encuentra localizada en la localidad de Jigualito 1043965 N, 1047797 W.

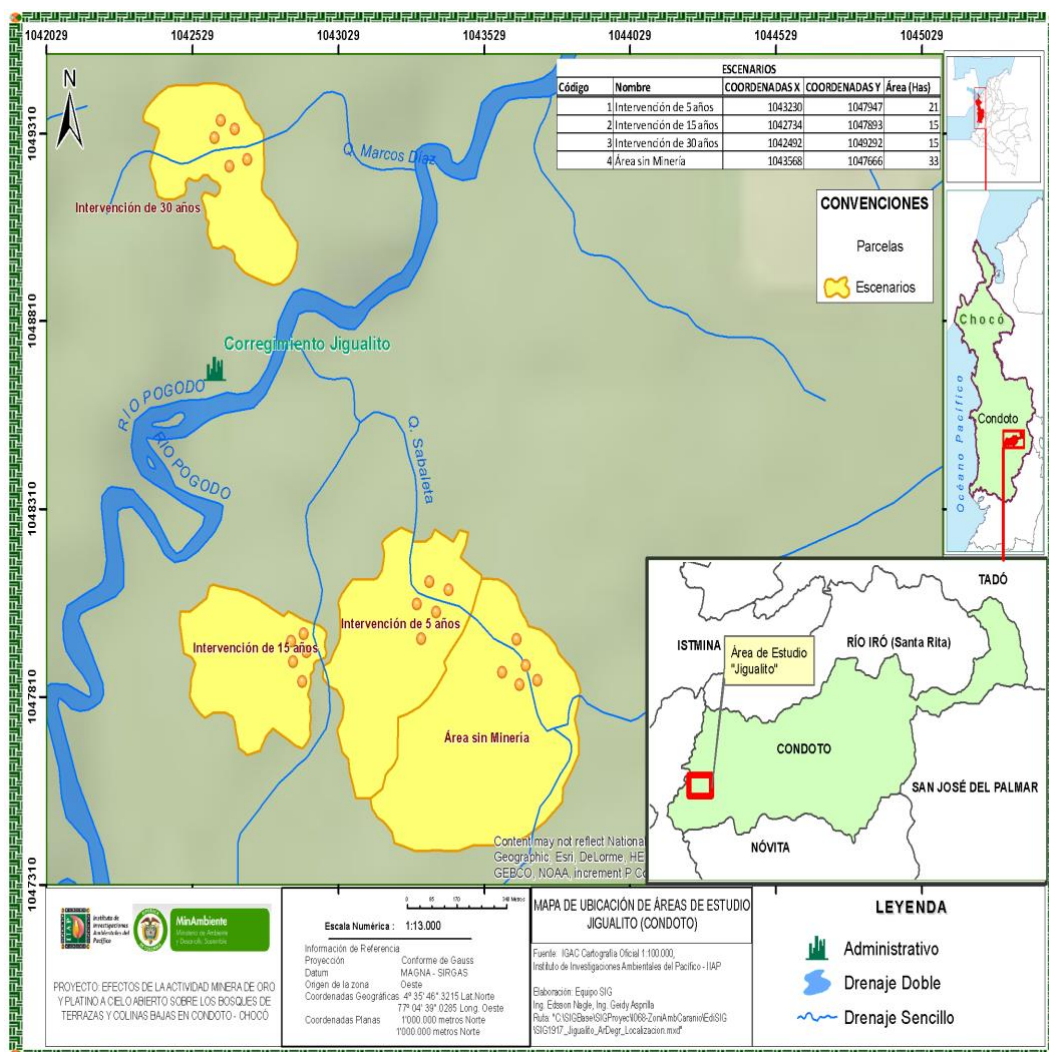


Figura 29. Ubicación geográfica de sitios de muestreo

## 4.2. METODOLOGÍA

### Muestreo de la vegetación

Se delimitaron 20 parcelas de 5 x 20m para un total de 2.000 m<sup>2</sup> (0.2 ha) (5 parcelas = 500m<sup>2</sup> por escenario, 0.05 ha). Las parcelas se delimitaron con la ayuda de una brújula y se marcaron con estacas de madera y cinta. En cada una de las parcelas se registró y midió la vegetación, tomando todos los estratos definidos según la altura que alcanzaron los individuos (Rangel y Lozano 1986), así: Arbóreo superior (As) > 25 m, Arbóreo inferior (Ai) 25 – 12 m, Subarbóreo (Ar) 12 - 5 m, Arbustivo (Arb) 5 – 1,5 m, Herbáceo (H) 1.5 – 0.25 m, Rasante (R) < 0.25 m.

Se hicieron recolectas completas de toda la vegetación en las parcelas y colecciones adicionales en los sectores aledaños con el fin de encontrar fértiles los ejemplares sin órganos reproductivos en las parcelas. Se recolectaron tres ejemplares por especie cuando fue posible, preferiblemente en estado reproductivo, los que sirvieron de base para asegurar la adecuada identificación. Los especímenes con órganos de gran tamaño como hojas o inflorescencias, fueron divididos en tres zonas (base, media y ápice), con el objeto de facilitar el normal manejo de las muestras, la información se complementó con registros fotográficos. Para documentar la morfología de las especies se tuvieron en cuenta las estructuras vegetativas y reproductivas (forma, color, longitud y estructura de raíces, tallos, hojas, flores y frutos); además se documentó la morfología de las plántulas (individuos con las primeras hojas, en su mayoría indivisas, y a veces adheridas aún a la semilla).

### **Trabajo de herbario**

El material colectado fue secado, prensado y etiquetado, y las muestras fueron determinadas con la ayuda de claves taxonómicas especializadas (Gentry 1993a, Mahecha 1997) y se comparó con algunos herbarios virtuales como el New York Botanicals Garden (NY), Neotropical Herbarium Specimens <http://fm.fieldmuseum.org/vrrc>, algunas especies fueron identificadas por expertos del Herbario CHOCÓ y el Herbario Nacional Colombiano (COL), del Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia, en Bogotá. Las colecciones fueron depositadas en el Herbario Chocó de la Universidad Tecnológica del Chocó (174 individuos) y duplicados en el Herbario Nacional Colombiano-COL de la Universidad Nacional (174 individuos).

### **Análisis de datos**

Para evaluar si el muestreo fue representativo se estimaron las curvas de acumulación de especies, se realizaron curvas especies-área comparando las especies observadas con

las esperadas, para ello se utilizaron los siguientes estimadores no paramétricos utilizando los estimadores de riqueza Uniques y Cole Rarefaction, Chao 1 (Colwell 2004) y se aplicaron intervalos de confianza (IC) del 95%, con el fin de comparar las curvas y concluir la representatividad de los muestreos. La diversidad, la equidad y la dominancia fueron analizadas con los Índices de Margalef, Pielou y Simpson, respectivamente (Rangel y Velázquez 1997, Moreno 2001). Para la realización de los análisis se usaron los programas estadísticos Estimates 9.0 (Colwell 2017) y PAST 1.94b (Hammer et al. 2001). Para la determinación de la estructura de la comunidad vegetal, se cuantificaron los siguientes parámetros: Ab es el número de individuos de una especie, la abundancia relativa Ab% es el número de individuos de una especie dividido por el número total de individuos de las diferentes especies que conforman el estrato multiplicado por 100. La frecuencia fr es el número de parcelas en la que está presente una especie y la fr% es el número de parcelas en la que está presente una especie sobre el número total de parcelas, el Índice de Dominancia de las especies por estrato es la suma de la abundancia relativa y la frecuencia relativa y alcanza un punto máximo de 200 y refleja. Los anexos constituyen referencias básicas para las estimaciones y las cifras que aparecen en las tablas.

### **4.3. RESULTADOS**

#### **Diversidad y riqueza a nivel taxonómico**

Se censaron 6964 individuos distribuidos en las tres áreas mineras con diferentes edades de abandono y el bosque testigo, que corresponden a 174 especies, distribuidas en 128 géneros y 45 familias, de las cuales 50 especies son monocotiledóneas, 122 dicotiledóneas, 1 helechos y 1 lycopodium. Existe un incremento de la riqueza a nivel de familias, a medida que avanza la sucesión 16, 19 y 23 para los escenarios de 5, 10 y 15 años respectivamente, este comportamiento es similar para la riqueza de géneros 27, 34 y 40. En la tabla 15 se presenta información sobre el número de individuos, especies, géneros y familias de cada área de muestreo.



Tabla 15. Posición taxonómica y número de individuos por área de muestreo

Variables	Áreas de muestreo			
	Bosque testigo	Área minera recuperación de 30 años	Área minera recuperación de 15 años	Área minera recuperación de 5 años
Área muestreada	500m <sup>2</sup>	500m <sup>2</sup>	500m <sup>2</sup>	500m <sup>2</sup>
Individuos	474 (6.7%)	413 (5.9%)	2405 (34.5%)	3666 (52.6%)
Familias	41	23	19	16
Géneros	101	40	34	27
Especies	130 (74.7%)	52(29.8%)	36 (20.69%)	28 (16.09%)

El bosque testigo y el área minera con más de 30 años, presentaron el mayor número de especies 130 (74.7%) y 52 (29.8%) del total de riqueza del estudio, valores bajos de abundancia (6.7% y 5.9% respectivamente). Las áreas mineras con 5 y 15 años (20%) presentaron la menor riqueza y las mayores abundancias de individuos herbáceos y arbustivos; se encuentran valores entre 53% y 34%, es decir que contienen el 87% de los individuos de la comunidad vegetal de las áreas disturbadas por minería.

Hay una disminución de la riqueza en la composición florística, en la medida en que disminuye el tiempo de abandono minero. En el área mineras con 5 años de abandono se encontraron 28 especies y 3666 individuos, mientras en el área de 15 años se registraron 36 especies y 2405 individuos. Las mayores abundancias corresponden a especies de menor porte como *Andropogon bicornis* con 1.708 individuos, *Pityrogramma calomelanos* con 1.212 y *Lycopodiella cernua* con 616 individuos, siendo estas tres especies las más dominantes con el 51% de los individuos.

### Riqueza a nivel taxonómico

Con base en las 20 parcelas de muestreo (0.2 ha), las familias con mayor riqueza fueron (tabla 16), Melastomataceae con 24 especies y 14 géneros, Fabaceae 16 especies y 9 géneros, Arecaceae con 15 especies y 12 géneros, Rubiaceae 14 especies y 11 géneros y

Araceae 14 especies y 3 géneros, que concentran el 48% de la riqueza específica del estudio. En las 40 familias restantes se encuentra distribuido el 52%.

Tabla 16. Familias más representativas por escenarios del estudio

Familia	Testigo		30 años		15 años		5 años	
	Género	Especie	Género	Especies	Género	Especies	Género	Especies
<b>Arecaceae</b>	11	14	4	4	0	0	0	0
<b>Melastomataceae</b>	10	15	4	9	6	7	4	4
<b>Fabaceae</b>	8	13	1	1	2	2	1	1
<b>Rubiaceae</b>	7	10	4	5	4	4	4	4
<b>Clusiaceae</b>	4	4	1	2	0	0	0	0
<b>Myristicaceae</b>	4	4	0	0	0	0	0	0
<b>Gesneriaceae</b>	2	3	3	3	1	1	0	0
<b>Moraceae</b>	4	4	2	2	0	0	0	0
<b>Araceae</b>	3	9	2	5	2	2	1	1
<b>Poaceae</b>	0	0	0	0	2	2	2	2
<b>Hypericaceae</b>	1	1	1	2	2	2	2	2
<b>Urticaceae</b>	3	3	2	2	2	2	2	2
<b>Asteraceae</b>	1	1	1	1	2	2	2	2
<b>Malvaceae</b>	3	3	1	1	1	1	2	2
<b>Lycopodiaceae</b>	0	0	0	0	1	1	1	1
<b>Cyperaceae</b>	0	0	1	1	2	2	2	2

Los sitios de forma individual muestran diferencias en la composición florística de acuerdo a la temporalidad del disturbio. Se hace más heterogénea a medida que se aumenta el tiempo de abandono o de sucesión, de esta forma se registra para el bosque testigo sin historia minera la composición más variada del estudio con 474 individuos, en 41 familias, 101 géneros y 130 especies; siendo las familias más representativas Melastomataceae con 10 géneros y 15 especies, seguida de Arecaceae con 11 géneros y 14 especies; Fabaceae con 8 géneros y 13 especies, Rubiaceae con 7 géneros y 10 especies; Clusiaceae y Myristicaceae con 4 géneros y 4 especies. Los géneros más representativos fueron *Anthurium* con 8 especies, *Inga* con 6, *Miconia* con 5 especies, *Psychotria* y *Geonoma* con 3 especies.. (véase anexo 4).

Para el área de 30 años se registraron 413 individuos en 23 familias, 40 géneros y 52 especies, aumentando si se le compara con las demás áreas disturbadas, la representatividad de familias como Arecaceae (4 géneros y 4 especies), Melastomataceae (4 géneros y 9 especies), Rubiaceae (4 géneros y 4 especies) y Gesneriaceae (3 género y 3 especies). Respecto a la composición taxonómica se registra

el 55% de las 47 familias del bosque testigo y el 40% de los 102 géneros del área minera con 5 años; así como de una estructura más compleja con cinco estratos claramente definidos. (véase anexo 5).

En el área minera de 15 años de abandono, se registraron 2405 individuos, en 20 familias, 35 géneros y 36 especies, siendo las familias más representativas Melastomataceae con 6 géneros, 7 especies; Rubiaceae con 4 géneros y 4 especies; seguida de Araceae, Asteraceae, Fabaceae, Gentianaceae, y Urticaceae con dos géneros y dos especies. En este escenario se inicia el descenso de las abundancias de especies como *Andropogon bicornis* 206 individuos, e inicia el recambio de especies, las características físicas del terreno como la cercanía de cuerpos de agua artificiales que influyen en el ingreso de especies dominantes de otros ambientes como *Scleria mitis* con 423 individuos, *Pityrogramma calomelanos* con 379 individuos y *Tonina fluviatilis* 245 individuos que representan el 15% de los 6964 individuos de la comunidad vegetal y el 44 % de los 2405 individuos del área minera de 15 años. La abundancia sigue siendo alta y determinante en la fisionomía de la comunidad vegetal, pero se observa que inician a ingresar familias (5) géneros (8) y especies (8), que no obstante, no recobran la composición típica, sigue el dominio de familias y géneros que indican el alto grado de perturbación de la vegetación y sus atributos, que conducen a la mejora de las condiciones del lugar. (véase anexo 6).

El comportamiento del área minera con cinco años, estuvo acorde con el tiempo de abandono, se registraron las más altas abundancia de especies pioneras, 3666 individuos, en 16 familias, 27 géneros y 28 especies. Las familias más representativas son Melastomataceae con 4 géneros, 4 especies; Rubiaceae con 4 géneros y 4 especies; seguida de Hypericaceae, Asteraceae, Malvaceae, Urticaceae, Poaceae y Cyperaceae con 2 géneros y 2 especies. Se registraron las tres especies con las mayores abundancias del estudio; *Andropogon bicornis* 1502, *Pityrogramma calomelanos* y 787, *Lycopodiella cernua* 375, que representan el 38% de los 6964 individuos de la comunidad vegetal y el 73 % de los 3666 individuos del área de 5 años. (véase anexo 7).

Hay familias como Melastomataceae, Fabaceae, Rubiaceae, Araceae, Hypericaceae, Urticaceae y Asteraceae que están representadas en todos los escenarios. Mientras familias como Arecaceae, Clusiaceae, Moraceae no se encontraron en los primeros estadios sucesionales (5 y 15 años), pero dominan en el bosque testigo y en el de 30 años.

### **Diversidad, riqueza y densidades**

En la tabla 17 se resumen los índices ecológicos, los cuales muestran que la diversidad fue baja en las áreas con 5 y 15 años de sucesión de acuerdo con el índice de Shannon (1,89 y 2,52). El valor estuvo fuertemente condicionado por los valores de riqueza de estas áreas mineras (28 y 36 especies); al mismo tiempo se vio influenciada por el alto número de individuos (6.111) y la alta representatividad de especies como *Andropogon bicornis*, *Pityrogramma calomelanos*, *Lycopodiella cernua*, *Scleria mitis* y *Borreria latifolia*, las cuales representaron más del 66% del total de los individuos encontrados, situación que se reflejó en el alto valor de la dominancia de Simpson (0,7 y 0,8), indicando que un 89% de la comunidad es influenciada por unas pocas especies con alto número de individuos, valor inversamente proporcional que afectó la equidad Pielou (0,4 y 0,5). En el área minera con más de 30 años y el bosque testigo se muestran valores de diversidad altos con un índice de Shannon de (3,23 y 4,20), la alta diversidad de estas áreas también estuvo condicionada por los valores de riqueza representada por 53 y 130 especies (véase tabla 17).

Tabla 17. Índices ecológicos de la comunidad vegetal de las áreas degradadas por minería en Jigualito – Condoto

Índices de diversidad	Áreas de muestreo			
	Bosque testigo	AM. 30 años	AM. 15 años	AM. 5 años
Número de especies	130	53	36	28
Número de individuos	474	413	2405	3666
Diversidad de Shannon	4,206	3,23	2,522	1,898
Dominancia de Simpson	0,9704	0,9403	0,8928	0,7595
Equidad de Pielou	0.8	0.6	0.5	0.4

El número de individuos entre el bosque testigo y las áreas mineras osciló en 413 y 3666 ind/0.05 ha. Los valores más bajos se presentaron en las parcelas ubicadas en el área minera con más de 30 años de abandono (E4) y en el bosque testigo (E1) y los más altos se ubicaron en el área minera con 5 y 15 años. Específicamente, el bosque testigo y el área minera con más de 30 años presentaron una mejor distribución de sus abundancias y a la vez una mayor estabilidad en los valores de densidad (Simpson 0,97 y 0,94) entre sus cinco parcelas (73 y 129 ind/0.05 ha), mientras en las áreas mineras con 5 y 15 años, se obtuvo un rango más amplio de variación (360 y 1580 ind/0.05 ha). Aunque la densidad tuvo su máximo pico (1.580 ind/0.05 ha) en el parcela 1 del área minera con 5 años, que corresponde a la mina abandonada más reciente, en ella se registraron los valores más bajos de riqueza y diversidad (23 especies, 1,9 Shannon H).

Los índices de diversidad beta de Jaccard y Sorensen modificados por Chao y sus estimadores probabilísticos se basan en los datos de abundancia: Los datos muestran que hubo mayor similitud florística entre los escenarios 5 y 15, 15 y 30 y, 30 y bosque que, en cualquiera de las otras combinaciones posibles, especialmente entre aquellos escenarios extremos de la cronocecuencia (5 vs 30-Bosque). Esta es una tendencia esperada sobre la base de la teoría ecológica de la sucesión vegetal (Véase tabla 18).

Tabla 18. Similitud y diferencias específicas entre escenarios

Escenarios comparados		Especies observadas			Índices de Similitud Florística y sus estimadores probabilísticos modificados por Chao (2005)					
Escenario 1	Escenario 2	Escenario 1	Escenario 2	Comunes 1 y 2	Jaccard Clásico	Sorensen Clásico	Chao-Jaccard-Raw	Chao-Jaccard-Est	Chao-Sorensen-Raw	Chao-Sorensen-Est
5	15	28	36	25	0,64	0,78	0,76	0,77	0,86	0,87
5	30	28	52	12	0,18	0,30	0,16	0,17	0,27	0,29
5	Testigo	28	129	9	0,06	0,12	0,03	0,03	0,06	0,06
15	30	36	52	14	0,19	0,32	0,18	0,20	0,30	0,33
15	Testigo	36	129	12	0,08	0,15	0,06	0,07	0,11	0,13
30	Testigo	52	129	26	0,17	0,29	0,15	0,17	0,26	0,28

### Acumulación de especies teniendo en cuenta los estimadores Singletons, Ace, Chao 1 y Michel M

El número de especies vegetales observadas en las áreas afectadas por minería fue alto, quizás en el resultado influye la inclusión del bosque testigo (E1) sin historia minera por más de 50 años, el cual albergó en 0.05 ha 130 especies que corresponde al 72% de las 174 especies que se encontraron en las 0.2 ha del estudio. Chao 1 demuestra que el bosque testigo sin minería fue el más rico en términos florísticos, presentando 130 especies de las 142 estimadas para un porcentaje de ocurrencia de 92%. El área minera con más de 30 años, registró 53 especies observadas, de las 71 esperadas con este estimador, para un porcentaje del 71%. Mientras que las áreas mineras con 15 y 5 años con 36 y 27 especies respectivamente alcanzaron un 97% de los esperado con Chao 1 (véase figura 30). La curva de acumulación de las especies raras (Uniques) presentó 143 especies, la cuales fueron aumentando durante los diferentes muestreos, la buena representatividad de especies raras se puede aducir a la gran modificación de los ambientes que generan espacios diferentes y la probabilidad de ser ocupados por especies distintas aumentando la riqueza.

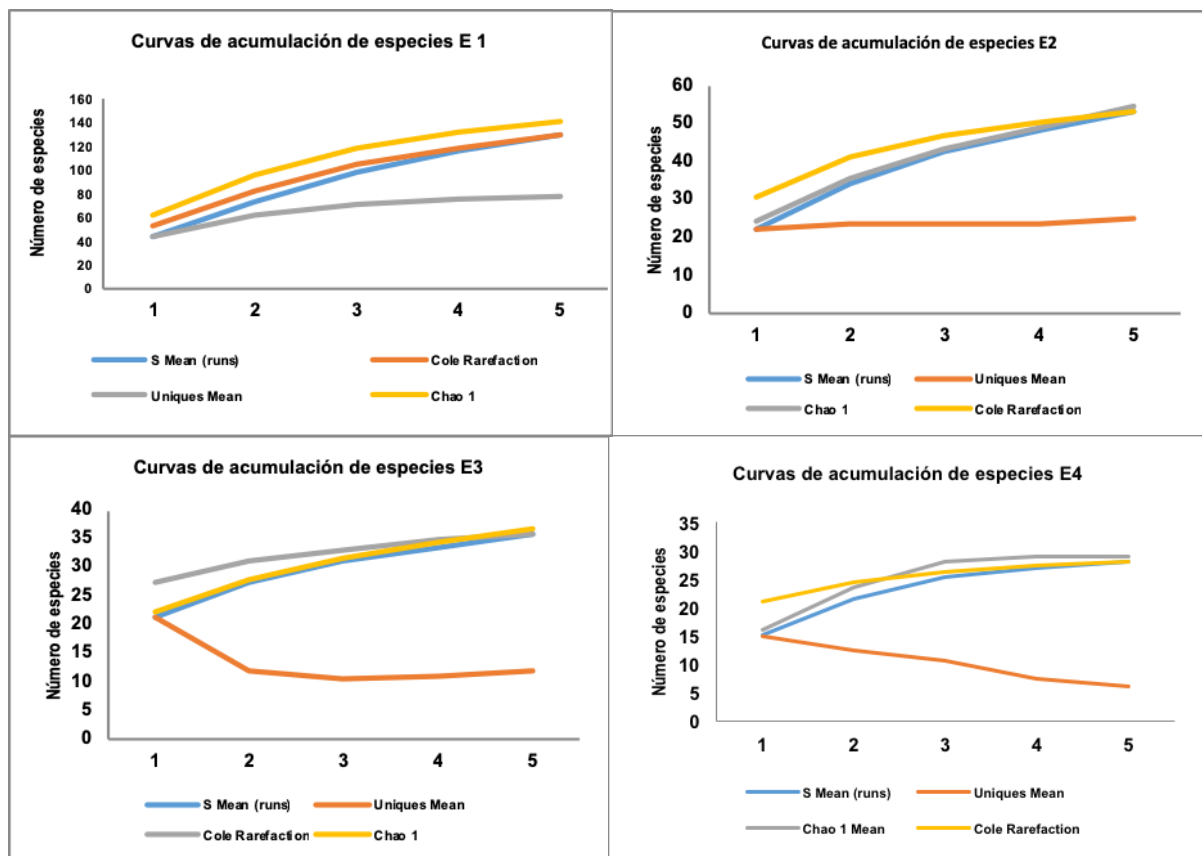


Figura 30. Curvas de acumulación de especies en función del número de transectos para cada uno de los cuatro escenarios (E1: Bosque testigo, E2: área minera con más de 30 años, E3: área minera con 15 años y E4: área minera con 5 años)

## Estructura de la comunidad vegetal

### Importancia ecológica de las especies

En la fase de 5 años las especies con mayor índice de dominancia son *Andropogon bicornis* (146.19), *Pityrogramma calomelanos* (124.20) y *Borreria latifolia* (111.44) del estrato herbáceo, *Mimosa pudica* (129.61) y *Cyperus luzulae* (106.85) del estrato rasante y *Clidemia hirta* (116.25) y *Croton chocoanus* (95) del estrato arbustivo. La frecuencia de especies de la comunidad vegetal para este escenario fue muy alta, encontrando 17 especies de las 28 especies ocurriendo en más de 2 parcelas; distribuidas de la siguiente manera, 4 especies en todas las parcelas, 4 especies en 4

parcelas, 9 especies en 3 parcelas y 5 especies en 2 parcelas, las restantes solo aparecieron en una.

En la fase de 15 años las especies con mayor índice de dominancia son *Tonina fluviatilis* (176.46) del estrato rasante, *Clidemia sericea* (143.60) y *Cespedesia spathulata* (131.58) del estrato arbustivo y *Scleria mitis* (125.56), *Pityrogramma calomelanos* (122.90), *Ischaemum latifolium* (114.14) y *Andropogon bicornis* (112.45) del estrato herbáceo. La frecuencia de especies de esta comunidad vegetal fue alta, 19 de las 36 especies aparecen en más de 2 parcelas, distribuidas así: 10 especies en todas las parcelas, seis especies en cuatro parcelas, tres especies en tres parcelas, cinco especies en la mitad de las parcelas y las restantes solo aparecen una vez en el escenario.

En la fase de 30 años las especies con mayor índice de dominancia son *Cespedesia spathulata* (176.79) del estrato subarbóreo, *Welfia regia* (124.32) y *Conostegia sp* (101.62) del estrato arbustivo, *Anthurium alatum* (87.69) del estrato Epífita, *Pityrogramma calomelanos* (104) del estrato rasante, *Cecropia peltata* (102.31) del estrato arbóreo inferior y *Trichilia poeppigii* (100.19) del estrato herbáceo.. La frecuencia de especies por parcela para este escenario fue baja, encontrando 25 especies (47%) de las 53 especies, creciendo en solo una parcela; siete especies en dos parcelas, nueve y 10 especies en tres y cuatro parcelas respectivamente y solo dos (4%) de las especies *Cespedesia spathulata* y *Welfia regia* tuvieron representatividad en las cinco parcelas, en este escenario es evidente la baja densidad de las especies y las pocas frecuencias que permiten un mejor arreglo de los diferentes estratos de la vegetación y una mejor distribución la diversidad de especies.

En la fase de bosque testigo las especies con mayor índice de dominancia son *Tapirira sp* (124.86), *Pholidostachys dactyloides* (102.82) y *Anaxogera alleni* (94.12) del estrato subarbóreo, *Anthurium redens* (88.76), *Anthurium chlotocarpon* (88.03) y *Anthurium*



*redolens* (86.57) del estrato epífita y *Attalea alleni* (86.17) del estrato arbustivo. Se encontraron 81 especies (62%) de las 130 especies, creciendo en solo una parcela; 32 especies en dos parcelas, 10 especies y cinco en tres y cuatro parcelas respectivamente, solo dos especies *Tapirira sp* y *Pholidostachys dactyloides* tuvieron representatividad en las cinco parcelas. Es evidente que a medida que aumenta el tiempo del disturbio se transita hacia una estructura más parecida a las condiciones originales de la vegetación, tal como se observa en los escenarios de 30 año y el testigo. Es notable la desaparición de especies como *Andropogon bicornis*, *Lycopodiella cernua*, *Scleria mitis* y *Cyperus luzulae*, tanto en el escenario de sucesión tardía como en el testigo, así como es notable la aparición de especies leñosas como *Ocotea cernua*, *Grias haughtii* e *Inga chocoensis*, la representatividad de las palmas como *Socratea exorrhiza* *Welfia regia*, *Oenocarpus bataua* *Wettinia quinaria*, *Mauritiella macroclada*, *Desmoncus cirrhiferus* y la configuración de los diferentes estratos (5) para la sucesión tardía y la transición del matorral de los primeros años sucesionales.

En la Tabla 19 aparecen las especies con mayor valor en el índice de dominancia en las tres fases de sucesión y en el bosque testigo. No se diferenció una especie presente en las tres fases y en el testigo; *Pityrogramma calomelanos* se encontró en las fases de 5, 15 y 30 años, e igualmente en el bosque testigo pero con un valor de dominancia muy disminuido. Situación similar se presenta con *Cespedesia spathulata*.

Tabla 19. Importancia de las especies por estrato en los escenarios

Bosque testigo	Fase de 30 años	Fase de 15 años	Fase de 5 años
Tapirira sp (124.86), subarbóreo	Cespedesia spathulata (176.79), subarbóreo	Tonina fluviatilis (176.46), rasante	Andropogon bicornis (146.19), herbáceo
Pholidostachys dactyloides (102.82), subarbóreo	Welfia regia (124.32), arbustivo	Clidemia sericea (143.60), arbustivo	Pityrogramma calomelanos (124.20), herbáceo
Anaxogera alleni (94.12), subarbóreo	Conostegia sp (101.62), arbustivo	Cespedesia spathulata (131.58), arbustivo	Borreria latifolia (111.44), herbáceo
Anthurium redens (88.76), epífita	Anthurium alatum (87.69), epífita	Scleria mitis (125.56), herbáceo	Mimosa pudica (129.61), rasante
Anthurium chlotocarpon (88.03), epífita	Pityrogramma calomelanos (104), rasante	Pityrogramma calomelanos (122.90), herbáceo	Cyperus luzulae (106.85), rasante
Anthurium redolens (86.57), epífita	Cecropia peltata (102.31), arbóreo inferior	Ischaemum latifolium (114.14), herbáceo	Clidemia hirta (116.25), arbustivo
Attalea alleni (86.17), arbustivo	Trichilia poeppigii (100.19), herbáceo	Andropogon bicornis (112.45), herbáceo	Croton choconus (95), arbustivo
Pityrogramma calomelanos (22.5), herbáceo			
Cespedesia spathulata (22.5), herbáceo			

### Diversidad y riqueza según formas de crecimiento.

El proceso de sucesión tiene dos patrones bien definidos, uno abarca las fases 5 y 15 años que se caracterizan por la ausencia de representación de los estratos arbóreo inferior y de arbolitos y de epífitos. En este patrón los valores mayores en cuanto a sumatoria del índice de dominancia por estrato lo presenta la fase de 15 años con 2560, mientras que la fase de 5 años alcanza un valor de 1840; esta fase se caracteriza por el mayor número de individuos en los estratos herbáceo y rasante. El número de especies varía entre 28 (5 años) y 36 (15 años). En la fase de 30 años están representados todos los estratos, pero con valores inferiores en cuanto a número de especies, de individuos, en todos los estratos y el índice de dominancia cuando se le compara con el bosque testigo (Tabla 20).

Tabla 20. Distribución de la riqueza de la vegetación según su forma de crecimiento por escenarios (con base en los anexos)

Es	Arbóreo inferior			Arbolitos			Arbustivo			Herbáceo			Rasante			Epífita		
	i.d. sum/prom	Es	In	i.d. sum/prom	Es	In	i.d. sum/prom	Es	In	i.d. sum/prom	Es	In	i.d. sum/pro	Es.	Ind	i.d. sum/pro	Ep	In
Te	580/32.22	18	28	1120/48.7	23	177	880/32.59	27	81	760/25.15	27	40	320/35.56	9	12	1200/46. 1	26	13 7
30	300/75	4	26	300/60	5	56	400/80	5	37	960/48	20	208	300/42.86	7	25	580/44.6 2	13	65
15	0	0	0	0	0	0	1460/73	20	406	880/62.86	14	1385	220/110	2	254	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	860/61.43	14	160	720/65.45	11	3252	260/86.67	3	254	0	0	0

Es = Especies; In. = Individuos; Te = Testigo; i.d.sum/prom = sumatoria de Índice de dominancia/ promedio

#### 4.4. DISCUSIÓN

Los resultados de este estudio, permitieron determinar que la vegetación de los diferentes escenarios con afectación minera en la localidad de Jigualito, expresan cambio en la comunidad vegetal y estos están ligados a la temporalidad de la sucesión del ecosistema, pues al ser comparados numéricamente, con la vegetación original, atributos como la riqueza, la diversidad, la abundancia y la composición, dejan ver a grandes rasgos las diferencias registradas, observándose un efecto directo sobre estos atributos, que se expresó con valores muy bajos en los primeros años de sucesión, presentado para el área minera con 5 años 28 especies, 27 géneros, 16 familias y 3666 individuos, para el área minera con 15 años 36, 34, 19 y 2405 respectivamente. Esta situación exhibe un crecimiento con relación a la temporalidad de abandono del área afectada que alcanza su mayor valor en el área minera con más de 30 años con 52 especies, 40 géneros y 23 familias. Este arreglo de la composición y riqueza es posible para este escenario gracias a la disminución del número de individuos (413) que permitió una distribución más equitativa de las especies y con ellos el incremento de los atributos de diversidad y riqueza a nivel taxonómico para el escenario.

Al comparar estos resultados con el área testigo que presentó 130 especies, 101 géneros, 41 familias y 474 individuos, se observa el efecto que causa la minería en los valores numéricos de la composición, hay un comportamiento muy distante de los primeros estadios sucesionales (5 y 15 años) y una evolución en la sucesión tardía (30 años) que indica un tránsito a la complejidad de un área sin intervención. Esta situación puede estar dada porque la minería modifica las condiciones de fertilidad y estructura del suelo, la microtopografía, el microclima y la estructura a través de la remoción total de la vegetación, condiciones que demandan de alta temporalidad para el inicio de su restablecimiento de los procesos de sucesión del bosque afectado. En términos generales se observó un cambio en la representatividad de las familias relacionado con la complejidad del ambiente y la temporalidad de la sucesión, evidenciado en la aparición progresiva de familias como *Arecaceae*, *Gesneriaceae*, *Myristicaceae*, *Moraceae*,

Cluciaceae las cuales son ausentes para la sucesión temprana y reaparecen con la estructuración de la vegetación. Las familias Poaceae, Hypericaceae, Lycopodiaceae, Cyperaceae y Asteraceae disminuyen o desaparecen a medida que mejoran las condiciones del ambiente, la estructura de la vegetación y la temporalidad de la sucesión. Este comportamiento coincide con lo planteado por Clements (1904, 1916) para quien la sucesión vegetal es una secuencia de reemplazo de comunidades de plantas, en un proceso unidireccional y determinístico que involucra la convergencia de las comunidades hacia un estado de equilibrio “clímax”, cuyas características son controladas exclusivamente por el microclima.

Los sitios de forma individual muestran diferencias en la composición florística de acuerdo a las condiciones ambientales que se presentan en cada temporalidad. En el escenario de 5 años que exhibe una baja disponibilidad de nutrientes en el suelo (0.17N y 29.2P), sustrato estéril constituido por grava y arena, alta exposición solar y homogeneidad en la topografía, dominan las altas abundancias (3666 individuos) y la baja riqueza y diversidad taxonómica (28 especies, 27 géneros, 16 familias) en 0.05 ha de bosque húmedo afectado por minería, dejando en evidencia el cambio en la composición típica por un predominio de las familias Asteraceae, Urticaceae, Poaceae y Cyperaceae, además de la incidencia de forma directa en los atributos de diversidad y estructura de la comunidad vegetal en general.

Es importante resaltar que la ruptura de los procesos ecológicos y la baja capacidad de reaccionar ante un disturbio como la minería, pone en desventaja a las especies nativas, permite la llegada y dominancia de especies colonizadoras e invasoras como *Andropogon bicornis* (individuos 1502), *Pityrogramma calomelanos* (787 individuos) y *Lycopodiella cernua* (375 individuos) como se registra en esta área. Lo anterior concuerda con lo expresado por Grigera et al. (1996), Vidal y Reif (2011) quienes indican que las etapas de la sucesión se inician con el establecimiento de especies pioneras, como las encontradas en los muestreos de esta área. El escenario de 15 años presenta un comportamiento similar, aunque la abundancia sigue siendo alta (2405) y

determinante en la composición de la comunidad vegetal, su disminución favorece el ingreso de familias (5) géneros (8) y especies (8), que a pesar de que no implican la recuperación de la composición típica, pues sigue el dominio de familias y géneros indicadores de alto grado de perturbación de la vegetación y sus atributos, si conducen a la mejora de las condiciones del lugar, con procesos como el aporte de hojarasca y necromasa, la estabilización del fósforo (16 P), la reducción en la exposición solar entre otros.

El área con 30 años de recuperación después de la minería presenta un notable aumento en la composición (52 especies, 40 géneros, 23 familias, 413 individuos), respecto a las demás áreas disturbadas. La representatividad de familias cambia y aparecen dominando *Arecaceae*, *Rubiaceae* y *Gesneriaceae* que necesitan una buena estructura boscosa pues son elementos de sotobosque. A pesar de que esta zona comparte algunas similitudes con el bosque testigo, vale la pena destacar que su composición y estructura difieren debido a que la composición de la vegetación que se establece después de la minería es totalmente diferente a la de la matriz, es así que, después de 30 años de sucesión siguen apareciendo especies pioneras, debido a que la actividad minera ocasiona la remoción y lavado del suelo, la pérdida de cobertura vegetal y del banco de semillas. En esta área se observa la disminución de las abundancias con el aumento del tiempo de sucesión, lo cual incide en una distribución equilibrada del número de individuos y con ello en un notable incremento de la riqueza equivalente al 41% de las 130 registradas para el bosque testigo. Lo anterior permite inferir que después de 30 años la comunidad vegetal se encuentra en un 50% de sus condiciones naturales y quizás nunca vuelvan a la original.

En cuanto al índice de dominancia de las especies por estrato no se diferenció una especie presente en las tres fases y en el testigo; *Pityrogramma calomelanos* se encontró en las fases de 5, 15 y 30 años, e igualmente en el bosque testigo pero con un valor de dominancia muy disminuido. Situación similar se presenta con *Cespedesia spathulata*; esta condición está relacionada con el aumento en la complejidad, en la arquitectura y en la estructura, que limita el crecimiento de estas especies en el bosque testigo.

*Andropogon bicornis* dominante en las fases de 5 y 15 años no se presenta en la de 30 y obviamente también está ausente en el bosque testigo, condición que igualmente se puede asociar con el aumento en complejidad de la estructura. *Cespedesia spathulata* empieza a adquirir importancia a partir de los 15 años de recuperación, alcanza el mayor índice de dominancia en la parcela de 30 años de recuperación y luego empieza a disminuir. El patrón detectado en nuestra área de estudio adquiere singular importancia para entender la situación actual en los bosques de las regiones tropical y subandina del Chocó biogeográfico en donde en numerosas ocasiones *Cespedesia spathulata* se constituye en especie dominante (Rangel *et al.*, 2006).

Otro indicador de la existencia de un efecto de la minería sobre la comunidad vegetal se puede explicar con evolución de la colonización de la familia Arecaceae, la ausencia de las palmas en los escenarios sucesionales tempranos, la aparición en el escenario de 30 años y el dominio en el área testigo, que define su grado de afectación de la vegetación pues autores como, Ramírez y Galeano (2011) en un estudio de palmas en dos localidades del Chocó (Tutunendo y Angostura) definen la estructura y composición de las palmas como un elemento determinante del nivel de perturbación del bosque. En ese mismo sentido, Galeano (2001) en el golfo de Tribugá (Chocó) y Rangel (2004) en el estudio de la vegetación de la región del Chocó Biogeográfico, Asimismo, Faber-Langendoen y Gentry (1991), Gentry (1986) para dos áreas de un bosque pluvial en el Chocó (Bajo Calima y Tutunendo) define a las palmas como elementos centrales de la estructura y composición de la vegetación.

La ocurrencia y distribución de seis formas de crecimiento en los escenarios muestreados, guarda una estrecha relación tanto con el disturbio, como con la temporalidad de abandono. Esta inferencia se deriva de la identificación de seis estratos en los escenarios sin intervención o con mayor temporalidad de recuperación (bosque testigo y área minera con más de 30 años), evidenciando que estos sitios son más complejos a nivel estructural. Sin embargo, si se comparan estos dos escenarios se puede notar que el estrato dominante en número de individuos en el bosque testigo está representado por el nivel arbustivo con rangos de altura entre 1.5 y 5m, mientras el área

minera con 30 años de abandono es dominada por el nivel herbáceo cuyo rango de altura esta entre 0.25 y 1.5m, corroborando que esta área se encuentra en un proceso lento de recuperación frente a los impactos de la minería. Esto concuerda con lo expresado por Drury y Nisbet, (1973) quienes indican que los cambios de la vegetación deben ser concebidos como una visión dinámica en la cual no hay una premisa de estabilidad a largo plazo o de existencia de un punto final en la sucesión. En el mismo sentido, Austin (1981); Delcourt et al., (1983) y Prentice (1992) consideraran que la multiplicidad de factores que actúan e interactúan durante los procesos de cambio (cambios de clima paulatinos, regímenes de disturbio, migración de individuos e interacciones poblacionales), sugiere que el estado de la vegetación en un sitio y en un momento determinado es consecuencia de factores que actúan a diferentes escalas de tiempo y espacio, las cuales están íntimamente relacionadas.

Por otro lado, las áreas mineras con 5 y 15 años tienen en su composición familias representativas como Melastomataceae y Rubiaceae representadas con géneros como *Miconia*, *Aciotis*, *Psychotria* e *Isertia* las cuales suele observarse en áreas recientemente intervenidas. Aunque el escenario de 30 años muestra un nivel de sucesión avanzada en su composición con el ingreso de especies de palmas, Gesneriáceas, Bromeliáceas y Aráceas, vale la pena destacar que muchas de las especies que las representan han modificado sus hábitos de crecimiento, en el caso de las epifitas es común observarlas como herbáceas, lo cual puede estar relacionado con la penetración directa de los rayos de luz ante la ausencia de un dosel cerrado, típico de los bosques húmedos de la región.

Las áreas mineras con temporalidades intermedias de abandono (5 y 15 años), además de presentar un marcado dominio del estrato herbáceo, se caracterizan por la carencia de los estratos arbóreos y subarbóreos, esta situación es similar a la reportada por Sguizzatto et al. (2005), quienes determinaron en un área afectada por minería que el 98% de la concentración de individuos se encuentra en estadios iniciales de sucesión, indicando que la comunidad vegetal se encuentra en una etapa inicial pionera. Estas apreciaciones, permiten evidenciar que la existencia de un disturbio como la minería implica una pérdida total de la vegetación y el desarrollo inicial de un proceso de



sucesión con condicionantes ambientales como la pérdida de capa orgánica y la reconfiguración de las capas del suelo, así como una mayor exposición a procesos de escorrentía y radiación.

Una comparación específica entre las áreas mineras con 15 y 5 años permite anotar que aunque entre estas dos áreas hay similitudes entre el número y tipo de estratos, presentan diferencias en cuanto a su distribución, teniendo en cuenta que en el área minera con 5 años de abandono el 91% de la vegetación corresponde al estrato herbáceo y solo el 2% al tipo arbustivo, mientras que en el área minera con 15 años de abandono estos mismos estratos presentaron valores de 82% y 7%, evidenciando no solo la existencia de una respuesta al proceso de disturbio minero, sino el avance de la sucesión a medida que pasa el tiempo, la cual resulta muy lenta por el tipo de afectación y la respuesta estructural de la vegetación a las nuevas condiciones que deja la minería, si se compara con lo registrado por Esquivel *et al.* (2016), quienes en un estudio de bosques secos tropicales con pérdida total de la cobertura por efecto de lava volcánica, se evidenció que en los primeros 4 años de recuperación se diferenciaron 6 estratos distribuidos de la siguiente manera: herbáceas 47%, 19% de árboles, 18% entre lianas y postradas, 7% de arbustos y 7% de sufruticosas, evidenciando que a pesar de ser un proceso de sucesión primaria, el tiempo de recuperación del área afectada tarda menos tiempo que en las áreas afectadas por minería. Estas condiciones ilustran el drástico efecto que causa la minería y la dificultad de la recuperación del esqueleto vegetal en el tiempo.

Los resultados obtenidos en general muestran que la minería genera una modificación de la estructura de los bosques, hay pérdida de estratos, principalmente el arbóreo y con ello la relación de epifitismo. Se necesitan condiciones de microclima y hábitat específicos que son típicos de ambientes bien estructurados con ensamblajes ecológicos definidos que permiten la especialización de grupos florísticos como las epífitas (Barthlott et al 2001, Kromer et al. 2007, Werner et al. 2005, Koster et al 2009).

Los valores de índices de ecológicos sugieren que los escenarios presentan diversidades y dominancias distintas; en los primeros estadios sucesionales (matorrales) dominan especies herbáceas (*A. bicornis*, *P. calomelanos*, *L. cernua*, *S. mitis* y *B. latifolia*), las cuales representaron más del 66% del total de los individuos encontrados, mientras que a medida que aumenta el tiempo de sucesión estas especies son reemplazadas por otras con estrategias y formas de vida diferentes (*C. spathulata*, *P. poeppigiana*, y en menores proporciones *C. macrocarpa*), las cuales dominan el estrato arbóreo de escenarios de sucesión avanzada. En este sentido, Asquith (2002) sugiere que el grado de perturbación de un bosque influye fuertemente en la recuperación de la diversidad florística y es normal encontrar diferencias específicas entre bosques secundarios con edades de sucesión distintas.

El índice Shannon\_H muestra valores de diversidad relativamente bajos (1.8 para área minera con 5 años y 2.9 para área minera con 15 años de sucesión). Después de 30 años la diversidad aumentó significativamente (3.23), con respecto a los valores anteriormente mencionados. Sin embargo, al comparar estos con el área testigo (4.21), persiste un desequilibrio en la distribución de las especies al interior de la comunidad y con ello la disminución de la diversidad. Lo anterior concuerda con lo expresado por Denslow (1980), quien afirma que la diversidad específica de un área tiende a disminuir luego de una perturbación severa, pero aumenta en el transcurso del tiempo. Así mismo Valois (2016) sugiere que, aunque las áreas afectadas por minería tienden a recuperarse naturalmente con el tiempo, 15 años 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.

Los índices de diversidad beta muestran que hubo mayor similitud florística entre los escenarios 5 y 15, 15 y 30 y 30 y bosque testigo que en cualquiera de las otras combinaciones posibles, especialmente entre aquellos escenarios extremos de la cronocecuencia (5 vs 30-bosque testigo). Esta es una tendencia esperada sobre la base de la teoría ecológica de la sucesión vegetal, que confirma que en las temporalidades

evaluadas el proceso de sucesión se encuentra aún en desarrollo y se mantendrá durante el tiempo influenciado por las condiciones ambientales externas e internas, Peet (1992) señala que la sucesión no depende solamente de las especies particulares presentes en un área, sino también de los cambios en los recursos del suelo y el ambiente físico, que si bien pueden ser imperceptibles en algunas escalas de tiempo constituyen factores críticos de los cambios sucesionales a largo plazo.

#### 4.5. LITARATURA CITADA

Asquith N. 2002. La dinámica del bosque y la diversidad arbórea. In: Biología y conservación de bosques neotropicales. Eds. MR Guariguata; GH Kattan. Libro Universitario Regional (LUR). Cartago, CR. 377 – 406 p.

Austin, M. P., 1981. Permanent quadrats: an interfase for theory and practice. *Vegetatio*, 46: 1-10.

Barthlott W, Schmit-Neuerburg V, Nieder J, Engwald S. 2001. Diversity and abundance of vascular epiphytes: a comparison of secondary vegetation and primary montane rain forest in the Venezuelan Andes. *Plant Ecology* 152: 145-156.

Cantillo, E.E. & Rangel-Ch., J.O. 2011. Los patrones de la estructura y de la riqueza de la vegetación boscosa de Colombia-síntesis-. En: J.O. Rangel-Ch. (ed.). Colombia Diversidad Biótica XI. Patrones de la estructura y de la riqueza de la vegetación en Colombia: 435-461. Universidad Nacional de Colombia-Instituto de Ciencias Naturales, Bogotá D.C.

Clements, F. E., 1904. The development and structure of vegetation. Botanical Survey of Nebraska, 7. The Botanical Seminar, Lincoln, Nebraska.

Clements, F. E., 1916. Plant succession. Carnegie Institute Washington Publication 242. Washington. D. C.

Colwell R. 2004. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7. Users guide and application (en línea). Disponible en <http://www.viceroy.eeb.ucnn.edu/estimates>. Consultado 24 ene 2005

Delcourt H. R., P. A. Delcourt y T. Webb, 1983. Dynamic plant ecology: the spectrum of vegetational change in space and time. *Quat. Sci. Rev.* 153-75.

Denslow J S. 1995. Disturbance and diversity in tropical rain forests. The density effect. *Ecological Applications* 5 (4): 962-968

Drury W. H. y Nisbet I. C. T. 1973. Succession. *Journal of Arnold Arboretum*. 54, 331-368.

Esquivel H E., Tinoco F., A J Torres. 2016. La sucesión vegetal en los lodos fluviovolcánicos de Armero-Tolima-Colombia 30 años después de la erupción del volcán arenas del nevado del Ruiz. *Caldasia*, Vol. 38, Núm. 1 (2016).

Faber-langendoen, D. & A. Gentry. 1991. The structure and diversity of rainforest at Bajo Calima, Chocó, Western Colombia. *Biotropica* 23 (1): 2-11

Galeano, G. 2001. Estructura, riqueza y composición de plantas leñosas en el golfo de Tribugá, Chocó, Colombia. *Caldasia* 23 (1): 213-236.

Gentry, A. H. 1986. Species richness and floristic composition of Chocó región plant communities. *Caldasia* 15: 71-91.

Grigera D, Brion C, Chiapella J O, Pillado M S. 1996. Las formas de vida de las plantas como indicadores de factores ambientales. *Medio Ambiente* 13(1) 11-29.

Hammer, O.; D.A.T. Harper y P.D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological Statistic software package for education and data analysis. *Paleontologia Eletronica* 4 (1): 1-9. [http://palaeoelectronica.org/2001\\_1/past/issue1\\_01.htm](http://palaeoelectronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm) [Accessed: 04/X/ 2011]

Köster N, Friedrich K, Nieder J, Barthlott W. 2009. Conservation of epiphyte diversity in an Andean landscape transformed by human land use. *Conservation Biology* 23(3): 911-919.

Krömer T, Gradstein S, Acebey A. 2007. Diversidad y ecología de epífitas vasculares en bosques montanos primarios y secundarios de Bolivia. *Ecología en Bolivia* 42(1): 23-33.

Peet, R. K., 1992. Community structure and ecosystem function. En: *Plant succession: theory and prediction*. D. C. Glenn-Lewin, R. K. Peet and T. T. Veblen (eds). Population and community biology series 11. Chapman y Hall. London. pp.103-140.

Prentice, C., 1992. Climate change and long-term vegetation dynamics. En: *Plant succession. theory and prediction*. Glenn Levin D. C., R. K. Peet y T. T. Veblen (eds) Population and Community Biology Serie 11. Chapman and Hall. London. 293-339.

Ramírez M G. 2010. Estudio de las comunidades de Palmas en dos regiones fitogeográficas del Chocó-Colombia. Trabajo de grado para optar al título de Magister en Ciencias-Biología Línea Biodiversidad y Conservación, Universidad Nacional de Colombia.

Ramírez, G. y G. Galeano. 2011. Comunidades de palmas en dos bosques de Chocó, Colombia. *Caldasia* 33 (2): 315-329.

Rangel-Ch, J.O. 1995. Islas de Gorgona y Gorgonilla. 145-154 pp. En: Rangel-Ch, J.O. (ed.), *Colombia Diversidad Biótica I*. Instituto de Ciencias Naturales-Universidad Nacional de Colombia-Inderena, Bogotá, 442 pp.

Rangel-C H J O, Velásquez A. 1997. Métodos de estudios de la vegetación. Págs. 59-82, en: Rangel-CHJO. (ed.), *Colombia diversidad Biótica II. Tipos de vegetación en Colombia*. Instituto de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.

Rangel, J. O. (ed). 2004. *Colombia Diversidad Biótica IV: El Chocó Biogeográfico/Costa Pacífica*. Instituto de ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, D.C.

Sguizzatto F., Venâncio MS, Alves M N J., Luiz L J., I Pires. 2006. Estrutura da vegetação arbustivo-arbórea colonizadora de uma área degradada por mineração de caulim, Brás Pires, MG. R. *Árvore*, Viçosa-MG, v.30, n.1, p.107-116, 2006.

Valois CH. 2016. Sucesión primaria y ecología de la revegetación de selvas degradadas por minería en el Chocó, Colombia: bases para su restauración ecológica. Tesis doctoral. Universidad de Valladolid.

Vidal, O. J. & Reif, A. (2011). Effect of a tourist-ignited wildfire on *Nothofagus pumilio* forests at Torres del Paine biosphere reserve, Chile (Southern Patagonia). *Bosque*, 32, 64-76.

Villarreal H, Álvarez M, Córdoba S, Escobar F, Fagua G, Gast F. 2004. Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa de inventarios de biodiversidad. Bogotá: Instituto Alexander von Humboldt.

Werner F, Homeier J, Gradstein S. 2005. Diversity of vascular epiphytes on isolated remnant trees in the montane forest belt of southern Ecuador. *Ecotropica* 11: 21-40.

Anexo 4 Composición florística de la comunidad dominada por *Anaxogera alleni* y *Tapirira cf. guianensis*, escenario testigo

Especie	P 1	P 2	P 3	P 4	P 5	Ab	Ab %	F r	Fr%	I. Domi	Habito
<i>Hyeronima cf oblonga</i> (Tul.) Müll. Arg.	1	1				2	7,14	2	40	47,14	Arbóreo inferior
<i>Swartzia sp</i>	1		1			2	7,14	2	40	47,14	Arbóreo inferior
<i>Apeiba membranacea</i> Spruce ex. Benth.	1				1	2	7,14	2	40	47,14	Arbóreo inferior
<i>Dussia sp</i>				1	1	2	7,14	2	40	47,14	Arbóreo inferior
<i>Eschweilera sclerophylla</i> Cuatrec.		1			1	2	7,14	2	40	47,14	Arbóreo inferior
<i>Matisia castano</i> Triana & Karst			1	1		2	7,14	2	40	47,14	Arbóreo inferior
<i>Vochysia ferruginea</i> Mart.	1					1	3,57	1	20	23,57	Arbóreo inferior
<i>Protium sp</i>			3			3	10,7	1	20	30,71	Arbóreo inferior
<i>Sterculia sp</i>					1	1	3,57	1	20	23,57	Arbóreo inferior
<i>Rubiaceae 1</i>		1				1	3,57	1	20	23,57	Arbóreo inferior
<i>Rubiaceae 2</i>				1		1	3,57	1	20	23,57	Arbóreo inferior
<i>Dialyanthera sp</i>	1					1	3,57	1	20	23,57	Arbóreo inferior
<i>Otoba sp</i>					1	1	3,57	1	20	23,57	Arbóreo inferior
<i>Virola sp</i>			1			1	3,57	1	20	23,57	Arbóreo inferior
<i>Eugenia sp</i>	1					1	3,57	1	20	23,57	Arbóreo inferior
<i>Sorocea cf affinis</i> Hemsl.					1	1	3,57	1	20	23,57	Arbóreo inferior
<i>Vatairea sp</i>	2					2	7,14	1	20	27,14	Arbóreo inferior
<i>Phragmoteca mammosa</i> . W. S. Alverson	2					2	7,14	1	20	27,14	Arbóreo inferior
Total por estrato										580,00	
<i>Tapirira sp</i>	5	5	8	16	10	44	24,8	5	100	124,86	Subarbóreo
<i>Pholidostachys dactyloides</i> H.E.Moore	1	1	1	1	1	5	2,82	5	100	102,82	Subarbóreo
<i>Anaxogera alleni</i>	13	10	1	1		25	14,1	4	80	94,12	Subarbóreo
<i>Aiphanes cf bekarrii</i>	2	2	2			6	3,39	3	60	63,39	Subarbóreo
<i>Socratea exorrhiza</i> ( Mart. ) H. Wendl.			4	2	1	7	3,95	3	60	63,95	Subarbóreo
<i>Garcinia madruno</i> (Kunth) Hammel		1		1	1	3	1,69	3	60	61,69	Subarbóreo
<i>Symphonia globulifera</i>	1	1		1		3	1,69	3	60	61,69	Subarbóreo
<i>Guatteria amplifolia</i> Triana & Planch.				20	20	40	22,6	2	40	62,60	Subarbóreo
<i>Oenocarpus minor</i> Mart	3			2		5	2,82	2	40	42,82	Subarbóreo
<i>Pholidostachys pulchra</i> H. Wendl. ex Burret		1			3	4	2,26	2	40	42,26	Subarbóreo
<i>Wettinia quinaria</i> (O.F.Cook & Doyle) Burret,	4	3				7	3,95	2	40	43,95	Subarbóreo
<i>Sloanea sp</i>	1		1			2	1,13	2	40	41,13	Subarbóreo
<i>Thibaudia sp</i>	1				1	2	1,13	2	40	41,13	Subarbóreo
<i>Miconia affinis</i>		1		1		2	1,13	2	40	41,13	Subarbóreo
<i>Grias haughtii</i> R. Knuth			1		1	2	1,13	2	40	41,13	Subarbóreo
<i>Licania sp</i>		3				3	1,69	1	20	21,69	Subarbóreo
<i>Ocotea sp</i>				1	1	2	1,13	2	40	41,13	Subarbóreo
<i>Welfia regia</i> H. Wendl					6	6	3,39	1	20	23,39	Subarbóreo
<i>Perebea xanthochyma</i> H. Karst.				1		1	0,56	1	20	20,56	Subarbóreo
<i>Poulsenia armata</i> (Miq.) Standl.	1					1	0,56	1	20	20,56	Subarbóreo
<i>Inga sp1</i>				2		2	1,13	1	20	21,13	Subarbóreo
<i>Andira sp</i>					2	2	1,13	1	20	21,13	Subarbóreo
<i>Vismia baccifera</i> (L.) Triana & Planch					3	3	1,69	1	20	21,69	Subarbóreo
Total por estrato										1120,00	
<i>Croton chocoanus</i> Croizat				1	1	2	2,47	2	40	42,47	Arbustivo
<i>Bactris hondurensis</i> Standl.	4					4	4,94	1	20	24,94	Arbustivo
<i>Attalea alleni</i> H.E. Moore	1	1		1	2	5	6,17	4	80	86,17	Arbustivo
<i>Geonoma sp</i>	1		1	1	1	4	4,94	4	80	84,94	Arbustivo
<i>Geonoma caliptrogynoides</i>			2		2	4	4,94	2	40	44,94	Arbustivo
<i>Pentaclethra macroloba</i> (Willd.) Kuntze				1	1	2	2,47	2	40	42,47	Arbustivo
<i>Carpotroche longifolia</i> (Poepp.) Benth	1				1	2	2,47	2	40	42,47	Arbustivo
<i>Asterogyne martiana</i>	3				3	6	7,41	2	40	47,41	Arbustivo
<i>Alchornea sp</i>		1	1			2	2,47	2	40	42,47	Arbustivo
<i>Lacmellea speciosa</i> Woodson				16		16	19,7	1	20	39,75	Arbustivo
<i>Geonoma cuneata</i> Spruce		5				5	6,17	1	20	26,17	Arbustivo
<i>Jacaranda sp</i>	3					3	3,70	1	20	23,70	Arbustivo
<i>Dacryodes sp</i>	3					3	3,70	1	20	23,70	Arbustivo
<i>Pourouma bicolor</i> Mart.					1	1	1,23	1	20	21,23	Arbustivo
<i>Cecropia peltata</i> L. Dom.				1		1	1,23	1	20	21,23	Arbustivo
<i>Palicourea caerulea</i> (Ruíz & Pav.) Roem. & Schult.	1					1	1,23	1	20	21,23	Arbustivo
<i>Tovomitia sp</i>		3				3	3,70	1	20	23,70	Arbustivo
<i>Clusia sp</i>	3					3	3,70	1	20	23,70	Arbustivo
<i>Inga punctata</i>					1	1	1,23	1	20	21,23	Arbustivo



Especie	P 1	P 2	P 3	P 4	P 5	Ab	Ab %	F r	Fr%	I. Domi	Habito
<i>Helycostylis tovarensis</i> (Kl. &H. Karst.) O. Berg.			1			1	1,23	1	20	21,23	Arbustivo
<i>Compsoeura</i> sp		1				1	1,23	1	20	21,23	Arbustivo
<i>Gustavia superba</i> (H.B.K)O. Berg.	2					2	2,47	1	20	22,47	Arbustivo
<i>Costus</i> sp					2	2	2,47	1	20	22,47	Arbustivo
<i>Costus</i> sp		2				2	2,47	1	20	22,47	Arbustivo
<i>Palicourea caerulea</i> (Ruíz & Pav.) Roem. & Schult.	1					1	1,23	1	20	21,23	Arbustivo
<i>Bellucia pentamera</i> Naudin.	2					2	2,47	1	20	22,47	Arbustivo
<i>Tessmannianthus calcaratus</i> (Gleason) Wurdack			2			2	2,47	1	20	22,47	Arbustivo
Total por estrato										880,00	
<i>Cicnathus bipartitus</i> Poit.		2	1	3		6	15	3	60	75	Herbáceo
<i>Inga</i> sp2	1		1			2	5	2	40	45	Herbáceo
<i>Huberodendron patinoi</i> Cuatrec.			1	1		2	5	2	40	45	Herbáceo
<i>Mimosa cauta</i>	1				1	2	5	2	40	45	Herbáceo
<i>Ischnosiphon inflatus</i> L. Andersson		1			1	2	5	2	40	45	Herbáceo
<i>Coussarea</i> sp			1			1	2,5	1	20	22,5	Herbáceo
<i>Faramea calophylla</i> Standl.	1					1	2,5	1	20	22,5	Herbáceo
<i>Faramea</i> sp					1	1	2,5	1	20	22,5	Herbáceo
<i>Psychotria cooperi</i> Standl.	1					1	2,5	1	20	22,5	Herbáceo
<i>Psychotria poeppigiana</i> Standl.	1					1	2,5	1	20	22,5	Herbáceo
<i>Psychotria officinalis</i> (Aub) Standl	1					1	2,5	1	20	22,5	Herbáceo
<i>Pityrogramma calomelanos</i> (L.) Link	1					1	2,5	1	20	22,5	Herbáceo
<i>Amphidaysa ambigua</i> Standl.		1				1	2,5	1	20	22,5	Herbáceo
<i>Piper confertinodum</i> (Trel. & Yunck.) M.A. Jaram. & Callejas		1				1	2,5	1	20	22,5	Herbáceo
<i>Conostegia</i> sp			2			2	5	1	20	25	Herbáceo
<i>Miconia nervosa</i> (Sm.) Triana	1					1	2,5	1	20	22,5	Herbáceo
<i>Miconia reducens</i> Triana	1					1	2,5	1	20	22,5	Herbáceo
<i>Miconia</i> sp1				2		2	5	1	20	25	Herbáceo
<i>Miconia</i> sp2		2				2	5	1	20	25	Herbáceo
<i>Ossaea bracteata</i> Triana		1				1	2,5	1	20	22,5	Herbáceo
<i>Cespedesia spathulata</i> (Ruiz & Pav.)	1					1	2,5	1	20	22,5	Herbáceo
<i>Guarea</i> sp	1					1	2,5	1	20	22,5	Herbáceo
<i>Trichilia poeppigii</i> C. DC					1	1	2,5	1	20	22,5	Herbáceo
<i>Inga alta</i>	1					1	2,5	1	20	22,5	Herbáceo
<i>Inga acreata</i>	1					1	2,5	1	20	22,5	Herbáceo
<i>Inga acrocephala</i> Steedel		1				1	2,5	1	20	22,5	Herbáceo
<i>Glossoloma panamense</i> (C.V. Morton) J.L.	2					2	5	1	20	25	Herbáceo
Total por estrato										760	
<i>Diliocarpus</i> sp		1			1	2	16,6	2	40	56,67	Rasante
<i>Bauhinia guianensis</i> Aubl.				1	1	2	16,6	2	40	56,67	Rasante
<i>Paullinia alata</i> G. Don.					1	1	8,33	1	20	28,33	Rasante
<i>Smilax</i> sp	1					1	8,33	1	20	28,33	Rasante
<i>Pilea</i> sp	1					1	8,33	1	20	28,33	Rasante
<i>Peperomia</i> sp					1	1	8,33	1	20	28,33	Rasante
<i>Piper</i> sp		1				1	8,33	1	20	28,33	Rasante
<i>Triolena</i> sp	1					1	8,33	1	20	28,33	Rasante
<i>Pasmisia</i> sp					2	2	16,6	1	20	36,67	Rasante
Total por estrato										320,00	
<i>Anthurium redens</i> Croat	2	1	3	6		12	8,76	4	80	88,76	Epífita
<i>Anthurium chlotocarpon</i> sadiro		3	4	2	2	11	8,03	4	80	88,03	Epífita
<i>Anthurium redolens</i> Croat	3	1	2	3		9	6,57	4	80	86,57	Epífita
<i>Asplundia vagans</i> Harling		1	1		1	3	2,19	3	60	62,19	Epífita
<i>Anthurium alatum</i> Engl	2		3		3	8	5,84	3	60	65,84	Epífita
<i>Anthurium baudoense</i> Croat	3	4	1			8	5,84	3	60	65,84	Epífita
<i>Philodendron fragantissimum</i> (Hook.) G. Don	10	1			1	12	8,76	3	60	68,76	Epífita
<i>Piptocoma discolor</i> (Kunth) Pruski	1		1		2	4	2,92	3	60	62,92	Epífita
<i>Guzmania glomerata</i> Mez & Werckle		1	1	1		3	2,19	3	60	62,19	Epífita
<i>Evodianthus funifer</i> (Poit.) Lindm			1	1	1	3	2,19	3	60	62,19	Epífita
<i>Anthurium acatangulatum</i> Engl		4	7			11	8,03	2	40	48,03	Epífita
<i>Desmoncus cirrhiferus</i> A.H.Gentry & Zardini	3	1				4	2,92	2	40	42,92	Epífita
<i>Guzmania lingulata</i> (L.) Mez	1	2				3	2,19	2	40	42,19	Epífita
<i>Columnnea picta</i> H.Karst.	1				1	2	1,46	2	40	41,46	Epífita
<i>Anthurium</i> sp	13					13	9,49	1	20	29,49	Epífita
<i>Cavendishia</i> sp				1	1	2	1,46	2	40	41,46	Epífita
<i>Anthurium brownii</i> Masters			11			11	8,03	1	20	28,03	Epífita
<i>Dracontium croatii</i> G.H. Zhu					7	7	5,11	1	20	25,11	Epífita

<i>Especie</i>	P 1	P 2	P 3	P 4	P 5	Ab	Ab %	F r	Fr%	I. Domi	Habito
<i>Blakea podagrica Triana</i>	1			1		2	1,46	2	40	41,46	Epifita
<i>Monolena pilosiuscula L.Uribe</i>	1					1	0,73	1	20	20,73	Epifita
<i>Monolena cordifolia Triana</i>	1					1	0,73	1	20	20,73	Epifita
<i>Adelobotrys adscendens (Sw.) Triana</i>			2			2	1,46	1	20	21,46	Epifita
<i>Vainilla planifolia Jacks. ex Andrews</i>					1	1	0,73	1	20	20,73	Epifita
<i>Dichaea humilis Cogn</i>	1					1	0,73	1	20	20,73	Epifita
<i>Topobea sp</i>				1		1	0,73	1	20	20,73	Epifita
<i>Columnnea consanguinea Hanst.</i>	2					2	1,46	1	20	21,46	Epifita
Total por estrato										1200,00	

Anexo 5. Comunidad dominada por *Cecropia peltata* y *Cespedesia spathulata*,  
escenario de 30 años

Especie	P 1	P 2	P 3	P 4	P 5	Ab	Ab%	fr	Fr%	I. Domi	Estratos
<i>Vismia baccifera</i> (L.) Triana & Planch	2	2			3	7	26,92	3	60	86,92	Arbóreo inferior
<i>Cosmibuena macrocarpa</i> (Benth.) Klotzsch ex Walp.	2		4		1	7	26,92	3	60	86,92	Arbóreo inferior
<i>Cecropia peltata</i> L. Dom.	7		1	3		11	42,31	3	60	102,31	Arbóreo inferior
<i>Ochroma pyramidale</i> (Cav. ex Lam.) Urb				1		1	3,85	1	20	23,85	Arbóreo inferior
Total por estrato	11	2	5	4	4	26				300,00	
<i>Perebea xanthochyma</i> H. Karst.			5	1		6	10,71	2	40	50,71	Sub arbóreo
<i>Cespedesia spathulata</i> (Ruiz & Pav.)	10	11	6	6	10	43	76,79	5	100	176,79	Sub arbóreo
<i>Inga chocoensis</i> Killip ex T. Elias	4					4	7,14	1	20	27,14	Sub arbóreo
<i>Ocotea cernua</i> (Nees) Mez			1			1	1,79	1	20	21,79	Sub arbóreo
<i>Pourouma bicolor</i> Mart.					2	2	3,57	1	20	23,57	Sub arbóreo
Total por estrato										300,00	
<i>Grias haughtii</i> R. Knuth		1	1		4	6	16,22	3	60	76,22	Arbustivo
<i>Welfia regia</i> H. Wendl	5	1	1	1	1	9	24,32	5	100	124,32	Arbustivo
<i>Conostegia sp</i>	3	2	1	2		8	21,62	4	80	101,62	Arbustivo
<i>Conostegia macrantha</i> O. Berg ex Triana	2	2				4	10,81	2	40	50,81	Arbustivo
<i>Psychotria cooperi</i> Standl.				10		10	27,03	1	20	47,03	Arbustivo
Total por estrato	14	11	12	7	12	56				400,00	
<i>Oenocarpus bataua</i> (Mart.)		3			2	5	2,40	2	40	42,40	Herbáceo
<i>Vismia macrophylla</i> Kunth				1	1	2	0,96	2	40	40,96	Herbáceo
<i>Psychotria poeppigiana</i> Standl.		2		26		28	13,46	2	40	53,46	Herbáceo
<i>Miconia reducens</i> Triana	1	1		1	1	4	1,92	4	80	81,92	Herbáceo
<i>Trichilia poeppigii</i> C. DC		1	2	15	24	42	20,19	4	80	100,19	Herbáceo
<i>Miconia sp</i>	1	1		1	1	4	1,92	4	80	81,92	Herbáceo
<i>Socratea exorrhiza</i> ( Mart. ) H.Wendl.		9		8	3	20	9,62	3	60	69,62	Herbáceo
<i>Wettinia quinaria</i> (O.F.Cook & Doyle) Burret.		1	1		1	3	1,44	3	60	61,44	Herbáceo
<i>Glossoloma panamense</i> (C.V. Morton) J.L.	1	2	2		1	6	2,88	4	80	82,88	Herbáceo
<i>Anthurium formosum</i> Schott				45	5	50	24,04	2	40	64,04	Herbáceo
<i>Miconia sp2</i>			1	1		2	0,96	2	40	40,96	Herbáceo
<i>Mauritiella macroclada</i> (Burret) Burret		2				2	0,96	1	20	20,96	Herbáceo
<i>Rhynchospora sp</i>		2				2	0,96	1	20	20,96	Herbáceo
<i>Alchornea sp</i>		1				1	0,48	1	20	20,48	Herbáceo
<i>Miconia sp1</i>	4					4	1,92	1	20	21,92	Herbáceo
<i>Columnnea picta</i> H.Karst.		5		3	16	24	11,54	3	60	71,54	Herbáceo
<i>Miconia sp1</i>	4					4	1,92	1	20	21,92	Herbáceo
<i>Maquira guianensis</i>			1			1	0,48	1	20	20,48	Herbáceo
<i>Piper sp1</i>	3					3	1,44	1	20	21,44	Herbáceo
<i>Palicoua sp</i>		1				1	0,48	1	20	20,48	Herbáceo
Total por estrato	14	31	7	101	55	208				960,00	
<i>Columnnea consanguinea</i>		2				2	8,00	1	20	28,00	Rasante
<i>Pityrogramma calomelanos</i> (L.) Link	2	1	2	1		6	24,00	4	80	104,00	Rasante
<i>Vernonia sp</i>		1				1	4,00	1	20	24,00	Rasante
<i>Bellucia pentamera</i> Naudin.					1	1	4,00	1	20	24,00	Rasante
<i>Miconia sp3</i>	3					3	12,00	1	20	32,00	Rasante
<i>Dichaea sp</i>	11					11	44,00	1	20	64,00	Rasante
<i>Borreria latifolia</i> (Aubl.) K. Schum.		1				1	4,00	1	20	24,00	Rasante
Total por estrato	16	5	2	1	1	25				300,00	
<i>Anthurium sp</i>	4	7		11	1	23	35,38	4	80	115,38	Epífita
<i>Anthurium alatum</i> Engl	1	1	1	2		5	7,69	4	80	87,69	Epífita
<i>Adelobotrys adscendens</i> (Sw.) Triana	1	1	3			5	7,69	3	60	67,69	Epífita
<i>Guzmania sp</i>				4	5	9	13,85	2	40	53,85	Epífita
<i>Clusia sp</i>	2				1	3	4,62	2	40	44,62	Epífita
<i>Drymonia serrulata</i> (Jacq.) Mart		3			2	5	7,69	2	40	47,69	Epífita
<i>Philodendron acutatum</i> Schott		3				3	4,62	1	20	24,62	Epífita
<i>Philodendron longirhizum</i> M.M			1			1	1,54	1	20	21,54	Epífita
<i>Desmoncus cirrhiferus</i> A.H.Gentry & Zardini				1		1	1,54	1	20	21,54	Epífita
<i>Davilla aspera</i> Benoist	2					2	3,08	1	20	23,08	Epífita
<i>Epidendrum nocturnum</i> Jacq.	2					2	3,08	1	20	23,08	Epífita
<i>Passiflora auriculata</i> Kunth		5				5	7,69	1	20	27,69	Epífita

Especie	P 1	P 2	P 3	P 4	P 5	Ab	Ab%	fr	Fr%	I. Domi	Estratos
<i>Piper sp</i>		1				1	1,54	1	20	21,54	Epífita
Total por estrato	12	21	5	18	9	65				580,00	

Anexo 6. Comunidad de *Clidemia sericea* y *Cespedesia spathulata*, escenario de 15 años, escenario de 15 años

Especie	P1	P2	P3	P4	P5	Ab	Ab%	Fr	Fr%	I. Domi	Estratos
<i>Parkia pendula</i>			1			1	0,66	1	20	20,66	Arbustivo
<i>Vismia macrophylla</i> Kunth	2	13				15	9,87	2	40	49,87	Arbustivo
<i>Piptocoma discolor</i> (Kunth) Pruski	2	4	3	4	2	15	9,87	5	100	109,87	Arbustivo
<i>Croton chocoanus</i> Croizat	1	2	5	5	2	15	9,87	5	100	109,87	Arbustivo
<i>Iseria pittieri</i> (Standl.) Standl.	1	8	5		6	20	13,16	4	80	93,16	Arbustivo
<i>Cespedesia spathulata</i> (Ruiz & Pav.)	5	18	2	4	19	48	31,58	5	100	131,58	Arbustivo
<i>Cosmibuena macrocarpa</i> (Benth.) Klotzsch ex Walp.		9	4		5	18	11,84	3	60	71,84	Arbustivo
<i>Bellucia pentamera</i> Naudin.	1		4	1	1	7	4,61	4	80	84,61	Arbustivo
<i>Vismia baccifera</i> (L.) Triana & Planch			8			8	5,26	1	20	25,26	Arbustivo
<i>Apeiba membranacea</i> Spruce ex. Benth.	1					1	0,66	1	20	20,66	Arbustivo
<i>Miconia sp</i>		2				2	1,32	1	20	21,32	Arbustivo
<i>Cecropia peltata</i> L. Dom.			1			1	0,66	1	20	20,66	Arbustivo
<i>Pourouma bicolor</i> Mart.	1					1	0,66	1	20	20,66	Arbustivo
Total por estrato	14	56	33	14	35	152				780,00	
<i>Clidemia hirta</i> (L.) D. Don	15	1	16	5		37	10,76	4	80	90,76	Arbustivo
<i>Leandra granatensis</i> Gleason		2	5	5	7	19	5,52	4	80	85,52	Arbustivo
<i>Topobea parasitica</i> Aubl	1		2	1		4	1,16	3	60	61,16	Arbustivo
<i>Clidemia sericea</i> D. Don	45	23	16	46	20	150	43,60	5	100	143,60	Arbustivo
<i>Vernonia arborescens</i> (L.) Sw	67	3	11			81	23,55	3	60	83,55	Arbustivo
<i>Psychotria cooperi</i> Standl.	1	2	1	2	2	8	2,33	5	100	102,33	Arbustivo
<i>Alsophila sp</i>	12	6	9	6	12	45	13,08	5	100	113,08	Arbustivo
Total por estrato	141	37	60	65	41	344				680,00	
<i>Scleria mitis</i> P.J. Bergius	180	97	60	23	63	423	25,56	5	100	125,56	Herbáceo
<i>Andropogon bicornis</i> L	6	26	67	62	45	206	12,45	5	100	112,45	Herbáceo
<i>Ischaemum latifolium</i> (Spreng.) Kunth	4	59	36	75	60	234	14,14	5	100	114,14	Herbáceo
<i>Pityrogramma calomelanos</i> (L.) Link	10	91	146	79	53	379	22,90	5	100	122,90	Herbáceo
<i>Lycopodiella cernua</i> (L.) Pic. Serm.	53	70		62	56	241	14,56	4	80	94,56	Herbáceo
<i>Borreria latifolia</i> (Aubl.) K. Schum.	14	34		82		130	7,85	3	60	67,85	Herbáceo
<i>Nepsera aquatica</i> (Aubl.) Naud.	5	4	3		3	15	0,91	4	80	80,91	Herbáceo
<i>Anthurium sp</i>	6		5			11	0,66	2	40	40,66	Herbáceo
<i>Philodendron sp</i>	1					1	0,06	1	20	20,06	Herbáceo
<i>Cyclanthus bipartitus</i> Poit. ex A.Rich.			5			5	0,30	1	20	20,30	Herbáceo
<i>Cyperus luzulae</i> (L.) Rottb.			2			2	0,12	1	20	20,12	Herbáceo
<i>Mimosa pudica</i> Mill.					4	4	0,24	1	20	20,24	Herbáceo
<i>Chelonanthus alatus</i> (Aubl.) Pulle				1		1	0,06	1	20	20,06	Herbáceo
<i>Columnea picta</i> H.Karst.	3					3	0,18	1	20	20,18	Herbáceo
Total por estrato	282	381	324	384	284	1655				880,00	
<i>Tonina fluviatilis</i> Aubl	169	39		37		245	96,46	4	80	176,46	Rasante
<i>Epidendrum nocturnum</i> Jacq.		8	1			9	3,54	2	40	43,54	Rasante
Total por estrato	169	47	1	37	0	254				220,00	

Anexo 7. Comunidad de *Andropogon bicornis* y *Pityrogramma calomelanos*, escenario de 5 años

Especie	P1	P2	P3	P4	P5	Ab	Ab%	Fr	Fr%	L Domin	Estratos
<i>Clidemia hirta</i> (L.) D. Don	2	9	8	6	1	26	16,25	5	100	116,25	Arbustivo
<i>Cecropia peltata</i> L. Dom.	4	1	3	4		12	7,50	4	80	87,50	Arbustivo
<i>Croton chocoanus</i> Croizat	14			27	15	56	35,00	3	60	95,00	Arbustivo
<i>Vismia baccifera</i> (L.) Triana & Planch	1			3	3	7	4,38	3	60	64,38	Arbustivo
<i>Bellucia pentamera</i> Naudin.		3	5		3	11	6,88	3	60	66,88	Arbustivo
<i>Leandra granatensis</i> Gleason		2	1		2	5	3,13	3	60	63,13	Arbustivo
<i>Piptocoma discolor</i> (Kunth) Pruski			1	4	5	10	6,25	3	60	66,25	Arbustivo
<i>Vismia macrophylla</i> Kunth				4	1	5	3,13	2	40	43,13	Arbustivo
<i>Ochroma pyramidale</i> (Cav. ex Lam.) Urb		1		1		2	1,25	2	40	41,25	Arbustivo
<i>Cespedesia spathulata</i> (Ruiz & Pav.)	1	2				3	1,88	2	40	41,88	Arbustivo
<i>Cosmibuena macrocarpa</i> (Benth.) Klotzsch ex Walp.				2	1	3	1,88	2	40	41,88	Arbustivo
<i>Pourouma bicolor</i> Mart.		1		2		3	1,88	2	40	41,88	Arbustivo
<i>Isertia pittieri</i> (Standl.) Standl.		11	2	3		16	10,00	3	60	70,00	Arbustivo
<i>Apeiba membranacea</i> Spruce ex. Benth.					1	1	0,63	1	20	20,63	Arbustivo
Total por estrato	22	30	20	56	32	160				860,00	
<i>Andropogon bicornis</i> L	951	302	141	28	80	1502	46,19	5	100	146,19	Herbáceo
<i>Pityrogramma calomelanos</i> (L.) Link	351	87	35	137	177	787	24,20	5	100	124,20	Herbáceo
<i>Borreria latifolia</i> (Aubl.) K. Schum.	53	52	45	118	104	372	11,44	5	100	111,44	Herbáceo
<i>Lycopodiella cernua</i> (L.) Pic. Serm.	115	55	58		147	375	11,53	4	80	91,53	Herbáceo
<i>Scleria mitis</i> P.J. Bergius			9	97	27	133	4,09	3	60	64,09	Herbáceo
<i>Ischaemum latifolium</i> (Spreng.) Kunth		27	4		5	36	1,11	3	60	61,11	Herbáceo
<i>Emilia</i> sp	20	21				41	1,26	2	40	41,26	Herbáceo
<i>Psychotria cooperi</i> Standl.					2	2	0,06	1	20	20,06	Herbáceo
<i>Philodendron</i> sp					1	1	0,03	1	20	20,03	Herbáceo
<i>Chelonanthus alatus</i> (Aubl.) Pulle					2	2	0,06	1	20	20,06	Herbáceo
<i>Aciotis</i> sp		1				1	0,03	1	20	20,03	Herbáceo
Total por estrato	1490	545	292	380	545	3252				720,00	
<i>Mimosa pudica</i> Mill.		15	6	90	15	126	49,61	4	80	129,61	Rasante
<i>Cyperus luzulae</i> (L.) Rottb.	68	38	13			119	46,85	3	60	106,85	Rasante
<i>Epidendrum nocturnum</i> Jacq.		9				9	3,54	1	20	23,54	Rasante
Total por estrato	68	62	19	90	15	254				260,00	

## **CAPITULO 5**

### **EFFECTOS DE LA ACTIVIDAD MINERA DE ORO Y PLATINO A CIELO ABIERTO SOBRE LA FUNCIÓN DE LA VEGETACIÓN DE TERRAZAS Y COLINAS BAJAS EN CONDOTÓ-CHOCÓ**

## **CAPITULO 5. EFECTOS DE LA ACTIVIDAD MINERA DE ORO Y PLATINO A CIELO ABIERTO SOBRE LA FUNCIÓN DE LA VEGETACIÓN DE TERRAZAS Y COLINAS BAJAS EN CONDOTÓ-CHOCÓ**

### **RESUMEN**

Se presentan los resultados y el análisis de los rasgos funcionales en tres áreas con temporalidades de 5, 15 y 30 años afectadas por la actividad minera y un bosque testigo presentes en el corregimiento de Jigualito, municipio de Condoto. Teniendo en cuenta las metodologías para incluir el enfoque funcional, se tomaron datos para estimar los rasgos foliares a 59 especies seleccionadas de acuerdo a su representatividad según el IVI (80%), para el bosque testigo y el área minera de 30 años y la cobertura (68%), para las áreas mineras con 5 y 15 años de acuerdo a los cuatro levantamientos estructurales realizados a la vegetación. Según el enfoque funcional las especies del bosque testigo son indicadoras de una sucesión intermedia a avanzada debido a que son de crecimiento lento, mientras que las áreas disturbadas por la actividad minera se encuentran en un proceso de sucesión inicial, con especies de rápido crecimiento, y eficiencia en el uso de los pocos nutrientes del suelo. Según el estado sucesional de las áreas, es factible inferir que las especies predominantes en estos ambientes disturbados se encuentran en etapas incluidas en la sucesión y pueden llegar a permanecer largos periodos de tiempos antes de pasar a una fase nueva de la sucesión. Respecto a las especies presentes en las tres áreas mineras que son de crecimiento rápido, presentan diferentes estrategias funcionales como la rápida regeneración, la capacidad de captar altos contenidos de nutrientes, lo que a su vez las convierte en formadoras de suelo para especies con requerimientos más específicos. La baja representatividad de grupos leñosos en las áreas de sucesión temprana e intermedia pone de manifiesto que la pérdida de riqueza específica es proporcional a la pérdida de funciones en el área estudiada.

## **5.1. ÁREA DE ESTUDIO ESPECÍFICA**

Se establecieron cuatro áreas de estudio (tres minas de distinta edad y un bosque de referencia), las cuales corresponde y se describen estructural y fisionómicamente como aparecen en el capítulo 4 (Vegetación).

## **5.2. METODOLOGÍA**

Basados en la caracterización de la estructura de la vegetación, se analizaron aspectos del enfoque funcional, para lo cual se tuvo en cuenta la metodología propuesta por Pérez-Harguindeguy et al. (2013) modificada por Berdugo-Lattke (2012, 2017). Con base en los estadios de sucesión en las áreas afectadas por la actividad minera en Jigualito, se eligieron de cinco a diez individuos al azar por especie procurando que estuvieran debidamente identificados, a los cuales se midieron rasgos funcionales en hojas, tallo y contenido de nutrientes (P y N). Se siguieron los siguientes pasos: a). Selección de las especies. Estuvo determinada por el acumulado del 80% del IVI para las especies del componente arbóreo, y el 68% del acumulado de la cobertura para la vegetación arbustiva y herbácea de las áreas intervenidas. Para entender el papel de cada una de las especies en el funcionamiento ecológico del ecosistema, se seleccionaron y evaluaron rasgos funcionales en las especies más dominantes, entre 70-80% del área basal en pie de cada parcela de estudio en cada área de muestreo (Grime 1998, Díaz et al. 2006). b). Selección de los rasgos. Se tuvo en cuenta el impacto de las perturbaciones ocasionadas por la actividad minera a cielo abierto en la provisión de los servicios ecosistémicos como fijación-almacenamiento de carbono. Los datos se tomaron según protocolos diseñados por Cornelissen et al. (2003), Díaz et al. (2007), Berdugo-Lattke (2012) y Pérez-Harguindeguy et al. (2013). Se tomaron los siguientes rasgos foliares área foliar (AF), contenido de nitrógeno (N), contenido de fósforo (P) (Tabla 21).



Tabla 21. Rasgos foliares

<b>Rasgos</b>		<b>Unidad</b>	<b>Fuente del dato</b>
<b>Foliares</b>	Área foliar (AF)	mm <sup>2</sup>	Campo y Laboratorio
	Contenido de N foliar	mg g <sup>-1</sup>	Campo y Laboratorio
	Contenido de P y N	mg g <sup>-1</sup>	Campo y Laboratorio

Fuente: Cornelissen et al. (2003) y Villar et al. (2004); variables cuantitativas, rasgos relacionados con el servicio de reserva de carbono.

Los rasgos evaluados fueron los siguientes:

**Rasgos foliares.** Los rasgos foliares se evaluaron colectando de cinco a doce hojas por individuos de cada especie; Se siguió el protocolo propuesto por Berdugo-L y Rangel (2012).

**Área Foliar.** Se tomaron de 5-12 hojas por individuo de cada especie de los cuales se seleccionaron hojas maduras, totalmente expandidas, bien iluminadas y preferiblemente sin daños de herbívoros o patógenos. Para los árboles, las muestras se tomaron en la parte alta de las copas donde los individuos tienen su máxima exposición a la luz, con extensiones telescópicas y tijera podadora. El material se tomó 2-3 horas después de la salida del sol y 3-4 horas antes de la puesta del sol. Posteriormente se almacenaron las hojas en bolsas plásticas, selladas y codificadas. Para las hojas compuestas se almacenaron los tallos cortados en un cuarto oscuro con ambiente fresco y húmedo, manteniéndolas en estas condiciones un máximo de 48 horas antes de llevar al laboratorio. El valor de Área Foliar y FOL (Unidad Mínima Foliar) se obtuvo mediante el procesamiento de las imágenes digitales de las hojas con herramientas digitales (Berdugo-L y Rangel 2012, Pérez-Harguindeguy et al. 2013).

**Nitrógeno y fósforo.** Se tomó una muestra compuesta de los cinco a diez individuos muestreados por especie de aproximadamente 1 kg de materia fresca sin pecíolo y

raquis (Cornelissen et al. 2003; Pérez-Harguindeguy et al. 2013). Posteriormente se secó al horno a 65 °C durante 48 horas, la materia seca resultante se molió con molino de cuchillas con malla de 1 mm. El análisis de nitrógeno se realizó por el método de combustión total, en equipo autoanalizador (Thermo Finnigan, Flash EA 1112). El fósforo total se analizó por el método de digestión seca (incineración del material a 550° C por 8 horas, luego se digirieron las cenizas con HCl 1+1) y la determinación del P fue por método colorimétrico con molibdato de amonio y cloruro estannoso, se leyó el valor en espectrofotómetro ultravioleta visible (Thermo Spectronic Helios  $\alpha$ ). Todo el procesamiento se llevó a cabo en un laboratorio certificado.

Una vez procesado los datos de campo y laboratorio para realizar los respectivos análisis estadísticos, se evaluaron parámetros paramétricos y no paramétricos según la naturaleza de los datos (Normalidad, homocedasticidad, estandarización y varianza). Se estimaron medidas de tendencia central para cada especie (media o mediana). Todo el procesamiento se llevó a cabo con el software estadístico InfoStat Profesional (2007). Para las áreas con 5 y 15 años de sucesión se tomaron los datos de cobertura total por especie, se extrajeron las especies trabajadas en los grupos funcionales (sin densidad de madera y con densidad de madera) y se les asignó el grupo funcional al que pertenecen. Seguidamente se tomó la cobertura relativa para ese subconjunto de especies. El 100% fue la suma total de la cobertura de todas las especies representativas en cada escenario. A partir del porcentaje de cada especie se obtuvo el dato de porcentaje de cobertura para cada grupo funcional presente en el escenario.

### 5.3. RESULTADOS

#### Análisis de los rasgos

En los rasgos foliares se recolectaron un total de 59 muestras para estimar el área foliar, el Nitrógeno y el Fósforo. Se observaron datos extremos en la distribución de los tres rasgos seleccionados por especie. Se encontró que los valores extremos pueden estar relacionados con la edad de los individuos, el tiempo de sucesión que incide en el grado de exposición a la luz y en las estrategias funcionales de los individuos que están expuestos a una mayor de radiación solar o mayor cantidad de sombra lo que puede modificar el valor de sus rasgos. (Anexo 12)

#### Características cuantitativas bosque testigo

Área de la lámina foliar hojas simples. En la tabla 22 se observa la distribución de los valores de área foliar de las especies con hojas simples seleccionadas en el bosque testigo. La especie con el menor valor de área foliar fue *Licania* sp con un promedio foliar de 49,96 cm<sup>2</sup>, mientras que la especie que presentó el mayor valor corresponde a *Rubiaceae* sp2 con un promedio de 180,39 cm<sup>2</sup>. El tamaño foliar de las especies corresponde a hojas macrófilas. Según la distribución del rasgo, las especies con mayor variabilidad en tamaño corresponden a *Rubiaceae* sp<sup>1</sup> y *Rubiaceae* sp<sup>2</sup>., mientras que las de menor variabilidad son *Licania* sp, *Hyeronima oblonga* y *Sorocea affinis*; la media de todos los valores del bosque testigo corresponde a 108,68 cm<sup>2</sup>, la media de los valores por encima del promedio alcanza los 177,72 cm<sup>2</sup>

Tabla 22. Área foliar (cm<sup>2</sup>) de las especies con hojas simples presentes en el bosque testigo

Especie	AF (cm <sup>2</sup> )
<i>Apeiba membranacea</i>	99,12
<i>Dialyanthera</i> sp	101,92
<i>Eschweilera sclerophylla</i>	99,97
<i>Hyeronima cf oblonga</i>	91,04
<i>Licania</i> sp	49,97
<i>Miconia</i> sp	161,18
<i>Eugenia</i> sp	63,93
<i>Otoba</i> sp	66,27
Rubiaceae sp1	180,13
Rubiaceae sp2	180,39
<i>Sorocea cf affinis</i>	63,48
<i>Vochysia ferruginea</i>	66,33

Área de la lámina foliar hojas compuestas. En la tabla 23 se presenta la distribución de los valores de área foliar de las especies con hojas compuestas presentes en el bosque testigo. La especie con el menor valor de área foliar fue *Swartzia* sp con un promedio de (165,04 cm<sup>2</sup>), mientras que el mayor valor lo presentó *Inga* sp con promedios de (304,38) cm<sup>2</sup> y (189,18 cm<sup>2</sup>), la media de todos los valores del bosque testigo corresponde a 234,71 cm<sup>2</sup>.

Tabla 23. foliar (cm<sup>2</sup>) de las especies con hojas compuestas presentes en el Bosque testigo

Especie	AF
<i>Inga</i> sp	304,39
<i>Protium</i> sp	189,19
<i>Swartzia</i> sp	165,04

Área de la lámina foliar palmeras. En la tabla 24 se presenta la distribución de los valores de área foliar para el caso específico del grupo de palmas del estudio, la especie con los menores valores de área foliar fue *Welfia regia* con un promedio foliar de (38549,69 cm<sup>2</sup>), seguida de *Wettinia quinaria* (19701,49 cm<sup>2</sup>). El menor valor de área

foliar lo presentó *Socratea exorrhiza* (11516,97 cm<sup>2</sup>) y *Pholidostachys dactyloides* (12106,84cm<sup>2</sup>). El tamaño foliar de estas especies corresponde a hojas macrófilas y megáfilas, la media de todos los valores corresponde a 108,68 cm<sup>2</sup>.

El promedio correspondiente a la totalidad de las especies seleccionadas para el bosque testigo fue 4408,28cm<sup>2</sup> y la media de los valores por encima del promedio alcanza los 20.468,75cm<sup>2</sup>.

Tabla 24. Área foliar (cm<sup>2</sup>) de las palmeras presentes en el bosque testigo

Especie	AF
<i>Pholidostachys dactyloides</i>	12106,84
<i>Socratea exorrhiza</i>	11516,98
<i>Welfia regia</i>	38549,69
<i>Wettinia quinaria</i>	19701,5

Nitrógeno foliar para el caso de las hojas simples. En la tabla 25 se observa los resultados del contenido de contenido de Nitrógeno foliar (Nf) para las 12 especies seleccionadas con hojas simples en el bosque testigo. De acuerdo con éstos resultados, en contenido de Nf las especies que mayores valores presentaron fueron *Sorocea cf affinis* (2,92%), *Eschweilera sclerophylla* (2,75%), *Miconia* sp (2,65%), *Vochisia ferruginea* (2,48%). *Otoba* sp (1,66%), *Apeiba membranacea* (1,50%) y *Licania* sp (1,06%), presentaron los valores más bajos. La media de todos los valores es de 2.03% y la media de los valores por encima del promedio 2.925%.

Tabla 25. Nitrógeno foliar (%) de las especies seleccionadas para la caracterización funcional en el bosque testigo.

Especie	N
<i>Apeiba membranacea</i>	1,5
<i>Dialyanthera</i> sp	1,89
<i>Eschweilera sclerophylla</i>	2,75
<i>Hyeronima</i> cf <i>oblonga</i>	1,78
<i>Inga</i> sp	1,25
<i>Licania</i> sp	1,07
<i>Miconia</i> sp	2,65
<i>Eugenia</i> sp	1,89
<i>Otoba</i> sp	1,66
<i>Pholidostachys dactyloides</i>	1,1
<i>Protium</i> sp	1,76
Rubiaceae sp1	1,78
Rubiaceae sp2	1,7
<i>Socratea exorrhiza</i>	2,48
<i>Sorocea</i> cf <i>affinis</i>	2,92
<i>Swartzia</i> sp	4,27
<i>Vochysia ferruginea</i>	2,48
<i>Welfia regia</i>	1,85
<i>Wettinia quinaria</i>	1,91

Fósforo foliar. En la tabla 26 se observa los resultados del contenido de contenido de Fósforo foliar (Pf) para las 19 especies seleccionadas en el bosque testigo. Las siete especies dominantes fueron: *Wetinia quinaria* (0,18%), *Otoba* sp (0,14 %), *Inga* sp (14%) y *Eschweilera sclerophylla* (0,14%), mientras que presentaron los menores valores: *Sorocea* cf *affinis* (0,076%), *Licania* sp (0,073 %), Mirtaceae sp<sup>2</sup> (0,072%), *Apeiba menbranacea* (0,066%) y *Miconia* sp (0,063 %). La media de todos los valores del contenido P es de 0.11 %, sin embargo, se encontraron valores que están por encima del promedio, la media de los valores por encima del promedio equivale a 0.1475%.

Tabla 26. Fósforo foliar (%) de las especies seleccionadas para la caracterización funcional en el bosque testigo.

Especie	P
<i>Socratea exorrhiza</i>	0,19
<i>Wettinia quinaria</i>	0,18
<i>Eschweilera sclerophylla</i>	0,14
<i>Inga</i> sp	0,14
<i>Otoba</i> sp	0,14
<i>Pholidostachys dactyloides</i>	0,14
<i>Welfia regia</i>	0,13
<i>Vochysia ferruginea</i>	0,12
<i>Swartzia</i> sp	0,11
<i>Apeiba membranacea</i>	0,1
<i>Dialyanthera</i> sp	0,1
<i>Hyeronima cf oblonga</i>	0,09
<i>Protium</i> sp	0,09
Rubiaceae sp1	0,08
Rubiaceae sp2	0,08
<i>Sorocea cf affinis</i>	0,08
<i>Licania</i> sp	0,07
<i>Eugenia</i> sp	0,07
<i>Miconia</i> sp	0,06

Relación Nitrógeno Fósforo (N: P). Los valores mayores los presentan *Miconia* sp (41,82%), *Sorocea cf affinis* (38,24%), *Swartzia* sp (37,61%), Mirtaceae sp<sup>2</sup> (26,14) y Rubiaceae sp1 (22,25%); mientras que los menores valores lo presentan *Socratea exorrhiza* (13,41%), *Otoba* sp (11,87%), *Wettinia quinaria* (10,61%), *Inga* sp (8,92%) y *Pholidostachys dactyloides* (8,10%). La media de todos los valores es de 20,24 % y la media de los valores por encima del promedio 35,96 %.

Tabla 27. Relación N:P foliar (%) de las especies seleccionadas para la caracterización funcional en el bosque testigo.

Especie	N:P
<i>Miconia</i> sp	41,8
<i>Sorocea</i> cf <i>affinis</i>	38,3
<i>Swartzia</i> sp	37,6
<i>Eugenia</i> sp	26,1
Rubiaceae sp1	22,3
Rubiaceae sp2	21,6
<i>Vochysia ferruginea</i>	21,1
<i>Hyeronima</i> cf <i>oblonga</i>	20,4
<i>Protium</i> sp	20,2
<i>Eschweilera sclerophylla</i>	19,6
<i>Dialyanthera</i> sp	18,4
<i>Apeiba membranacea</i>	15
<i>Welfia regia</i>	14,7
<i>Licania</i> sp	14,5
<i>Socratea exorrhiza</i>	13,4
<i>Otoba</i> sp	11,9
<i>Wettinia quinaria</i>	10,6
<i>Inga</i> sp	8,93
<i>Pholidostachys dactyloides</i>	8,15

### Características cuantitativas área minera con más de 30 años de abandono

Área foliar. Los menores valores del área foliar los presentó *Cosmibuena macrocarpa* con un promedio foliar de (100,63 cm<sup>2</sup>), mientras que *Cecropia peltata* y *Ochroma pyramidale* presentaron los mayores valores con promedios de (2108,63 cm<sup>2</sup>, 1811,87 cm<sup>2</sup>). El tamaño foliar de las especies corresponde a hojas macrófilas y megáfilas relacionadas con bosques húmedos tropicales. Según la distribución del rasgo, las especies con mayor variabilidad en tamaño son *Cecropia peltata*, *Ochroma pyramidale*, mientras que las de menor variabilidad son *Cosmibuena macrocarpa* y *Conostegia* sp. La media de todos los valores es de 825,68 cm<sup>2</sup> y la media de los valores por encima del promedio 1960,26 cm<sup>2</sup>. Solo se registró una especie con hojas compuestas para esta área que corresponde a *Inga chocoensis* con un área foliar de 820,98 cm<sup>2</sup> (Tabla 28).



Tabla 28. Área foliar (cm<sup>2</sup>) de las especies arbóreas seleccionadas para la caracterización funcional en el área minera con más de 30 años de abandono

Especie	AF (cm <sup>2</sup> )
<i>Cecropia peltata</i>	2108,64
<i>Ochroma pyramidale</i>	1811,88
<i>Perebea xanthochyma</i>	613,32
<i>Cespedesia spathulata</i>	218,12
<i>Conostegia sp</i>	101,51
<i>Cosmibuena macrocarpa</i>	100,63

Nitrógeno foliar. En la tabla 29 se observa los resultados del contenido de contenido de Nitrógeno foliar (Nf) para las siete especies seleccionadas en el área minera con más de 30 años de abandono. De acuerdo con éstos resultados, en contenido de Nf las especies que mayores valores presentaron fueron *Perebea xanthochyma* (3,22%), *Inga spectabilis* (3,05%) y *Cecropia peltata* (3,01%), mientras que *Conostegia sp* (1,42%) y *Cosmibuena macrocarpa* (0,64%) presentaron los menores valores. La media de todos los valores es de 2,13% y la media de los valores por encima del promedio 3,09%.

Tabla 29. Nitrógeno foliar (%) de las especies seleccionadas para la caracterización funcional en el área minera con más de 30 años de abandono.

Especie	N
<i>Perebea xanthochyma</i>	3,22
<i>Inga chocoensis</i>	3,05
<i>Cecropia peltata</i>	3,01
<i>Ochroma pyramidale</i>	1,95
<i>Cespedesia spathulata</i>	1,67
<i>Conostegia sp</i>	1,42
<i>Cosmibuena macrocarpa</i>	0,64

Fósforo foliar En la tabla 30 se observa los resultados de contenido de Fósforo foliar (Pf) para las siete (7) especies seleccionadas en el área minera con más de 30 años de abandono. De acuerdo con éstos resultados, en contenido de Pf las especies que mayores valores presentaron fueron *Perebea xanthochyma* (0,31%), *Cecropia peltata* (0,30%) y *Ochroma pyramidale* (0,23%), mientras que *Conostegia sp* (0,12%) y *Cosmibuena macrocarpa* (0,14%) presentaron los menores valores. La media de todos los valores es de 0,20% y la media de los valores por encima del promedio 0,28%.

Tabla 30. Fósforo foliar (%) de las especies seleccionadas para la caracterización funcional en el área minera con más de 30 años de abandono.

Especie	P
<i>Perebea xanthochyma</i>	0,31
<i>Cecropia peltata</i>	0,3
<i>Ochroma pyramidale</i>	0,23
<i>Cespedesia spathulata</i>	0,19
<i>Inga chocoensis</i>	0,16
<i>Cosmibuena macrocarpa</i>	0,14
<i>Conostegia sp</i>	0,12

Relación Nitrógeno Fósforo foliar (N:P). Los mayores valores los presentan *Inga spectabilis* (19,65%), *Conostegia sp* (12,30%) y *Perebea xanthochyma* (10,37%); mientras que los menores valores lo presentaron *Ochroma pyramidale* (8,40%) y *Cosmibuena macrocarpa* (4,74%), la media de todos los valores es de 0,11 % y la media de los valores por encima del promedio 0,14%.

Tabla 31. Relación N:P foliar (%) de las especies seleccionadas para la caracterización funcional en el área minera con más de 30 años de abandono.

Especie	N:P
<i>Inga chocoensis</i>	19,65
<i>Conostegia sp</i>	12,3
<i>Perebea xanthochyma</i>	10,37
<i>Cecropia peltata</i>	10,2
<i>Cespedesia spathulata</i>	8,79
<i>Ochroma pyramidale</i>	8,4
<i>Cosmibuena macrocarpa</i>	4,74

### Características cuantitativas área minera 15 años de abandono

La especie con los menores valores de área foliar fue *Borreira latifolia* con un promedio foliar de (7,50 cm<sup>2</sup>) mientras que *Isertia pittieri*, *Croton chocuanus*, *Scleria mitis* y *Cespedesia spathulata* presentaron los mayores valores con promedios de (301,12 cm<sup>2</sup>, 241,27 cm<sup>2</sup>, 220,80 cm<sup>2</sup> y 220,57 cm<sup>2</sup>). El tamaño foliar de las especies corresponde a

hojas micrófilas, mesófilas y macrófilas relacionadas con bosques húmedos tropicales. Según la distribución del rasgo, las especies con mayor variabilidad en tamaño son *Cespedesia spathulata*, *Croton chocoanus* e *Isertia pittieri* mientras que las de menor variabilidad son *Borreira latifolia* y *Clidemia sericea*. La media de todos los valores es de 122,07 cm<sup>2</sup> la media de los valores por encima del promedio 245,94 cm<sup>2</sup>.

Tabla 32. Área foliar (cm<sup>2</sup>) de las especies seleccionadas para la caracterización funcional en el área minera con 15 años de abandono

Especie	AF
<i>Isertia pittieri</i>	301,12
<i>Croton chocoanus</i>	241,27
<i>Scleria mitis</i>	220,8
<i>Cespedesia spathulata</i>	220,57
<i>Cosmibuena macrocarpa</i>	110,63
<i>Vismia macrophylla</i>	99,7
<i>Clidemia hirta</i>	67,46
<i>Piptocoma discolor</i>	62,92
<i>Andropogon bicornis</i>	57,36
<i>Ischaemum latifolium</i>	43,38
<i>Clidemia sericea</i>	32,18
<i>Borreria latifolia</i>	7,5

Nitrógeno foliar. El contenido de Nf las especies que mayores valores presentaron fueron *Croton chocoanus* (1,85%), *Clidemia sericea* (1,83%) y *Clidemia hirta* (1,71%), mientras que *Borreira latifolia* (0,67%) y *Scleria mitis* (0,44%) presentaron los menores valores. La media de todos los valores es de 1,17% y la media de los valores por encima del promedio 1,67% y por debajo 0,75%.

Tabla 33. Nitrógeno foliar (%) de las especies seleccionadas para la caracterización funcional en el área minera con 15 años de abandono.

Especie	N
<i>Croton chocoanus</i>	1,85
<i>Clidemia sericea</i>	1,83
<i>Clidemia hirta</i>	1,71
<i>Piptocoma discolor</i>	1,5
<i>Isertia pittieri</i>	1,49
<i>Vismia macrophylla</i>	1,17
<i>Cespedesia spathulata</i>	0,91
<i>Ischaemum latifolium</i>	0,9
<i>Andropogon bicornis</i>	0,84
<i>Cosmibuena macrocarpa</i>	0,77
<i>Borreria latifolia</i>	0,67
<i>Scleria mitis</i>	0,44

Fósforo foliar. El contenido de Pf las especies que mayores valores presentaron fueron *Croton chocoanus* (0,45%), *Clidemia sericea* (0,32%) y *Borreria latifolia* (0,20%), mientras que *Vismia macrophylla* (0,08%) y *Cespedesia spathulata* (0,05%) presentaron los menores valores. La media de todos los valores es de 0,17% y la media de los valores por encima del promedio 0,26%.

Tabla 34. Fósforo foliar (%) de las especies seleccionadas para la caracterización funcional en el área minera con 15 años de abandono.

Especie	P
<i>Croton chocoanus</i>	0,45
<i>Clidemia sericea</i>	0,32
<i>Borreria latifolia</i>	0,2
<i>Piptocoma discolor</i>	0,19
<i>Clidemia hirta</i>	0,18
<i>Scleria mitis</i>	0,16
<i>Isertia pittieri</i>	0,14
<i>Ischaemum latifolium</i>	0,13
<i>Andropogon bicornis</i>	0,11
<i>Cosmibuena macrocarpa</i>	0,11
<i>Vismia macrophylla</i>	0,08
<i>Cespedesia spathulata</i>	0,05

Relación Nitrógeno Fósforo foliar (N:P). Los valores mayores los presentan *Cespedesia spathulata* (18,18%), *Vismia macrophylla* (15,36%), e *Isertia pittieri* (10,37%); mientras que los menores valores lo presentaron *Borreira latifolia* (3,40%) y *Scleria mitis* (2,77%). La media de todos los valores es de 8,22% y la media de los valores por encima del promedio es de 13,4%.

Tabla 35. Relación P:N foliar (%) de las especies seleccionadas para la caracterización funcional en el área minera con 15 años de abandono.

Especie	N:P
<i>Cespedesia spathulata</i>	18,18
<i>Vismia macrophylla</i>	15,36
<i>Isertia pittieri</i>	10,73
<i>Clidemia hirta</i>	9,34
<i>Piptocoma discolor</i>	8,06
<i>Andropogon bicornis</i>	7,58
<i>Cosmibuena macrocarpa</i>	6,75
<i>Ischaemum latifolium</i>	6,73
<i>Clidemia sericea</i>	5,65
<i>Croton chocoanus</i>	4,15
<i>Borreria latifolia</i>	3,4
<i>Scleria mitis</i>	2,77

### Características cuantitativas área minera 5 años de abandono

Área de la lámina foliar. La especie con los menores valores de área foliar fue *Borreira latifolia* con un promedio foliar de (5,92 cm<sup>2</sup>), mientras que *Isertia pittieri*, *Croton chocoanus* y *Scleria mitis* presentaron los mayores valores con promedios de (412,20 cm<sup>2</sup>, 344,46 cm<sup>2</sup> y 147,5 cm<sup>2</sup>). El tamaño foliar de las especies corresponde a hojas macrófilas y mesófilas. Según la distribución del rasgo, las especies con mayor variabilidad en tamaño son *Isertia pittieri* y *Croton chocoanus*, mientras que las de menor variabilidad son *Borreira latifolia* y *Andropogon bicornis*. La media de todos los valores es de 159,34 cm<sup>2</sup> la media de los valores por encima del promedio 378,33 cm<sup>2</sup>.

Tabla 36. Área foliar (cm<sup>2</sup>) de las especies arbóreas seleccionadas para la caracterización funcional en el área minera con 5 años de abandono

<b>Especie</b>	<b>AF</b>
<i>Isertia pittieri</i>	412,2
<i>Croton chocoanus</i>	344,47
<i>Scleria mitis</i>	147,55
<i>Vismia macrophylla</i>	89,99
<i>Clidemia hirta</i>	71,95
<i>Andropogon bicornis</i>	43,35
<i>Borreria latifolia</i>	5,93

Nitrógeno foliar. En contenido de Nf las especies que mayores valores presentaron fueron *Croton chocoanus* (2,24%), *Vismia macrophylla* (1,98%) y *Clidemia hirta* (1,96%), mientras que *Borreria latifolia* (1,06%) y *Andropogon bicornis* (0,98%) presentaron los menores valores. La media de todos los valores es de 1,59 % y la media de los valores por encima del promedio 2,005 % y por debajo 1,04% (Tabla 37).

Tabla 37. Nitrógeno foliar (%) de las especies seleccionadas para la caracterización funcional en el área minera con 5 años de abandono.

<b>Especie</b>	<b>N</b>
<i>Croton chocoanus</i>	2,24
<i>Vismia macrophylla</i>	1,98
<i>Clidemia hirta</i>	1,96
<i>Isertia pittieri</i>	1,84
<i>Scleria mitis</i>	1,08
<i>Borreria latifolia</i>	1,06
<i>Andropogon bicornis</i>	0,98

Fósforo foliar. En contenido de Pf las especies que mayores valores presentaron fueron *Vismia macrophylla* (0,35%), *Borreria latifolia* (0,25%) y *Croton chocoanus* (0,24%), mientras que y *Scleria mitis* (0,11%) y *Clidemia hirta* (0,13%) presentaron los menores valores. La media de todos los valores es de 0,20%, y la media de los valores por encima del promedio es de 0,28% (Tabla 38).

Tabla 38. Fósforo foliar (%) de las especies seleccionadas para la caracterización funcional en el área minera con 5 años de abandono.

<b>Especie</b>	<b>P</b>
<i>Vismia macrophylla</i>	0,36
<i>Borreria latifolia</i>	0,25
<i>Croton chocoanus</i>	0,24
<i>Isertia pittieri</i>	0,19
<i>Andropogon bicornis</i>	0,15
<i>Clidemia hirta</i>	0,13
<i>Scleria mitis</i>	0,12

Relación nitrógeno fósforo foliar (N:P). Los mayores valores en las siete especies seleccionadas lo presentan *Clidemia hirta* (14,67%), *Isertia pittieri* (9,96%), y *Croton chocoanus* (9,23%); mientras que los menores valores lo presentan *Vismia macrophylla* (5,59%) y *Borreria latifolia* (4,23%). La media de todos los valores es de 8,50 % y la media de los valores por encima del promedio 11,28%.

Tabla 39. Relación N:P foliar (%) de las especies seleccionadas para la caracterización funcional en el área minera con 5 años de abandono.

<b>Especie</b>	<b>N:P</b>
<i>Clidemia hirta</i>	14,67
<i>Isertia pittieri</i>	9,96
<i>Croton chocoanus</i>	9,23
<i>Scleria mitis</i>	9,09
<i>Andropogon bicornis</i>	6,76
<i>Vismia macrophylla</i>	5,59
<i>Borreria latifolia</i>	4,23

### **Comparación de rasgos entre escenarios**

Al comparar los resultados obtenidos para los rasgos funcionales analizados en cada escenario, se evidencia que el área foliar aumenta con la temporalidad, pasando de 159,34 cm<sup>2</sup> en el escenario de 5 años hasta 825,68cm<sup>2</sup> a los 30 años, datos que

mantienen una diferencia marcada con el valor máximo que se presenta en el bosque testigo (4408,28 cm<sup>2</sup>). Tanto el nitrógeno como el fósforo foliar muestran su concentración mas baja en el área minera con 15 años de recuperación, con un valor de 0,17 para ambas variables y su valor mas alto en el área de 30 años con 2,13 y 0,20 respectivamente, valores que resultan mayores a los obtenidos para el bosque testigo. La relación Nitrógeno –Fósforo refleja una notable diferencia entre el bosque testigo y las áreas afectadas por minería en diferentes temporalidades de recuperación (Tabla 40).

Tabla 40. Resumen de valores de rasgos foliares por escenarios

Variables	Bosque testigo	Área minera 30 años	Área minera 15 años	Área minera 5 años
Área foliar (cm <sup>2</sup> )	4408,28	825,68	122,07	159,34
Nitrógeno foliar	2,03	2,13	0,17	1,59
Fósforo foliar (%)	0,11	0,20	0,17	0,20
Relación Nitrógeno - Fósforo (%)	20-24	0,11	0,17	8,50

#### 5.4. DISCUSIÓN

El bosque testigo se caracterizó por presentar hojas macrófilas y megáfilas, con una gran variabilidad en tamaño, donde la media de todos los valores correspondió a 4408,28 cm<sup>2</sup>, la media de los valores por encima del promedio alcanzó los 20468,75 cm<sup>2</sup> y por debajo de dicho promedio 785,57 cm<sup>2</sup>. Lo que explica que esta área se encuentra claramente estratificada, con especies representantes del sotobosque y del dosel, además de la presencia de grupos particulares como las palmas que presentan áreas foliares con valores atípicos que contribuyen a la presencia de una estratificación más definida, con un estrato arbóreo más denso que ocasiona que la vegetación subarbórea y arbustiva deba incrementar su área foliar para garantizar el óptimo fotosintético

El bosque de 30 años presentó hojas macrófilas y megáfilas debido a la presencia de especies particulares como *Cecropia peltata* y *Ochroma pyramidali*, la media de todos



los valores fue  $825,68 \text{ cm}^2$  y la media de los valores por encima del promedio alcanzó  $1960,26 \text{ cm}^2$ , evidenciando un rango de variación de tamaño de hoja más reducido debido a la baja diversidad específica y a una estratificación menos compleja con árboles con copas pequeñas que permiten que haya menos competencia entre las especies y el espectro de luz llegue directamente sobre estas. En esta área se encuentran ausentes elementos importantes de los bosques húmedos tropicales como las palmas, las cuales cumplen funciones importantes como el almacenamiento de carbono, la retención de humedad, la proporción de hábitat y alimento durante todo el año para la fauna circundante.

El tamaño foliar de las especies en el área de 15 años correspondió a hojas micrófilas, mesófilas y macrófilas, donde la media de todos los valores es de  $122,07 \text{ cm}^2$  y la media de los valores por encima del promedio es de  $245,94 \text{ cm}^2$ , datos que muestran mayor homogeneidad de tamaños y que corresponden a la predominancia de elementos herbáceos y arbustivos, que están expuestos a la radiación solar y no existe competencia por luz por la ausencia del dosel.

Para el caso del área de 5 años, el tamaño foliar de las especies corresponde a hojas macrófilas y mesófilas, donde la media de todos los valores es de  $159,34 \text{ cm}^2$  y la media de los valores por encima del promedio  $378,33 \text{ cm}^2$ , al igual que el área anterior los valores muestran homogeneidad en los datos, esto debido a que la zona corresponde a un área que apenas está empezando un proceso de sucesión, donde la mayoría de los elementos florísticos que la componen corresponden a plantas herbáceas.

La variación del área foliar entre las diferentes escenarios muestra de manera categórica el aumento después de los 15 años de abandono del área con explotación minera, la disminución del parámetro en el área 15 años no resulta clara ni se tienen explicaciones para esta disminución ya que hay un aumento en la complejidad en la composición florística y de la estructura con respecto al área de 5 años. Si calculamos la tasa de

incremento foliar entre el área de 15 años y el de 30 tendríamos un valor de 47 cm<sup>2</sup> por año (Tabla 40). El total de área foliar que se incrementó entre el bosque testigo y el área de 30 años es 3582.6 cm<sup>2</sup>, lo cual con una tasa de incremento de 47 cm por año significaría unos 76 años más para poder acercarse a la condición original en cuanto a área foliar en estos bosques, es decir que transcurrirían 100 años después del proceso de intervención por minería para tener la condición cercana a la del bosque testigo. El contenido de Nitrógeno foliar muestra un incremento especialmente en el área de 30 años que es mayor que la del bosque testigo, las diferencias pueden asociarse con la mayor cantidad de radiación que incide en el bosque de 30 años.

La diferencia en la variabilidad del área foliar del bosque testigo y el área minera de 30 años con respecto a las áreas mineras de 5 y 15 años de abandono, puede estar relacionado con los porcentajes nitrógeno y fósforo, la retención y absorción de humedad, crecimiento rápido, tolerancia a la sombra, mayor área basal, baja temperatura y radiación. Wilson et al. (1999); Cornelissen et al. (2003); Prior et al. (2003); White y Montes (2005); Cornelissen et al. (2006); Cortez et al. (2007); Milla et al. (2008), sostienen que el área foliar específica de una planta está correlacionada con su tasa de crecimiento y su tasa fotosintética, es por ello que las especies de rápido crecimiento tienden a tener un área foliar grande mientras que, las especies con tasa de crecimiento lento tienden a tener hojas con un área foliar más reducido.

En el bosque testigo el contenido de Nitrógeno foliar presentó una media de todos los valores de 2.03%, la media de los valores por encima del promedio 2.925% y la media por debajo del promedio de 1.62%, indicando que la baja variabilidad de algunas especies puede estar relacionada con la alta pluviosidad de la zona, debido a que la baja concentración de este elemento es un comportamiento típico en bosques húmedos. Para el área minera con 30 años se obtuvo un promedio de 2.13% y una media por encima del promedio de 3.09% valores que resultan ser muy similares si se comparan con el bosque testigo; sin embargo, el área minera con 15 y 5 años presentaron promedios de 1.17% y 1.59% respectivamente y una media por encima del promedio de 1.67% y

2,005%. El contenido de nitrógeno foliar evidencia dos patrones de comportamiento, uno para las fases 5 y 15 años que se caracterizan por concentraciones inferiores y otro para la fase de 30 años y el testigo que presentaron los valores más altos, lo que podría explicarse con las diferencias ambientales entre los escenarios ya que la variación del nitrógeno foliar está fuertemente influenciada por la composición de especies y por los factores abióticos (Balzotti et al. 2016).

El Fosforo (P) presentó un comportamiento diferente al N, para el bosque testigo se obtuvo un promedio de 0,11% y una media por debajo del promedio de 0,14%; el área minera de 30 años presentó un valor de 0,20% y una media por encima del promedio de 0,28%. Por su parte el promedio presente en el área minera de 15 años fue de 0,17% y una media por encima del promedio de 0,26%, a su vez el área minera con 5 años presentó un promedio de 0,20% y una media por encima del promedio de 0,28%. Al comparar los resultados se observa que los promedios más bajos se presentaron en el bosque de referencia, mientras que en las áreas mineras se observa una homogeneidad en los promedios de los contenidos de P, lo cual puede estar influenciado por factores ambientales como el suelo, en las áreas mineras las rocas expuestas podrían estar liberando contenidos de este nutriente lo que permite su elevada concentración respecto al bosque testigo en el que sus concentraciones se encuentran por debajo de 0,2% con respecto a las áreas disturbadas en donde se presentaron valores hasta de 0,45%.

La relación N:P presentó para el bosque testigo un promedio de 20,24% y una media por debajo del promedio de 35,96%; para el área minera de 30 años presentó valores de 10,63% y una media por debajo del promedio de 15,97%. Mientras que las áreas mineras recientes de 15 y 5 años presentaron promedios de 8,22% y 8,50% y una media por encima del promedio de 13,40% y 11,28%. Al compararse estos valores entre el bosque testigo y las áreas mineras, se puede inferir que el bosque sin intervención minera está integrado por especies que invierte mayores cantidades de materia seca a nivel foliar, son más conservativas (crecimiento lento) y posee valores más altos de densidad de madera, con respecto a las tres áreas mineras cuyas especies presentan bajas

densidades de maderas y estrategias adquisitivas (rápido crecimiento) (McJannet et al., 1995; Nielsen et al., 1996; Güsewell, 2004). Las plantas con una mayor relación de N:P ocurre en estadios sucesionales avanzados (Feldpausch et al., 2004; Valdespino et al., 2009).

En relación a las variables evaluadas, se observa que para las áreas mineras de 5 y 15 años se puede anotar que a medida que hay mayor disponibilidad de Nf y Pf también se observa un mayor incremento en el área foliar y a medida que se presentan deficiencia en el contenido de estos dos nutrientes, el área foliar de las especies que comparten estos dos escenarios tiende a disminuir. De la misma forma se compararon las especies *Cespedesia spathulata* y *Cosmibuena macrocarpa*, las cuales se comparten en las áreas mineras con 15 y 30 años de sucesión en donde se observa que los valores en relación a los contenidos de nitrógenos son muy similares.

## 5.5. LITERATURA CITADA

Aquenio S. 2009. Impactos humanos en la provisión de servicios ecosistémicos por bosques tropicales muy húmedos: un enfoque de ecología funcional. Tesis. Turrialba-Costa Rica. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. pág.96.

Berdugo-L M L. 2011. Patrones biotipológicos a nivel foliar de la vegetación y su respuesta a las series hídricas en áreas de la región Caribe de Colombia. Tesis de maestría. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.

Berdugo-L ML, Rangel ChJO. 2012. Patrón Biotipológico foliar en un gradiente de precipitación en la región Caribe de Colombia. En: JO Rangel-Ch (ed). 2012. Colombia Diversidad Biótica XII. La región Caribe de Colombia 923-961. Universidad Nacional de Colombia – Instituto de Ciencias Naturales Bogotá D.C.

Bongers, F; Popma, J. 1990. Leaf Characteristics of the Tropical Rain Forest Flora of Los Tuxtlas, Mexico. *Botanical Gazette* 151(3):354-365.

Castellanos-CC, Bonilla AM. 2011. Grupos Funcionales de Plantas con Potencial uso Para la Restauración en Bordes de Avance de un Bosque Altoandino. *Acta biol. Colomb.*, Vol. 16 N.º 1, 2011. 153 - 174

Chazdon, RL; Montgomery RA. 2002. La adquisición de carbono en las plantas. En: *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Guariguata M.R. y Kattan G.H. Edi. Ediciones LUR. 2002. p. 225-250.

Cornelissen J H C, Lavorel S, Garnier E, Diaz S, Buchmann N, Gurrich D E, Reich P B Ter Steege H, Morgan H D, Heijden M G A Vander, Pausas J G, Poorter H. 2003. A

handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 51:335-380.

Cornelissen J., Quested H., van Logtestijn R., Perez -Harguindeguy N., Gwynn-Jones D., Diaz S., Callaghan T., Press M., Aerts R. 2006. Foliar pH as a new trait: can it explain variation in foliar chemistry and carbon cycling processes among subarctic plant species and types? *Oecologia* 147: 315-326.

Cortez J., Garnier E., Pérez- Harguindeguy N., Debussche M., Gillon D. 2007. Plant traits, litter quality and decomposition in a Mediterranean oldfield succession. *Plant and Soil* 296:19–34.

Diaz S, Fargione J, Chapin F S. III, Tilman D. 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biol* 4(8): e277. DOI: 10.1371/journal.pbio.0040277

Diaz S, Lavorel S, de Bello F, Quetier F, Grigulis K, Robson M. 2007. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *PNAS* 104 (52):20684–20689.

Feldpausch T R., Rondon M A., Fernandes E C M., Riha S J., Wandelli E. (2004) Carbon and nutrient accumulation in secondary forest regenerating on pastures in central Amazonia. *Ecological Applications*, 14, S164–S176.

Fernández M F. 2007. Diversidad Funcional de Bosques muy húmedos tropicales en el Noreste de Costa Rica a partir de rasgos foliares y densidad de la madera. Tesis Turrialba-Costa Rica. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. pág. 97

Field, C; Money, HC. 1986. The photosynthesis nitrogen relationship in wild plants. En: Givnish, TJ. Edi. *On the economy of plant form and function*. Cambridge University Pres, UK. p. 25-55.

Grime J. 1998. Benefits of plant diversity to ecosystem: immediate filter and founder effects. *Journal of Ecology* 86:902-910.

Güsewell S. (2004). N: P ratios in terrestrial plants: variation and functional significance. *New phytologist*, 164(2), 243-266.

Mcjannet C L., Keddy P A., Pick F R. 1995. Nitrogen and phosphorus tissue concentrations in 41 wetland plants: a comparison across habitats and functional groups. *Functional Ecology*, 231-238.

McLaren J R. 2006. Effects of Plant Functional Groups on Vegetation Dynamics and Ecosystem Properties. *Arctic* Vol. 59, No. 4 (December 2006).

Nielsen S L., Enriquez S., Duarte C M., Sand-Jensen K. (1996). Scaling maximum growth rates across photosynthetic organisms. *Functional Ecology*, 167-175.

Pérez-Harguindeguy N, Díaz S, Garnier E, Lavorel S, Poorter H, Jaureguiberry P, Bret-Harte M S, Cornwell W K, Craine J M, Gurvich D E, Veneklaas E J, Reich P B, Poorter L, Wright I J, Ray P, Urcelay C, Enrico L, de Vos A C, Buchmann N, Funes G, Quétier F, Hodgson J G, Morgan H D, ter Steege H, Van der Heijden M G A, Sack L, Pausas J G, Thompson K, Blonder B, Poschlod P, Vaieretti M V, Conti G, Staver A C, Aquino S, Cornelissen J H C. 2013. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, 2013, 61, 167–234.

Prior, L.D., Eamus, D. and Bowman D. M. J. S. 2003. Leaf attributes in the seasonally dry tropics: a comparison of four habitats in Northern Australia. *Functional Ecology* 17: 504-515.

Sánchez C J J. 2011. Caracterización funcional de especies arbóreas relacionada con la recuperación del bosque tras el impacto del Huracán Félix, y sus implicaciones en el

manejo sostenible del recurso forestal, RAAN, Nicaragua. Tesis Turrialba-Costa Rica. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. pág. 79.

Salgado-Negret B. 2015. La ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, DC Colombia.

Tafur E. Rangel-Ch J. O 2005. Caracterización preliminar de la textura foliar de la vegetación en los transectos del Tatamá (Cordillera occidental, Colombia). Págs. 661-687 en: T. Van der Hammer, J. O. Rangel-Ch. & A. M. Cleff (eds). Estudios de ecosistemas Tropaandinos 7. J. Cramer, Berlín.

Valdespino P., Romualdo R., Cadenazzi L., Campo J. 2009. Phosphorus cycling in primary and secondary seasonally dry tropical forests in Mexico. *Annals of Forest Sciences*, 66, 107.

Webb L J. 1959. A physiognomic classification of Australian rain forests. *Journal of Ecology*.47(55):1-570.

Wilson P J., Thompson K., Hodgson J H. 1999. Specific leaf area and leaf dry matter content as alternative predictors of plant strategies. *New Phytologist* 143: 155-162.

White P J., Hammond J P. (Eds.). (2008). *The ecophysiology of plant-phosphorus interactions* (Vol. 7). Springer Science & Business Media.



Anexo 8. Concentraciones de nutrientes por sitio de muestreo

SITIOS DE MUESTREO	ID ORDEN ALFABETICO (SP)	CONTENIDO DE N MUESTRA A	CONTENIDO DE N MUESTRA B	CONTENIDO DE P MUESTRA A	CONTENIDO DE P MUESTRA B
Bosque testigo	<i>Pholidostachys dactyloides</i>	1,11	1,09	0,15	0,12
	<i>Socratea exorrhiza</i>	2,64	2,32	0,19	0,18
	<i>Wettinia quinaria</i>	1,59	2,23	0,11	0,25
	<i>Welfia regia</i>	1,85	1,85	0,13	0,13
	<i>Apeiba membranacea</i>	1,88	1,12	0,15	0,05
	<i>Eschweilera sclerophylla</i>	2,75	2,75	0,14	0,14
	<i>Inga sp</i>	1,25	1,25	0,14	0,14
	<i>Hyeronima cf oblonga</i>	5,75	2,78	0,09	0,13
	<i>Swartzia sp</i>	1,83	1,74	0,09	0,09
	<i>Rubiaceae 2</i>	1,66	1,74	0,08	0,08
	<i>Eugenia sp</i>	2,16	1,63	0,07	0,07
	<i>Vochisia ferruginea</i>	1,64	3,32	0,13	0,10
	<i>Miconia sp</i>	2,10	3,20	0,06	0,07
	<i>Otoba sp</i>	1,66	1,66	0,14	0,14
	<i>Dialyanthera sp</i>	2,05	1,73	0,16	0,05
	<i>Rubiaceae 1</i>	1,16	2,40	0,08	0,08
	<i>Protium sp</i>	2,26	1,25	0,09	0,09
	<i>Sorocea cf affinis</i>	2,92	2,92	0,08	0,08
<i>Licania sp</i>	1,18	0,96	0,08	0,07	
Área minera 30 años	<i>Cespedesia spathulata</i>	3,03	0,31	0,23	0,15
	<i>Cosmibuena macrocarpa</i>	0,72	0,56	0,14	0,13
	<i>Ochroma pyramidale</i>	3,00	0,90	0,38	0,09
	<i>Cecropia peltata</i>	2,63	3,39	0,3	0,29
	<i>Conostegia sp</i>	0,57	2,26	0,09	0,14
	<i>Perebea xanthochyma</i>	3,44	2,99	0,29	0,33
	<i>Inga spectabilis</i>	3,14	2,95	0,16	0,15
Área minera 15 años	<i>Andropogon bicornis</i>	0,95	0,73	0,11	0,11
	<i>Clidemia sericea</i>	1,60	2,05	0,21	0,44
	<i>Clidemia hirta</i>	1,60	1,82	0,09	0,28
	<i>Isertia pittieri</i>	0,76	2,23	0,15	0,13
	<i>Cosmibuena macrocarpa</i>	0,69	0,85	0,13	0,10
	<i>Borreria latifolia</i>	1,27	0,07	0,20	0,19
	<i>Croton chocoanus</i>	2,40	1,30	0,18	0,71
	<i>Piptocoma discolor</i>	1,51	1,49	0,21	0,16
	<i>Vismia macrophylla</i>	1,24	1,10	0,08	0,08
	<i>Cespedesia spathulata</i>	1,07	0,75	0,05	0,05
	<i>Scleria mitis</i>	0,50	0,39	0,16	0,16
<i>Ischaemum latifolium</i>	0,75	1,05	0,12	0,15	
Área minera 5 años	<i>Andropogon bicornis</i>	1,37	0,59	0,15	0,14
	<i>Croton chocoanus</i>	2,00	2,48	0,32	0,17
	<i>Clidemia hirta</i>	2,54	1,38	0,19	0,08
	<i>Scleria mitis</i>	0,81	1,34	0,11	0,13
	<i>Vismia macrophylla</i>	2,06	1,91	0,29	0,42
	<i>Borreria latifolia</i>	0,76	1,36	0,32	0,18
	<i>Isertia pittieri</i>	2,13	1,56	0,2	0,17

**CAPITULO 6.**  
**EFFECTOS DE LA MINERÍA A CIELO ABIERTO SOBRE LA DIVERSIDAD Y**  
**EL ROL FUNCIONAL DE ARTRÓPODOS EDÁFICOS EN ÁREAS CON**  
**DISTINTAS TEMPORALIDADES DE ABANDONO EN CONDOTO, CHOCÓ,**  
**COLOMBIA**

## **CAPITULO 6. EFECTOS DE LA MINERÍA A CIELO ABIERTO SOBRE LA DIVERSIDAD Y EL ROL FUNCIONAL DE ARTRÓPODOS EDÁFICOS EN ÁREAS CON DISTINTAS TEMPORALIDADES DE ABANDONO EN CONDOTO, CHOCÓ, COLOMBIA**

### **RESUMEN**

Se evaluó el efecto de la minería sobre la diversidad taxonómica y el rol funcional de la artropofauna edáfica en áreas degradadas por minería a cielo abierto en Condoto (Chocó). Se estimó la diversidad y se determinaron los gremios tróficos como estrategia funcional, la variación de la diversidad con respecto al tiempo de recuperación de las áreas. Se seleccionaron tres hábitats con distintas edades de abandono (mina 5-10 años, mina 15-20 años, mina >30 años) y un bosque sin intervención minera (hábitat de referencia). Se realizaron muestreos empleando dos métodos: trampas Pitfall de y muestreo manual. Fueron colectados 231 morfoespecies y 6.207 individuos. Hymenoptera y Coleoptera fueron los más representativos. El hábitat de referencia presentó la mayor riqueza, mientras que M5-10 años obtuvo la mayor abundancia. M>30 años presentó la mayor diversidad. Los menores valores de riqueza y diversidad se presentaron en M5-20 años, lo cual se relaciona directamente con la ausencia de una capa orgánica importante que provea alimento, refugio y protección a la variada artropofauna propia de estos bosques. Se encontraron 6 grupos funcionales, donde los mejor representados a nivel de riqueza y abundancia correspondieron a omnívoros (81 morfoespecies y 53% de los individuos). La diversidad de artrópodos edáficos y la composición de gremios tróficos varió notablemente de acuerdo con la temporalidad de abandono de las minas, mostrándose mayor en M>30 años; siendo además el área que guardó la mayor similitud con el hábitat de referencia. Se evidenciaron importantes cambios en la composición de especies, encontrándose la mayor diferencia entre Referencia y M5-10 años. Lo anterior permitió inferir que M5-10 años presentó menor

potencial en la funcionalidad a nivel trófico. El gremio detritívoro se destaca como un posible indicador de suelos perturbados por la minería a cielo abierto.

## **6.1. ÁREA DE ESTUDIO ESPECÍFICA**

### **Selección de áreas de muestreos**

Se establecieron cuatro áreas de estudio (tres minas de distinta edad y un bosque de referencia), las cuales corresponde y se describen estructural y fisionómicamente como aparecen en el capítulo 4 (Vegetación). (Figura 31).

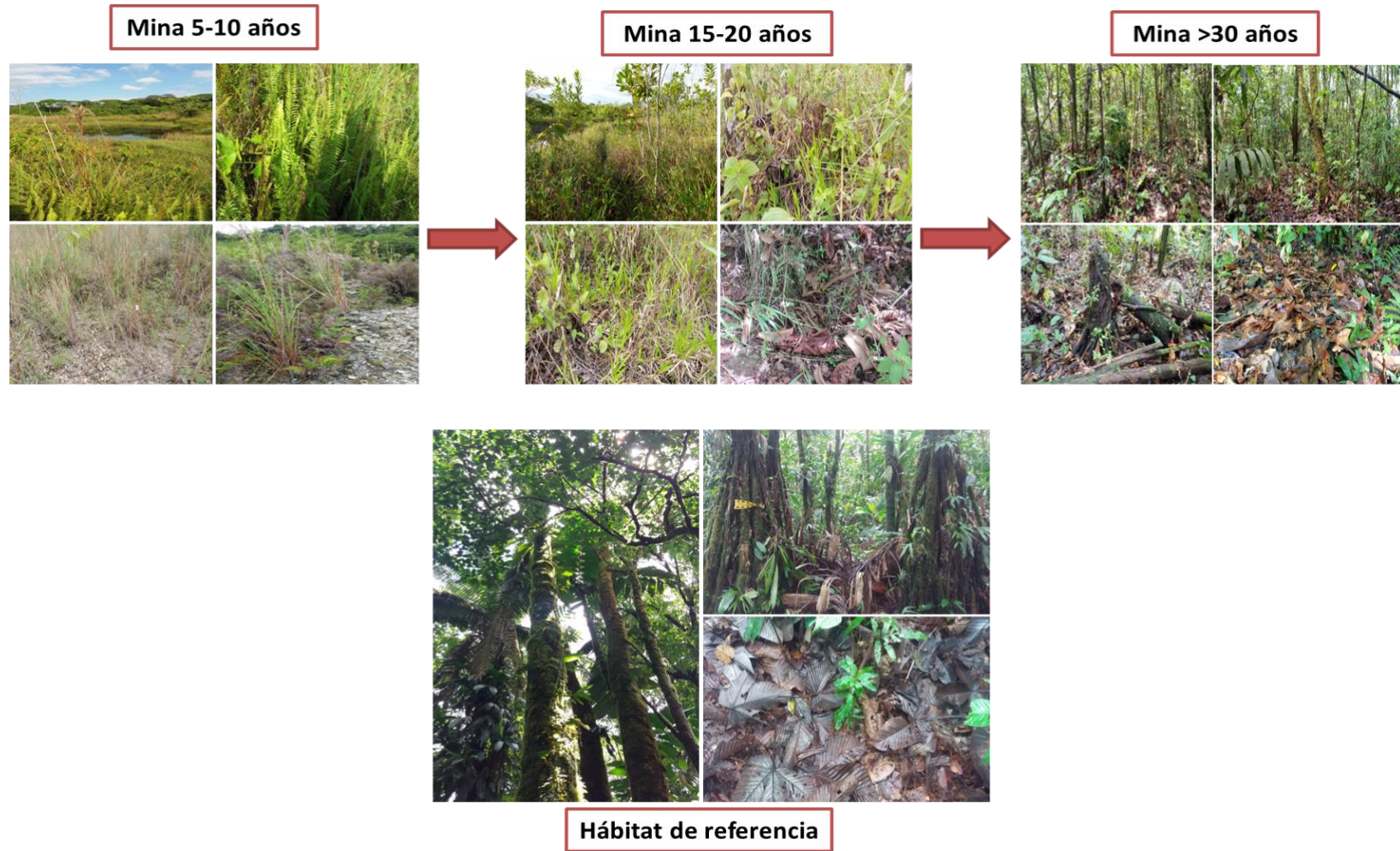


Figura 31. Panorámica de los hábitats de estudio (minas y bosque de referencia) en Jigualito, Condoto, Chocó, Colombia

## **6.2. METODOLOGÍA**

### **Métodos**

#### **Muestreo de la artropofauna**

El trabajo de campo se realizó entre los meses de marzo – Mayo de 2015 y julio – agosto de 2017, tiempo durante el cual se realizaron seis visitas a las zonas objeto de estudio con una duración de cinco días cada una. El trabajo de campo constó de dos períodos metodológicos, los cuales permitieron registrar altos valores arrojados en el porcentaje del alcance del muestreo en los hábitats (registrando entre el 100% y el 98%), teniendo en cuenta que en cada uno se aplicaron distintas estrategia metodológica (período I: trampas y captura manual por transectos y período II: trampas y captura manual por microhábitat), lo que permitió un completo barrido de los hábitats y por consiguiente un registro completo de la estructura de la comunidad estudiada. Dichos períodos se describen a continuación:

**Período I. captura de especímenes mediante ubicación de trampas pitfall y captura manual directa y en transectos lineales:** durante este primer período de muestreo se ubicaron tres transectos lineales de 50 m en cada hábitat. En estos se aplicaron dos métodos complementarios que permitieron la captura de los diferentes grupos taxonómicos y funcionales: ubicación de trampas pitfall y captura manual. Se ubicaron y revisaron tres trampas Pitfall activas durante 48 horas y se realizaron tres muestreos por tres personas durante tres horas, entre 09:00 am - 12:00 m. En total se empleó un esfuerzo de muestreo de 1.377 horas/trampa/hombre.

**Período II. Captura de especímenes mediante ubicación de trampas pitfall y captura manual directa en distintos tipos de microhábitats:** Con el fin de incrementar la representatividad de los muestreos y de tener un registro completo de la estructura de la comunidad estudiada, se desarrolló un segundo período de campo en el cual se realizaron tres muestreos. Durante el estudio se presentaron días de sequía y días de precipitación moderada a fuerte.

Esta estrategia metodológica consistió en la identificación y selección de siete puntos por muestreo, cubriendo los diferentes microhábitats existentes en cada área. En cada microhábitat se aplicaron dos métodos complementarios: trampas pitfall y captura manual. Se ubicaron y revisaron 21 trampas Pitfall activas durante 48 horas y se realizaron tres muestreos por tres personas durante tres horas, entre las 09:00 am - 12:00 m. En total se empleó un esfuerzo de muestreo de 12.204 horas/trampa/hombre.

#### **Recolecta de especímenes:**

Para las capturas por medio de pitfall durante el período I se ubicaron tres trampas por transecto, para un total de nueve trampas por hábitat, separadas por 15 m entre sí. Para el período II se ubicaron tres trampas por microhábitat, para un total de 21 trampas por hábitat en cada muestreo (63 trampas/hábitat). Estas fueron construidas con recipientes plásticos de 10 cm de diámetro y de ½ litro de capacidad y enterradas hasta que la boca quedara a ras del suelo, cada una contuvo una solución de 1/3 de etanol al 70%, 2/3 de agua y una gota de jabón (Villarreal et al. 2004). La captura manual consistió en la búsqueda activa de individuos a lo largo de cada transecto y microhábitat, inspeccionando bajo la hojarasca, debajo y dentro de troncos en descomposición, bajo piedras, en cuevas y en raíces, utilizando pinzas entomológicas y frascos para muestras con alcohol (modificado del método de transecto de termitas establecido por Jones y Eggleton 2000) (véase figura 32).



Figura 32. Técnicas de muestreo empleadas en los hábitats estudiados: (A) muestreo manual en tronco en descomposición. Trampas pitfall en diferentes microhábitats (B. hojarasca, C. pasto, D. piedra-helechos).

### Procesamiento, manejo e identificación de muestras colectadas

Las muestras colectadas manualmente fueron fijadas en frascos con alcohol al 70% debidamente rotulados, indicando el código de muestra, sitio de captura (localidad, hábitat, transecto), técnica de captura y fecha; al tiempo que se incluyeron etiquetas en su interior con la misma información. Estas fueron enviadas al laboratorio Aracnología de la Universidad Nacional de Colombia, donde se efectuaron las determinaciones taxonómicas por parte de especialistas aracnólogos y entomólogos; equipo coordinado



por el profesor Eduardo Florez (Profesor Asociado y Coordinador de Colecciones Zoológicas, UNAL). Dicha determinación fue realizada hasta el taxón de género y algunos ejemplares hasta especie, para el caso de hormigas y algunas termitas; hasta subfamilia para el caso de grillos y algunos coleópteros; y familia para el resto de los grupos.

### **Composición trófica de la artropofauna edáfica**

Este ítem estuvo determinado por la presencia–ausencia de especies pertenecientes a un mismo gremio tróficos, de acuerdo con la información teórica obtenida mediante la revisión de la literatura, basada en el comportamiento trófico (observaciones de hábitos alimenticios en campo) y las características morfológicas del aparato bucal que naturalmente presentan los organismos pertenecientes a cada grupo taxonómico (género para hormigas, subfamilia para ortópteros y familia para el resto de los grupos).

Cada especie se asignó a un grupo funcional basado en categorías tróficas: fitófagos, depredadores, detritívoros, micófagos y omnívoros dependiendo del tipo de alimentación principal del adulto; si esta corresponde a plantas, animales, restos orgánicos u hongos y se definieron según Zerbino (2005):

- **Fitófagos:** incluye a todas las especies que consumen y explotan tejidos vegetales (follaje, raíces) y subproductos vegetales (néctar y polen).
- **Depredadores:** se incluye a todas las especies que se alimenten de otros animales, ya sea en su estado adulto o para alimentar a sus estados inmaduros.
- **Micófagos:** incluye a todas las especies que consumen hongos.
- **Detritívoros:** se incluye a las especies que se alimentan de restos vegetales y/o animales en descomposición.
- **Omnívoros:** por su parte, incluyen en su dieta amplia variedad de recursos tróficos

El gremio trófico asignado a cada individuo dependió de los hábitos alimenticios de la mayoría de los integrantes de la familia a la que pertenecen, o en un nivel más específico, de los géneros, según las referencias bibliográficas consultadas, tales como las de Medina-Cavarria (2017), Aguirre-S. y Barranco (2015), Brandão et al. (2015), Herrera (2015), Pascual (2015), Perez et al. (2015), Bach et al. (2015), Khaghaninia y Namaki (2015), Tolrá (2015), Zaragoza-Caballero y Perez-hernandez (2014), Micó et al. (2013), Kolcsár et al. (2013), García et al. (2013), Calero et al. (2011), Wilkie et al. (2010), Gil-O. et al. (2010), Rivero y Hernández (2009), Jiménez-Ferbans et al. (2004), Silvestre et al. (2003), Delabi (2000), Artigas (1994) y Borrór y Delong (1964) y otros (anexo 9).

### **Análisis de los datos**

A nivel de la matriz del paisaje en general y a nivel de cada hábitat de estudios se realizó una predicción de la riqueza de morfoespecies, a través de curvas de acumulación, basadas en técnicas conjuntas de rarefacción y extrapolación, con relación al enlace (Coverage) del muestreo, el cual es definido por la proporción del número total de individuos, que pertenecen a las especies de la muestra de cada elemento (Chao & Jost, 2012). Una forma de interpretar este análisis, es evaluar si existe déficit en el muestreo, al restar del porcentaje posible de especies (100%), el alcance observado del muestreo (100-alcance del muestreo). Este porcentaje representa la probabilidad de que al registrar un nuevo individuo, éste pertenezca a una especie que no se halló previamente (Chao & Jost, 2012).

Para efectuar este análisis se realizaron curvas de acumulación de especies (rarefacción y extrapolación) para cada hábitat de estudio, con relación al valor máximo del alcance del muestreo, que corresponde al doble del menor número de individuos en las muestras (Chao & Jost, 2012). Luego se estimó el alcance de los muestreos en cada elemento, a través de la rarefacción y la extrapolación y finalmente se seleccionó el menor valor del alcance del muestreo, como el valor base para obtener la riqueza de morfoespecies en

cada elemento del paisaje. Se construyeron intervalos de confianza del 95% para la riqueza esperada a través de 100 aleatorizaciones mediante el método Bootstrap (Bootstrapping, Chao & Jost, 2012). Los gráficos, las estimaciones y los intervalos de confianza (95%) se realizaron usando el software iNEXT (Chao et al., 2016).

Posteriormente, se procedió calcular para cada comunidad de artrópodos edáficos en las minas y el bosque de referencia, los índices de diversidad de Shannon (Colwell 2013), así como también los índices de equitatividad de Pielou y de dominancia de Simpson (Villarreal et al. 2004). Asumiendo que dichos escenarios tienen temporalidades y características visiblemente diferentes, se realizaron Análisis de Varianza (ANOVAs) (Balzarini et al 2008), de una vía tanto para los valores promedio de la riqueza, la abundancia y la diversidad de Shannon-Wiener, tomando los tres como variables dependientes; y como variables independientes los hábitats con diferentes temporalidades del disturbio minero (con cuatro niveles; de 5-10 años, de 15-20 años, más de 30 años y Referencia). Las comparaciones post-hoc de los promedios se realizaron utilizando el método LSD de Fisher. Adicionalmente, para determinar si la riqueza de morfoespeies de los gremios tróficos entre los diferentes hábitats muestreados presentaban diferencias significativas, se aplicó una prueba de Kruskal Wallis.

La similitud de grupos entre áreas se estimó mediante los índices de Jaccard (Villarreal et al. 2004) que relaciona el número de especies compartidas con el número total de especies exclusivas. Mientras que el recambio de grupos se calculó mediante el índice de Whittaker calculado a partir de la presencia-ausencia de las especies en un conjunto de muestras, contrasta el promedio del número de especies por muestra versus el número total de especies (Villarreal et al. 2004). Para calcular dichos índices se utilizó el programa PAST 3.05 (Hammer et al. 2001).

El peso ecológico de las especies en cada sistema fue calculado con el Índice de Valor de Importancia Ecológica Simplificado (IVIS) (Ramírez 2006). Este índice se estimó, para cada especie, sumando la abundancia relativa de cada especie (abundancia absoluta de la especie dividida por la suma de las abundancias absolutas de todas las especies) con su correspondiente frecuencia relativa (frecuencia absoluta de la especie dividida entre el sumatorio de todas las frecuencias absolutas de las especies): (IVIS = [abundancia relativa + frecuencia relativa]). La 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 muestreos de cada sistema donde se halló la especie (Ramírez 2006, Villareal et al. 2006).

### **6.3. RESULTADOS**

#### **Estructura y composición de la comunidad de artrópodos edáficos de áreas con diferentes temporalidades de abandono tras el aprovechamiento minero**

A nivel general la comunidad de artrópodos edáficos de áreas con diferentes temporalidades de abandono tras el aprovechamiento minero en Jigalito estuvo representada por 6.207 individuos en 2.5 ha, los cuales estuvieron distribuidos en 2 clases, 11 órdenes, 77 familias y 231 morfoespecies (anexo 10).

Los órdenes Hymenoptera y Coleóptera se destacaron como los más ricos en número de morfos (93 y 45 respectivamente), mientras que los órdenes Archaeognatha e Isoptera presentaron la menor riqueza, obteniéndose solo 1 y 2 morfos respectivamente. El orden con mayor abundancia fue Hymenoptera con el 61% de los individuos registrados en toda el área de estudio.

Las familias Formicidae (3750), Termitidae (957), Gryllidae (393), Curculionidae (155) y Phoridae (128) presentaron las mayores abundancias. Formicidae fue la familia con mayor número de morfoespecies en todos los hábitats (41) y la mayor abundancia (60%), mientras que las familias Ceratopogonidae y Evaniidae presentaron los menores valores de abundancia en toda el área de estudio con 1 individuo cada una.

**Cobertura del muestreo y riqueza-abundancia estimada de artrópodos edáficos en hábitats con diferentes temporalidades de abandono, tras el aprovechamiento minero.**

*Mina de 5 a 10 años:* En este hábitat se registró el 32% (1.981) de los individuos pertenecientes a 64 morfos y 26 familias. Dicha riqueza constituyó la más baja del área de estudio. Adicionalmente, se encontró la mayor abundancia de hormigas (79%) de los 3.750 individuos registrados para toda el área de estudio. En este hábitat las curvas de rarefacción- extrapolación muestran que el muestreo abarcó la totalidad de la artropofauna presente en la matriz (100%) de estudio. El resultado anterior es corroborado al revisar la riqueza estimada con base en el alcance del muestreo (valor base 100%), ya que esta desestima la aparición de especies adicionales a las observadas durante los muestreos (figura 33).

*Mina de 15 a 20 años:* Para la matriz de 15 a 20 años se registró el 25% (1.553) de los individuos pertenecientes a 84 morfos y 34 familias. En este hábitat se logró obtener el mayor número de individuos de isópteros (25%), siendo este el segundo orden más abundante en toda el área de estudio (1.029 individuos). Para esta matriz las curvas de rarefacción- extrapolación muestran que los muestreos incluyeron una alta proporción de la artropofauna que alberga la mina 15-20 años con el 98% (figura 7A), presentando un déficit de muestreo de solo un 2%. (figura 33).

*Mina con más de 30 años:* en esta matriz se registró el 16% (1.035) de los individuos, pertenecientes a 123 morfos y 51 familias. En este hábitat se obtuvo la mayor riqueza de morfos de Himenopteros (54). Las curvas de rarefacción- extrapolación muestran que el muestreo abarcó la totalidad de la artropofauna presente en la matriz de estudio (100%). El resultado anterior es corroborado al revisar la riqueza estimada con base en el alcance del muestreo (valor base 100%), ya que esta desestima la aparición de especies adicionales a las observadas durante los muestreos (figura 33).

*Hábitat de referencia:* Para el hábitat de referencia se registró el 26% (1.638) de los individuos pertenecientes a 133 morfos y 51 familias. Esta constituyó el hábitat con mayores valores de riqueza de artrópodos edáficos. En este hábitat el orden Coleoptera presentó su mayor valor de riqueza de familias (13) y de morfos (31). Las curvas de rarefacción- extrapolación muestran que el muestreo abarcó la totalidad de la artropofauna presente en la matriz de estudio (100%). El resultado anterior es corroborado al revisar la riqueza estimada con base en el alcance del muestreo (valor base 100%), ya que esta desestima la aparición de especies adicionales a las observadas durante los muestreos (figura 33).

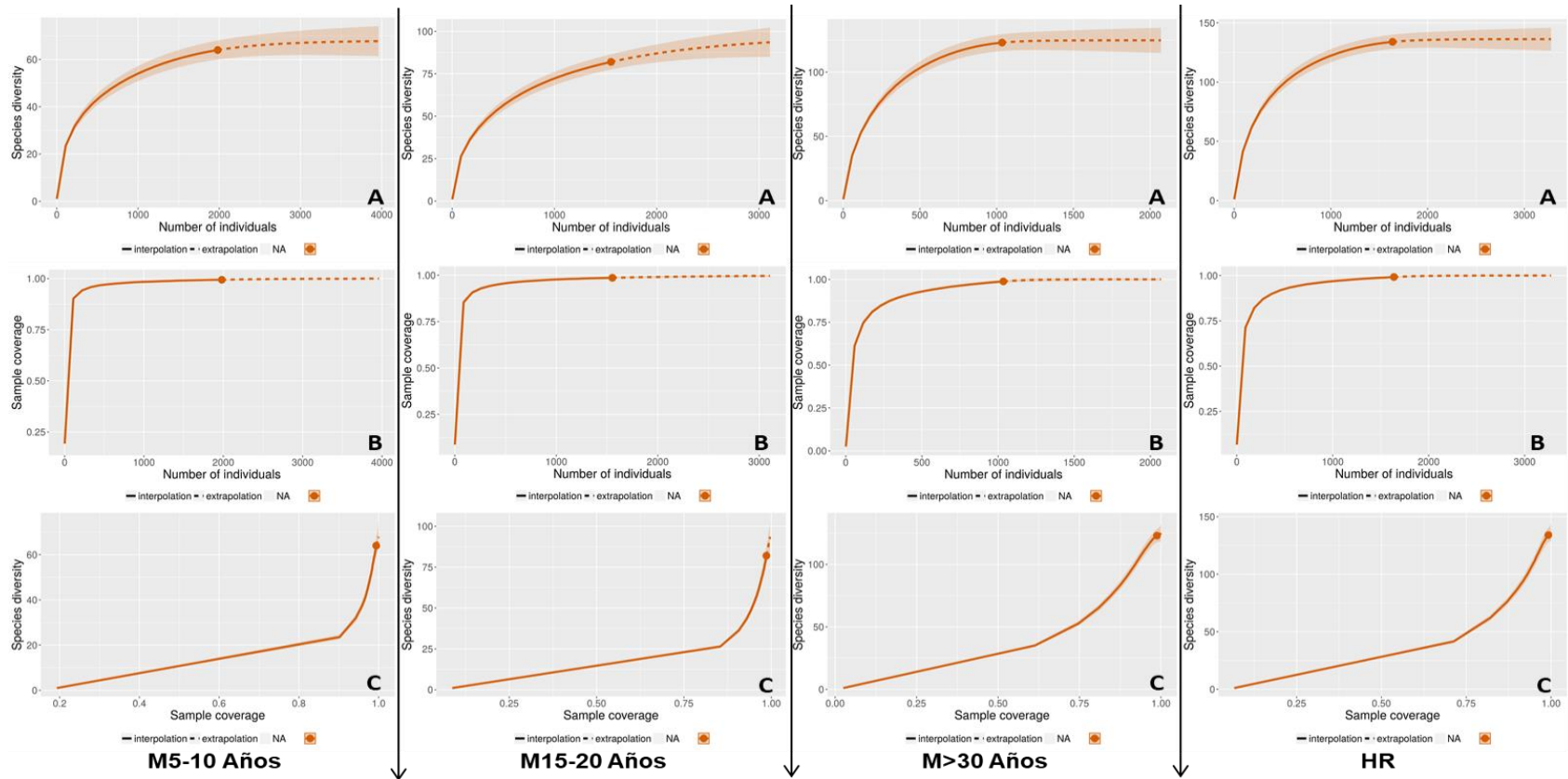


Figura 33. Análisis de coverage donde: (a) rarefacción basada en el tamaño de la muestra (línea continua) y extrapolación (línea discontinua), de la riqueza de artrópodos. Los puntos indican las muestras de referencia. (b) alcance del muestreo como una función del doble del tamaño de referencia, para muestras por rarefacción (línea sólida) y extrapoladas (línea punteada). (c) rarefacción (línea continua) y extrapolación (línea discontinua). Las sombras corresponden a los intervalos de confianza de 95% en cada una de las curvas

## **Estructura de la comunidad de artrópodos edáficos en hábitats con diferentes temporalidades de abandono tras el aprovechamiento minero.**

El análisis de la riqueza reveló que existe diferencia significativa entre los hábitats ( $P = 0.0266$ ). De acuerdo a la prueba de LSD de Fisher se observa que la diferencia se presenta entre el hábitat de referencia y M>30 años ( $P > 0.05$ ) en comparación los otros hábitats ( $P < 0.05$ ). La abundancia no presentó diferencias estadísticamente significativas entre ambientes.

La diversidad de la comunidad de artrópodos edáficos presentó diferencias estadísticamente significativas entre los hábitats de estudio ( $P = 0.0008$ ), mostrando mayor diversidad en M>30 años con un valor de  $H = 4.116$ , mientras que M5-10 años presentó los valores de diversidad más bajos con  $H = 2.501$ . La dominancia ( $P = 0.0245$ ) y la equitatividad ( $P = 0.004$ ) también presentaron diferencias estadísticamente significativas entre M5-10 años y los demás hábitats, expresándose como el hábitat con el mayor valor de dominancia ( $E = 2.501$ ) y con la menor equitatividad ( $E = 0.6014$ ) (figura 34).



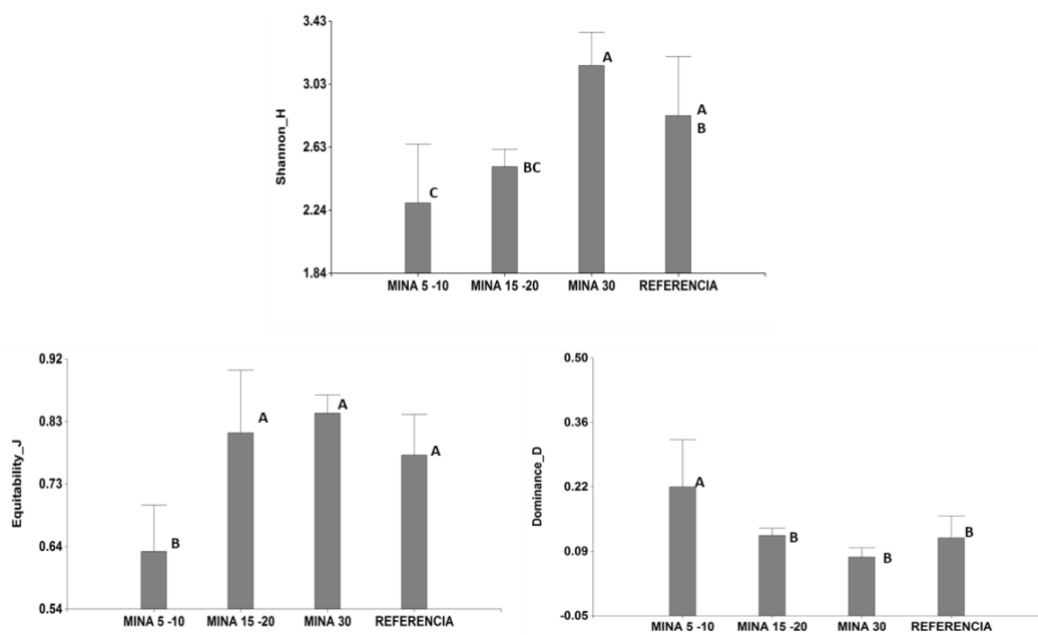


Figura 34. Diversidad, dominancia y equitatividad entre hábitats. La barra indica la desviación estándar y los puntos indican el promedio. Las letras iguales indican afinidades en la prueba de LSD de Fisher.

El índice de similitud (valor más alto de similaridad entre par de biotas), muestra que la mina con más de 30 años y el hábitat de referencia, presentaron la mayor similitud con un 35%, seguido por la mina 15-20 años y el hábitat de referencia, así como la mina 5-10 años y la mina 15-20 años con el 27% para ambos casos; las minas 5-10 años y de más de 30 años, por su parte, presentaron el 21%; mientras que el menor valor de similitud lo obtuvieron la mina 5-10 años y el hábitat de referencia con el 19% (figura 35).

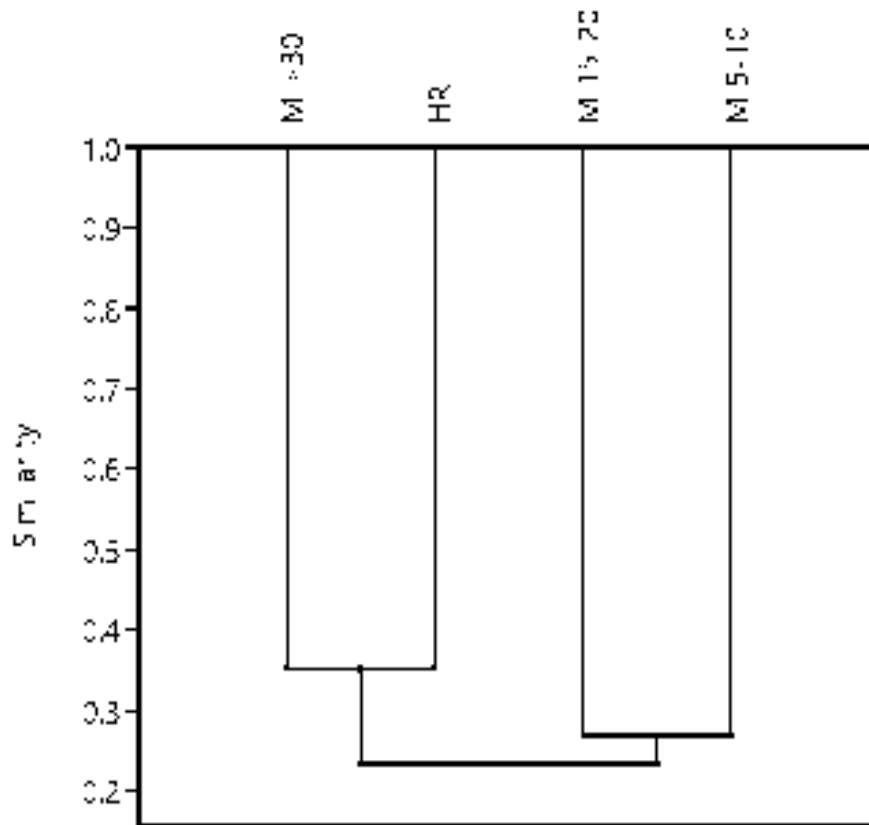


Figura 35. Dendrograma de similitud de la artropofauna edáfica en los distintos hábitats de estudio, a partir del índice de Jaccard.

Por otra parte, el índice de Whittaker permitió evidenciar mayor recambio de especies entre el hábitat de referencia y la mina de 5-10 años en un 67%, logrando establecer diferencias notables entre el área de sucesión temprana con respecto al bosque de referencia (tabla 41).

Tabla 41. Recambio de especies empleando el índice de Whittaker

Hábitats	M 5-10	M 15-20	M >30	HR
<b>M 5-10</b>	0	0,57534	0,64706	<b>0,67677</b>
<b>M 15-20</b>		0	0,59024	0,57407
<b>M &gt;30</b>			0	0,4786
<b>HR</b>				0

## Importancia ecológica de los grupos taxonómicos (morfoespecies)

El valor de importancia ecológica de las morfoespecies giró en torno a la frecuencia relativa con que fueron observadas durante los muestreos y a la abundancia relativa que presentaron. La mayor parte de estas especies correspondió a termitas y hormigas más frecuentemente registradas en cada área; estas últimas fueron observadas formando colonias bajo y sobre la hojarasca y en ocasiones cargando materia orgánica fraccionada. Morfoespecies pertenecientes a géneros como *Nasutitermes*, *Pheidole* y *Atta (cephalotes)*, presentaron relevantes valores de importancia en todos los hábitats, mostrándose como especies dominantes aún en ambientes intervenidos; no obstante, en el hábitat de referencia se encontraron especies pertenecientes a otros grupos taxonómicos como grillos (Gryllinae y Eneopterinae) y coleópteros (Entomobryidae y Scolytinae) con importantes valores de IVIs. En la tabla 42 se muestran los valores de IVIs, abundancia y frecuencia relativas, que permitieron identificar las morfoespecies más con mayor importancia ecológica en cada microhábitat los grupos taxonómicos.

Tabla 42. Importancia ecológica de las morfoespecies en cada hábitat en Jigualito, Condoto, Chocó, Colombia. Valores de IVIs, abundancia y frecuencia relativas.

ESPECIE	Mina 5-10					Mina 15-20					Mina > 30					BR					Total IVIs	
	A	AR	F	FR	IVI	A	AR	F	FR	IVI	A	AR	F	FR	IVI	A	AR	F	FR	IVI		
<i>Nasutitermes sp.</i>	189	0,10	3	0,03	0,12	345	0,22	3	0,02	0,24	71	0,07	4	0,02	0,08	352	0,21	6	0,02	0,24	0,68	
<i>Dorymyrmex sp.1</i>	812	0,41	3	0,03	0,44																	0,44
<i>Atta cephalotes</i>						144	0,09	6	0,04	0,13	55	0,05	4	0,02	0,07	39	0,02	2	0,01	0,03	0,23	
<i>Camponotus sp.1</i>	114	0,06	3	0,03	0,08	155	0,10	3	0,02	0,12												0,20
<i>Solenopsis sp.4</i>	115	0,06	3	0,03	0,08	105	0,07	5	0,03	0,10												0,18
<i>Pheidole sp.1</i>											55	0,05	5	0,02	0,07	87	0,05	3	0,01	0,06		0,14
<i>Odontomachus sp.1</i>						50	0,03	6	0,04	0,07	39	0,04	4	0,02	0,05							0,12
Eneopterinae sp.1																159	0,10	3	0,01	0,11		0,11
<i>Azteca sp.2</i>						122	0,08	2	0,01	0,09												0,09
Gryllinae sp.2	110	0,06	3	0,03	0,08																	0,08
<i>Pheidole sp.2</i>	108	0,05	3	0,03	0,08																	0,08
<i>Azteca sp.1</i>											54	0,05	4	0,02	0,07							0,07
Entomobryidae sp.1																57	0,03	4	0,02	0,05		0,05
<i>Megalomyrmex sp.1</i>											32	0,03	5	0,02	0,05							0,05
Scolytinae sp.2																39	0,02	4	0,02	0,04		0,04

## **Funcionalidad de la comunidad de artrópodos edáficos en hábitats con diferentes temporalidades de abandono tras el aprovechamiento minero.**

### **Composición de grupos tróficos de artrópodos edáficos**

A nivel general, se encontraron seis grupos tróficos, donde el mejor representado a nivel de riqueza y abundancia relativa correspondió a omnívoros con 81 morfoespecies y el 53% (3.309) de los individuos. El grupo menos representativo en cuanto a la riqueza y abundancia relativa fue parásitos con 7 morfoespecies y el 0.3% (23) de los individuos. Formicidae fue la familia con mayor número de morfos (44) y de individuos (1.857) con hábito omnívoro en todos los hábitats. Los omnívoros estuvieron representados por opiliones, himenópteros, bláttidos, dermápteros y ortópteros. Parásitos por su parte, estuvo conformado por dípteros e himenópteros (anexo 11).

### **Riqueza y abundancia de gremios tróficos en diferentes hábitats**

*Mina de 5 a 10 años:* en este hábitat el grupo con la mayor riqueza de morfoespecies y abundancia relativa correspondió a omnívoros con 25 morfos y el 78% (1.550) de los individuos, siendo el porcentaje de abundancia más alto con relación a los demás hábitats.

*Mina de 15 a 20 años:* en este hábitat el grupo con los mayores valores de riqueza de morfoespecies y abundancia relativa correspondió a omnívoros con 35 morfos y el 48% (750) de los individuos.

*Mina con más de 30 años:* al igual que en los hábitats anteriormente descritos, en esta mina omnívoros fue el gremio con los mayores valores tanto de riqueza de

morfoespecies como de abundancia relativa, con 47 morfos y el 42% (436) de los individuos.

*Hábitat de referencia:* en este hábitat la mayor riqueza la obtuvo el gremio omnívoro con 48 morfoespecies, siendo el gremio con mayor número de morfos con respecto a los demás hábitats; mientras que la abundancia relativa estuvo representada por los gremios omnívoros y detritívoros, con el 35% (573) y el 34% (559) respectivamente.

El comportamiento de la riqueza de los gremios omnívoros, detritívoros, fitófagos y depredadores presenta una tendencia a incrementar a medida que aumenta el tiempo de abandono de las minas; mientras que la abundancia sólo refleja este patrón para el gremio de depredadores. Omnívoros por su parte, muestra una tendencia a disminuir al incrementar la edad de abandono de las minas (figura 36).

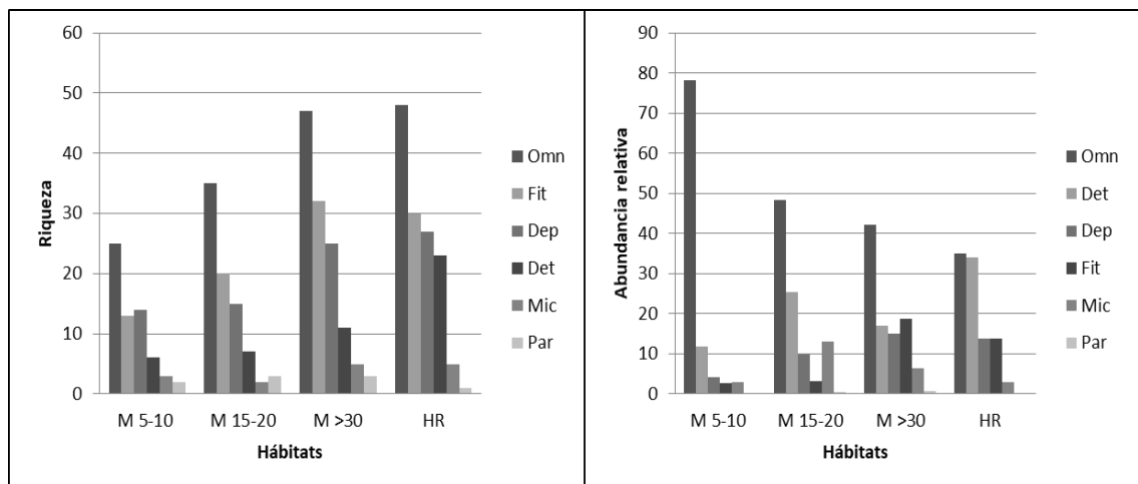


Figura 36. Grupos tróficos por hábitats, con base en la riqueza de especies (izquierda) y en la abundancia relativa (derecha). Dep (depredador), Det (detritívoro), Fit (fitófago), Omn (omnívoro), Mic (micófago), Par (parásitos).

Mediante una prueba de Kruskal Wallis se identificó que existe diferencia significativa en la riqueza de los gremios tróficos entre los diferentes hábitats muestreados ( $p =$

0.0125), donde dicha diferencia está siendo determinada por los valores arrojados por el gremio de predadores. Seguidamente, el análisis de comparación evidencia que las diferencias se dieron entre M15-20 años y los hábitats M>30 y referencia.

#### **6.4. DISCUSIÓN**

##### **Estructura de la comunidad de artrópodos edáficos en hábitats con diferentes temporalidades de abandono tras el aprovechamiento minero.**

Esta investigación arrojó considerables valores de riqueza entre los grupos, con una importante representatividad de órdenes como Hymenoptera y Coleoptera en términos de riqueza y con gran abundancia de familias como Formicidae y Termitidae. Estos resultados son similares a los reportados por González y Herrera (1983), López et al. (1986), González y López (1987), Prieto y Rodríguez (1996) y Montero et al. (2011), quienes estudiaron la macrofauna en ecosistemas boscosos de Cuba y Argentina, y mostraron Resultados con una alta riqueza de artrópodos, con predominio de Hymenoptera (Formicidae) y Coleoptera; al tiempo que Zerbino et al. (2008), Cordero (2008), Cabrera et al. (2011) y Gomez (2016), estudiaron la macrofauna en suelos con distintos tipos de perturbaciones (monocultivos y policultivos, ganadería e incendios) en Uruguay, Chile, Cuba y Argentina y reportaron los órdenes Hymenoptera (Formicidae), Coleoptera e Isoptera como las unidades taxonómicas de la macrofauna, dominantes en densidad y en biomasa, en la mayoría de los usos de la tierra estudiados. Lo anterior permite deducir que los grupos con gran predominio en este estudio presentan gran capacidad para dispersarse y colonizar distintos ambientes.

La representatividad de los Hymenópteros estuvo dada por la alta riqueza y abundancia de formícidos, los cuales fueron predominantes en todos los hábitats. Este

comportamiento se atribuye a que además de ser el grupo más diversificado en los ecosistemas, presentan gran capacidad para adaptarse a diversos ambientes, logrando ocupar la amplia variedad de microhábitats y recursos disponibles en estos suelos, lo que permite que allí se establezcan diferentes colonias. Según Rojas (2001), este grupo de artrópodos explora diversos ambientes desde el subsuelo hasta las copas de los árboles, sin embargo, son habitantes del suelo donde la mayoría de las especies vive en nidos subterráneos, en la hojarasca o en la madera en descomposición depositada en el suelo.

La abundancia de formícidos fue alta en todos los hábitats, siendo el grupo más notable a nivel general, observándose colonias enteras desplazándose sobre la hojarasca o habitando bajo la misma. Al respecto Fragoso y Lavelle (1992) y Camacho (1995), argumentan que las hormigas están siempre entre los grupos más abundantes y diversos y que en los suelos de selvas tropicales generalmente ocupan el segundo lugar en abundancia, siendo solo superadas por las termitas.

Los altos valores arrojados en el porcentaje del alcance del muestreo en los hábitats (registrando entre el 100% y el 98%), indican que la riqueza estuvo favorecida por factores como la simplificación en la estructura vegetal, permitiendo la cobertura del 98 al 100% en el muestreo de los hábitats de recuperación temprana, mientras que los valores del hábitat de referencia y la mina de 30 años de recuperación también se vieron favorecidos por un importante esfuerzo de muestreo. Sin embargo, el factor que posiblemente tuvo mayor influencia en la obtención de estos elevados porcentajes fue la aplicación de los dos períodos de muestreo, que incluyeron la aplicación de dos estrategias (período I: trampas y captura manual por transectos y período II: trampas y captura manual por microhábitat), lo cual permitió un completo barrido de los hábitats y por consiguiente un registro completo de la estructura de la comunidad estudiada.

La diferencia en los valores de riqueza, diversidad, equitatividad y la dominancia de las comunidades de artrópodos entre los ambientes evaluados, evidencian que el tiempo de

abandono de las minas afecta la estructura biológica de la comunidad de artrópodos, cuyos valores incrementan a medida que aumenta el tiempo de abandono. Los resultados obtenidos en esta investigación concuerdan con los de Cabrera et al. (2011), quienes encontraron los mayores valores de riqueza, densidad y biomasa de la macrofauna en bosques y menores valores en pastizales, cultivos y cañaverales en las provincias de Artemisa y Mayabeque, Cuba. Guillén et al. (2006) compararon áreas con bosque natural y áreas intervenidas en Costa Rica y encontraron mayor diversidad de artrópodos en parches de bosque sin intervención que en zonas intervenidas; Álvarez-Duarte y Barrera-Cataño (2007) compararon la abundancia y composición del ensamblaje de coleópteros en la cantera Soratama, Bogotá, la cual presenta áreas con diferente condición de abandono, obteniendo la mayor abundancia (409) y diversidad en el bosque adyacente, mientras que los valores más bajos se registraron en la zona descapotada (55), además encontraron diferencias significativas en la composición del ensamblaje entre las áreas, debido a la complejidad estructural de la vegetación y a las condiciones microclimáticas que estos hábitats proporcionan a las especies.

Los resultados obtenidos en esta investigación muestran que la mayor diversidad de artrópodos edáficos se presentó en la mina con más de 30 años sin embargo, se esperaba que en el hábitat de referencia se hallaran los mayores valores de diversidad por presentar las características de un bosque nativo, cuyo suelo no ha sufrido este tipo de alteraciones; no obstante, estos datos sugieren que en  $M > 30$  años pueden estar ocurriendo procesos e interacciones similares a las que se presentan en un ecotono, donde se combinan condiciones aún adversas, propias de áreas con este tipo de disturbio y se encuentran especies tolerantes y generalistas, así como también se hayan elementos que a través del tiempo han permitido la producción de oferta trófica y habitacional y con ello la llegada de especies sensibles a los cambios, o poco tolerantes como es el caso de muchas especies de coleópteros y algunas hormigas. Este suceso es corroborado por Escribano et al. (1997) y Fierro et al. (2011), quienes argumentan que la composición faunística y florística de un ecotono es mayor que la suma parcial de los componentes de las comunidades adyacentes, lo cual, en sí mismo, implica ya un incremento en la riqueza y biodiversidad. No obstante, este no es un ecosistema estático,



puede variar a lo largo del tiempo como consecuencia del proceso natural de sucesión vegetal o como respuesta a un cambio en condiciones ambientales que impliquen la desaparición de las comunidades vegetales o animales que caracterizaban o definían el ecotono (Escribano et al. 1997). Adicionalmente, es importante mencionar la definición de ecotono dada por Holland (1991), quien aduce que esta es una zona de transición entre dos sistemas ecológicos adyacentes y que tiene una serie de características únicamente definidas por escalas de tiempo y espacio, y por las fuerzas de unión entre los sistemas ecológicos que limita.

Las minas se encuentran cercanas a bosques adyacentes, lo que facilita el intercambio de organismos que las transitan y que encuentran allí recursos óptimos para establecerse, como en el caso de  $M > 30$  años, donde elementos como la hojarasca, ramas caídas, así como la presencia de especies arbóreas y arbustivas facilitan la llegada de diversas especies con distintos requerimientos ecológicos, lo que indica la ocurrencia de una estructura más compleja que las de  $M_{15-20}$  años y  $M_{5-10}$  años. Lo anterior concuerda con las afirmaciones de Fragoso y Lavelle (1992) y Cabrera et al. (2011) quienes consideran que la variabilidad florística, la heterogeneidad y la cobertura proveen un aporte importante de hojarasca y sombra para mantener estables los valores de temperatura y humedad en el suelo, al tiempo que suministran fuentes de alimento y refugio necesarios, lo cual favorece el desarrollo de comunidades de artrópodos más diversas. Lo anterior es confirmado también por Granados y Barrera (2007) quienes encontraron mayor número de especies, géneros y familias en relictos de bosque en comparación con las áreas sin cobertura arbórea y, de modo general, concluyeron que las áreas con mayor diversidad y riqueza de plantas y un porcentaje más alto de cobertura pueden manifestar una mayor diversidad de la macrofauna del suelo.

Valois (2016) por su parte, realiza un estudio florístico en áreas con diferentes edades de abandono tras la explotación minera y en una comunidad de referencia (bosque adyacente) en el Chocó, concluyendo que la riqueza de familias, géneros y especies no difieren significativamente con la edad de las minas pero sí con respecto a la comunidad

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. Al relacionar dichos resultados con los obtenidos en el presente estudio se deduce que la ocurrencia de una alta y variada oferta de elementos florísticos, así como una amplia cobertura, pueden estar favoreciendo una considerable presencia de artrópodos que de esta dependen para el desarrollo de sus funciones y el mantenimiento de sus poblaciones, presentando incremento en la riqueza, abundancia y diversidad en áreas con etapa de sucesión tardía; un ejemplo de ello, es la importante riqueza de hormigas encontradas en la mina con más de 30 años y en el hábitat de referencia, donde se encuentran especies con gran variedad de hábitos asociadas a componentes florísticos. Al respecto, Fierro et al. (2011) afirman que este grupo, presenta una relación directa con plantas vasculares, de tal forma que al variar la estructura de la vegetación también cambiará la composición de especies de hormigas o su abundancia.

El hecho de que la mina con más de 30 años presentara una notable similitud en cuanto a la presencia de las especies con el hábitat de referencia, evidencia que algunas de las características del ecosistema se han ido recuperando, lo que permite que se establezca una comunidad de artrópodos con ciertas exigencias ecológicas. Estos comparten 67 de las 231 especies registradas en toda el área de estudio, de las cuales se destaca el 40% (34 morfos) de las hormigas y el 26% (12 morfos) de los coleópteros registrados. algunos de los grupos compartidos con sensibles a las perturbaciones, como es el caso de los coleópteros, entre ellos los estafilínidos (cinco morfos compartidos). Al respecto, Ghandi et al., (2001) argumentan que este grupo se considera potenciales indicadores para entender los efectos ecológicos de las perturbaciones ambientales, debido a su relativa estabilidad taxonómica, la facilidad para capturarlos con trampas de caída y a que es conocida su sensibilidad a los cambios ambientales. Suárez (2015) por su parte, afirma que los estafilínidos son un grupo sensible a los cambios en el uso del suelo (entre estos la urbanización), debido a su especialización ecológica.

Gran parte de las especies compartidas entre las minas de 5-10 años y 15-20 años de recuperación, corresponde a hormigas con amplia diseminación y algunas presentan hábitos oportunistas y generalistas, como es el caso de los géneros *Crematogaster*, *Atta*, *Azteca*, *Camponotus*, *Dorymyrmex*, *Pheidole* y *Solenopsis*, los cuales son catalogadas por Silvestre et al. (2003) como géneros cosmopolitas que se presentan en diversos tipos de áreas.

Las especies con mayor índice de valor de importancia para los diferentes hábitats correspondieron a termitas y hormigas. Según Cabrera (2014), estos juegan un papel vital en el ecosistema como ingenieros, ya que participan en la fragmentación del material orgánico, en la formación del suelo y en la alimentación de otras poblaciones faunísticas; por lo que su notable abundancia, frecuencia y dominancia en estas áreas cumple un rol fundamental en el proceso de regeneración de ciertas propiedades del suelo. Adicionalmente, algunos de estos son organismos con comportamientos generalistas, pues logran habitar diferentes tipos de ecosistemas, colonizando hasta ambientes antrópicos, al punto de que algunas constituyen una plaga para el hombre; además no suelen presentar especificaciones tróficas; notándose que algunas especies de hormigas, suelen ser oportunistas, logrando adaptarse a los cambios dados en el ambiente. Al respecto Silvestre et al. (2003) afirman que estas especies construyen nidos en sitios diversificados y forrajean grandes áreas tanto en el suelo como en la vegetación. Otro factor que influyó en la alta frecuencia con que estas especies fueron encontradas durante los muestreos es el comportamiento de forrajeo que presentan la mayoría de estas hormigas, ya que se consideran patrulleras, por lo cual suelen ser muy conspicuas y fáciles de observar y capturar.

El género *Nasutitermes* fue registrado en todos los hábitats con importantes valores de frecuencia y abundancia relativas. Este género presentó su mayor abundancia tanto en el hábitat de referencia, como en M>30 años, donde se observó una gran cantidad de individuos desplazándose en el suelo y asociados a troncos en descomposición, lo cual evidencia su preferencia por áreas con considerable contenido de materia orgánica en

descomposición. Al respecto Barros, Pashanasi, Constantino y Lavelle (2002) y Lavelle et al. (2003) mediante el índice de densidad lombrices/termitas, señalan a las termitas como organismos oportunistas y más resistentes a perturbaciones inducidas, cuya prevalencia indica hábitats menos conservados o con algún nivel de degradación. Sin embargo, diversos autores plantean los cambios que sufren las comunidades de termitas; principalmente las especies humívoras que habitan en el suelo, a partir de la fragmentación, aislamiento y degradación de los hábitats (Bandeira et al. 2003); mientras que otros las señalan como las primeras colonizadoras en ambientes deforestados, con suficiente material leñoso remanente, en cuya descomposición estas intervienen (Cunha 2006). Lo anterior supone la gran importancia que tiene la presencia de materia orgánica, en especial material leñoso y humus, para las poblaciones de termitas, modificando así su abundancia y frecuencia en el área.

En el caso de *Dorymyrmex*, esta fue la especie más dominante y con mayor densidad en M5-10 años, mostrando una marcada preferencia por este tipo de ambiente. Lo anterior es corroborado por Silvestre et al. (2003), quien argumenta que esta especie construye sus nidos en el suelo, en regiones áridas o semiáridas, prefiriendo los lugares abiertos, de escasa vegetación, donde son dominantes desde el punto de vista ecológico.

*Pheidole* y *Solenopsis* por su parte, se presentaron en todos los hábitats, siendo la primera, la más registrada en M>30 años y la segunda presentó importantes valores de abundancia en M15-20 años. Estas son categorizadas por Silvestre et al. (2003) como especies dominantes omnívoras del suelo y suelen construir nidos subterráneos, con colonias grandes, reclutan masivamente y son agresivas en interacciones interespecíficas y generalistas en la selección de los alimentos. Estos autores también afirman que dichas especies tienen alta preferencia por ambientes perturbados.

En el caso de *A. cephalotes* (hormiga arriera), fue una de las especies con mayor frecuencia y abundancia relativas en todos los hábitats. Según Fowler et al. (1990) esta

constituye uno de los grupos de insectos con mayor dispersión geográfica, adaptabilidad y éxito evolutivo en el Neotrópico; especialmente en Suramérica (Schultz 1999), por lo que es común encontrarlas colonizando distintos ambientes y en grandes abundancias; constituyendo a menudo una especie plaga en cultivos de importancia económica. Por otro lado, el hecho de encontrarlas con gran dominancia en este tipo de ambientes está muy relacionado con la baja presencia de depredadores, tal como lo argumentan Silvestre et al. (2003) la disminución de sus predadores naturales (aves, reptiles y anfibios), por la deforestación y apertura de áreas para plantaciones favorece la diseminación de esta especie.

### **Funcionalidad de la comunidad de artrópodos edáficos en hábitats con diferentes temporalidades de abandono tras el aprovechamiento minero.**

La presencia de artrópodos omnívoros muestra la ocurrencia de organismos que pueden explorar distintos recursos y que no presentan una dependencia estricta de ninguna fuente nutritiva. En este grupo predominaron los formícidos, cuya relevante riqueza de morfos y abundancia en el área es posiblemente la respuesta adaptativa a procesos de recuperación de los elementos naturales del ambiente, encontrándose múltiples géneros con alta tolerancia a las condiciones ambientales, tales como lo son *Pheidole*, *Solenopsis*, *Dorymyrmex*, *Camponotus*, *Azteca*, entre otras. Silvestre et al. (2003) agrupan muchas de estas hormigas en diferentes gremios, teniendo en cuenta sus estrategias para obtener alimento, como son las “*Dominantes omnívoras del suelo*” que construyen nidos subterráneos con colonias grandes, e incluyen especies de *Pheidole* y *Solenopsis* que pueden estar siendo favorecidas en ambientes perturbados, donde ocasionalmente construyen nidos poco profundos en áreas de gran estrés ambiental; las “*Patrulleras generalistas*” donde incluyen especies del género *Camponotus*, cuya amplitud puede estar relacionada con la cantidad de troncos en estado de pudrimiento dentro del bosque o con la biomasa vegetal; y las “*Arbóreas pequeñas de reclutamiento masivo*” que incluyen especies del género *Azteca*.

Los mayores valores de riqueza específica de omnívoros se presentaron en el hábitat de referencia y en M>30 años con 48 y 47 morfoespecies respectivamente. Este resultado se atribuye a la variedad de microambientes y de recursos que sirven como hábitat y alimento para la sobrevivencia de una considerable diversidad de artrópodos pertenecientes a este grupo trófico, los cuales aprovechan dichos recursos de manera generalista, disminuyendo posiblemente la competencia por los mismos. Al respecto, Silvestre et al. (2003) argumentan que los efectos de la competencia dentro de los gremios se minimizan por la oferta de recursos y por la plasticidad de las estrategias comportamentales adoptadas por cada especie, evitando los encuentros agonísticos.

La alta abundancia de omnívoros en M5-10 años (78%) se atribuye a la dominancia del género *Dorymyrmex*, cuya presencia fue registrada en todos los microhábitats de esta mina, formando colonias, cerca de nidos y patrullando. La discusión sobre su alto porcentaje de abundancia fue expuesta en el capítulo de composición taxonómica y estructura de la comunidad de artrópodos edáficos.

En general, la predominante ocurrencia del gremio omnívoros en las minas sugiere la presencia potencial de especies pioneras, las cuales posiblemente disminuyen o desaparecen a medida que transcurre el tiempo y que se vayan recuperando algunas de las propiedades originales del ambiente. Su ocurrencia en el ecosistema reviste de gran importancia, la cual radica en que se cubren varios nichos y se desarrollan diversos procesos ecológicos como la depredación, la descomposición, el reciclaje de nutrientes, entre otros, lo que contribuirá potencialmente con la restauración de las áreas.

Pese a su baja riqueza, los detritívoros presentaron importantes valores de abundancia, siendo uno de los grupos más importantes en el hábitat de referencia, mientras que, en las minas, presentó un bajo número de individuos. Su notable presencia en el hábitat de referencia se atribuye a la cantidad de materia orgánica contenida en el suelo, la cual presenta en sus capas interiores avanzado estado de degradación, en cuya transformación posiblemente han participado organismos como termitas, dípteros,

algunos coleópteros y colémbolos. Lo anterior es corroborado por Cabrera (2012), quien argumenta que los artrópodos epígeos con función detritívora son más abundantes y diversos en ambientes con una incorporación continua y variada de hojarasca, bajas temperaturas y alta humedad en el suelo. Esta autora también afirma que los detritívoros constituyen uno de los grupos epígeos más expuestos en la superficie, presentando gran sensibilidad ante los cambios bruscos de humedad y temperatura, por lo que tienden a desaparecer ante estas condiciones de estrés. Tal situación puede estar ocasionada por la menor cobertura vegetal y entrada de residuos, así como por la mayor exposición a la radiación solar (Zerbino et al. 2008). Lo anterior justifica los bajos valores de abundancia de este grupo en los hábitats perturbados, donde debido a la poca cobertura vegetal y a los grandes claros, la superficie del suelo queda expuesta, limitando así su actividad. Por lo anterior, este grupo puede ser considerado un importante indicador del estado de perturbación del medio edáfico.

La presencia de depredadores varió de acuerdo a la temporalidad del hábitat, cuya riqueza y abundancia están estrechamente relacionadas con el grado de intervención del ecosistema, ya que dichos valores fueron mayores a medida que la afectación disminuye, encontrándose el menor número de especies y de individuos en M5-10 años y los mayores valores en M>30 años y en el hábitat de referencia. Al respecto Barbarena y Aide (2003) argumentan que la falta de recursos en áreas modificadas, en comparación con áreas naturales produce estas diferencias en la comunidad de coleópteros. Lo anterior sugiere que los coleópteros encontrados en este estudio pueden estar indicando el nivel de perturbación del área. Dentro de este gremio se registró variedad de himenópteros, hemípteros y coleópteros que contribuyen con el control de otras poblaciones, así como también sirven de alimento para otros grupos; ubicándose en los últimos niveles de las cadenas tróficas del ecosistema.

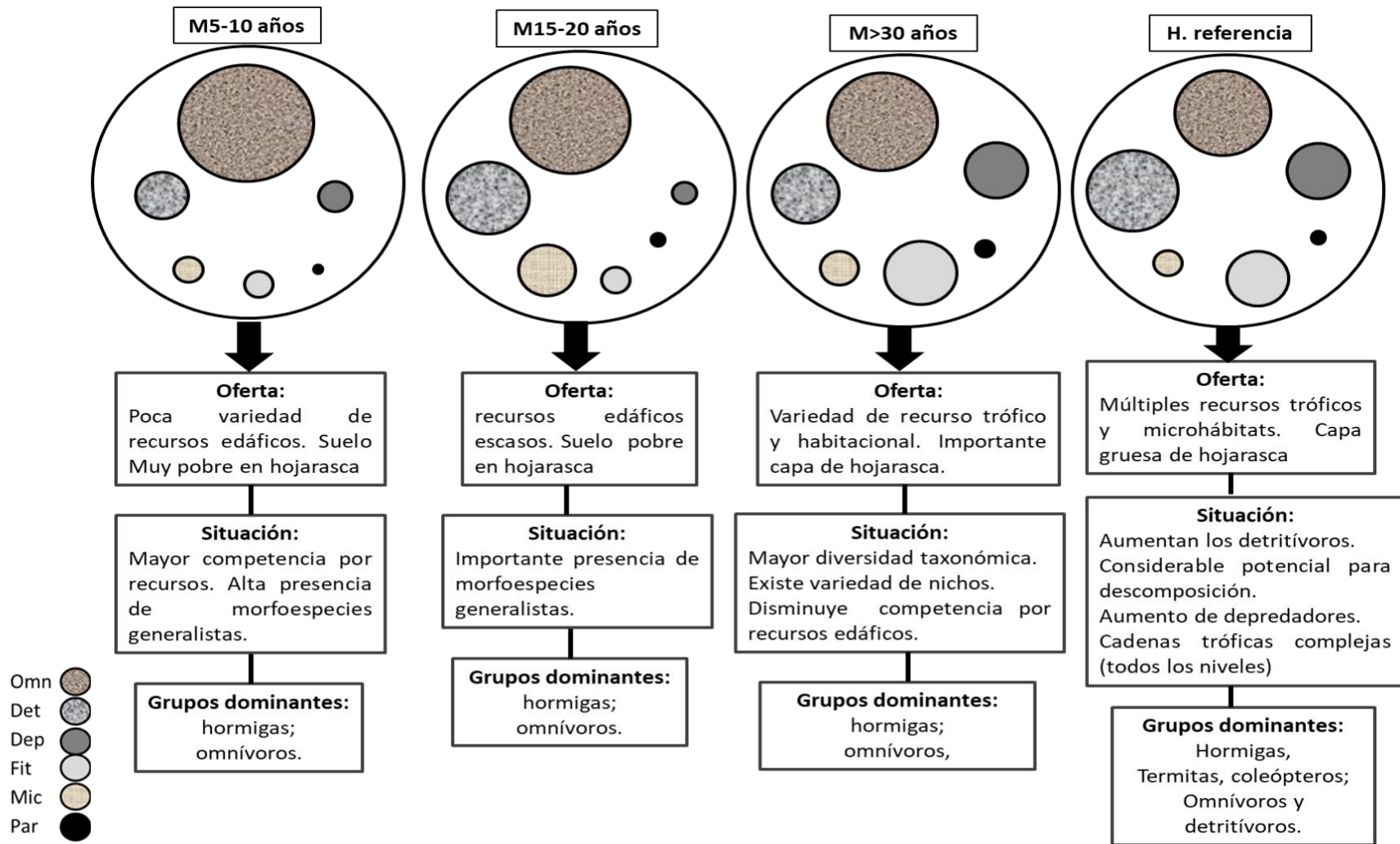
Los resultados obtenidos en las áreas de sucesión temprana (M5-10 y M15-20 años de abandono), sugieren que las especies allí presentes constituyen la artropofauna edáfica pionera que permite el ingreso de otras especies y que de alguna manera inician los

procesos de descomposición que se requieren para la formación de la capa orgánica. Adicionalmente, al comparar los resultados obtenidos en la mina de 5-10 años de abandono con el hábitat de referencia se evidencia la pérdida de riqueza de morfoespecies (el 52% de la riqueza natural), mostrando una notable desaparición de grupos taxonómicos y tróficos, en especial una importante riqueza de depredadores, detritívoros y fitófagos debido a los efectos (pérdida de cobertura vegetal, materia orgánica y ruptura de las cadenas tróficas complejas) ocasionados por la falta de manejo de las áreas tras el aprovechamiento minero.

La artropofauna edáfica encontrada en la mina de más de 30 años de abandono por su parte, evidencia la ocurrencia de un proceso de sucesión tardía que implica la presencia de mayor oferta de recursos, tanto para refugio como para alimento, lo que permite la llegada y establecimiento de grupos más especializados, con lo cual se supone el desarrollo de procesos ecológicos necesarios para el mantenimiento de la diversidad faunística del suelo, lo cual hace que se vayan recuperando sus propiedades funcionales; sin embargo, los cambios en la composición taxonómica fueron notables con respecto al hábitat de referencia, mostrando que las especies que naturalmente habitan estos bosques, luego de la actividad minera, requieren mucho más de 30 años para su posible recuperación.

En la figura 37 se ilustra mediante un esquema, lo que ocurre en los hábitats estudiados, teniendo en cuenta las características de cada sitio y los resultados obtenidos en el estudio, relacionados con la composición taxonómica y funcional. En este se ilustran las abundancias de los grupos tróficos y se expresa la oferta de recursos que permiten la presencia de dichos grupos, las posibles interacciones ecológicas que ocurren en estos hábitats y los grupos taxonómicos relacionados con los gremios dominantes.





**Figura 37** Esquema-Resumen de resultados generales (los círculos externos representan los hábitats de estudio, los internos representan los gremios tróficos, y el tamaño de estos relaciona la abundancia de cada gremio trófico)

## 6.5. LITERATURA CITADA

Aguirre-Segura A y Barranco VP. 2015. Orden Orthoptera. Revista IDE@ - SEA, [Internet]. 46: 1-13. Fecha de acceso: 10 de mayo de 2017. Disponible en: [http://www.sea-entomologia.org/IDE@/revista\\_46.pdf](http://www.sea-entomologia.org/IDE@/revista_46.pdf)

Álvarez-Duarte A. y Barrera-Cataño J.I. 2007. Estudio comparativo del ensamblaje de coleópteros en diferentes áreas de la cantera Soratama, localidad de Usaquén, Bogotá. Revista de la Facultad de Ciencias, (12): 47-56.

Artigas J. 1994. Entomología económica: insectos de interés agrícola, forestal, médico y veterinario (nativos, introducidos y susceptibles de ser introducidos). Concepción: Universidad de Concepción. p. 1126.

Bach de Roca C, Molero BR, Gaju RM. 2015. Orden Microcoryphia. Revista IDE@ - SEA, [Internet]. 38: 1-12. Fecha de acceso: 10 de mayo de 2017. Disponible en: [http://www.sea-entomologia.org/IDE@/revista\\_38.pdf](http://www.sea-entomologia.org/IDE@/revista_38.pdf)

Balzarini MG, Gonzalez L, Tablada M, Casanoves F, Di Rienzo JA, Robledo CW. 2008. Manual del Usuario, Editorial Brujas, Córdoba, Argentina. p. 336.

Bandeira AG y Vasconcelos A. 2002. A quantitative survey of termites in a gradient of disturbed highland forest in northeastern Brazil (Isoptera). Sociobiology, 39:429

Barros E, Pashanasi B, Constantino R, Lavelle P. 2002. Effects of land-use system on the soil macrofauna in western Brazilian Amazonia. *Biol Fertil Soils*, 35: 338–347.

Barberena M y Aide T. 2003. Species diversity and trophic composition of litter insects during plant secondary succession. *Caribbean Journal of Science* 39: 161-169.

Borror D y Delong D. 1964. An introduction to the study of insects. USA. Holt, Rinehart and Winston. p. 819.

Brandão CR, Prado LP, Ulysséa MA, Probst RS, Alarcon V. 2015. Dieta das Poneromorfas Neotropicais. In: Jacques H. C. Delabie JHC, Feitosa RM, Serrão JE, Mariano CSF, Majer JD, editores. *As formigas poneromorfas do Brasil. (Ilhéus, Brasil): Editus.* p. 9-12.

Cabrera G, Robaina N, Ponce de León D. 2011. Riqueza y abundancia de la macrofauna edáfica en cuatro usos de la tierra en las provincias de Artemisa y Mayabeque, Cuba. *Pastos y Forrajes*, 34: 313-330.

Cabrera G. 2012. La macrofauna edáfica como indicador biológico del estado de conservación/perturbación del suelo. Resultados obtenidos en Cuba. *Pastos y Forrajes*, 35 (4): 349-364.

Cabrera-Dávila. 2014. Manual práctico sobre la macrofauna edáfica como indicador biológico de la calidad del suelo, según resultados en Cuba. (La Habana): Fundación Rufford. p. 34

Calero D, López-Victoria M, de Ulloa PC. 2011. Composición y estructura trófica de los macroinvertebrados terrestres de la isla Malpelo, pacífico colombiano. Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras, 40: 155-173.

Camacho G. 1995. Estudio de la macrofauna edáfica de 3 agroecosistemas en La Mancha [Tesis profesional] [Veracruz (México)]: Facultad de Biología, Universidad Veracruzana. p. 63.

Chao, A., y L. Jost. 2012. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. Ecology, 93(12), pp. 2533–2547

Chao, A., Ma, KH y Hsieh, TC (2016) iNEXT (iNterpolation y EXTrapolation) en línea. Programa y guía del usuario publicado en [http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software\\_download/](http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/)

Colwell RK. 2013. [EstimateS, Version 9.1: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples.](#)

Cordero VA. 2008. Composición de los gremios de artrópodos en sistemas vegetales monoespecíficos y poliespecíficos de trébol blanco (*Trifolium repens* L.) y ballica italiana (*Lolium multiflorum* Lam.). [Tesis profesional] [Valdivia (Chile)]: Escuela de Agronomía, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Austral de Chile. p. 77.

Cunha H. 2006. Cupins (*Isoptera*) bioindicadores para conservação do Cerrado em Goiás. [Tesis de doctorado] [Goiás(Brasil)]: Universidad Federal de Goiás. 79 p.

Delabie JHC, Della TL y Pastre L. 2000. [An experimental protocol for testing new formulations of granulated baits for the control of leaf-cutting ants *Acromyrmex* spp. and *Atta* spp. (Hymenoptera: Formicidae: Myrmicinae: Attini) in the field]. Protocolo de experimentacao para avaliar a atratividade de novas formulacoes de iscas granuladas utilizadas no controle das formigas cortadeiras *Acromyrmex* spp. e *Atta* spp. (Hymenoptera: Formicidae: Myrmicinae: Attini) no campo. 4ª ed. (Brasil): Anais da Sociedade Entomologica do Brasil, 29: 843-848.

Escribano R., Encinas A. y M.A. Martín. 1997. Ecotonos: importancia de la transición entre las agrupaciones arboreas y el matorral en la gestión forestal. Estudio de casos. Congresos Forestales. 295-300.

Fierro TA, Zúñiga AA, Aguilera PA, Rebolledo RR. 2011. Carábidos (Coleoptera: Carabidae) presentes en un relicto vegetacional del llano central de La Araucanía. *Idesia*, 29 (3): 87-94.

Fragoso C y Lavelle P. 1992. Earthworm communities of Tropical Rain Forests. *Soil Biologi Biochemistry*, 24: 1397-1408.

Fowler HG, Bernardi JVE, di Romagnano LFT. 1990. Community structure and *Solenopsis invicta* in São Paulo. En: Vander MRK, Jaffé K, Cedeno A, editores. *Applied Myrmecology: A World Perspective* Westview Press, Boulder. p.199-207

García-Gutiérrez C, González-Maldonado MB y González-Hernández A. 2013. Parasitismo natural de Braconidae e Ichneumonidae (Hymenoptera) sobre *Spodoptera frugiperda* (Lepidoptera: Noctuidae). *Revista Colombiana de Entomología*, 39 (2): 211-215

Ghandhi, K.J.K.; Spence, J.R.; Langorb, D.W. & Morgantinie, L.E., 2001. Fire residuals as habitat reserves for epigaeic beetles (Coleoptera: Carabidae and Staphylinidae). *Biological Conservation* 102: 131–141.

Gil-Ortiz R, Martinez M, Falcó-Garí JV, Jiménez-Peydró R. 2010. Lista comentada de las especies de Agromyzidae (Diptera) citadas para Andalucía. *Boletín asociación española entomología*, vol. 34: 307-321.

Gómez P.D.F. 2016. Macrofauna edáfica en ecosistemas naturales y agroecosistemas de la ecoregión esteros de Iberá (Corrientes, Argentina). *Ciencia del suelo*, 34 (1): 43-56

González R y Herrera A. 1983. La macrofauna del suelo del bosque siempreverde estacional de la Sierra del Rosario (resultados preliminares). Sierra del Rosario: Instituto de Zoología. *Reporte de Investigación* 10: 1

González R y López, R. 1987. La macrofauna de la hojarasca y del suelo de algunos ecosistemas forestales de Cuba. Cuba: Instituto de Zoología. *Reporte de Investigación*, 46: 1.

Granados, A. y Barrera, J. I. 2007. Efecto de la aplicación de biosólidos sobre el repoblamiento de la macrofauna edáfica en la cantera Soratama, Bogotá, DC. *Universitas Scientiarum, Revista de la Facultad de Ciencias. Edición especial II*. 12:73

Guillén C, Soto-Adames F, Springer M. 2006. Diversidad y abundancia de colémbolos edáficos en un bosque primario, un bosque secundario y un cafetal en Costa Rica. *Agronomía Costarricense*, 30 (2):7-17.

Hammer Q., Harper, D.A.T., Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp.

Herrera ML. 2015. Orden Dermaptera. Revista IDE@ - SEA, [Internet]. 42: 10. Fecha de acceso: 10 de mayo de 2017. Disponible en: <[http://www.sea-entomologia.org/IDE@/revista\\_42.pdf](http://www.sea-entomologia.org/IDE@/revista_42.pdf)>

Holland M.M., Risser P.G. y R.J. Naiman (Eds.). 1991. Ecotones. Chapman and Hall, New York, London. p. 138.

Ibáñez-Bernal S, Henández-Ortiz V y Martín del Campo L. 2004. Dolichopodidae (Diptera). En: Llorente BJ, Morrone JJ, Yáñez O, Vargas FI. Editores. Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos de México: hacia una síntesis de su conocimiento. (México D.F.): Facultad de ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. p. 759-765

Jiménez-Ferbans L y Amat-García G. 2009. Sinopsis de los Passalidae (Coleoptera: Scarabaeoidea) del Caribe colombiano. *Caldasia*. 31 (1): 155-173

Jones DT y Eggleton P. 2000. 'Sampling termite assemblages in tropical forests: Testing a rapid biodiversity assessment protocol', *Journal of Applied Ecology*, 37: 191–203.

Khaghaninia S y Namaki KR. 2015. Some of the grass flies (Diptera, Chloropidae) fauna of West Azarbaijan Province – Irán. *Linzer Biologische Beiträge*, 47 (2): 1573-1579.

Kolcsár L, Török E, Keresztes L. 2013. Craneflies (Diptera: Tipuloidea) and phantom craneflies (Diptera: Ptychopteridae) fauna around a metropolis (Cluj-Napoca, Romania). *Acta Scientiarum Transylvanica*, 21 (1): 66-78.

Lavelle P, Senapati B, Barros E. 2003. Soil macrofauna. En: Schroth G, Sinclair FL. editores. Trees, crops and soil fertility. Concepts and research methods. CABF Publishing, UK. p. 303

López R, González, R, Herrera A. 1986. La macrofauna del suelo en *Pinus tropicalis* Morelet. Instituto de Zoología. Reporte de Investigación, 28: 1

Medina-Chavarria J, Valverde C y Wolff M. 2017. Aspectos ecológicos de Sphaeroceridae (Diptera: Acalyptratae) en el bosque seco tropical del Caribe colombiano. Revista Colombiana de Entomología, 43 (1): 100-105

Micó E, Quinto J, Marcos-García MA. 2013. La vida en la madera: el concepto Saproxílico y sus microhábitats. Grupos de estudio y niveles tróficos. En: Micó E, MarcosGarcía MA, Galante E. editores. Los insectos saproxílicos del Parque Nacional de Cabañeros: Organismo Autónomo de Parques Nacionales, (Madrid): Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, p. 33-52

Montero UA, Carnevale NJ, Magra. G. 2011. Ensamblajes estacionales de artrópodos epigeos en un bosque de quebracho (*Schinopsis balansae*) en el Chaco Húmedo. Revista Colombiana de Entomología, 37 (2): 294-304.

Pascual F.T. 2015. Orden Blattodea. *Revista IDE@ - SEA*, [Internet]. 48: 13. Fecha de acceso: 10 de mayo de 2017. Disponible en: <[http://www.sea-entomologia.org/IDE@/revista\\_48.pdf](http://www.sea-entomologia.org/IDE@/revista_48.pdf)>



Pérez HN, Pilar M.D. y Umaran A. Orden Hemiptera: Subórdenes Cicadomorpha, Fulgoromorpha y Sternorrhyncha. Revista IDE@ - SEA, [Internet]. 54: 18. Fecha de acceso: 10 de mayo de 2017. Disponible en: <[http://www.sea-entomologia.org/IDE@/revista\\_54.pdf](http://www.sea-entomologia.org/IDE@/revista_54.pdf)>

Prieto D, Rodríguez C. 1996. Índices de agregación de los invertebrados de la hojarasca en un bosque siempre-verde de la Reserva de la Biosfera de la Sierra del Rosario, Pinar del Río, Cuba. Análisis comparativo. Revista Biología, 10:27

Ramírez-GA. (2006). Ecología: Métodos de muestreo y análisis de poblaciones y comunidades. Editorial, Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá-Colombia.

Rivero SHT y Hernández AG. 2009. Especies, fluctuación poblacional y enemigos naturales de chinches (Hemiptera: Pentatomidae, Coreidae, Largidae) asociadas a nogal pecanero. Southwestern Entomologist, 34 (3): 305-318.

Rojas FP. 2001. Las hormigas del suelo en México: diversidad, distribución e importancia (Hymenoptera: Formicidae). (México): Instituto de Ecología, A.C., Departamento Biología de Suelos.

Schultz RT. 1999. Ants, plants and antibiotic. News and views. En: Macmillan Magazines Ltd. p. 747-748.

Silvestre R, Brandao CF, da Silva. RR. 2003. Grupos funcionales de hormigas: el caso de los grupos del Cerrado. En: Fernandez F. editores. Introducción a las Hormigas de la región Neotropical. (Bogotá): Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, XXVI: 398

Suárez AV. 2015. Utilización de coleópteros como indicadores ecológicos en gradientes urbanos de Gijón y León (no Península Ibérica). Tesis doctoral. Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental. Universidad de León. p. 169.

Tolrá HM. 2015. Orden Diptera. Revista IDE@ - SEA, [Internet]. 63: 1-22. Fecha de acceso: 10 de abril de 2017. Disponible en: <[http://www.sea-entomologia.org/IDE@/revista\\_63.pdf](http://www.sea-entomologia.org/IDE@/revista_63.pdf)

Valois CH. 2016. Palencia, 2016. Sucesión primaria y ecología de la revegetación de selvas degradadas por minería en el Chocó, Colombia: bases para su restauración ecológica. Tesis doctoral. Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible. Universidad de Valladolid. p. 199

Villarreal H, Álvarez M, Córdoba S, Escobar F, Fagua G, Gast F, Mendoza H, Ospina M, Umaña A. 2004. Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. En: Manual de métodos para el desarrollo de inventarios. Segunda edición. (Bogotá): Programa de inventarios de Biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, p.19-28

Wilkie RK, Mertl AL, Traniello JFA. 2010. Species Diversity and Distribution Patterns of the Ants of Amazonian Ecuador. e13146. Plos One, 5 (10): 12.

Zaragoza-Caballero S y Pérez-Hernández CX. 2014. Biodiversidad de Cantaroideos [Coleoptera: Elateroidea (Cantharidae, Lampyridae, Lycidae, Phengodidae, Telegeusidae)] en México. Revista Mexicana de Biodiversidad, 85: 279-289

Zerbino BM 2005. Evaluación de la densidad, biomasa y diversidad de la macrofauna del suelo en diferentes sistemas de producción. [Tesis de Maestría] [Montevideo]: Facultad de Ciencias. Universidad de la Republica. 100 p.

Zerbino MS, Altier N, Morón A, Rodríguez C. 2008. Evaluación de la macrofauna del suelo en sistemas de producción en siembra directa y con pastoreo. *Agrociencia*, 12: 44

### Anexo 9. Descripción de microhábitats por área muestreada

ÁREA	MICROHÁBITA T	DESCRIPCIÓN	PRESENCIA		
			Abundante	Medio	Escaso
Mina 5-10 años	Arbusto-Pasto	Suelo arenoso-pedregoso, con gramíneas y vegetación arbustiva; algunos arbustos presentan bayas	X		
	Piedras- Helecho	Suelo pedregoso, con helechos. La mayoría de los puntos de muestreo correspondieron a montículos de piedras producto de la actividad minera, cuya única vegetación estuvo conformada por helechos.	X		
	Hojarasca	Este microhábitat estuvo conformado por parches de bosque nuevo, el cual se formó por la acumulación del material arcilloso, materia orgánica y plantas removidas de los sitios de excavación durante la actividad minera. Estos presentan arbustos y árboles con alturas no mayores a los 15 m, los cuales favorecen la producción frecuente de hojarasca; incluso se consiguen algunos troncos en descomposición			X
	Tronco	Árboles caídos y tablas (producto de anteriores potreros) en estado de descomposición			X
	Laguna	Lagunas creadas por las excavaciones durante la actividad minera, tras ser abandonadas. El área muestreada corresponde a suelo arenoso-pedregoso, expuesto a inundaciones periódicas durante las lluvias, con pasto y herbáceas alrededor.	X		
Mina 15-20 años	Pasto-Helecho-Piedras	Zona alta de una colina, rodeada de helechos, gramínea, vegetación reseca por el sol, sustrato rocoso, con un árbol de guayaba fructífero.	X		
	Hojarasca	Suelo con una pequeña capa de hojarasca, mucho barro y algunos puntos pantanosos. Se encuentran algunos hormigueros y termiteros alrededor. Vegetación compuesta principalmente por árboles como yarumo y algodóncillo. Se encuentran muchos claros			X

ÁREA	MICROHÁBITA T	DESCRIPCIÓN	PRESENCIA		
			Abundante	Medio	Escaso
	Raiz	Raíces de árboles de pequeño porte, que por encontrarse en suelo arenoso y producir hojarasca, permiten la creación de nidos de algunas hormigas y constituyen el refugio temporal de otros artrópodos			X
	Tronco	Algunos troncos en descomposición, rodeados por una pequeña capa de vegetación compuesta por helechos. En uno de los puntos se encontró un árbol de algodoncillo que proporciona algo de hojarasca.			X
<b>Mina &gt;30 años</b>	Raiz	Raíces de árboles cuya forma permite el refugio de artrópodos que buscan humedad, sombra y protección. Algunas se encuentran en suelo pedregoso con hojarasca y rodeadas por helechos, y otras se encuentran en suelo arcilloso y hojarasca.		X	
	Tronco	Tronco en descomposición, rodeado de algunas herbáceas y arbustos. A su alrededor el suelo es arcilloso-pedregoso.			X
	Hojarasca	Suelo (algunos puntos compuestos por arcilla y otros por piedras) con hojarasca. Vegetación compuesta por árboles de aproximadamente 20 m de alto		X	
	Piedra- Helecho	Suelo pedregoso, con helechos. La mayoría de los puntos de muestreo correspondieron a montículos de piedras producto de la actividad minera, cuya única vegetación estuvo conformada por helechos.		X	
<b>Hábitat Referencia</b>	Raiz	Raíces de árboles como el mancha mancho, buchona, canelo, sangre gallo, entre otros, quienes por las características de sus raíces (ancho y/o forma) constituyen un importante refugio para diferentes especies de artrópodos.	X		
	Tronco	Partes de troncos de árboles cortados para extracción de madera, los cuales están rodeados de hojarasca musgos y algunas epífitas.	X		

ÁREA	MICROHÁBITA T	DESCRIPCIÓN	PRESENCIA		
			Abundante	Medio	Escaso
	Hojarasca	Suelo con una capa gruesa de materia orgánica, cuya superficie está cubierta por mucha hojarasca (principalmente de palmas y Cecropiaceae). La vegetación se compone de variedad de arbustos, algunos helechos y árboles entre 25 a 30 m de altura. Se encuentran hojas de palma secas que en su interior alojaban gran cantidad de artrópodos, principalmente individuos pertenecientes al orden coleoptera.	X		
	Helechos- Hojarasca	Suelo con abundante hojarasca y helechos que proporcionan una amplia sustrato para la artropofauna que transita entre la hojarasca		X	

Anexo 10. Composición taxonómica de la artropofauna edáfica presente en Jigualito, Condoto, Chocó, Colombia.

ORDEN	FAMILIA	MORFOESPECIE	HÁBITATS/ABUNDANCIAS			
			M 5-10	M 15-20	M >30	HR
Archaeognatha	Meinertellidae	<i>Meinertellidae sp.1</i>		2	2	7
Blattodea	Blaberidae	<i>Blaberidae sp.</i>			1	8
	Blattellidae	<i>Blattellidae sp.1</i>			2	
		<i>Blattellidae sp.2</i>				2
		<i>Blattellidae sp.3</i>				5
		<i>Blattellidae sp.4</i>		1		
		<i>Blattellidae sp.5</i>				3
		<i>Blattellidae sp.6</i>				3
	Blattidae	<i>Blattidae sp.1</i>	7		2	6
		<i>Blattidae sp.2</i>				2
	Coleoptera	Bruchidae	<i>Bruchidae sp.1</i>		2	2
Cantharidae		<i>Cantharidae sp.</i>			2	
Carabidae		<i>Carabidae sp.1</i>	1			2
		<i>Carabidae sp.2</i>		1		1
Cerambycidae		<i>Cerambycidae sp.1</i>				9
Chrysomelidae		<i>Chrysomelidae sp.3</i>	1		2	
		<i>Chrysomelidae sp.1</i>		2	1	
		<i>Chrysomelidae sp.2</i>		1	1	
		<i>Chrysomelidae sp.4</i>			2	
Coccinellidae		<i>Coccinellidae sp.1</i>	1		3	
Curculionidae		<i>Scolytinae sp.1</i>	1		7	9
		<i>Scolytinae sp.2</i>	11	10	5	39
		<i>Scolytinae sp.13</i>				4
		<i>Scolytinae sp.14</i>				2
		<i>Scolytinae sp.15</i>			2	4
		<i>Curculionidae sp.3</i>				6
	<i>Curculionidae sp.4</i>				22	
	<i>Curculionidae sp.5</i>				7	
<i>Curculionidae sp.6</i>				2		

ORDEN	FAMILIA	MORFOESPECIE	HÁBITATS/ABUNDANCIAS			
			M 5-10	M 15-20	M >30	HR
		<i>Curculionidae sp.8</i>			6	
		<i>Curculionidae sp.9</i>				6
		<i>Curculionidae sp.11</i>				9
		<i>Curculionidae sp.12</i>			3	
	Elateridae	<i>Elateridae sp.1</i>	4			
		<i>Elateridae sp.2</i>				18
	Erotylidae	<i>Erotylidae sp.1</i>			2	
	Lampyridae	<i>Lampyridae sp.1</i>	1			2
	Lycidae	<i>Lycidae sp.1</i>			2	
	Melolonthidae	<i>Melolonthidae sp.1</i>			2	
	Nitidulidae	<i>Nitidulidae sp.1</i>		2	4	24
		<i>Nitidulidae sp.2</i>				17
		<i>Nitidulidae sp.3</i>				3
	Nosodendridae	<i>Nosodendridae sp.1</i>				2
	Passalidae	<i>Passalidae sp.1</i>			2	8
	Scarabaeidae	<i>Scarabaeidae sp.</i>				2
	Staphilinidae	<i>Staphilinidae sp.8</i>	2			
		<i>Staphilinidae sp.1</i>	1		2	4
		<i>Staphilinidae sp.2</i>			2	14
		<i>Staphilinidae sp.3</i>			2	11
		<i>Staphilinidae sp.5</i>			4	
		<i>Staphilinidae sp.9</i>			1	24
		<i>Staphilinidae sp.4</i>				2
		<i>Staphilinidae sp.6</i>			1	4
	Tenebrionidae	<i>Tenebrionidae sp.</i>				2
	Throscidae	<i>Throscidae sp.</i>			1	1
Collembola	Dycirtomidae	<i>Dycirtomidae sp.1</i>				6
	Entomobryidae	<i>Entomobryidae sp.1</i>	5		6	57
		<i>Entomobryidae sp.2</i>		3		6
	Hypogastruridae	<i>Hypogastruridae sp.1</i>				3
Isotomidae	<i>Isotomidae sp.1</i>	1			8	



ORDEN	FAMILIA	MORFOESPECIE	HÁBITATS/ABUNDANCIAS			
			M 5-10	M 15-20	M >30	HR
	Paronellidae	<i>Isotomidae sp.2</i>	22			
		<i>Paronellidae sp.2</i>			2	
		<i>Paronellidae sp.3</i>				7
		<i>Paronellidae sp.4</i>				4
Dermaptera	Labiidae	<i>Labiidae sp.2</i>	2	12		3
		<i>Labiidae sp.1</i>		4		
		<i>Labiidae sp.5</i>		4	2	
		<i>Labiidae sp.6</i>		2		
	Chelisochidae	<i>Chelisochidae sp.</i>			7	
	Labiduridae	<i>Labiduridae sp.1</i>			2	
		<i>Labiduridae sp.2</i>		3		
<i>Labiduridae sp.4</i>					6	
Diptera	Agromyzidae	<i>Agromyzidae sp.1</i>		1	3	15
	Cecidomyiidae	<i>Cecidomyiidae sp.</i>			2	
	Ceratopogonidae	<i>Ceratopogonidae sp.1</i>	1			
	Chloropidae	<i>Chloropidae sp.1</i>		1		
		<i>Chloropidae sp.2</i>				2
	Culicidae	<i>Culicidae sp.1</i>			3	
		<i>Culicidae sp.3</i>			3	
	Dolichopodidae	<i>Dolichopodidae sp.</i>			2	
	Drosophilidae	<i>Drosophilidae sp.4</i>		2		7
		<i>Drosophilidae sp.1</i>			5	
	Empididae	<i>Empididae sp.1</i>	3			
	Micropezidae sp	<i>Micropezidae sp.</i>			1	1
	Phoridae	<i>Phoridae sp.3</i>	13	6	24	30
		<i>Phoridae sp.2</i>	2		25	9
		<i>Phoridae sp.4</i>		1	4	4
<i>Phoridae sp.5</i>					5	
<i>Phoridae sp.6</i>					5	
Platystomatidae	<i>Platystomatidae sp.1</i>				2	
Psychodidae	<i>Psychodidae sp.1</i>				2	

ORDEN	FAMILIA	MORFOESPECIE	HÁBITATS/ABUNDANCIAS			
			M 5-10	M 15-20	M >30	HR
	Richardiidae	<i>Richardiidae sp.1</i>			2	
	Sphaeroceridae	<i>Sphaeroceridae sp.1</i>		1		3
	Stratiomyidae	<i>Stratiomyidae sp.1</i>				2
	Tipulidae	<i>Tipulidae sp.1</i>	2		2	
Hemiptera	Cercopidae	<i>Cercopidae sp.1</i>		1	1	1
		<i>Cercopidae sp.2</i>	1	1		
		<i>Cercopidae sp.3</i>		1	1	
		<i>Cercopidae sp.4</i>			2	
	Cicadellidae	<i>Cicadellidae sp.1</i>			4	
	Coreidae	<i>Coreidae sp.1</i>	14	1		
		<i>Coreidae sp.3</i>				2
		<i>Coreidae sp.4</i>		2		
	Lygaeidae	<i>Lygaeidae sp.1</i>	2	3	2	
	Reduviidae	<i>Emesinae sp.</i>			2	
		<i>Reduviidae sp.1</i>		8	1	2
		<i>Reduviidae sp.2</i>		1		1
		<i>Reduviidae sp.3</i>				3
	Pentatomidae	<i>Pentatomidae sp.2</i>			2	
		<i>Pentatomidae sp.1</i>	3	3		
	Tingidae	<i>Tingidae sp.1</i>				2
Hymenoptera	Apidae	<i>Apidae sp.</i>		1		3
		<i>Tetragona sp. 2</i>			7	
	Braconidae	<i>Braconidae sp.</i>			2	
	Diapriidae	<i>Diapriidae sp.1</i>		2		5
	Evaniidae	<i>Evaniidae sp.1</i>		1		
	Formicidae	<i>Acromyrmex sp.</i>				4
		<i>Apterostigma sp.1</i>			5	2
		<i>Atta sexdens (Linnaeus, 1758)</i>	2			
		<i>Atta cephalotes (Linnaeus, 1758)</i>	42	144	55	39
		<i>Atta colombica (Guérin-Méneville, 1844)</i>		57	-	
		<i>Azteca sp.1</i>	11	46	54	
<i>Azteca sp.2</i>			122	31	18	
<i>Azteca sp.3</i>			9			

ORDEN	FAMILIA	MORFOESPECIE	HÁBITATS/ABUNDANCIAS			
			M 5-10	M 15-20	M >30	HR
		<i>Brachymyrmex patagonicus</i> (Mayr, 1868)	2			
		<i>Brachymyrmex sp.1</i>			3	2
		<i>Camponotus sp.1</i>	114	155	7	7
		<i>Camponotus sp.3</i>	24	4		
		<i>Camponotus sp.2</i>	40	7		
		<i>Camponotus sericeiventris</i> (Gužrin 1838)			3	6
		<i>Cardiocondyla sp.1</i>	29			
		<i>Cephalotes clypeatus</i> (Fabricius, 1804)		1	4	
		<i>Cephalotes atratus</i> (Linnaeus, 1758)		7	9	6
		<i>Crematogaster nigropilosa</i> (Mayr, 1870)	2	4		
		<i>Crematogaster brasiliensis</i> (Mayr, 1878)	2			
		<i>Crematogaster carinata</i> (Mayr, 1862)		5		
		<i>Crematogaster limata</i> (Smith, F., 1858)		11		
		<i>Crematogaster stollii</i> (Forel, 1904)			2	6
		<i>Crematogaster tenuicula</i> (Forel, 1904)			10	2
		<i>Crematogaster sp.</i>			10	2
		<i>Cyphomyrmex sp.1</i>	15		2	1
		<i>Cyphomyrmex cornutus</i> (Kempf, 1968)			2	
		<i>Dolichoderus bispinosus</i> (Olivier, 1792)		5	26	37
		<i>Dolichoderus attelaboides</i> (Fabricius, 1775)			25	1
		<i>Dolichoderus sp.1</i>			36	
		<i>Dorymyrmex sp.1</i>	812	26	2	8
		<i>Eciton sp.1</i>			9	
		<i>Ectatomma ruidum</i> (Roger, 1861)	52	20	3	12
		<i>Ectatomma tuberculatum</i> (Olivier, 1792)			13	
		<i>Gnamptogenys sp.2</i>		32		2
		<i>Gnamptogenys sp.3</i>				2
		<i>Gnamptogenys sp.1</i>				10

ORDEN	FAMILIA	MORFOESPECIE	HÁBITATS/ABUNDANCIAS			
			M 5-10	M 15-20	M >30	HR
		<i>Gnamptogenys bispinosa</i> (Emery, 1890)				30
		<i>Hypoponera</i> sp.1		3	6	
		<i>Mayaponera constricta</i> (Mayr, 1884)			11	
		<i>Megalomyrmex</i> sp.1		1	32	13
		<i>Megalomyrmex</i> sp.2				2
		<i>Monomorium</i> sp.1	2			
		<i>Neivamyrmex</i> sp.1		3		
		<i>Neoponera venerae</i> (Forel, 1922)		3	1	1
		<i>Neoponera</i> sp.1			11	5
		<i>Neoponera apicalis</i> (Latreille, 1802)			2	3
		<i>Neoponera villosa</i> (Fabricius, 1804)			2	
		<i>Neoponera stradinodis</i> (Emery, 1890)		2		
		<i>Neoponera unidentata</i> (Mayr, 1862)		4		
		<i>Nesomyrmex</i> sp.			2	
		<i>Nylanderia</i> sp.1	1	6		17
		<i>Nylanderia</i> sp.2			4	18
		<i>Odontomachus</i> sp.1	10	50	39	15
		<i>Odontomachus</i> sp.2	4	5		
		<i>Pachycondyla</i> sp.1	2		3	3
		<i>Pachycondyla impressa</i> (Roger, 1861)		21	8	9
		<i>Pachycondyla</i> sp.2		1	2	31
		<i>Pachycondyla harpax</i> (Fabricius, 1804)			5	
		<i>Pachycondyla</i> nr. <i>Goeldi</i>			3	
		<i>Paraponera clavata</i> (Fabricius, 1775)	1		3	10
		<i>Paratrechina longicornis</i> (Latreille, 1802)	2	1		
		<i>Partamona</i> sp.				2
		<i>Pheidole</i> sp.1	20	50	55	87
		<i>Pheidole</i> sp.6	12			
		<i>Pheidole</i> sp.4	56	12	11	38
		<i>Pheidole</i> sp.3	108	29	2	1
		<i>Pheidole</i> sp.2	17		14	2
		<i>Pheidole</i> sp.5	6		16	

ORDEN	FAMILIA	MORFOESPECIE	HÁBITATS/ABUNDANCIAS			
			M 5-10	M 15-20	M >30	HR
		<i>Pheidole sp.8</i>	8	17		
		<i>Pheidole sp.7</i>			5	
		<i>Platythyrea sp.1</i>				7
		<i>Pseudomyrmex sp.1</i>	7	4	2	2
		<i>Pseudomyrmex sp.2</i>			2	
		<i>Sericomyrmex sp.1</i>				2
		<i>Solenopsis sp.1</i>	28	61	9	12
		<i>Solenopsis sp.2</i>	9			
		<i>Solenopsis sp.4</i>	115	105	11	3
		<i>Solenopsis sp.3</i>	3			6
		<i>Solenopsis sp.6</i>		20		
		<i>Solenopsis sp.5</i>			1	25
		<i>Strumigenys sp.</i>		3	6	
		<i>Tapinoma sp.1</i>	3		17	
		<i>Trachymyrmex sp.1</i>				3
		<i>Wasmannia auropunctata (Roger, 1863)</i>			6	17
	Halictidae	<i>Halictidae sp.1</i>	3			
	Platygastridae	<i>Platygastridae sp.1</i>	2	4		
	Pompilidae	<i>Pompilidae sp.1</i>	2			
	Pompilidae	<i>Pompilidae sp.2</i>	2			
Isoptera	Termitidae	<i>Nasutitermes sp.</i>	189	345	71	352
	Rhinotermitidae	<i>Rhinotermitidae sp.1</i>		36	36	
Opiliones	Agoristenidae	<i>Agoristenidae sp.1</i>			10	2
	Cosmetidae	<i>Cosmetidae sp.1</i>				2
		<i>Cosmetidae sp.2</i>		1		2
		<i>Cosmetidae sp.3</i>			3	
	Cranidae	<i>Cranidae sp.</i>		2	16	21
	Fissiphalliidae	<i>Fissiphalliidae sp.1</i>			6	
	Manaosbiidae	<i>Manaosbiidae sp.</i>			5	4
Nemoclastidae	<i>Nemoclastidae sp.1</i>			3	1	

ORDEN	FAMILIA	MORFOESPECIE	HÁBITATS/ABUNDANCIAS			
			M 5-10	M 15-20	M >30	HR
	Sclerosomatidae	<i>Sclerosomatidae sp.1</i>		1		2
	Stygnommatidae	<i>Stygnommatidae sp.1</i>		1		1
	Zalmoxidae	<i>Zalmoxidae sp.1</i>			4	
Orthoptera	Acrididae	<i>Acrididae sp.1</i>	6	2	5	2
		<i>Acrididae sp.2</i>				2
		<i>Acrididae sp.3</i>		2		
	Eumastacidae	<i>Eumastacinae sp.1</i>			3	
	Gryllidae	<i>Eneopterinae sp.1</i>	5	9	40	159
		<i>Gryllinae sp.2</i>	110	13	12	26
		<i>Landrevinae sp.</i>				17
		<i>Nemobiinae sp.</i>				2
	Phalangopsidae	<i>Luzarinae sp.1</i>			2	
		<i>Luzarinae sp.2</i>				4
		<i>Luzarinae sp.3</i>		2		
		<i>Luzarinae sp.4</i>		2	2	3
		<i>Phalangopsinae sp.</i>			19	1

**Anexo 11.** Composición de gremios tróficos de artrópodos edáficos de Jigualito, Condoto, Chocó, Colombia

GREMIO	ORDEN	FAMILIA	RIQUEZA	ABUNDANCIA	FUENTE
Depredadores	Archaeognatha	Meinertellidae	1	11	Bach et al. (2015)
	Coleoptera	Cantharidae	1	2	Zaragoza-Caballero, Perez-hernandez (2014)
		Carabidae	2	5	Micó et al. (2013)
		Coccinellidae	1	4	Zúñiga et al. 1986
		Lampyridae	1	3	Zaragoza-Caballero, Perez-hernandez (2014)
		Lycidae	1	2	Zaragoza-Caballero, Perez-hernandez (2014)
		Staphilinidae	8	74	Calero et al. (2011)
	Diptera	Dolichopodidae	1	2	Ibáñez-Bernal et al. (2004)
		Empididae	1	3	Sinclair y Jeffrey (2006)
	Hemiptera	Reduviidae	3	16	Schuh & Slater (1995)
	Hymenoptera	Formicidae	24	1339	Silvestre et al. (2003)
		Pompilidae	2	4	Fernandez (2000)
	Detritívoros	Coleoptera	Nitidulidae	3	50
Passalidae			1	10	Jiménez-Ferbans, Amat-García (2009)
Scarabaeidae			1	2	Jiménez-Ferbans, Amat-García (2009)
Tenebrionidae			1	2	Micó et al. (2013)
Throscidae			1	2	Cobos (1959)
Collembola		Dycirtomidae	1	6	Calero et al. (2011)
		Entomobryidae	2	77	Calero et al. (2011)
		Hypogastruridae	1	3	Calero et al. (2011)
		Isotomidae	2	31	Calero et al. (2011)
		Paronellidae	3	13	Calero et al. (2011)
Diptera		Micropezidae sp	1	2	Marshall (2010)
		Phoridae	5	128	Byrd y Castner (2001)
		Platystomatidae	1	2	Tolrá 2015
		Sphaeroceridae	1	4	Medina-Cavarria 2017

GREMIO	ORDEN	FAMILIA	RIQUEZA	ABUNDANCIA	FUENTE
	Isoptera	Termitidae	1	957	Grassé (1984)
		Rhinotermitidae	1	72	Grassé (1984)
Fitófagos	Coleoptera	Bruchidae	1	6	Salas et al. (2001)
		Cerambycidae	1	9	García-Lopez et al., 2013
		Chrysomelidae	4	10	Artigas (1994)
		Curculionidae	13	155	Micó et al. (2013)
		Elateridae	2	22	García-Lopez et al., 2013
		Melolonthidae	1	2	Vallejo (1997)
		Nosodendridae	1	2	Zaragoza et al. 2015
	Diptera	Agromyzidae	1	19	Gil et al. (2010)
		Cecidomyiidae	1	2	Gagné RJ (2010)
		Chloropidae	2	3	Khaghaninia y Namaki 2015
		Drosophilidae	2	14	Calero et al. (2011)
		Psychodidae	1	2	Calero et al. (2011)
		Richardiidae	1	2	Calero et al. (2011)
		Stratiomyidae	1	2	Calero et al. (2011)
	Tipulidae	1	4	Kolcsár et al. 2013	
	Hemiptera	Cercopidae	4	9	Borror y Delong (1964)
		Cicadellidae	1	4	Borror y Delong (1964)
		Coreidae	3	19	Rivero y Hernández 2009
		Lygaeidae	1	7	Borror y Delong (1964)
		Reduviidae	1	2	Perez et al. (2015)
		Pentatomidae	2	8	Rivero y Hernández 2009
	Hymenoptera	Tingidae	1	2	Rivero y Hernández 2009
		Apidae	2	11	Borror y Delong (1964)
		Formicidae	8	181	Borror y Delong (1964), Silvestre et al. (2003)
	Orthoptera	Halictidae	1	3	Moure y Hurd (1987)
		Acrididae	3	19	Artigas (1994)
	Micófagos	Hymenoptera	Eumastacidae	1	3
Erotylidae			1	2	Skelley, 1999
Omnívoros	Blattodea	Formicidae	8	373	Silvestre et al. (2003)
		Blaberidae	1	9	Pascual (2015)
		Blattellidae	6	16	Pascual (2015)



GREMIO	ORDEN	FAMILIA	RIQUEZA	ABUNDANCIA	FUENTE
		Blattidae	2	17	Pascual (2015)
	Dermaptera	Labiidae	4	29	Herrera (2015)
		Labiduridae	3	11	Herrera (2015)
		Chelisochidae	1	7	Herrera (2015)
	Hymenoptera	Formicidae	44	1857	Silvestre et al. (2003), Wilkie et al. (2010), Brandão et al. (2015)
	Opiliones	Agoristenidae	1	12	Marcoleta (2013)
		Cosmetidae	3	8	Marcoleta (2013)
		Cranidae	1	39	Marcoleta (2013)
		Fissiphalliidae	1	6	Marcoleta (2013)
		Manaosbiidae	1	9	Marcoleta (2013)
		Nemoclastidae	1	4	Marcoleta (2013)
		Sclerosomatidae	1	3	Marcoleta (2013)
		Stygnommatidae	1	2	Marcoleta (2013)
		Zalmoxidae	1	4	Marcoleta (2013)
	Orthoptera	Gryllidae	4	393	Aguirre-S y Barranco (2015)
		Phalangopsidae	5	35	Aguirre-S y Barranco (2015)
Parásitos	Diptera	Ceratopogonidae	1	1	Lopes y De Sousa 2010
		Culicidae	2	6	Ávalos-H. et al. (2016)
	Hymenoptera	Braconidae	1	2	García-G, et al. (2013)
		Diapriidae	1	7	Fernandez (2000)
		Evaniidae	1	1	Morales-M, et al. (2018)
		Platygastridae	1	6	Fernandez (2000)

## **CAPITULO 7.**

### **DIVERSIDAD DE ANFIBIOS EN ÁREAS ALTERADAS POR MINERÍA AURÍFERA A CIELO ABIERTO EN UN BOSQUE PLUVIAL TROPICAL**

## **CAPITULO 7. DIVERSIDAD DE ANFIBIOS EN ÁREAS ALTERADAS POR MINERÍA AURÍFERA A CIELO ABIERTO EN UN BOSQUE PLUVIAL TROPICAL**

### **RESUMEN**

Entre julio de 2016 y junio de 2017 se analizó los efectos del tiempo de regeneración de áreas intervenidas por minería aurífera a cielo abierto, sobre los ensamblajes de anfibios en zonas de bosque pluvial tropical del Chocó, Colombia, los muestreos se enfocaron en cuatro hábitats que fueron: un hábitat con 5 años de recuperación, con 15 años, con 30 años y un bosque de referencia. Se registraron 458 individuos, órdenes, siete familias y 23 especies, el hábitat de 5 años registró la menor riqueza de anfibios, con solo seis especies, en el hábitat de 15 años se registraron siete especies, en el hábitat de 30 años se registraron nueve y el hábitat de referencia fue el de mayor riqueza con 18 especies. La composición y aspectos de la estructura de los ensamblajes de anfibios presentaron diferencias estadísticamente significativas en todos los hábitats (diversidad verdadera, riqueza, abundancia y dominancia).

El análisis SIMPER, mostró que la mayor disimilitud entre hábitats en cuanto a la abundancia y composición del ensamblaje de anfibios, se presentó entre el hábitat de 5 años y el hábitat de referencia con un 81.44% y las especies que más contribuyen a dicha disimilitud fueron *Rhinella horribilis* y *Oophaga histriónica*; el análisis de similaridad ANOSIM indicó que hay diferencias significativas en los ensamblajes de anfibios presentes entre los diferentes hábitats. Finalmente se llegó a la conclusión que cuando la intervención es por actividad minera mecanizada, los bosques con 30 años de recuperación están lejos de recuperar el ensamblaje de anfibios que ocurrían anteriores al aprovechamiento minero.

## **7.1. ÁREA DE ESTUDIO ESPECÍFICA**

Se establecieron cuatro áreas de estudio (tres minas de distinta edad y un bosque de referencia), las cuales corresponde y se describen estructural y fisionómicamente como aparecen en el capítulo 4 (Vegetación).

### **Selección de áreas de muestreos**

Se establecieron cuatro áreas de estudio, de acuerdo a una investigación previa, realizada por el IIAP-MADS (2012), estos se encuentran ubicados en el municipio de Condoto, en las coordenadas geográficas  $05^{\circ} 02' 45''$  de latitud N y  $76^{\circ} 42' 20.8''$  de longitud W.

## **7.2. METODOLOGÍA**

### **Diseño y tiempo del muestreo**

Para determinar el efecto de la minería sobre la comunidad de anfibios, se realizaron cuatro réplicas temporales de muestreo de dos días de duración en cada hábitat objeto de estudio, para un total de 16 muestreos.

Todas las salidas de campo se desarrollaron mediante un diseño aleatorio de caminatas, en las cuales se hicieron búsquedas por encuentro visual cronometradas (Crup y Scott 1994),

osea un muestreo aleatorio estratificado por hábitats; cuatro personas efectuaron diariamente recorridos durante un periodo de tres y media aproximadamente en el día y en la noche en el mismo sitio, con el fin de observar y/o capturar la mayor cantidad de individuos. La ventaja de este diseño y método es que permitió el cubrimiento de todos los hábitats establecidos y la obtención de una lista de especies con su abundancia relativa (frecuencia de aparición), sin violar los supuestos de aleatoriedad de muestreo, necesario para hacer comparaciones entre áreas con y sin vegetación cerrada (Heyer et al. 1994, Angulo et al. 2006).

Los ejemplares colectados, fueron depositados temporalmente en bolsas plásticas o de tela, hasta ser sacrificados mediante la aplicación de Xilocaina líquida, luego fijados en una cámara húmeda con formol al 10%, después etiquetados con fichas correspondientes al número de campo, para finalmente ser conservados en frascos de vidrios en alcohol al 70%, y pasar a hacer parte de la Colección de Biología de Herpetología de la Universidad Tecnológica del Chocó.

La identificación de las especies se realizó con base en claves y guías de campo de Rengifo y Lundberg (1999); Lynch (1999); Cuentas *et al.*, (2002); Páez *et al.*, (2002); Faivovitch *et al.* (2005); Frost *et al.* (2006), y bases de datos de Amphibian of the World (Frost 2017), Amphibia Web, Anfibios de Ecuador (Ron et al. 2016) y Batrachia Colombia (Acosta y Cuentas 2016). Adicionalmente también se corroboraron las identificaciones con las publicaciones originales y con material de referencia de la Colección de Herpetología de la Universidad Tecnológica del Chocó.

## **Análisis de los Datos**

### **Riqueza y estructura de los ensamblajes de anfibios.**

**Cobertura del muestreo y riqueza estimada.** A nivel de la matriz del paisaje en general como a nivel de cada hábitat de estudios se realizó una predicción de la riqueza de especies, a través de curvas de acumulación, basadas en técnicas conjuntas de rarefacción y extrapolación, con relación al enlace (*Coverage*) del muestreo, el cual es definido por la proporción del número total de individuos, que pertenecen a las especies de la muestra de cada elemento (Chao & Jost, 2012). Una forma de interpretar este análisis, es evaluar si existe déficit en el muestreo, al restar del porcentaje posible de especies (100%), el alcance observado del muestreo (100-alcance del muestreo). Este porcentaje representa la probabilidad de que, al registrar un nuevo individuo, éste pertenezca a una especie que no se halló previamente (Chao & Jost, 2012).

Para efectuar este análisis se efectuaron curvas de acumulación de especies (rarefacción y extrapolación) para cada hábitat de estudio, con relación al valor máximo del alcance del muestreo, que corresponde al doble del menor número de individuos en las muestras (Chao & Jost, 2012). Luego se estimó el alcance de los muestreos en cada elemento, a través de la rarefacción y la extrapolación y finalmente se seleccionó el menor valor del alcance del muestreo, como el valor base para obtener la riqueza de especies en cada elemento del paisaje. Se construyeron intervalos de confianza del 95% para la riqueza esperada a través 100 aleatorizaciones mediante el método Bootstrap (Bootstrapping, Chao & Jost, 2012). Las figuras, las estimaciones y los intervalos de confianza (95%) se realizaron usando el software iNEXT (Chao et al., 2016).

**Patrones de diversidad alfa.** Se estimó la diversidad a partir de los números de Hill (Jost 2006), ya que una ventaja de expresar la diversidad de una comunidad en números de

especies efectivas es que permite comparar la magnitud de la diferencia en la diversidad de dos o más comunidades, ya que desde el punto de vista biológico, además de las diferencias estadísticamente significativas, resulta aún más interesante conocer la magnitud de la diferencia en la diversidad de 2 o más comunidades (Moreno et al. 2011, Pereira y Moreno 2013). Se determinó la diversidad a partir del índice de Shannon-Wiener, el cual asume que todas las especies están representadas en las muestras, indicando qué tan uniformes están representadas las especies (en abundancia) teniendo en cuenta todas las especies muestreadas (Villareal et al 2006).

Asumiendo que dichos escenarios tienen temporalidades y características visiblemente diferentes, se realizaron Análisis de Varianza (ANOVAs), de una vía tanto para los valores promedio de la riqueza, la abundancia y la diversidad de Shannon -Wiener, tomando los tres como variables dependientes; y como variables independientes el hábitat con diferentes temporalidades del disturbio minero (con cuatro niveles; de 5 años, de 15 años, de 30 años y de Referencia). Las comparaciones post-hoc de los promedios se realizaron utilizando el método LSD de Fisher.

**Estructura del ensamblaje.** Para comparar los patrones de abundancia y de composición de especies entre escenarios y entre clases taxonómicas, se realizaron curvas de dominancia diversidad donde se organizaron las especies desde la más dominante a la menos dominantes y se graficaron en escala logarítmica (Betancourth-Cundar y Gutiérrez 2010), con el objetivo de determinar cambios en los patrones de composición, riqueza, equidad y dominancia en los hábitats afectados por la minería con diferentes temporalidades. Estas curvas se compararon con una prueba de Kolmogorov-Smirnov (Zar 1998, Magurran 2004); para identificar si los parámetros descriptores que muestran las gráficas son estadísticamente significativos entre los hábitats. Se utilizó el programa PAST 3.05 (Hammer *et al.* 2001).

Posteriormente se realizó un análisis de componentes principales (PCA) para separar las especies por grupos afines de acuerdo al grado de perturbación del hábitat, se utilizó el programa INFOSTAT (Di Rienzo et al., 2016). Se calculó el valor de importancia de cada una de las variables mediante un análisis SIMPER (porcentajes de similitud y contribución de especies), calculado de una vía sobre el tipo de hábitat. Posteriormente, con el fin de determinar si existen diferencias o no en la estructura del ensamblaje de anfibios entre los hábitats de estudio (5años, 15años, 30años y Referencia), se hizo un análisis ANOSIM (análisis de similitud de la matriz de abundancia) de una vía (tipo de hábitat), la hipótesis nula  $H_0$  indica que no hay diferencias en la composición y abundancia del ensamblaje de anfibio entre los hábitats de 5años, 15años, 30años y Referencia. Para cada prueba se calcula de forma independiente el estadístico Global R, que es relacionado con numerosas simulaciones, originando un nivel de significancia para rechazar o no la hipótesis nula; en niveles inferiores al 5 % se rechazan las hipótesis nulas (Clarke y Warwick, 2001). Estos análisis se realizaron con el paquete estadístico PRIMER versión 6.1.6. (Clarke & Gorley 2006)

**Patrones de diversidad beta.** Para calcular la diversidad Beta, se estableció la disimilitud entre pares de hábitats por medio del índice de complementariedad (Colwell, K. & J. Coddington. 1994), que relaciona el número de especies en un área A, con el número de especies en un área B y el número de especies en común entre A y B (Colwell y Coddington. 1994, Magurran 2004). De esta forma, la complementariedad del ensamblaje de anfibios entre los hábitats es:  $CAB = ((a + b - 2c) / (a + b - c)) * 100$  donde  $a$  es el número de especies del sitio A,  $b$  es el número de especies del sitio B, y  $c$  es el número de especies en común entre los sitios A y B. Los valores obtenidos a partir del análisis de complementariedad, varían desde cero, cuando ambos sitios son idénticos en composición de especies, hasta 100, cuando las especies de ambos sitios son completamente distintas (Colwell, K. & J. Coddington. 1994). Además, también se usó el algoritmo UPGMA o grupos pareados para generar el dendrograma a partir de la distancia promedio de los grupos a comparar (Villareal et al 2006).



### **7.3. RESULTADOS**

- **Ensamblaje de anfibios en los habitats con diferentes gradiebntes de recuperacion vegetal posterior a la explotacion aurifera.**

#### **Composición taxonómica de la comunidad de anfibios en diferentes temporalidades de recuperación post intervención minera**

La aplicación de 896 horas /hombres de esfuerzo de muestreo durante toda la investigación, permitió el registro de 458 individuos de anfibios, obteniendo un éxito de captura de 0.51 individuos horas/hombre. Estos individuos se agruparon en dos órdenes, siete familias y 23 especies, siendo *Rhinella horribilis* (n: 152), *Scinax sugillatus* (n: 80) y *Oophaga histrionica* (n: 71), las más abundantes con el 33.2%, 17.5% y el 15.5% respectivamente (tabla 43).

Tabla 43. Composición taxonómica de la comunidad de anfibios en toda la matriz de estudio con diferentes temporalidades de recuperación post intervención minera.

Orden	Familia	Especies	Abundancias		
			N	%	
Anura	Bufonidae	<i>Rhinella margaritifera</i>	1	0.2	
		<i>Rhinella horribilis</i>	152	33.2	
	Craugastoridae	<i>Craugastor fitzingeri</i>	7	1.5	
		<i>Craugastor longirostri</i>	3	0.7	
		<i>Craugastor raniformis</i>	5	1.1	
		<i>Pristimantis latidiscus</i>	5	1.1	
		<i>Pristimantis ridens</i>	10	2.2	
	Dendrobatidae	<i>Oophaga histrionica</i>	71	15.5	
		<i>Andinobates fulgurita</i>	1	0.2	
	Eleutherodactylidae	<i>Diasporus tinker</i>	5	1.1	
	Hylidae	<i>Aghalychnis spurrelli</i>	1	0.2	
		<i>Boana boans</i>	7	1.5	
		<i>Dendropsophus phlebodes</i>	30	6.6	
		<i>Boana rubracyla</i>	1	0.2	
		<i>Scinax eleuchroa</i>	4	0.9	
		<i>Scinax sugillatus</i>	80	17.5	
		<i>Smilisca phaehota</i>	25	5.5	
	Ranidae	<i>Litobates vaillanti</i>	49	10.7	
	Urodelos	Pletodontidae	<i>Bolitoglossa medemi</i>	1	0.2
	2	6	23	458	100

Las siete familias registradas en toda la matriz estuvieron conformadas por Bufonidae, Craugastoridae, Dendrobatidae, Eleutherodactylidae, Ranidae, Pletodontidae e Hylidae,

siendo esta última la más representativa con siete especies (30.4%), seguida por Craugastoridae con cinco especies (21.7%) (figura 38).

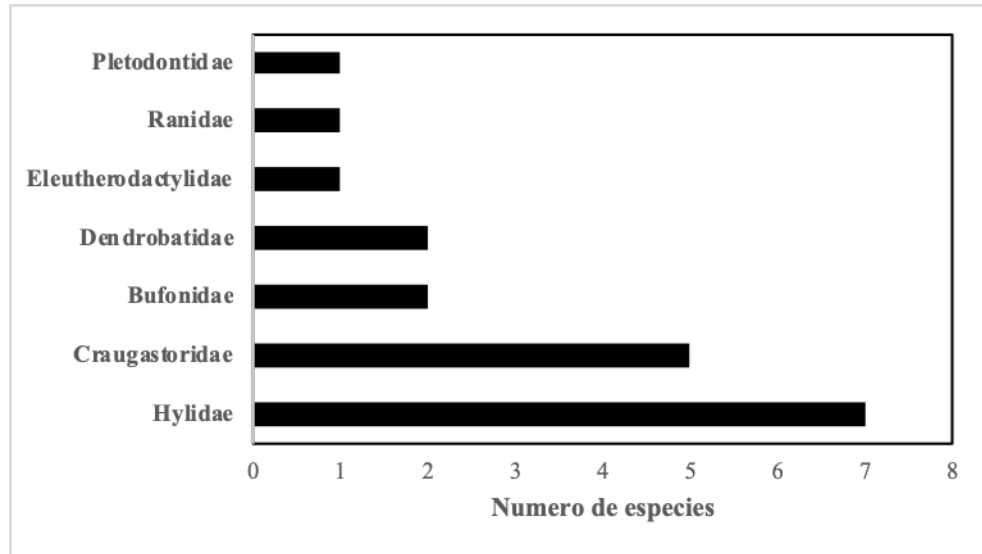


Figura 38. Representatividad de las familias de anfibios en toda la matriz de estudio con diferentes temporalidades de recuperación post intervención minera.

**Cobertura del muestreo y riqueza estimada de anfibios en los hábitats con diferentes gradientes de recuperación vegetal, posterior a la explotación aurífera.**

*Hábitat de 5 años:* En este hábitat se registró la menor riqueza de anfibios, con solo seis especies comprendidas en tres familias como fueron Bufonidae, Hylidae y Ranidae (tabla 44). En este hábitat las curvas de rarefacción- extrapolación muestran que el muestreo abarco la totalidad de la anfibiofauna presente en la matriz (100%) de estudio. El resultado anterior es corroborado al revisar la riqueza estimada con base en el alcance del muestreo (valor base 100%), ya que esta desestima la aparición de especies adicionales, a las 6 que se observaron durante los muestreos (figura 39) (anexo 12).

Tabla 44. Composición de la anfibiafauna registrada en el hábitat de 5 años.

ORDEN	FAMILIA	ESPECIES
Anura	Bufonidae	<i>Rhinella horribilis</i>
		<i>Boana boans</i>
		<i>Dendropsophus phlebodes</i>
		<i>Scinax sugillatus</i>
	Hylidae	<i>Smilisca phaehota</i>
	Ranidae	<i>Litobathes vaillanti</i>
1	3	6

*Hábitat de 15 años:* Para la matriz de 15 años se registraron siete especies de anfibios, comprendidas en cuatro familias, Bufonidae, Hylidae, Ranidae y Craugastoridae, siendo esta última junto a sus representantes los taxones que aparecen en relación al hábitat de 5 años (tabla 45). Para esta matriz las curvas de rarefacción- extrapolación muestran que los muestreos abarcaron la totalidad de la anfibia-fauna presente en el hábitat (100%), desestimando la aparición de nuevas especies, pues los valores arrojados por la riqueza estimada con base en el alcance del muestreo (valor base 100%), fue el mismo que el registrado en los muestreos de campo (figura 39) (anexo 12).

Tabla 45. Composición de la anfibiafauna registrada en el hábitat de 15 años.

ORDEN	FAMILIA	ESPECIES
Anura	Bufonidae	<i>Rhinella horribilis</i>
	Craugastoridae	<i>Craugastor longirostri</i>
		<i>Craugastor raniformis</i>
	Hylidae	<i>Boana boans</i>
		<i>Dendropsophus phlebodes</i>
		<i>Scinax sugillatus</i>
	Ranidae	<i>Litobathes vaillanti</i>
1	4	7

*Hábitat de 30 años:* En el sitio de 30 años se registraron nueve especies de anfibios, comprendidas en seis familias (Bufonidae, Craugastoridae, Eleutherodactylidae, Hylidae, Ranidae y Plethodontidae) y dos órdenes (Anura y Caudata), siendo en este caso el orden Caudata y las familias Eleutherodactylidae y Plethodontidae los taxones que aparecen en relación con los hábitats anteriores (tabla 46). Las curvas de rarefacción- extrapolación muestran que los muestreos incluyeron una alta proporción de la anfibiofauna que alberga el hábitat de 30 años con el 93% (figura 39A), presentando un déficit de muestreo de solo un 7%. La riqueza estimada con base en el alcance del muestreo (valor base 93%), sugiere que para este hábitat pudieran aparecer tres especies más, estimando una riqueza total de total de 12 especies para este hábitat (figura 39C) (anexo 13).

Tabla 46. Composición de la anfibiofauna registrada en el hábitat de 30 años.

ORDEN	FAMILIA	ESPECIE
Anura	Bufonidae	<i>Rhinella horribilis</i>
	Craugastoridae	<i>Pristimantis latidiscus</i>
		<i>Pristimantis ridens</i>
	Eleutherodactylidae	<i>Diasporus tinker</i>
	Hylidae	<i>Dendropsophus phlebodes</i>
		<i>Scinax sugillatus</i>
		<i>Smilisca phaeota</i>
	Ranidae	<i>Litobathes vaillanti</i>
Caudata	Plethodontidae	<i>Bolitoglossa medemi</i>
2	6	9

*Hábitat de referencia:* Para la matriz de referencia se registraron 18 especies de anfibios, comprendidas en seis familias (Bufonidae, Craugastoridae, Eleutherodactylidae, Hylidae, Ranidae y Dendrobates), y un orden (Anura), siendo la familia Dendrobatidae junto con sus representantes los taxones que aparecen en relación a los anteriores hábitats (tabla 47). Igual que en el hábitat de 30 años las curvas de rarefacción- extrapolación muestran que los muestreos incluyeron una alta proporción de la anfibiofauna con el 94% (figura 39A),

presentando un déficit de muestreo de tan solo un 6%. La riqueza estimada con base en el alcance del muestreo (valor base 93%), sugiere que para este hábitat pudieran aparecer siete especies más, estimando una riqueza total de total de 25 especies para este hábitat (figura 39C) (anexo 13).

Tabla 47. Composición de la fauna de anfibios registrada en el hábitat de referencia.

ORDEN	FAMILIA	ESPECIES
Anura	Bufonidae	<i>Rhinella margaritifera</i>
		<i>Rhinella horribilis</i>
	Craugastoridae	<i>Craugastor fitzingeri</i>
		<i>Craugastor longirostri</i>
		<i>Craugastor raniformis</i>
		<i>Pristimantis latidiscus</i>
		<i>Pristimantis ridens</i>
		<i>Pristimantis ridens</i>
	Dendrobatidae	<i>Oophaga histrionica</i>
		<i>Andinobates fulgurita</i>
	Eleutherodactylidae	<i>Diasporus tinker</i>
	Hylidae	<i>Aghalychnis spurrelli</i>
		<i>Boana boans</i>
		<i>Dendropsophus phlebodes</i>
		<i>Boana rubracyla</i>
		<i>Scinax eleuchroa</i>
		<i>Scinax sugillatus</i>
		<i>Smilisca phaehota</i>
Ranidae	<i>Litobathes vaillanti</i>	
1	6	18

A continuación, en la figura 39, se presentan la salida grafica del análisis de *coverge* donde: (a) rarefacción basada en el tamaño de la muestra (línea continua) y extrapolación (línea discontinua), hasta el doble del tamaño de la muestra más pequeña) de la riqueza de anfibios. Los puntos indican las muestras de referencia. (b) alcance del muestreo como una función del doble del tamaño de referencia, para muestras por rarefacción (línea solida) y extrapoladas (línea punteada). (c) rarefacción (línea continua) y extrapolación (línea discontinua). Las sombras corresponden a los intervalos de confianza de 95% en cada una de las curvas.

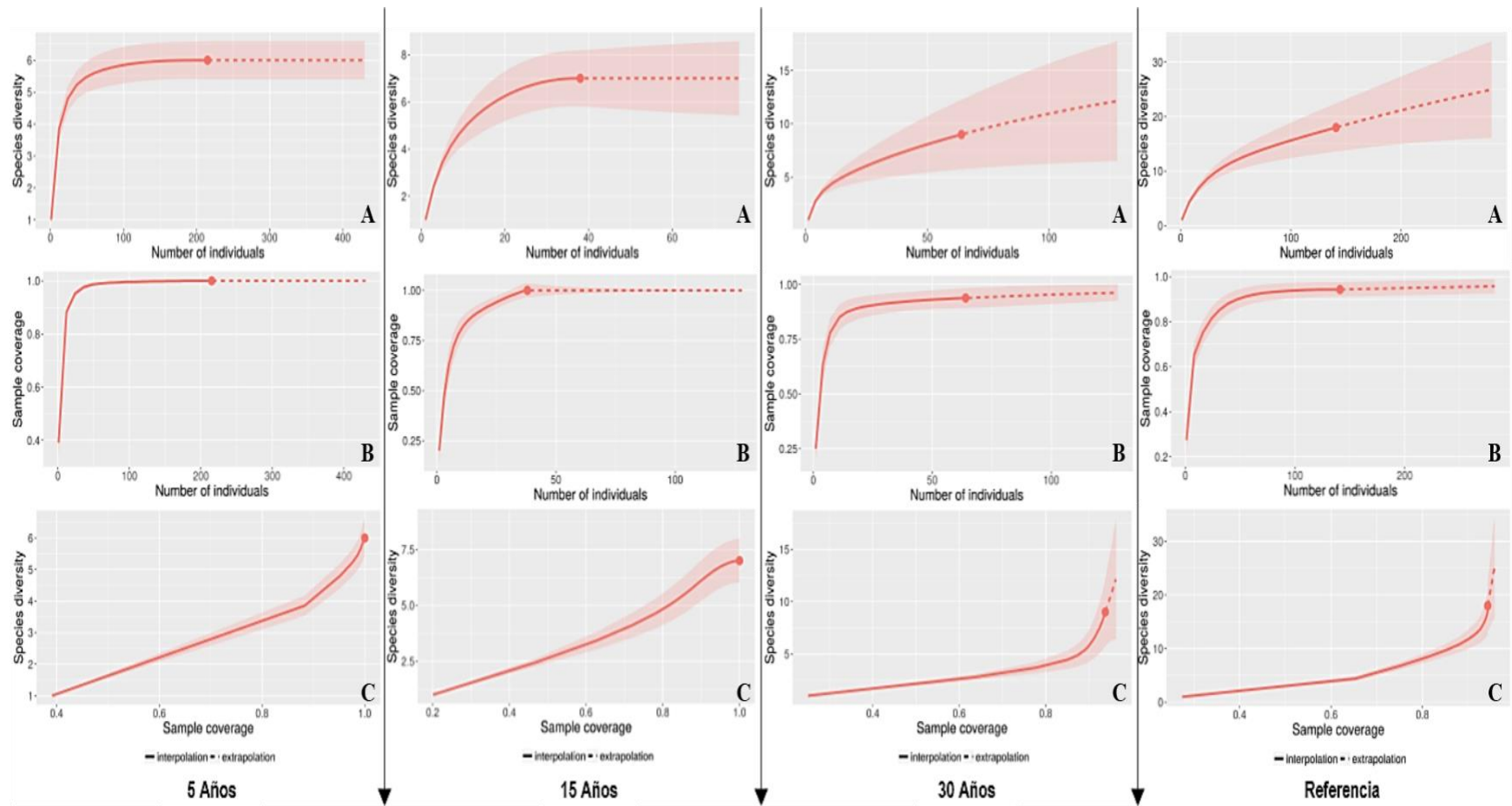


Figura 39. Análisis de coverage donde: (a) rarefacción basada en el tamaño de la muestra (línea continua) y extrapolación (línea discontinua), de la riqueza de anfibios. Los puntos indican las muestras de referencia. (b) alcance del muestreo como una función del doble del tamaño de referencia, para muestras por rarefacción (línea sólida) y extrapoladas (línea punteada). (c) rarefacción (línea continua) y extrapolación (línea discontinua). Las sombras corresponden a los intervalos de confianza de 95% en cada una de las curvas



## Patrones de diversidad, riqueza y abundancia de la anfibiafauna en hábitats con diferentes gradientes de recuperación vegetal, posterior a la explotación aurífera.

Al comparar los valores de diversidades de los hábitats, mediante el índice de Shannon Wiener, se pudo evidenciar que no hay diferencia significativa entre los hábitats de estudios ( $P_{\text{valor}}=0.0545 < 0.005$ ) (figura 40).

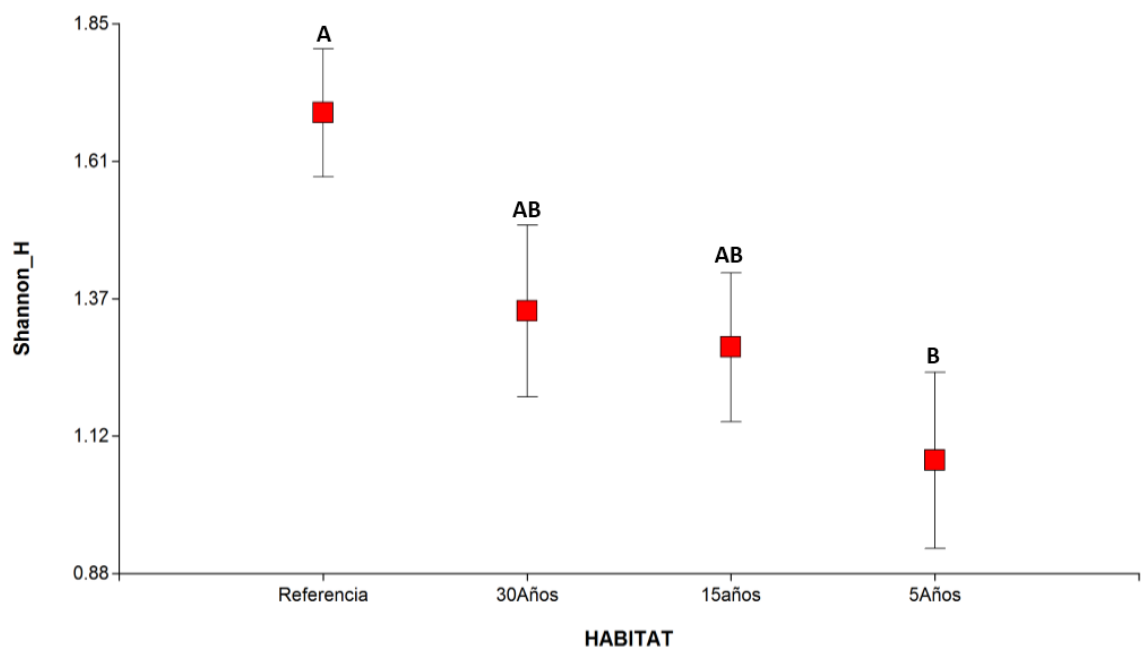


Figura 40. Diversidad de Shannon Wiener entre hábitats. La barra indica la desviación estándar y los puntos indican el promedio. Las letras iguales indican afinidades en la prueba de LSD de Fisher.

El análisis de la riqueza reveló que existe diferencia significativa entre los hábitats con diferentes edades de aprovechamiento minero ( $P_{\text{v}}=0.0002 < 0.05$ ). De acuerdo con la prueba de LSD de Fisher se observa diferencia significativa entre el hábitat de referencias con los otros hábitats, mientras que no hubo diferencia estadística entre los hábitats de 5 años, 15 años y 30 años (figura 41). En relación con la abundancia también se encontraron diferencias significativas entre los hábitats ( $P_{\text{v}}=0.0032$ ), la prueba de LSD Fisher muestra

que hubo diferencia estadística entre el hábitat de 5 años con los hábitats de 15 años y el de 30 años, al igual que el hábitat de referencia con el de 15 años (figura 42).

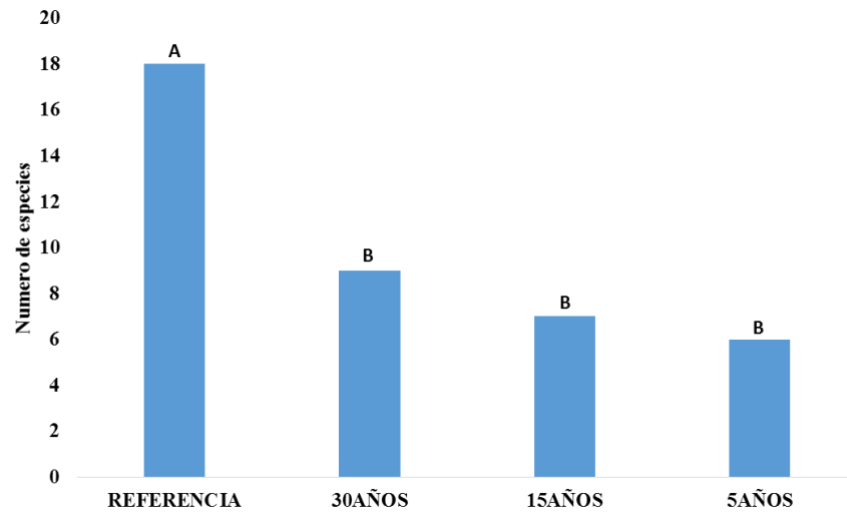


Figura 41. Riqueza total de la fauna de anfibios presentes en los hábitats con diferentes temporalidades de recuperación post aprovechamiento minero. Las letras indican afinidades o diferencias según la prueba de LSD Fisher.

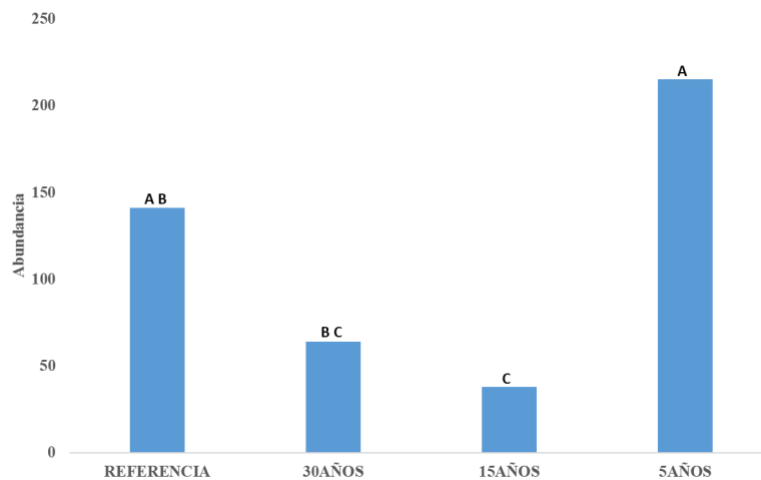


Figura 42. Abundancia total de la anfibiofauna presentes en los hábitats con diferentes temporalidades de recuperación post aprovechamiento minero. Las letras indican afinidades o diferencias según la prueba de LSD Fisher.

### **Estructura del ensamblaje de anfibios en los hábitats con diferentes gradientes de recuperación vegetal, posterior a la explotación aurífera.**

Las curvas de dominancia-diversidad muestran que los patrones de distribución de las abundancias en los hábitats con diferentes edades de recuperación son distintas, debido a que tienen diferentes pendientes, evidenciándose para todos los hábitats cambios en la composición y la ordenación jerárquica. La especie más dominante para el hábitat de referencia es *Oophaga histrionica*, mientras que la especie más dominante en el hábitat de 30 años fue *Scinax sugillatus*. Los hábitats de 15 años y 5 años estuvieron dominados por la especie *Rhinella horribilis*. Sin embargo, también se registró un importante número de especies raras o poco dominantes en cada uno de los hábitats (8sp en referencia, 4sp en 30 años, 3sp en 15 años y 1 en 5 años) (Figura 43). Una prueba de Kolmogorov-Smirnov, permitió determinar que dichas diferencias en la composición y la ordenación jerárquica que presentaron las curvas son estadísticamente significativas, y que esta diferencia se presenta al comparar la curva del hábitat de referencia con respecto al resto de hábitats (tabla 48).

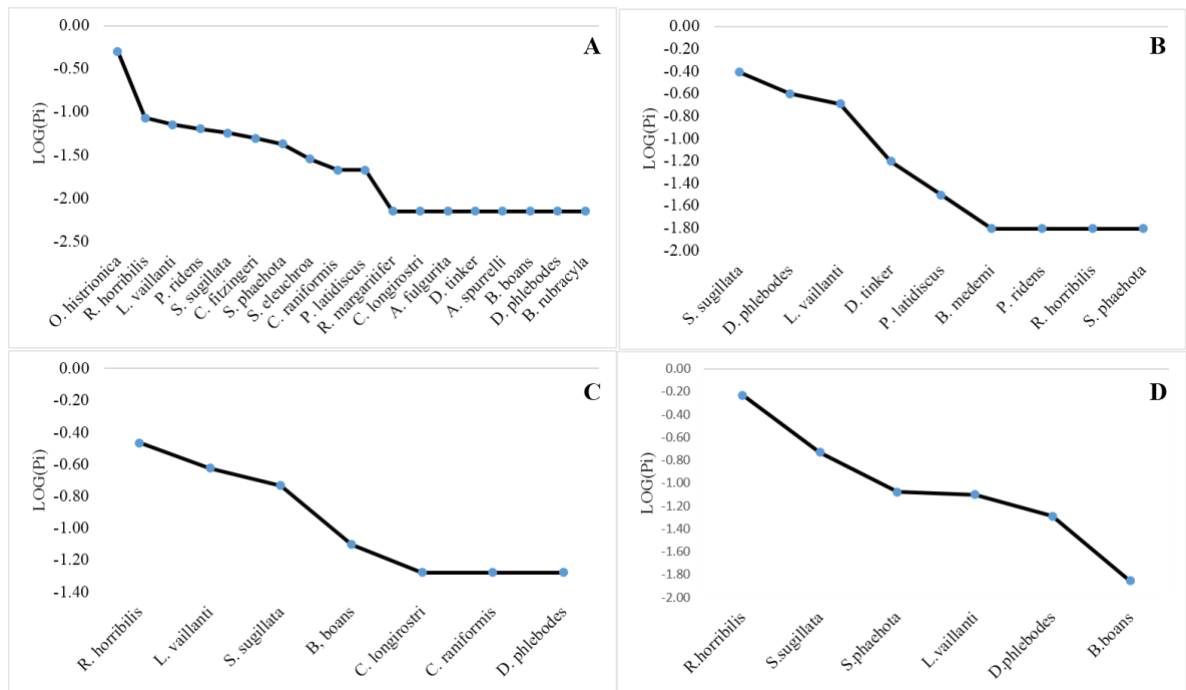


Figura 43. Curvas de dominancia-diversidad de la anfibiafauna presentes en los hábitats con diferentes temporalidades de recuperación post aprovechamiento minero. A=referencia, B= 30años, C= 15años y D=5años.

Tabla 48. Resultado de la prueba de Kolmogorov-Smirnov a las curvas de dominancia-diversidad de la anfibiafauna presentes en los hábitats con diferentes temporalidades de recuperación post aprovechamiento minero. Superior Pvalor, inferior resultado índice de Kolmogoro, naranja comparaciones que fueron estadísticamente significativas.

	REFERENCIA	5AÑOS	15AÑOS	30AÑOS
REFERENCIA		0.0715	0.0053	0.1529
5AÑOS	0.55		0.6672	0.4538
15AÑOS	0.72	0.33		0.1265
30AÑOS	0.44	0.38	0.55	

El análisis de componentes principales, describe una separación entre la composición de especies abundantes de anfibios en los tipos de hábitats, en los que el hábitat de referencia y

los hábitats con intervención minera (5años, 15años y 30años) se sitúan opuestos en el plano, y como puede verse el primer componente que explica una variabilidad del 57.4%, asocia a *Pristimantis ridens*, *Oophaga histriónica*, *Rhinella margaritifera*, *Craugastor fitzingeris*, *Aghalychnis spurelli*, *Andinobates fulgurita*, *Boana rubracila*, *Scinax eleuchroa*, *Pristimantis latidiscu* y *Craugastor raniformis* al hábitat de referencia, mientras que especies como a *Scinax sugillata*, *Litobathes vaillantisi* y *Rhinella horribili* son asociadas al hábitat de 5años; por otra parte el componente 2 que explica el 23.3% de la variabilidad separa el hábitat de 30 años de los hábitat de 15años y 5 años (recuperación temprana), asociando a estas especies como: *Scinax sugillatus*, *Litobathes vaillanti*, *Rhinella horrida*, *Smilisca phaehota* y *Boana boans* (figura 44).

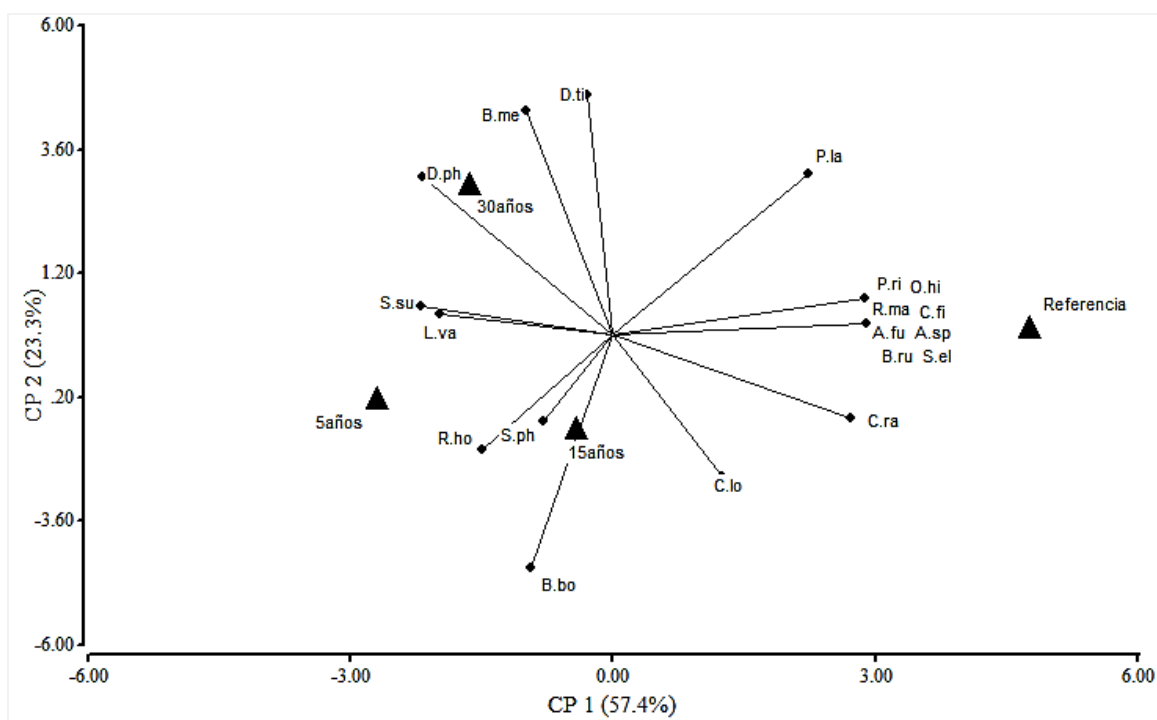


Figura 44. Análisis de componentes principales del ensamblaje de anfibios presentes en los hábitats con diferentes temporalidades de recuperación post aprovechamiento minero.

El análisis SIMPER, mostró que la mayor disimilitud entre hábitats en cuanto a la abundancia y composición del ensamblaje de anfibios, se presentó entre el hábitat de 5 años y el hábitat de referencia con un 81.44% y las especies que más contribuyen a dicha disimilitud fueron *Rhinella horribilis* (SIMPER 36.22%), *Oophaga histriónica* (SIMPER 25.71%) y *Scinax sugillatus* (SIMPER 11.81%). Los hábitats de 30 años y el de referencia también presentaron una alta desimilitud con el 79.14%, donde nuevamente *Oophaga histriónica* (SIMPER 43.31%) y *Scinax sugillatus* hacen parte de las especies que más contribuyen a esto (SIMPER 10.70%). En general, estas tres especies son las que aportaron la mayor proporción de diferencia entre los diferentes hábitats (*Rhinella horribilis*=5 años y 15 años, *Scinax sugillatus*=30 años y *Oophaga histriónica*=Referencia) (anexo 13).

El análisis de similaridad ANOSIM dio un nivel de significancia de 0.1% para los hábitat, con un R global de 0.933 (tabla 49), lo que indica que si hay diferencias en los ensamblajes de anfibios presentes entre los diferentes hábitats (5 años, 15 años, 30 años y Referencia), llegando a poder ser considerados como ensamblajes independientes, ya que de acuerdo con Schiller (2003), dos grupos que se están comparando pueden ser considerados totalmente diferentes cuando su valor de R esta entre 0.75 y 1. El test pareado evidenció que hay diferencia estadísticas entre los hábitat de estudio, pudiendo ser considerados todos como ensamblajes independientes, solo entre el hábitat de 15 años y el hábitat de 30 años, no se encuentra entre los rangos establecidos por Schiller (2003), sin embargo los valores arrojados por este par de hábitats están muy cercanos a los valores de significancia y diferencias (significancia 5.7% y R de 0.661) (tabla 49).

Tabla 49. ANOSIM de una vía con el tipo de hábitats (5años, 15años, 30años y Referencia) como factor.  $P < 5\%$  rechaza la hipótesis nula, indicando que sí hay diferencia entre grupos.

Test Global	Estadístico Global (R)	Nivel de significancia global P (%)
Hábitat	0.933	0.1
Test pareado	Estadístico (R)	Nivel de Significancia P (%)
5Años, 15Años	0,969	2,9
5Años, 30Años	0,854	2,9
5Años, Referencia	1	2,9
15Años, 30Años	0,661	5,7
15Años, Referencia	1	2,9
30Años, Referencia	1	2,9

**Patrones de diversidad Beta del ensamblaje de anfibios en los hábitats con diferentes gradientes de recuperación vegetal, posterior a la explotación aurífera.**

El índice de complementariedad (valor más alto de disimilaridad entre par de biotas), muestra que el hábitat de 5años y el de 30 años, presentaron la mayor complementariedad con un 73%, seguido por el de 5 años y el hábitat de referencia con el 67%, y el de 15 años y 30 años con el 66% (tabla 50). A nivel general se evidencio una gran complementariedad dentro de los hábitats de estudio, presentando un recambio promedio entre los cuatro hábitats del 60% (figura 45).

Tabla 50. Complementariedad de anfibios presentes en presentes en los hábitats con diferentes temporalidades de recuperación post aprovechamiento minero. Los valores de la diagonal corresponden al número de especies únicas para cada sitio. Los valores por debajo de la diagonal corresponden al número de especie compartidas entre sitios. Los valores por encima de la diagonal corresponden a la complementariedad (los valores fluctúan entre 0, cuando ambos sitios son idénticos y 1 cuando las especies de ambos sitios son completamente distintos).

	5 años	15 años	30 años	Referencia
5 años	0	0.37	0.73	0.67
15 años	5	0	0.66	0.61
30 años	4	4	1	0.58
Referencia	6	7	8	7

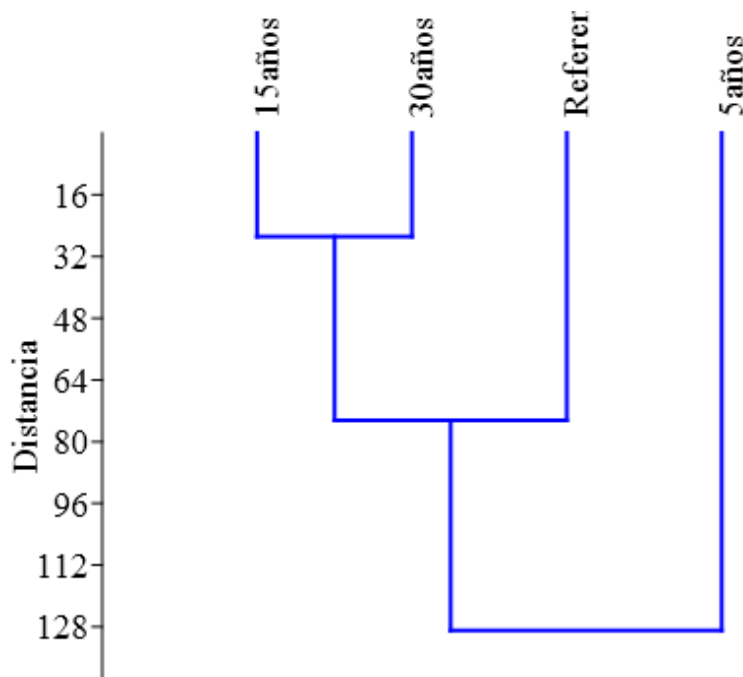


Figura 45. Dendrograma basado en la distancia Euclídea anfibios presentes en los hábitats con diferentes temporalidades de recuperación post aprovechamiento minero.



#### 7.4. DISCUSIÓN

Las 19 especies de anfibios registradas en el área de estudio corresponden al 32% de la fauna de anfibios presente en la región del San Juan (Grajales & Palacios 2003, Rengifo et al., 2004, 2006, Lynch & Suarez 2004 y Acosta *datos no publicados*), y una pequeña muestra de la riqueza del grupo para el departamento del Chocó (15%). Esta baja representatividad con respecto a lo registrado para la zona, se puede asociar al objetivo de esta investigación, que es realizar comparaciones ecológicas entre hábitats específicos, por lo tanto, muchas de las zonas de la región del San Juan no fueron muestreadas, sumado a que estos muestreos no representaron la totalidad de la variabilidad climática anual en la región. Sin embargo, otros trabajos realizados sobre el ensamblaje de anfibios en la región obtuvieron resultados similares, como el estudio de Ríos et al (2006), en el que registraron 19 especies de anfibios en la caracterización taxonómica de la estación ambiental del Alto San Juan; el estudio de Grajales et al (2003), en el que registraron 23 especies, durante el análisis de la composición y estructura de la comunidad de anuros en áreas con diferentes grados de intervención antrópica, y el estudio Palacio y Moreno (2008), donde se registraron 19 especies en el análisis de la diversidad de anuros en tres áreas con diferentes tipos de intervención antrópica.

Los bosques húmedos tropicales presentes en el municipio de Condoto, región del San Juan, han sido transformados a través del tiempo, a raíz de la intensidad con que se ha practicado la minería en la región y el aumento de la actividad en los últimos años (IIAP y MADS 2012). Estas intervenciones han ocasionado cambios importantes en la conformación del suelo, y en la estructura y arquitectura vegetal, moldeado a su vez la estructura y composición del ensamblaje de anfibios en los bosques intervenidos de la región, propiciando que en muchas áreas el ensamblaje de anfibio este representado por especies de gran plasticidad ecológica, amplia distribución y alto grado de ocupación del paisaje.

De las siete familias que se registraron en el estudio, Hylidae fue la más diversa a nivel de especie, seguida por Craugastoridae, este patrón de concentración de riqueza a nivel de familia se ajusta mucho a lo observado para la región del Chocó biogeográfico por Lynch y Suarez-Mayorga (2004), y para Colombia por Ruiz-Carranza et al (1996) y Acosta-Galvis (2000, 2017). Trabajos realizados en la zona también han mencionado a esta familia como las más diversa (Ríos et al 2006, Grajales et al 2003, Palacio y Moreno 2008, Cuesta y García 2012). En este trabajo la familia Hylidae dominó cada uno de los hábitats estudiados, lo cual se puede relacionar con que muchos de sus representantes exhiben una gran plasticidad ecológica que le permite explorar una mayor diversidad de nichos tróficos, desde áreas muy conservadas a zonas altamente intervenidas, y a que habitan principalmente hábitats arbóreos, reduciendo la competencia con otras familias de anfibios, ya que esta ha desarrollado adaptaciones específicas para estos ecosistemas, como la presencia de almohadillas digitales, que les facilitan adaptarse a una importante variedad de ambientes de diversas alturas, lo que se traduce en un mayor número de especies para acoplarse a un mayor número de nichos, lo anterior concuerda con Cisneros (2006), quien encontró que las familias difieren significativamente con relación a su distribución vertical y sugiere que al parecer Hylidae aprovecha todas las posiciones verticales dominando además en los estratos altos.

En el estudio las especies más abundantes fueron *R. horribilis*, seguida de *S. sugillatus* y *O. histrionica*, representando cerca del 66% de la abundancia del ensamblaje de anfibio total, estas especies se repartieron la abundancia dentro de los diferentes hábitats de estudio, pudiéndose considerar que sus abundancias afectaron de manera importante los resultados de los análisis implementados para cada hábitat, aspecto corroborado en el análisis SIMPER donde se identifican estas tres especies como las que aportan la mayor proporción de diferencia entre los hábitats de estudio. La representatividad de *R. horribilis*, está asociada a que esta es una especie muy abundante de fácil captura (Blanco y Bonilla 2010), que prospera en casi cualquier hábitat (sabana, bosques abiertos, hábitats degradados, bosques

secos y hasta en áreas de tierras bajas y bosques prístinos), debido a que presentan un comportamiento reproductivo flexible, ya que sus huevos y las larvas se desarrollan en aguas lentas o en superficial de estanques, zanjas, lagunas temporales, embalses, canales y arroyos, con tamaños de nidada de entre 8.000 y 17.000, además los huevos y los renacuajos son venenosos y desplazan renacuajos de otras especies (Solis *et al.* 2009). La abundancia de *S. sugillatus* concuerda con lo expuesto por Bolívar *et al.* (2004) y MECN (2010), quienes sostienen que esta es una especie abundante, nocturna asociada a bosques secundarios, bordes de bosque, potreros y zonas abiertas con árboles dispersos. La abundancia de *O. histriónica* puede relacionarse con las numerosas poblaciones, puesto que encuentran en el suelo de los bosques tropicales condiciones húmedas que les favorecen; además de forrajear durante todo el día sin la amenaza de los depredadores, debido a la advertencia luminosa (aposemática) de sus colores y toxinas de su piel (Trepanowski 2001).

Los altos valores arrojados en el porcentaje del alcance del muestreo (registrando entre el 100% y el 93%), en los hábitats, indica que la riqueza de los ensamblajes de anfibios no fue influenciada por los esfuerzos de muestreo; factores como una simplificación en la estructura vegetal favoreció la cobertura del 100% en el muestreo de los hábitat de recuperación temprana, mientras que un importante esfuerzo de muestreo en una área específica de bosques de referencia y hábitats de 30 años de recuperación también favorecieron estos valores. Evaluar el alcance del muestreo de anfibios, es una técnica novedosa que permite hacer estimaciones confiables cuando se comparan ensamblajes con un alto número de especies raras, provenientes de diferentes comunidades (Chao & Jost, 2012). El bajo alcance de muestreo de Salamandras obtenidos en los hábitats de estudio, se puede atribuir a la alta cantidad de especies raras con hábitos críticos, que posee el grupo, el cual presenta su mayor diversidad hacia el hemisferio norte, con una menor representación hacia las zonas tropicales (Duellman & Trueb 1994; Castro-Herrera & Bolívar-García, 2010). Este grupo ha sido muy poco registrado para la región del San Juan, donde solo hay registros de una especie (Ríos *et al.* 2006).

La comparación de la estructura de los ensamblajes de anfibios presentes en cada hábitat, muestra que tanto la riqueza, como la abundancia, la dominancia y la diversidad verdadera fue significativamente diferente entre los hábitats de estudio, resultado muy interesante que se contrapone a lo expuesto por otros autores, pues autores como Urbina-Cardona et al. (2011) y Herrera-Montes & Brokaw (2010), para quienes la riqueza de anfibios por tipo de hábitat no es una variable de respuesta adecuada para ver los cambios en ensamblajes de anfibios a lo largo de gradientes espacio-temporales debido a que en paisajes transformados y fragmentados hay especies provenientes de áreas antropogénicas que llegan a los bordes de los bosques (ecotonos) e incrementa la riqueza específica.

El hecho que en este estudio se encontraran diferencias significativas en todas las variables, nos podría estar evidenciando que los efectos generados por la minería son más fuertes que los originados por la fragmentación producto de otras actividades antrópicas (como agricultura, ganadería o conversión del suelo). En la minería a cielo abierto y desarrollada con maquinaria “pesada” se presenta una pérdida de hábitats y conectividad de la cubierta vegetal, erosión del suelo y contaminación de ríos (Ramírez-Moreno y Ledezma-Rentería 2007), que condicionan fuertemente todos los atributos de los ensamblajes de anfibios que en estas áreas se instalan. La aseveración se sustenta con el análisis del ANOSIM que indica que hay diferencias significativas en los ensamblajes de anfibios presentes entre los diferentes hábitats, llegando estos a poder ser considerados como ensamblajes independientes. Estos resultados también permiten plantear la discusión sobre el tiempo de recuperación que se requiere para que un hábitat perturbado llegue hasta su estado original, ya que autores sugiere de 30 a 45 años para la recuperación de los hábitats, por ejemplo Heinen (1992) y Luján et al. (2008), en un estudio llevado a cabo en la India sugiere un aumento constante de la riqueza de especies con la edad sucesional, alcanzando un valor similar al del bosque viejo en sitios con 30 años de abandono; así, estudios como los de Pawar (2004), Dunn (2004) y Calderón-Mandujano et al. (2008), también han sugerido que

se requieren entre 20 y 40 años para que las comunidades de anfibios alcancen una estructura y composición semejante al de los bosques originales. Estudios dinámicos (que se monitorea recurrentemente el mismo hábitat durante todo el proceso de restauración), realizados en Puerto Rico por Ríos-López y Aide (2007) muestran un rápido aumento del número de especies de herpetofauna durante los primeros trece meses de regeneración de un pastizal abandonado y reforestado con plantas nativas, registrando un incremento de 3 a 11 especies (69% del total de especies del bosque viejo) en este periodo de tiempo. Nuestros resultados muestran que cuando la intervención es por actividad minera mecanizada a los 30 años aún se está lejos de recuperar las condiciones anteriores al aprovechamiento minero, al punto que en este trabajo el ecosistema de 30 años solo presentó el 50% de la riqueza registrada para el hábitat de referencia. La situación de los sitios afectados por minería se acerca mucho más, al hecho de que las áreas intervenidas o estados sucesionales tempranos, albergan una proporción de las especies (frecuentemente la mitad) que es diferente a las que habitan áreas que no han sido intervenidas o que presentan estados sucesionales avanzados (Heinen 1992, Urbina-C & Londoño-M 2003, Urbina-Cardona et al. 2006, Ríos-López & Aide 2007, Urbina-Cardona et al. 2008).

Cuando analizamos la composición y estructura del ensamblaje a lo largo de las posiciones jerárquicas de las especies en las curvas rango-abundancia, entre los hábitats, se evidencia una particular asociación de las especies en respuesta al gradiente de recuperación, observándose como las especies más abundante del estudio son las más dominantes en determinados hábitats, respondiendo más a sus requerimientos ecológicos (Pawar et al. 2004, Pineda y Halfter 2004 y Urbina-Cardona et al 2006). La dominancia de *R. horribilis* en los hábitats de recuperación temprana (5 años y 15 años), concuerda con el estudio de Cuesta y García (2012), donde esta especie dominó, en el área de gestión con intervención minera en una estación Ambiental de la región del San Juan, viéndose muy favorecida por su tolerancia a áreas degradadas y estrategias reproductivas. Sin embargo, también se hace interesante diferir que el hecho de que esta especie haya dominado en estos dos hábitats, nos podría empezar a sugerir que la temporalidad transcurrida de 5 a 15 años, no es

suficiente para que se alcance haber una diferenciación a nivel de estructura para algunas especies del ensamblaje de anfibios, llegándose a comportarse como solo hábitat. Sin embargo, esta aseveración debe considerarse muy bien, pues no se evaluó el papel que pudiera jugar la cercanía entre estos dos hábitats y según autores como Urbina-Cardona et al. (2011) sugieren que en paisajes transformados y fragmentados hay especies provenientes de áreas antropogénicas que llegan a los bordes de los bosques (ecotonos) incrementando los atributos del hábitat consiguiente.

El análisis de componentes principales (ACP) describió una separación entre la composición de especies abundantes de anfibios en los tipos de hábitats, en los que el hábitat de referencia y los hábitats con intervención minera (5años, 15años y 30años) se situaron opuestos en el plano, evidenciando una vez más que el hábitat de 30 años (junto con los hábitats de 5 años y 15 años obviamente), está lejos de comportarse como un hábitat recuperado, y que el hábitat de referencia posee atributos ecológicos muy diferentes a aquellos que han sido afectados por minería. Para este aspecto se debe considerar que además de que la actividad minera mecanizada genera un impacto considerable en todos los atributos del ensamblaje de anfibios. El bosque (hábitat de referencia), es la condición que posee una mayor complejidad estructural, que se traduce en una mayor diversidad de microhábitats para los anfibios debido a la presencia de diferentes estratos (Rippstein et al 2001 y Urbina y Pérez 2002). Heinen (1992), Urbina-C & Londoño-M (2003), Urbina-Cardona et al. (2006), Ríos-López & Aide (2007) y Urbina-Cardona et al. (2008), mencionan que en las áreas conservadas que no han sido intervenidas, se presentan las especies diferente a la que habitan en las áreas intervenidas o con estados sucesionales tempranos y que esta proporción es frecuentemente casi el doble.

La complementariedad promedio en este estudio fue del 60%, lo cual nos indica que la diferencia en la composición de especies de anfibios entre los hábitats de estudio es alta. Al comparar estos resultados con trabajos similares que involucran área con disturbios mineros realizados en la región, se evidencia un comportamiento similar presentando altos valores

de complementariedad por encima del 60%. Las diferencias en la complementariedad entre hábitats pueden estar determinada por el tipo y figura de manejo del paisaje y la heterogeneidad estructural y ambiental generada por dichos determinantes (Pineda 2004 y Urbina 2005). La alta complementariedad encontrada en el presente estudio se debe posiblemente a que los hábitats presentan un gradiente de recuperación abrupto, lo que lleva a que los diferentes hábitats perturbados actúen independientemente como filtros por el cual pueden pasar o no algunas especies según las condiciones del hábitat e intensidad de uso que presenten o hayan presentado (Gascon et al. 1999), aspecto corroborado en el análisis ANOSIM, donde se confirmó una vez más que existen diferencias significativas en los ensamblajes de anfibios presentes entre los diferentes hábitats, llegando a poder ser considerados como ensamblajes independientes.

## 7.5. LITERATURA CITADA

Acosta G. & D. Cuentas 2016. Lista de los Anfibios de Colombia: Referencia en línea V.05.2015.0 (Fecha de acceso). Página web accesible en <http://www.batrachia.com>; Batrachia, Villa de Leyva, Boyacá, Colombia.

Acosta-Galvis, A. 2000. Ranas, Salamandras y Caecilias (Tetrápoda: Anfibia) de Colombia. *Biota colombiana* 1 (3), Instituto Alexander Von Humboldt: 289-319 p.

Acosta Galvis, A. R. 2017. Lista de los Anfibios de Colombia: Referencia en línea V.07.2017.0 (Fecha de acceso). Página web accesible en <http://www.batrachia.com>; Batrachia, Villa de Leyva, Boyacá, Colombia.

Angulo, A., A. La Marca, J. V. Rodríguez & J. V. Rueda. 2006. Técnicas de inventario y monitoreo para los anfibios de la región tropical andina. *Conservación Internacional-Serie de guías tropicales de campo* 4. Bogotá D. C. Colombia. 299 pp.

Betancourth-Cundar M. y A. Gutiérrez. 2010. Aspectos ecológicos de la herpetofauna del centro experimental amazónico, Putumayo, Colombia. *Rev. Ecotropico* 23(2): 61-78 pp.

Blanco A. y M. Bonilla. 2010. Partición de microhábitats entre especies de Bufonidae y Leiuperidae (Amphibia: Anura) en áreas con bosque seco tropical de la región Caribe Colombia. *Rev. Acta Biológica Colombiana*, vol. 15, núm. 3, pp. 47-60

Bolivar, W., Coloma, L. A., Ron, S. R., Jungfer, K. 2004. *Scinax sugillatus*. In: IUCN 2014.



Calderon-Mandujano R., Galindo-Leal C. y J. Cedeño-Vázquez. 2008. Utilización de hábitat por reptiles en estados sucesionales de selvas tropicales de Campeche, México. *Rev. Cient. Acta Zoológica Mexicana (n.s.)* 24(1): 95-114

Castro-Herrera F. & W. Bolivar-García. 2010. Libro Rojo de los Anfibios del Valle del Cauca. Feriva Impresores SA. Cali-Colombia. 200pp

Chao, A., y L. Jost. 2012. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93(12), pp. 2533–2547.

Cisneros-H. D. 2006. Los Anfibios & Reptiles de una Comunidad Taxonómicamente Diversa. La Herpetofauna de la Estación de Biodiversidad Tiputini, Proyecto final presentado como requisito para la obtención del título de B.S. en Ecología Aplicada. Universidad San Francisco de Quito, Colegio de Ciencias Biológicas y Ambientales. Ecuador.

Clarke, K. y R. Gorley. 2006. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth, 192pp.

Clarke, K. y R. Warwick. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edition. PRIMER-E, Plymouth, 172pp

Colwell, K. & J. Coddington. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society, serie B*, 345: 101-118.

Crump M. y N. Scott. 1994. Visual encounter surveys en Heyer, R.W; Donnelly, M; Mcdiarmis, R. Hayek, L. & Foster, M (eds), *Measuring and Monitoring, Biological Diversity: Standard methods for amphibians* Smithsonian institution Press, Washington.

Cuentas, M., Borja A. y J. Renjifo. 2002. Anuros del Departamento del Atlántico y Norte de Bolívar.

Cuesta M. y M. García. 2012. Diversidad de anuros en zonas de bosque pluvial tropical en área en el área de influencia de la estación ambiental del alto San Juan, municipio de Tadó, Chocó – Colombia. Tesis de Grado. Universidad Tecnológica del Choco “Diego Luís Córdoba”, Facultad de Ciencias. Pp 83.

Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. InfoStat versión 2016. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar/gradá>

Duellman, W.E., & L. Trueb. 1994. Biology of Amphibians. The Johns Hopkins University Press. Londres.

Dunn R. R. 2004. Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. Conservation Biology. 18(2): 302-309.

Heyer, W., M. Donnelly, R. Mediainmid, L. Hayek y M. Foster 1994. Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard Methodos for Amphibians. Smithsoni an Institution Press, Washington D.C. 364 PP.

Faivovich, J; C; Haddad, F. B. P. C. A. García, D. R; Frost, J.A; Campbell & Wheeler W. C, 2005. Systematic review of the frog family Hylidae, whit special reference to Hylinae: Phyllogenetic analysis and taxonomic revision. Bulletin of the American Museum of Natural History 294: 240 pp.

Frost, Darrel R. 2017.Especie de anfibios del mundo: una referencia en línea. Versión 6.0 (14 julio 2017). Base de datos electrónicaccesible://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html. Museo Americano de Historia Natural, Nueva York, EE.UU

García-R. J., Cardenas-H. H. y F. Castro-H. 2007. Relación entre la diversidad de Anuros y los estados sucesionales de un bosque muy húmedo montano bajo del Valle del Cauca, Suroccidente colombiano. *Rev. Cient. Caldasia* 29(2): 3633- 374p

Gascon, C. Lovejoy, T. Bierregaard, R. Malcolm, J. Stouffer, P. Vasconcelos, H. Laurance, W. Zimmerman, B. Tocher, M. Borges, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation*; 91: 223-229.

Grajales D., Palacios H., Echeverry C. y N. Gil. 2003. Composición y estructura de una comunidad de anuros en áreas con diferentes grados de intervención antrópica en Salero, Unión Panamericana. Capítulo IV, Pp 91 -102. *En: García F., Ramos Y., Palacios J., Arroyo J., Mena A., González M.* 2003. Salero, diversidad de un bosque pluvial tropical (bp-T). Primera edición. Universidad tecnológica del Chocó e Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico. Quibdó, Chocó –Colombia

Hammer Q., Harper, D.A.T., Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp.

Herrera-Montes, A. & N. Brokaw. 2010. Conservation value of tropical secondary forest: A herpetofaunal perspective. *Biological Conservation*. Vol. 143: 1414-1422.

Heinen J. 1992. Comparisons of the leaf litter herpetofauna in abandoned cacao plantations and primary rain forest in Costa Rica: Some implications for faunal restoration. *Biotropica*. 24(3): 431-439.

Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico, Ministerio de Ambiente IIAP y Desarrollo Sostenible MADS. 2012. Protocolo de restauración ecológica de áreas disturbadas por minería, en el Chocó biogeográfico. Quibdó. Informe Técnico Final del Proyecto. N° 182 de 2011 MADS-IIA P. p. 340.

Jost L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113(2): 363 -375.

Lynch J. 1999. Lista anotada y clave para las ranas (Genero *Eleutherodactylus*) chocoanas del valle del cauca, y apuntes sobre las especies de la Cordillera Occidental Adyacente. *Caldasia* 21(2):184-202.

Lynch J. y A. Suarez-Mayorga. 2004. Catálogo de anfibios del Chocó Biogeográfico. Pp 654-668. En: J. O. Rangel (ed). Colombia Diversidad Biótica IV. El Chocó Biogeográfico. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, D.C.

Luja H., S. Herrando Pérez, D. González- Solís, y L. Luiselli. 2008. Secondary Rain Forest are not Havens for Reptile in Tropical México. *Biotropica*. 40(6): 747-757.

Magurran, A. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Publishing. 257 pp.

Moreno C., F. Barragan, E. Pineda y N. Pavon. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: Alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Rev. Mex. Biodiversidad* 82(4): 1249-1261.

MECN. 2010. Serie Herpetofauna del Ecuador: El Choco Esmeraldeño. Monografía. Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales. Quito-Ecuador 5:1-232.

Páez V., Brian C., Estrada J., Ortega A., Daza J. y P. Gutiérrez-C. 2002. Guía de campo de algunas especies de anfibio y reptiles de Antioquia. Universidad Nacional de Colombia, Colciencias. Universidad de Antioquía. Medellín. Pp. 137.

Palacio J. y H. Moreno. 2008. Diversidad de anuros en tres áreas con diferentes tipos de intervención antropica en Certequí, Chocó – Colombia. Tesis de Grados, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Tecnológica del Chocó, 45pp

Pawar S., G. Rawat, y B. Choudhury. 2004. Recovery of frog and lizard communities following primary habitat alteration in Mizoram, Northeast India. *B.M.C. Ecology*. 4: 10.

Pereira L. y C. Moreno. 2013. Divide y vencerás: Revisión de los métodos para la partición de la biodiversidad regional de especies en sus componentes alfa y beta. *Rev. Chilena Hist. Nat.* 86: 231 – 239.

Pineda, E. Halffter, G. 2004. Species diversity and habitat fragmentation: frogs in a tropical montane landscape in Mexico. *Biological Conservation*; 117: 499–508

Ramírez-Moreno G, E Ledezma-Rentería. 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.

Rengifo J. y M. Lundberg. 1999. Guía de campo anfibios y reptiles de Urra. Skanka. Editorial Colina S.A. Medellín, Colombia.

Ríos E., Hurtado C. y J. Rengifo. 2006. Anfibios presentes en dos zonas de bosque del Chocó Biogeográfico colombiano. En: Rengifo J, Ramos Y. (eds.). *Memorias. Primer Congreso Regional de Herpetología*. Quibdó: Universidad Tecnológica del Chocó.

Rios-López N., y M. Aide. 2007. Herpetofaunal dynamics during secondary succession. *Herpetologica* 63(1): 35-50.

Rippstein, G. Escobar, G. Motta, F. Agroecología y biodiversidad de las sabanas en los Llanos Orientales de Colombia. Centro Internacional de Agricultura Tropical. Cali, Colombia. 2001.

Ron, S. R., Guayasamin, J. M., Yanez-Muñoz, M. H., Merino-Viteri, A. Ortiz, D. A. y Nicolalde, D. A. 2016. AmphibiaWebEcuador. Version 2016.0. Museo de Zoología,

Pontificia Universidad Católica del Ecuador.  
<<http://zoologia.puce.edu.ec/Vertebrados/anfibios>>, acceso 3 de enero, 2016.

Ruiz-Carranza, P., Ardila-R. M. & J. Lynch. 1996. Lista actualizada de la fauna de Amphibia de Colombia. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.*, 20 (771): 365-415.

Urbina-Cardona, J. N., y M. C. Londoño-Murcia. 2003. Distribución de la comunidad de herpetofauna asociada a cuatro áreas con diferente grado de perturbación en la isla Gorgona, Pacífico Colombiano. *Revista Académica Colombiana de Ciencias*. 27(102): 105-113.

Urbina-Cardona, J. N., M. Olivares-Pérez y R. V. H. Reynoso. 2006. Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across a pastures-edge-interior ecotone in tropical rainforest fragments in the Tuxtla Biosphere of Veracruz, México. *Biological Conservation* 132: 61-75.

Urbina-Cardona, J. N., M. C. Londoño-Murcia y D.G. García-Ávila. 2008. Dinámica espacio temporal en la diversidad de serpientes en cuatro hábitats con diferente grado de alteración antropogénica en el Parque Nacional Natural Isla Gorgóna, Pacífico Colombiano. *Caldasia*. 30(2):407-421.

Urbina-Cardona J. N., P. A. Burrowes, M. Osorno, A. J. Crawford, J. A. Velasco, S. V. Flechas, F. Vargas-Salinas, V. F. Luna-Mora, C. A. Navas, M. Guayara-Barragán, F. Castro-Herrera, W. Bolivar-G y P. David A. Gutiérrez-Cárdenas. 2011. Prioridades en la conservación de anfibios ante su crisis global: Hacia la construcción del Plan de Acción para la Conservación de los anfibios de Colombia. En: Asociación Colombiana de Zoología. 2011. Creando un clima para el cambio: La biodiversidad, servicios para la humanidad. III Congreso Colombiano de Zoología, Memorias. Asociación Colombiana de Zoología. Disponible en línea: [www.iiicongresocolombianodezoologia.org](http://www.iiicongresocolombianodezoologia.org) / [www.aczcolombia.org](http://www.aczcolombia.org)

Urbina, N. 2005. Recambio de anfibios y reptiles en el gradiente potrero- borde- interior en los Tuxlas, Veracruz, México. En: Halffter, G. Soberón, J. Koleff , P. Melic, A. Sobre Diversidad Biológica: El significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma. Zaragoza, España. 191-207

Urbina, N. y Perez, J. 2002. Dinamica y preferencias de microhabitat en dos especies del género *Eleutherodactylus* (Anura: Leptodactylidae) de Bosque Andino. In: Memorias del Congreso Mundial de Paramos. Ministerio del Medio Ambiente. Bogota, Colombia. 2002, p. 278-288

Villarreal H., M. Álvarez, S. Córdoba, F. Escobar, G. Fagua, F. Gast, H. Mendoza, M. Ospina & A.M. Umaña. Segunda edición. 2006. Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa de Inventarios de Biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia. 236 p.

Solís F., Ibáñez R., Geoffrey H., Blair H., Arvin D., Matsui M., Jean-M. H., Richards S., Coloma L., Ron S., La Marca E., Hardy J., Powell R., Bolaños F., Chaves G. y P. Ponce 2009. *Rhinellamarina*. En: UICN 2012. Lista Roja de la UICN de Especies Amenazadas. Versión 2012.2. < [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org) >.

Trepanowski, P. 2001. *Oophaga histrionica* (on-line) Animal Diversity Web. Accedido junio 27, 2013 a [http://animaldiversity.ummz.umich.edu/accounts/Oophaga\\_histrionica/](http://animaldiversity.ummz.umich.edu/accounts/Oophaga_histrionica/)

Zar, J. H. 1998. Bioestatistical analysis. 4th edition. Prentice Hall, New Jersey, 929p.

Anexo 12. Resultados de las salidas arrojados por el software iNEXT (Hsieh et al., 2013), en el cálculo de cobertura del muestreo.

	<b>5 Años</b>	<b>15 Años</b>	<b>30 Años</b>	<b>Referencia</b>
n	215	38	64	141
S.obs	6	7	9	18
C.hat	1	1	0.938	0.9433
f1	0	0	4	8
f2	0	3	1	0
f3	1	1	0	2
f4	0	0	1	1
f5	0	0	0	0
f6	0	0	0	1
f7	0	1	0	1
f8	0	0	0	1
f9	0	1	0	1
f10	0	0	0	1

**Notas**

n = Número de individuos observados en la muestra de referencia (tamaño de muestra).

S.obs = Número de especies observadas en la muestra de referencia.

C.hat = Estimador de la cobertura de muestra de la muestra de referencia

f1-f10 = Los primeros diez recuentos de frecuencia de abundancia de especies en la muestra.



Anexo 13. Resultados obtenidos en el análisis SIMPER con el paquete estadístico PRIMER.

<b>Groups 5 &amp; 15</b>						
<b>Average dissimilarity = 75,30</b>						
	<b>Group 5</b>	<b>Group 15</b>				
<b>Especies</b>	<b>Av.Abund</b>	<b>Av.Abund</b>	<b>Av.Dis</b>	<b>Diss/S</b>	<b>Contribución</b>	<b>%Acomulado</b>
<i>R. horribilis</i>	31,50	3,25	41,48	3,17	55,09	55,09
<i>S. sugillatus</i>	10,00	1,75	14,23	1,21	18,90	73,99
<i>L. vaillanti</i>	4,25	2,25	6,69	0,92	8,89	82,88
<i>S. phaehota</i>	4,50	0,00	5,98	0,96	7,95	90,83

<b>Groups 5 &amp; 30</b>						
<b>Average dissimilarity = 73,55</b>						
	<b>Group 5</b>	<b>Group 30</b>				
<b>Especies</b>	<b>Av.Abund</b>	<b>Av.Abund</b>	<b>Av.Dis</b>	<b>Diss/S</b>	<b>Contribución</b>	<b>%Acomulado</b>
<i>R. horribilis</i>	31,50	0,25	42,22	3,53	57,41	57,41
<i>S. sugillatus</i>	10,00	6,25	11,19	1,31	15,21	72,62
<i>D. phlebodes</i>	2,75	4,00	5,70	1,22	7,75	80,36
<i>S. phaehota</i>	4,50	0,25	5,56	1,06	7,55	87,92
<i>L. vaillanti</i>	4,25	3,25	4,57	0,97	6,21	94,12

<b>Groups 15 &amp; 30</b>						
<b>Average dissimilarity = 70,16</b>						
	<b>Group 15</b>	<b>Group 30</b>				
<b>Especies</b>	<b>Av.Abund</b>	<b>Av.Abund</b>	<b>Av.Dis</b>	<b>Diss/S</b>	<b>Contribución</b>	<b>%Acomulado</b>
<i>S. sugillatus</i>	1,75	6,25	18,11	1,71	25,81	25,81
<i>D. phlebodes</i>	0,50	4,00	13,49	1,08	19,22	45,03
<i>R. horribilis</i>	3,25	0,25	12,36	3,63	17,62	62,65
<i>L. vaillanti</i>	2,25	3,25	9,56	1,50	13,62	76,27
<i>D. tinker</i>	0,00	1,00	3,74	0,94	5,33	81,59
<i>B. boans</i>	0,75	0,00	3,14	1,41	4,48	86,07
<i>C. longirostris</i>	0,50	0,00	2,19	0,54	3,13	89,20
<i>P. latidiscus</i>	0,00	0,50	2,01	0,55	2,87	92,06

<b>Groups 5 &amp; ref</b>						
<b>Average dissimilarity = 81,44</b>						
	<b>Group 5</b>	<b>Group ref</b>				
<b>Especies</b>	<b>Av.Abund</b>	<b>Av.Abund</b>	<b>Av.Dis</b>	<b>Diss/S</b>	<b>Contribución</b>	<b>%Acomulado</b>
<i>R. horribilis</i>	31,50	3,00	29,50	2,48	36,22	36,22
<i>O. histrionica</i>	0,00	17,75	20,94	2,69	25,71	61,93
<i>S. sugillatus</i>	10,00	2,00	9,62	1,18	11,81	73,74
<i>S. phaehota</i>	4,50	1,50	4,60	1,52	5,65	79,39
<i>L. vaillanti</i>	4,25	2,50	3,47	0,97	4,26	83,65
<i>P. ridens</i>	0,00	2,25	2,83	1,04	3,48	87,12
<i>D. phlebodes</i>	2,75	0,25	2,82	1,65	3,46	90,58

<b>Groups 15 &amp; ref</b>						
<b>Average dissimilarity = 75,32</b>						
	<b>Group 15</b>	<b>Group ref</b>				
<b>Especies</b>	<b>Av.Abund</b>	<b>Av.Abund</b>	<b>Av.Dis</b>	<b>Diss/S</b>	<b>Contribución</b>	<b>%Acomulado</b>
<i>O. histrionica</i>	0,00	17,75	39,15	4,15	51,98	51,98
<i>P. ridens</i>	0,00	2,25	5,56	1,09	7,38	59,36
<i>L. vaillanti</i>	2,25	2,50	4,64	1,55	6,16	65,52
<i>C. fitzingeri</i>	0,00	1,75	3,80	1,56	5,05	70,57
<i>S. phaehota</i>	0,00	1,50	3,53	1,47	4,69	75,25
<i>S. sugillatus</i>	1,75	2,00	3,42	1,13	4,54	79,79
<i>R. horribilis</i>	3,25	3,00	2,36	1,13	3,14	82,93
<i>S. eleuchroa</i>	0,00	1,00	2,28	0,95	3,02	85,95
<i>C. raniformis</i>	0,50	0,75	2,08	0,77	2,76	88,71
<i>P. latidiscus</i>	0,00	0,75	1,64	0,92	2,17	90,88

<b>Groups 30 &amp; ref</b>						
<b>Average dissimilarity = 79,14</b>						
	<b>Group 30</b>	<b>Group ref</b>				
<b>Especies</b>	<b>Av.Abund</b>	<b>Av.Abund</b>	<b>Av.Dis</b>	<b>Diss/S</b>	<b>Contribución</b>	<b>%Acomulado</b>
	<b>d</b>	<b>d</b>	<b>s</b>	<b>D</b>	<b>%</b>	<b>o</b>
<i>O. histrionica</i>	0,00	17,75	34,28	3,85	43,31	43,31
<i>S. sugillatus</i>	6,25	2,00	8,47	1,69	10,70	54,01
<i>D. phlebodes</i>	4,00	0,25	7,15	1,08	9,03	63,04
<i>R. horribilis</i>	0,25	3,00	5,42	1,94	6,84	69,89
<i>P. ridens</i>	0,25	2,25	4,53	1,07	5,72	75,61
<i>C. fitzingeri</i>	0,00	1,75	3,34	1,55	4,22	79,82
<i>L. vaillanti</i>	3,25	2,50	2,99	1,30	3,78	83,60
<i>S. phaehota</i>	0,25	1,50	2,48	1,16	3,13	86,74
<i>S. eleuchroa</i>	0,00	1,00	1,98	0,95	2,51	89,25
<i>D. tinker</i>	1,00	0,25	1,92	1,15	2,43	91,68

**CAPITULO 8**  
**CONSIDERACIONES FINALES SOBRE LA RESPUESTA ECOLÓGICA DEL  
ECOSISTEMA POST DISTURBIO MINERO**

## **CAPÍTULO 8. CONSIDERACIONES FINALES SOBRE LA RESPUESTA ECOLÓGICA DEL ECOSISTEMA POST DISTURBIO MINERO**

La determinación y el análisis de los efectos generados por la actividad minera de oro y platino a cielo abierto, sobre la estructura, la composición y los aspectos básicos de la función de los ecosistemas naturales de las terrazas y colinas bajas en el área de estudio, exigió la caracterización de grupos biológicos clave y de los componentes ambientales que caracterizan su hábitat. Se trató de identificar los cambios que estos sufren a medida que pasa el tiempo luego del disturbio. Con el análisis independiente de cuatro grupos biológicos que incluyó algas perifíticas, artropofauna, vegetación, anfibios y dos componentes ambientales (suelo y agua), se puede concluir que el entendimiento del efecto de la minería parte del análisis de la respuesta ecológica del ecosistema a este tipo de disturbio, se modifica de manera drástica la dinámica del sistema biofísico, la cual puede ser evaluada teniendo en cuenta elementos determinantes en la relación entre los aspectos bióticos y abióticos, que para este análisis están representados en la concentración de nutrientes en el medio y la diversidad de las comunidades biológicas analizadas.

El análisis integral de los resultados obtenidos al evaluar el comportamiento temporal de dichos aspectos físicos y biológicos en cuatro escenarios de recuperación minera, busca dilucidar si con la minería a cielo abierto y el uso de megamáquinas, se causa impactos tan fuertes que los patrones de riqueza y diversidad son totalmente diferentes a los existentes en áreas no intervenidas y si se puede esperar que en áreas muy antiguas (>30 años) dichos patrones sean parecidos a los de las áreas sin esta afectación. Se trata de encontrar evidencias del incremento de la recuperación luego del disturbio. Igualmente si se presentan cambios en la disponibilidad de nutrientes, así como en la oferta de hábitats y recursos, traducidos en un mejoramiento de las condiciones físicas de los diferentes ambientes y un aumento en la estructura y composición de los grupos biológicos.

Los resultados de la tabla 51 muestran que una vez ocurre el disturbio minero el contenido de nutrientes de las matrices fundamentales del ecosistema se modifican, de ahí la marcada diferencia entre los datos obtenidos para los escenarios de reciente intervención y el de referencia (testigo). Posteriormente, con el aumento en la temporalidad de cese minero se inician procesos de recuperación que implican la incorporación de dichos nutrientes a través de diferentes procesos y con ello se genera una dinámica al interior del sistema que va modelando la sucesión y la diversidad de especies, de manera particular para cada componente ambiental y para cada grupo biológico, manteniendo la tendencia de cambiar con el tiempo de recuperación. Esto confirma que las diferencias cronológicas de las áreas degradadas por la minería a cielo abierto en Condoto, son determinantes para entender la pérdida de biodiversidad y el restablecimiento de los diferentes procesos estructurales y funcionales de los ecosistemas intervenidos (Figura 46).

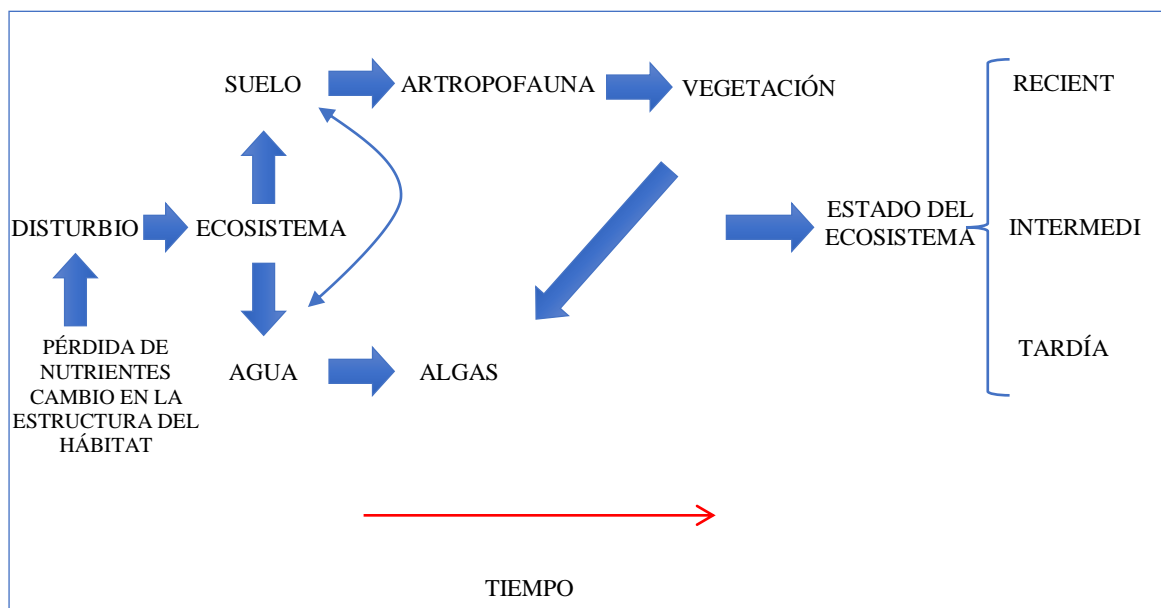


Figura 46. Diagrama del comportamiento del disturbio

Tabla 51. Contenido de nutrientes y diversidad de especies por grupo biológico en cada escenario de recuperación post minera

ESCENARIO	COMPONENTE	NITROGENO	FOSFORO	DIVERSIDAD
RECIENTE 5 años	AGUA	4,64mg/l	0,7 mg/l	
	ALGAS			1,5
	SUELO	0,17 mg kg <sup>-1</sup>	29,2 mg kg <sup>-1</sup>	
	ARTROPOFAUNA			2,50
	VEGETACIÓN	1,59%	0,2%	1,89
	ANFIBIOS			1,25
INTERMEDIA 15 años	AGUA	0,005 mg/l	0,49 mg/l	
	ALGAS			2
	SUELO	0,17 mg kg <sup>-1</sup>	16 mg kg <sup>-1</sup>	
	ARTROPOFAUNA			3,08
	VEGETACIÓN	1,17%	0,18%	2,52
	ANFIBIOS			1,68
TARDIA 30 años	AGUA	0,58 mg/l	0,49 mg/l	
	ALGAS			2,7
	SUELO	0,2 mg kg <sup>-1</sup>	18,2 mg kg <sup>-1</sup>	
	ARTROPOFAUNA			4,12
	VEGETACIÓN	2,14%	0,21%	3,23
	ANFIBIOS			1,58
SIN MINERÍA testigo	AGUA	0,45 mg/l	0,36 mg/l	
	ALGAS			3,3
	SUELO	0,45 mg kg <sup>-1</sup>	2,1 mg kg <sup>-1</sup>	
	ARTROPOFAUNA			3,75
	VEGETACIÓN	2,03%	0,11%	4,21
	ANFIBIOS			1,91

Para el caso del agua durante el disturbio reciente el fósforo y el nitrógeno presentan su concentración mas alta debido al aporte que hace la minería al retirar estos elementos del suelo e incorporarlos al medio acuático a través de los vertimientos del proceso, lo cual genera junto con la degradación del hábitat por deforestación, la reducción sustancial de sustratos y el aumento de la temperatura, una baja diversidad de especies de algas perifíticas, dado que estas condiciones generan mayor estrés para el desarrollo de estos organismos. Según Marcarelli & Wurtsbaugh (2007) las altas concentraciones de fósforo favorecen la abundancia de taxa fijadores de nitrógeno; Ellwood & Whitton (2007) relacionaron el cambio de fósforo en el agua con la disminución de la población de especies

dominantes y el incremento de cierto grupo de diatomeas, situaciones que explican la reducción observada en la diversidad de estos organismos y que se expresa en un cambio de la composición específica de la comunidad algal como respuesta a los cambios en las concentraciones de nutrientes que se presentan con el disturbio minero.

La concentración de material suspendido, junto con la temperatura y los nutrientes son las características fisicoquímicas que determinan la calidad ambiental de los cuerpos de agua afectados por minería. Los resultados muestran que a mayor temporalidad del cese de la actividad, hay una reducción en los niveles de contaminación del recurso, indicando que el tiempo beneficia el restablecimiento de las condiciones fisicoquímicas de los cuerpos de agua afectados. No obstante, existen condiciones ambientales de difícil recuperación, debido a la modificación de las características hidráulicas, la reconfiguración del cauce, el cambio en la estructura de la vegetación de ribera y la conectividad que se pierde durante el proceso minero, lo que hace que la dinámica de nutrientes en el sistema se vea modificada aun en escenarios de 30 años de abandono minero. Esto permite que en los cuerpos de agua con disturbio minero reciente se presente una reducción de más del 50% de la riqueza (35) y la diversidad (1.5) de algas perifíticas con relación a cuerpos de agua que no han sido intervenidos (riqueza 72, diversidad 3.3). Aunque estos atributos aumentan en la etapa intermedia, es probable que persistan en escenarios con 30 años dado que los valores obtenidos sugieren la colonización y permanencia de especies transitorias.

Estos resultados evidencian que en el medio acuático a medida que se incrementa el tiempo de recuperación post minero, los nutrientes presentan una reducción progresiva hasta que alcanzan niveles más cercanos a los de ambientes naturales y esa dinámica temporal que supone además el restablecimiento de los sustratos, favorece el incremento de la diversidad de algas, que también se ve beneficiada por los procesos que ocurren en otros componentes como la vegetación y el suelo. En este último, se observa un comportamiento inverso al del medio acuático con relación a la disponibilidad y dinámica de nutrientes del nitrógeno. Inmediatamente ocurre el disturbio, el suelo presenta su nivel más bajo de estos elementos, dada la eliminación de la capa orgánica y la cobertura vegetal que ocasiona la minería, la



cual adicionalmente se encarga de remover las capas mas profundas del suelo generando un afloramiento de gran cantidad del fósforo contenido en ellas. Estas nuevas condiciones tienen un efecto directo en la diversidad biológica de los grupos que dependen de este componente, de ahí que hayan presentado su diversidad mas baja durante el período de disturbio reciente donde hay una degradación del suelo como hábitat y una reducción en la disponibilidad de nutrientes que garanticen el desarrollo de la vida en este ambiente.

Los resultados del análisis de suelo permiten concluir que posterior a la minería se incrementan los contenidos de materia orgánica MO, N total, Al y arcilla, mientras que, las concentraciones de P disponible y arena disminuyen. Las disponibilidades edáficas de Ca, K, Mg, CICE y limo, aumentan durante las etapas intermedias de sucesión, y se reducen en el bosque de referencia, mientras que las variables que indican actividad de microorganismos edáficos (H, CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub>) son altas en todos los escenarios evaluados. Se concluye que a partir de los 30 años de recuperación el K, Ca y Mg presentan su mayor disponibilidad en el suelo y que con el avance en la sucesión vegetal se incrementa la disponibilidad de N total y MO debido a que con la recuperación del bosque aumenta la acumulación de biomasa vegetal aérea y subterránea con lo cual aumenta la acumulación de MO del suelo, dado el balance de los ingresos y egresos por producción y descomposición de residuos orgánicos (hojarasca) del bosque. La actividad biológica del suelo es alta incluso en las minas pobres en nutrientes, ya que las altas temperaturas y humedad, junto con el contenido de MO y la condición de acidez favorecen la actividad microbial en estas zonas.

La minería aumenta la fragmentación del suelo creando nuevas superficies para la colonización microbiana y aumenta la proporción de la cantidad de residuos que quedan accesibles al ataque de microorganismos, asi mismo se evidencia que con la minería a cielo abierto en bosques pluviales tropicales, empieza nuevamente la pedogénesis y el desarrollo del suelo, con los atenuantes de no favorecer la recuperación ecológica natural.

A medida que aumenta el tiempo de recuperación post minera, en el suelo se incrementa el contenido orgánico, la disponibilidad de nutrientes y la dinámica de los mismos favorece la colonización de especies y el aumento de la diversidad de los grupos biológicos. Artrópodos, como vegetación y anfibios incrementaron su diversidad a medida que avanzó el escenario de intervención reciente al intermedio y tardío. Dichas dinámicas mejoraron las condiciones de hábitat y recursos para el sostenimiento de ecológico del ecosistema. Para el caso de la artropofauna se encontró que la diversidad, así como la riqueza, y abundancia de los diferentes gremios tróficos de la comunidad presentó una importante relación con el tiempo de abandono de las áreas intervenidas, evidenciando notables cambios a lo largo de los hábitats, dado que las áreas con menor tiempo de abandono presentaron menor potencial en la funcionalidad a nivel de gremios tróficos que el área de recuperación tardía y que el hábitat sin minería. Fue notable la variación de la abundancia del gremio detritívoros a lo largo de las áreas, el cual alcanzó su mayor valor en el hábitat de referencia, lo que se atribuyó a la mayor concentración de materia orgánica en el suelo. Este gremio puede constituirse en un posible indicador de áreas perturbadas y como un grupo cuyo rol puede ser relevante en la restauración pasiva de suelos perturbados por la minería a cielo abierto.

Con relación a los anfibios, se evidenció que la temporalidad de recuperación de las áreas aprovechadas por actividad minera a cielo abierto, fue determinante en el comportamiento de los atributos de la estructura del ensamblaje de anfibios, ya que tanto la riqueza, como la abundancia, la dominancia y la diversidad presentaron cambios significativos entre los hábitats evaluados. Las diferentes temporalidades de recuperación, mantienen cambios notables en la estructura del hábitat, lo cual tiene un efecto en el ordenamiento de las especies. Hubo diferencias significativas en los ensamblajes de anfibios de cada sitio, lo que permite considerarlos como ensamblajes independientes. El disturbio de minera mecanizada, los bosques con 30 años de recuperación aun están lejos de recuperar todas las especies del ensamblaje de anfibios que ocurrían antes de dicho aprovechamiento, dado que solo se alcanza el 50% de la riqueza registrada en un bosque de referencia o testigo.

La lectura contrastada de los resultados obtenidos por componente ambiental y grupo biológico, permite analizar que aunque en cada uno ocurre una dinámica de nutrientes distinta posterior al disturbio, todos los procesos de recuperación en el ecosistema suceden de manera sinérgica por cuanto están conectados y dependen uno de otro, haciendo que por ejemplo el avance de la sucesión vegetal incrementa el aporte de nutrientes en el suelo y esto a su vez mejora las condiciones de hábitat para otros grupos biológicos como la artropofauna y los anfibios que aprovechan la nueva oferta de hábitat y recursos, pero a su vez dicha colonización permite controlar el ingreso de sólidos, nutrientes y radiación al medio acuático reduciendo las condiciones de estrés para el desarrollo de la comunidad algal. Esta simultaneidad hace que aunque hayan procesos individuales de recuperación, se favorezcan entre si generando una respuesta integral del ecosistema frente al disturbio, que se traduce en su resiliencia.

A nivel florístico, la distribución de la riqueza en las áreas mineras con 5, 15 y más de 30 años de sucesión, mostró que igualmente está condicionada por la cronología del abandono minero y la evolución de los niveles sucesionales de la vegetación, que influyen en las altas abundancias (áreas mineras con 5 y 15 años) impidiendo una distribución equitativa de las especies. Con base en los datos arrojados por los índices de diversidad, por las composiciones registradas y por la estructura de la vegetación, se puede establecer que los escenarios con afectación minera, presentaron efectos marcados en el número de especies, número de individuos, variabilidad de la composición, en la arquitectura, la estructura vegetal y los rasgos funcionales de la vegetación. El tiempo de abandono y la intensidad del disturbio condicionó la recuperación de los atributos de la vegetación de las áreas y después de 30 años de cese de la minería, la composición florística registró solo el 55% de las 47 familias y el 40% de los 102 géneros del área testigo o de referencia; así como de una estructura más compleja con 5 estratos claramente definidos. Es posible concluir que después de 30 años, la comunidad vegetal se encuentra aproximadamente en un 50% de sus condiciones iniciales en términos numéricos de la composición y se evidencia que las perturbaciones provocadas por la actividad minera, son factores determinantes que afectan

y modifican los patrones de la vegetación y por consiguiente los rasgos funcionales en distintas etapas de la sucesión.

Con relación al cambio a nivel de rasgos funcionales; el contenido de nutrientes mostró un notable incremento desde el escenario reciente hasta el de recuperación tardía, evidenciando una proporcionalidad con el aumento en la disponibilidad de nutrientes en el suelo. La cantidad de nutrimentos en la planta depende de los procesos que se llevan a cabo en este componente, los cuales incluyen transformaciones por microorganismos tales como nitrificación, desnitrificación, fijación, así como otros procesos físicos (Shaviv y Mikkelsen 1993). Los análisis realizados mostraron que la función de la vegetación al interior del ecosistema se ve modificada con el disturbio minero y que sus evidencias son percibidas a los 30 años de recuperación. Específicamente el área foliar presentó diferencias significativas entre el bosque testigo y todas las áreas mineras con diferentes años de sucesión, cambiando de hojas macrófilas y megáfilas en la sucesión avanzada a al dominio de hojas micrófilas y mesófilas durante los 5 y 15 años de recuperación y aunque el área testigo y la de 30 años presentaron tamaños foliares similares, en este último el rango de variación fue más reducido debido a la baja diversidad específica y a una estratificación menos compleja que en el área sin intervención minera. Se corrobora así los efectos del disturbio que hace que elementos clave de los bosques húmedos tropicales como las palmas se encuentren ausentes y con ello se pierdan funciones importantes como el almacenamiento de carbono, la retención de humedad, la proporción de hábitat y alimento durante todo el año para la fauna circundante

De manera general, los componentes físicos o abióticos estudiados mostraron un mejoramiento temporal en sus condiciones, bien sea aumentando como en el suelo o reduciendo como en el agua la concentración de nutrientes a medida que se incrementa el tiempo de recuperación post minero. En ningún caso sus concentraciones y características alcanzaron los niveles presentados en el escenario de referencia, lo que permite inferir que aunque la temporalidad favorece la resiliencia, la recuperación del ecosistema constituye un proceso de largo alcance que supera los 30 años y que aún posterior a ello muy difícilmente

se alcanza un estado inicial, dado la drástica modificación de las condiciones ambientales y las dinámicas físico – bióticas que determinan el estado del ecosistema.

La diversidad de todos los grupos biológicos estudiados aumentó con el incremento del tiempo de recuperación post minería, corroborando los procesos de resiliencia que se desarrollan progresivamente luego del disturbio. Tanto en las algas perifíticas, como en la artropofauna, la vegetación y los anfibios se observó que una vez este ocurre, la diversidad se reduce sustancialmente, dada la modificación de los hábitats y la reducción en la oferta de recursos para sostener el desarrollo de estos grupos biológicos, haciendo que atributos como riqueza y diversidad se comporten directamente proporcional a la temporalidad de recuperación post minera con los valores mas altos en los sitios con 30 años. Las abundancias y densidades presentaron un comportamiento inverso, los registros mas altos coincidieron con temporalidades recientes e intermedias como respuesta de las comunidades biológicas a la presión de un disturbio. Se permite el desarrollo de las especies mas resistentes a condiciones de estrés como alta temperaturas y radiación, valores extremos (máximos o mínimos) en nutrientes, eliminación de sustratos y hábitats, cambios y morfológicos del medio entre otras alteraciones derivadas de la práctica minera mecanizada.

## **8.1. RECOMENDACIONES PARA LA MITIGACIÓN DE EFECTOS CAUSADOS POR LA MINERÍA DE ORO Y PLATINO A CIELO ABIERTO**

### **RECOMENDACIONES GENERALES PARA PROMOVER LA RESTAURACIÓN DESPUES DEL APROVECHAMIENTO MINERO**

#### **RECOMENDACIONES ANTES DEL APROVECHAMIENTO MINERO**

Los procesos de restauración ecológica dependen del tipo y la intensidad del disturbio, así como del tamaño del área afectada. Se trata de formular estrategias que conlleven al desarrollo de diferentes actividades en la búsqueda de reintegrar los atributos estructurales y funcionales del área disturbada. Estas estrategias pueden estar direccionadas a la productividad del ambiente o la conservación del mismo. Antes, durante y después de la explotación minera es necesario tener en cuenta aspectos que limitan los procesos de restauración, pues son condicionantes para el establecimiento, mantenimiento y desarrollo de la biota y las condiciones ambientales de las áreas per turbadas por la minería.

#### **- Prevención de los impactos de la minería en el recurso hídrico.**

Los resultados de la caracterización de perfiles espacio temporales en ecosistemas hídricos afectados por la actividad minera muestran que las características fisicoquímicas y biológicas de los mismos responden a las condiciones del medio, las cuales son modificadas durante el proceso, por lo cual es importante reducir la posibilidad e intensidad de dichos cambios. Es necesario antes de iniciar las actividades de explotación minera planificar y ordenar las prácticas de captación, recirculación y control de vertimientos en las áreas a explotar. De acuerdo a esto se recomienda:

- Identificar el punto de captación de agua a utilizar en el proceso, de acuerdo a las posibilidades de ubicación de áreas de explotación, así como de zonas potenciales de almacenamiento, recirculación del recurso hídrico y tratamientos de los vertimientos del proceso.
- Diseñar un sistema de manejo del agua que incluya captación, tratamiento primario (sedimentación), almacenamiento y recirculación, de tal manera que se reduzca la cantidad de agua captada y el tiempo de captación. El vertimiento de sedimentos directamente al cuerpo de agua debe controlarse, para prevenir la alteración de las características fisicoquímicas del agua y morfológicas del cauce (Véase IIAP 2012), modelos de sistemas de tratamiento propuestos).

**- Planificación del aprovechamiento minero para garantizar la eficiencia de la restauración de la vegetación**

Antes de hacer la remoción del suelo, para extraer el oro y el platino u otro tipo de metales presentes en la región, se recomienda la destinación de un área para el depósito de la cubierta vegetal, la materia orgánica y los limos para su posterior reutilización. La capa de tierra vegetal y la capa mineral alterada (Horizontes A y B) deben necesariamente retirarse y almacenarse de manera adecuada. Su empleo se hará en la restauración una vez terminada la explotación del metal, abajo se detallan algunas acciones necesarias para la aceleración del proceso de restauración.

- **Realizar estudios previos para determinar las características y condiciones del suelo natural:**

- a) Es importante realizar observaciones previas al disturbio para determinar las características topográficas de la zona, el curso de las corrientes de agua, el tipo de vegetación y pendientes del terreno, entre otros. Se trata de reacomodar el sustrato a la condición más parecida a su estado natural.
- b) Se debe realizar un estudio geotécnico e hidrogeológico para determinar las características fisicoquímicas del suelo, las cuales se deben tener en cuenta en el momento

de la restauración para los posibles préstamos de suelos requeridos en el cubrimiento de las áreas a restaurar, cuando los suelos guardados sean insuficientes.

- **Acopio del suelo retirado:**

a) Lo ideal es que el tiempo entre la retirada del suelo y su reutilización sea el mínimo y de ser posible que la restauración se aplique de manera simultánea.

b) Cada tipo de suelo retirado debe acopiarse por separado para preservar sus características originales. Esta operación es especialmente importante, ya que de su éxito dependerá la disposición de materiales adecuados para la restauración.

c) Para garantizar las características de los suelos se deben construir pilas de acopio retiradas de corrientes de agua que puedan inundar el suelo y por ende perder sus propiedades. En el caso de la capa orgánica se recomienda el establecimiento de una cobertura vegetal que reduzca la compactación y mejore la composición. Además, debe cubrirse de la intemperie tapándolos para protegerlos de los rayos solares, de la precipitación y el viento. Las medidas propuestas corresponden al cálculo realizado para una explotación de una hectárea, sin embargo, para áreas más grandes, estas dimensiones deben ser proyectadas de manera proporcional.

d) La altura de los depósitos no debe superar los 2.5 m, con un ángulo de reposo que impida el derrumbe del material acopiado.

e) Si el período de acopio supera los 6 meses, se debe sembrar especies transitorias que permitan mantener las características biológicas y la aireación del suelo. Para la capa mineral se requieren este mantenimiento ya que son pobres en humus, de ahí la necesidad de almacenarlos por separado.



## **RECOMENDACIONES DURANTE EL APROVECHAMIENTO**

### **Control ambiental para minimizar los impactos de la minería en el funcionamiento físico y biológico de los ecosistemas hídricos**

Durante el proceso minero es importante eliminar las prácticas de desviación de cauces y controlar el vertimiento de residuos, partículas y sedimentos que cambian las condiciones fisicoquímicas del agua. Es necesario evitar las acciones que reduzcan la posibilidad de auto-recuperación del cuerpo de agua que faciliten alcanzar estados más cercanos al inicial en términos de comportamiento fisicoquímico y productivo, ya que se conforman zonas críticas que se convierten en ambientes propicios para la eutrofización, el desecamiento o la inundación. A partir de esto durante el proceso se recomienda:

- Operar adecuadamente los sistemas de tratamiento primario y recirculación del agua para controlar el volumen de los efluentes y mejorar la calidad de las aguas vertidas al ecosistema.

### **Criterios de operación minera para favorecer el proceso de restauración de la vegetación**

#### **- Recolección de semillas de especies nativas:**

Durante el proceso de ejercicio de la actividad minera es pertinente la identificación de árboles productores de semillas, las cuales en un proceso sistemático deben ser recolectadas y clasificadas para su posterior uso con fines de restauración.

## **RECOMENDACIONES DESPUÉS DEL APROVECHAMIENTO**

### **Contribuciones a la restauración de ecosistemas hídricos impactados por minería**

Para el caso de áreas intervenidas con diferentes temporalidades, se recomienda:

- Corregir el rumbo de los cauces cuando hayan sido modificados. Evitar que las desviaciones y los cambios de pendientes ocasionen inundaciones o represamientos que puedan favorecer la reducción en el flujo del agua, el aumento en la concentración de nutrientes y la proliferación de grupos de algas que puedan llevar al sistema a estados eutróficos.
- Considerar actividades de dragado en aquellos casos donde los niveles de sedimentación sean elevados y no permitan el restablecimiento del flujo del agua.
- Recuperar las riberas (cundo sea el caso) para mejorar la estabilidad de la fuente hídrica, reducir el aporte de sedimentos por escorrentía y favorecer el intercambio la conectividad biológica

En la recuperación podrá usarse maquinaria cuando se requiera cambiar la configuración del terreno.

Promover el establecimiento de vegetación nativa en riberas de cuerpos de agua, tomando como base de selección especies de referencia para la zona.

### **Elementos básicos para promover la incorporación de la artropofauna edáfica**

Teniendo en cuenta que para áreas con tiempos intermedios de restauración pasiva (15 años), no se evidenciaron características que faciliten la llegada y permanencia de la fauna edáfica (vegetación moderadamente heterogénea, hojarasca, suelo con capa de materia orgánica con diferentes profundidades), se presentan a continuación recomendaciones dirigidas al restablecimiento de los elementos que contribuirán a la presencia de esta fauna.

**- Incorporación de elementos para el restablecimiento de la oferta trófica**

A partir de la fase de 15 años se recomienda la incorporación de especies vegetales (véase componente vegetal) que permitan la llegada de la fauna herbívora y que conduzcan a la producción de hojarasca, lo que atraiga variedad de especies edáficas de hábitos detritívoros y omnívoros que activen el proceso de descomposición de dicho material y por tanto la circulación de nutrientes en el suelo. Dichas especies de fauna propiciarán la llegada de otras consumidoras (de segundo y tercer grado), con lo que se originarán cadenas tróficas complejas dentro del mismo componente edáfico y se desarrollarán interrelaciones con otros organismos del ambiente como son los vertebrados que aprovechan la artropofauna como fuente de nutrientes, así como también utilizan los elementos (hojarasca, troncos y ramas caídas) que en el suelo se encuentran, para la construcción de sus refugios.

**- Incorporación de elementos para el restablecimiento de la oferta de hábitat:**

Se recomienda la disposición de ramas de árboles o restos de árboles caídos y otros productos vegetales que constituyan variedad de microhábitats, lo cual permitirá la llegada de una artropofauna más diversa. A la par, se promoverá la producción de hojarasca que sirva como albergue permanente y sitio de paso para la fauna asociada al suelo. Las especies vegetales y demás elementos a implementar se ubicarán entre los fragmentos de bosque remanentes, aprovechando la cercanía de los mismos, lo que facilitaría el tránsito y permanencia potencial de la artropofauna en el área. Esto favorece el restablecimiento de la conectividad biológica para estas y otras especies faunísticas.

**Promoción de la restauración de la estructura estructura vegetal y el restablecimiento de su funcionalidad ecosistémica**

**- Producción de material vegetal nativo.** Es necesario el establecimiento de viveros de producción, que garanticen los volúmenes de material vegetal (plántulas) necesarias para el repoblamiento del suelo desnudo. El vivero debe contar con disponibilidad suficiente de

agua de calidad, el tamaño según las necesidades y formas a adecuarse, la textura del suelo apropiada donde germinaran las semillas, buen drenaje, capacidad de retener la humedad, la topografía debe ser más o menos plana en caso de que se establezca en el suelo, de no ser así se deben construir terrazas de 1 x 10 m de longitud, ubicadas en lugares cercanos al área lo cual disminuirá costos de transporte.

Para la construcción del vivero se recomienda la construcción de camas sobre el nivel del suelo las cuales favorecerán la supervivencia de las plántulas debido a de altas precipitaciones. Es necesario construir el vivero colocando estacas en las esquinas de la cama, sujetadas con una cuerda resistente, en donde se colocará el tendido de la cama, posteriormente se debe agregar el sustrato para producción vegetal, este debe estar compuesto por arena, material orgánico certificado. La cama debe tener forma trapezoidal.

La producción del material vegetal (angiospermas) se puede llevar a cabo a través de dos fases: por germinación de semillas o por yema o estaca. Para la revegetación se recomienda germinar las semillas en el vivero, es el método menos complicado y de mayor difusión en el país. Este tratamiento se debe utilizar para la restauración de áreas con sucesión temprana (0 - 5 años de abandono), intermedia (10 20 años de abandono) y tardía (más de 30 años de abandono). Es necesario tener en cuenta que cada escenario requiere material vegetal específico de acuerdo a los requerimientos expresados anteriormente.

**- Establecimiento de vegetación en suelos desnudos.** El proceso de restauración en las áreas degradadas por la actividad minera en la región, debe iniciar propiciando las condiciones necesarias para el establecimiento de la vegetación en suelos desnudos. Una vez acondicionado el sustrato y enriquecido con la capa de materia orgánica almacenada en la etapa previa, o con tierra extraída del bosque remanente o elaborada (compost), se procederá al establecimiento de las especies.

En este sentido, se deben utilizar especies nativas, especialmente plantas herbáceas y leñosas, preferiblemente leguminosas, pues estas son fijadoras de Nitrógeno y ayudan a

enriquecer el suelo afectado y con ello facilitan el establecimiento de otro tipo de vegetación. Se recomiendan el ingreso de especies heliófitas generalista herbáceas como *Scleria mitis*, *Cyperus luzulae*, *Andropogon bicornis*, *Ischaemum latifolium* las arbustivas y arbóreas como el cazaco- *Cespedesia spathulata*, el balso *Ochroma pyramidale*, *Isertia pittieri* (Rubiáceae), *Vismia macrophylla*, *Vismia baccifera* (Clusiaceae), *Pouruma bicolor*, *Cecropia peltata* (Cecropiaceae), *Crotón chocoanus* (Euphorbiaceae), *Bellucia pentamera* (Melastomataceae) y especies de *Inga chocoensis* (Mimosaceae). Es posible que algunas especies leñosas propuestas en esta etapa del proceso de restauración no se mantengan en el tiempo por las condiciones adversas de los sitios con suelos desnudos, pero en su corta duración incorporan materia orgánica, que se convertirá en nutrientes ayudando a enriquecer el suelo y favoreciendo el establecimiento de otros individuos de las mismas especies.

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. 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. Se facilitará 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.

### **Implementación de corredores biológicos en las áreas disturbadas.**

Este tratamiento puede ser implementado en áreas con sucesión temprana e intermedia, el establecimiento de corredores en grandes áreas degradadas por la actividad minera contribuirá en el proceso de restablecimiento de la misma, favorecerá la conectividad y el flujo genético de poblaciones silvestres. De acuerdo con el tamaño del disturbio debe ser el diseño del corredor, se debe evitar la creación de islas de hábitat natural, aumentando la posibilidad de sobrevivencia a largo plazo de las comunidades biológicas y de las especies que las componen. La creación de estos corredores facilitara la recolonización en estas áreas. De igual forma permitirá el incremento del tamaño de poblaciones, el intercambio genético y mejorarán las oportunidades de supervivencia. El modelo del corredor variará de diseño y tamaño según el tamaño del área y el tiempo del disturbio, así mismo variaran las especies que se deben incluir en el corredor.

### **Facilitamiento del proceso de sucesión secundaria**

Para asegurar el éxito de la sucesión secundaria es necesario tener en cuenta las características de suelo y del clima de la zona, aspectos que permitirán la utilización de las especies vegetales más apropiadas. Pueden emplearse plantas cultivadas en vivero, semillas, o bien una mezcla de ambas, y una combinación de especies que incluya hierbas, arbustos, arbolitos y árboles heliófilas, lo cual acelerará el proceso de sucesión. Las especies utilizadas deben ser autóctonas con pocos requerimientos nutricionales, con lo cual se asegura el éxito de este proceso. Para lo anterior se han propuesto las siguientes especies *Conostegia macrantha*, *Bellucia pentamera*, *C. sphenoloba*, *Ochroma pyramidale*, *Isertia pittieri*, *Vismia macrophylla*, *Vismia baccifera*, *Pouruma bicolor*, *Cecropia peltata*, *Croton chocoanus*

### **Enriquecimiento con especies leñosas.**

Con un estudio previo de las comunidades vegetales existentes en los bosques remanentes del área degradada que se pretende restaurar, se pueden seleccionar especies que se puedan adaptar fácilmente en este tipo de ambientes, existen algunas especies que aparecen o llegan de forma espontánea (*C. sphenoloba*, *Conostegia macrantha*, *Ochroma pyramidale*, *Isertia pittieri*, *Vismia macrophylla*, *Vismia baccifera*, *Cecropia peltata*, *Pouruma bicolor*, *Crotón chocoanus*), otras presentan unas características ecológicas que las hacen compatibles con las condiciones climáticas y el tipo de suelo del área disturbada *Brosimum utile*, *Glossoloma panamense*, *Miconia nervosa*, *Wettinia quinaria*, *Socratea exorrhiza*, Según el tiempo de disturbio, así mismo se deben escoger el tipo de especies que se deben introducir en estas áreas.

Dependiendo del grado de avance en que se encuentre el restablecimiento de la cobertura vegetal, así serán las especies que se utilizaran en el tratamiento. En áreas donde la sucesión esté un poco avanzada, deberá usarse especies pioneras mencionadas. El establecimiento de estas propenderá al enriquecimiento del área y que se disminuya el tiempo en el avance de la sucesión. En condiciones normales puede tardar más de 30 años en cambiar de fase sucesional, con la aplicación de este tratamiento el tiempo se puede reducir significativamente, aumentando la heterogeneidad del área afectada enriqueciendo los sitios con hojarasca y facilitando la llegada de especies dispersoras como las aves que ayudaran a enriquecer el área del disturbio.

En áreas donde la sucesión considerablemente avanzada (más de 20 años), deberá enriquecerse con especies duraderas. El germoplasma será extraído del bosque remanente, las plántulas o juveniles de las especies propuestas se deben sembrar a una distancia de 25 m cada individuo; el método de sembrado en fajas, en una hectárea se plantarán 10 fajas de 100 m<sup>2</sup>, en las que se plantarán 4 individuos, es decir 40 árboles por hectárea. Para el enriquecimiento del área se utilizarán plantas nativas generadoras de frutos suculentos, lo anterior facilitara los procesos biológicos que en los bosques se llevan a cabo, en estas por

el tamaño del disturbio, la afectación del suelo y las características de dispersión utilizada por las plantas duraderas no pueden llevarse a cabo.

El establecimiento de este tipo especies servirán como sitios de percha para la avifauna, que a su vez servirán como agentes dispersores de especies epífitas contribuyendo al establecimiento de la estructura horizontal del área. Para el enriquecimiento de este tipo de área se pueden utilizar especies que ofrezcan oferta alimenticia, la cual puede incidir en la llegada de varias especies de fauna. Algunas especies a considerar son *Bellucia pentámera*, *Isertia pittieri*, *Psychotria poeppigiana*, *Psychotria cooperi*, *Miconia reducens*.

#### **- Acondicionamiento o recuperación ambiental de los cuerpos de aguas en áreas de recuperación temprana**

Áreas con 5 años de abandono. Dado el gran impacto que presenta esta área, se recomienda enfocar esfuerzo en la introducción de especies vegetales en los alrededores de los cuerpos de aguas pues fue allí donde se concentró la población de herpetos que aunque son especies comunes y de alta tolerancia, esta vegetación les proveerá mayor microhabitat, cobertura y protección, permitiendo con ello que se establecen un mayor número de individuos y mejorar la dinámica trófica de estos pequeños ecosistemas donde con el tiempo aparece la presencia de grandes depredadores tortugas y babillas, que se alimentan de peces y otro herpetos como ranas.

Áreas con 15 años abandono. Se recomienda para este escenario plantar árboles de mayor cobertura vegetal porque la vegetación herbácea existente en el área no evita la radiación solar lo que produce cambios bruscos de temperatura y limita la presencia de herpetos allí y se aprovecha que el suelo tolera mayor vegetación este hecho provee cobertura boscosa y protección a sus hospederos, evitando la exposición a la detección de predadores, y a la par, se promueve la producción de hojarasca que sir va como albergue permanente y sitio de



paso para la artropofauna lo cual es un recurso trófico indispensable para muchas de las especies de herpetos.

**- Favorecimiento de la conectividad entre las poblaciones de herpetos en áreas de sucesión tardía.**

Áreas con restauración tardía (30 años post). En este escenario donde se puede ver una recuperación evidente del impacto, se recomienda la introducción de especies de palmas en el área que permita atraer especies de vertebrados al área y estos a su vez atraigan a depredadores de comportamientos más estrictos. Posteriormente es fundamental para dicho escenario el restablecimiento de la conectividad ecológica a través de corredores biológicos que permitan el flujo genético de poblaciones de fauna aisladas, con lo que se reduce el efecto que tiene la fragmentación.

**Optimización de la oferta trófica en áreas con sucesión intermedia:**

**Garantizar la oferta trófica:** Se garantizará la oferta de recursos tróficos para grupos faunísticos funcionales (dispersores y polinizadores), que requieren elementos como flores, polen, néctar, frutos y semillas. Se enriquecerán los escenarios con especies de flora que sus procesos y mecanismos reproductivos sean frecuentes y permanentes (variada producción fenológica y especies arbóreas cuyos frutos sean en baya o nueces), estas especies florísticas corresponden a las familias *Arecaceae* (*Oenocarpus major*, *O. minor*, *Welfia regia*, *Wettinia quinaria*, *Pholidostachys dactyloides*, *Geonoma cuneata*, *G. divisa*, *G. deversa*, *Bactris coloniata*, *B. hondurensis*, *Aiphanes acaulis*, *Attalea alleni* y *Chamaedorea deneversiana*), *Rubiaceae* (*Psychotria poeppigiana*, *P. cinta*, *P. couperi*, *Isertia pittieri*), *Melastomataceae* (*Blakea subconnata*, *B. podagrica*, *B. alternifolia*, *Leanfdra granatensis*, *Bellucia pentamera*), *Bombacaceae* (*Pachira acuatica*, *Phragmoteca mamosa*, *Matisia castano*, *M. bullata*, *M. racemifera*, *M. gentrii*).

**Optimización de la oferta trófica en áreas con sucesión tardía.** Se recomienda implementar programas de monitoreo durante diferentes épocas del año que contemplen estudios detallados de abundancia y riqueza específica, con el fin de poder identificar otros aspectos de la ecología trófica, dinámica poblacional y las relaciones de tipo intra e interespecífica de la avifauna. En este sentido es vital estudiar:

- a. Riqueza de aves dispersoras de semillas y su contribución en el proceso de regeneración.
- b. Estudios de preferencia tróficas.

## **8.2. SEGUIMIENTO Y MONITOREO**

El monitoreo debe ser periódico para garantizar la eficacia de cada uno de los tratamientos de cada .se recomienda un monitoreo no inferior a 10 años. Para las áreas con temporalidad de 0-15 años se deben realizar dos visitas semestrales para garantizar la efectividad de las estrategias implementadas, en el caso de vegetación y para que las plántulas sembradas tengan éxito en su establecimiento, las visitas se realizaran en los meses que coincidan con las diferentes temporadas climáticas y en los años siguientes el monitoreo se debe realizar cada dos años. Las visitas serán efectuadas por un técnico comunitario asesorado por un profesional en la que se deben tomar los siguientes datos para que se cumplan las metas.