



Revista mexicana de biodiversidad

ISSN: 1870-3453

ISSN: 2007-8706

Instituto de Biología

Garate-Quispe, Jorge Santiago; Canahuire-Robles,
Rembrandt; Surco-Huacachi, Oliver; Alarcón-Aguirre, Gabriel
Desarrollo estructural y composición florística arbórea en áreas afectadas
por minería aurífera en la Amazonía peruana: a 20 años de su reforestación
Revista mexicana de biodiversidad, vol. 92, e923437, 2021
Instituto de Biología

DOI: <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2021.92.3437>

Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=42571635026>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org

UAEH  redalyc.org

Sistema de Información Científica Redalyc
Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal
Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso
abierto

Ecología

Desarrollo estructural y composición florística arbórea en áreas afectadas por minería aurífera en la Amazonía peruana: a 20 años de su reforestación

Development of forest structure and tree floristic composition on affected gold mined sites in the Peruvian Amazon: 20 years after reforestation

Jorge Santiago Garate-Quispe ^{a, b, *}, Rembrandt Canahuire-Robles ^a,
Oliver Surco-Huacachi ^{a, c} y Gabriel Alarcón-Aguirre ^a

^a Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios, Departamento de Ingeniería Forestal y Medio Ambiente, Av. Jorge Chávez 1160, 17001 Puerto Maldonado, Madre de Dios, Perú

^b Universidad de Barcelona, Departamento de Biología Evolutiva, Ecología y Ciencias Ambientales, Av. Diagonal 643, 08028 Barcelona, España

^c Dirección Regional de Energía, Minas e Hidrocarburos, Jirón Piura 850, 17001 Puerto Maldonado, Madre de Dios, Perú

*Autor para correspondencia: jgarate@unamad.edu.pe (J.S. Garate-Quispe)

Recibido: 21 marzo 2020; aceptado: 4 septiembre 2020

Resumen

Madre de Dios es uno de los bosques naturales más diversos y mejor conservados de la Amazonía. Sin embargo, esta mega diversidad está amenazada por la minería ilegal de oro. El objetivo del presente estudio fue analizar la diversidad, estructura y biomasa aérea en 3 sitios reforestados hace 20 años en Huepetuhe, sureste de la Amazonía peruana. La reforestación se realizó para recuperar áreas abandonadas por minería, utilizando principalmente especies exóticas. Se utilizaron 3 parcelas de 20 m × 20 m por sitio, donde se inventariaron todos los individuos con un diámetro > 2.5 cm. Se registraron 25 especies arbóreas, solo 3 de estas se plantaron al inicio de la reforestación (*Tachigali* sp. 1, *Senna reticulata* y *Acacia mangium*). El estrato arbóreo está dominado por vegetación espontánea como *Vismia baccifera*, *Cinchona micrantha* y *Miconia poepigii* y una especie exótica (*Tachigali* sp. 1). Encontramos árboles de *M. poepigii* con más de 20 cm de diámetro y 18 m de altura. Las especies espontáneas representan más del 80% del total. El bosque almacenó entre 30-69% menos biomasa que bosques secundarios de edad similar. Los proyectos futuros deberían considerar estas especies nativas para la restauración ecológica de áreas degradadas por minería.

Palabras clave: Degradación; Madre de Dios; Regeneración natural; Riqueza de especies; Servicios ecosistémicos; Sucesión

Abstract

Madre de Dios is one of the most diverse and best-conserved natural forests in Amazonia. However, this mega-diversity is threatened by illegal gold mining. The present study aimed to analyze the diversity, forest structure, and

aboveground biomass in 3 sites reforested 20 years ago at Huepetuhe, southeast of Peruvian Amazon. Reforestation was carried out to recover abandoned mined areas using mainly exotic species. Three plots of 20 m × 20 m per site were used, where all individuals with diameter > 2.5 cm were inventoried. Twenty-five tree species were registered; only 3 were planted at the beginning of the reforestation (*Tachigali* sp. 1., *Senna reticulata* and *Acacia mangium*). The tree layer is dominated by spontaneous vegetation as *Vismia baccifera*, *Cinchona micrantha*, and *Miconia poepigii* and an exotic species (*Tachigali* sp. 1). We found *M. poepigii* trees with more than 20 cm of diameter and 18 m of height. Spontaneous species represent more than 80% of the species. The forest stored between 30 to 69% less biomass than secondary forests stands of similar age. Future projects should consider these native species for the ecological restoration of areas degraded by mining.

Keywords: Degradation; Madre de Dios; Natural regeneration; Species richness; Ecosystem services; Succession

Introducción

La Amazonía peruana viene experimentando un rápido cambio en la cobertura de bosques debido a la expansión de agricultura y actividades extractivas (Nicolau et al., 2019). Una de estas actividades es la minería, considerada importante en la economía y desarrollo de las sociedades humanas (Cherlet et al., 2018). La minería artesanal y a pequeña escala (ASGM) se encuentra distribuida de forma dispersa alrededor del mundo y es considerada como un componente importante de la economía local de países en desarrollo. Madre de Dios (capital de la biodiversidad del Perú) es una de las zonas mejor conservadas de la Amazonía (Joshi, 2016). Sin embargo, esta mega diversidad está siendo amenazada por actividades forestales, agrícolas y minería aurífera, además de que la ASGM es señalada como la fuente principal de emisiones de mercurio antropogénico a nivel mundial, generando riesgos a la salud pública de las poblaciones locales (Moody et al., 2020; Soto-Benavente et al., 2020). La minería aurífera remueve toda la vegetación y degrada severamente la estructura del suelo (Asner y Tupayachi, 2016; Walker y del Moral, 2003; apéndice 1). Este tipo de degradación, ocasionado por la minería, puede en el corto plazo limitar el establecimiento natural de la cobertura vegetal debido a los impactos severos en la calidad del suelo (estructura y propiedades químicas; Borges et al., 2019; Rocha-Nicoleite et al., 2018).

Esta situación también ha permitido el incremento de la inmigración de otras regiones del Perú, de esta manera contribuye al incremento de la agricultura, la explotación forestal y los impactos socioambientales indirectos que derivan de ello, movimientos migratorios desordenados, conflictos sociales, riesgo a la salud pública por contaminación con mercurio (agua, suelo y aire), inseguridad alimentaria, explotación y trata de personas, delincuencia, drogadicción, aculturación, entre otros aspectos.

En Madre de Dios, la minería aurífera es responsable de la deforestación de aproximadamente 100,000 ha en el periodo 1984-2017 (Csillik y Asner, 2020), 53% de esta deforestación ocurrió desde 2011 (Caballero et al., 2018). El incremento de la deforestación debido a la actividad minera en Madre de Dios está relacionado con: 1) el incremento en el precio internacional del oro (Caballero et al., 2018; Swenson et al., 2011); 2) una elevada dependencia de la economía local en la minería; 3) mayor accesibilidad a otras áreas debido a la construcción de la carretera interoceánica (Moreno-Brush et al., 2016); 4) los mineros informales representan 51% del total de la actividad minera en Madre de Dios (Asner y Tupayachi, 2016), y 5) la migración humana de las regiones altoandinas del Perú en búsqueda de trabajo de subsistencia (Cortés-McPherson, 2019). A pesar de la elevada tasa de deforestación y altos niveles de degradación de los ecosistemas, después de la actividad minera, son escasos los intentos para recuperar su productividad. Actualmente, como experiencias de reforestación se tienen los estudios de Román-Dañobeytia et al. (2015), Huayllani-Enríquez (2016), Ancco-Mamani (2017) y Lefebvre et al. (2019).

El presente estudio es importante porque reporta el primer experimento de reforestación que tuvo éxito en recuperar la cobertura vegetal de las áreas más severamente degradadas por actividad minera aurífera en la Amazonía sur del Perú. El proyecto piloto de reforestación de áreas degradadas por la minería aurífera en el distrito de Huepetuhe (Madre de Dios, Perú) inició en 1999, con una inversión de 185,000 dólares para 20 ha (Bulnes et al., 2004). Fue una iniciativa del Ministerio de Energía y Minas peruano (MINEM) en convenio con la Universidad Agraria la Molina y la Agencia Brasileña de Cooperación (ABC).

El objetivo del presente estudio fue analizar la diversidad y composición florística en áreas reforestadas luego del abandono por minería aurífera en la Amazonía peruana, 20 años después del establecimiento.

Materiales y métodos

El presente estudio se desarrolló en el distrito de Huepetuhe (Madre de Dios), localizado en la Amazonía sur del Perú, entre las coordenadas geográficas 13°0'21.79" y 13°0'1601" S, 70°31'57.75" y 70°33'8.81" O (fig. 1A, C). En el área de estudio, la minería aurífera ha sido causa de la deforestación de aproximadamente 15,000 ha, generando una fuerte fragmentación del paisaje (fig. 1B). Debido a esta actividad esta zona presenta una fisiografía e hidrografía compleja debido a la extrema intervención antrópica (apéndice 1C). Estas áreas abandonadas por la minería aurífera en Huepetuhe tienen un intervalo altitudinal entre 380 a 500 m snm. Considerando el periodo 1980-2016, la temperatura media anual es 25.4 °C, mientras que la precipitación anual es 2,120 mm. El área de estudio presenta una estación seca

de junio a septiembre, cuando la precipitación es menor a 100 mm.

El proyecto de reforestación de áreas degradadas por la minería aurífera en 3 sitios del distrito de Huepetuhe se realizó en 1999 (sitio A) y 2002 (sitios B y C). Los criterios aplicados durante la plantación de 13.6 ha fueron: 1) nivelación del terreno utilizando maquinaria pesada, 2) hoyos de 30 cm × 30 cm, 3) se utilizaron 15 especies arbóreas de rápido crecimiento (en su mayoría leguminosas exóticas) y un cultivo de cobertura (*Pueraria phaseoloides*) (tabla 1), 4) adición de suelo autóctono con abundante materia orgánica (colectado de bosques cercanos), y 5) adición de roca fosfórica (Bulnes et al., 2004). El criterio de selección de especies fue que tuvieran un carácter rustico y que se hayan utilizado previamente en otros estudios de reforestación de áreas degradadas en la Amazonia (tabla 1).

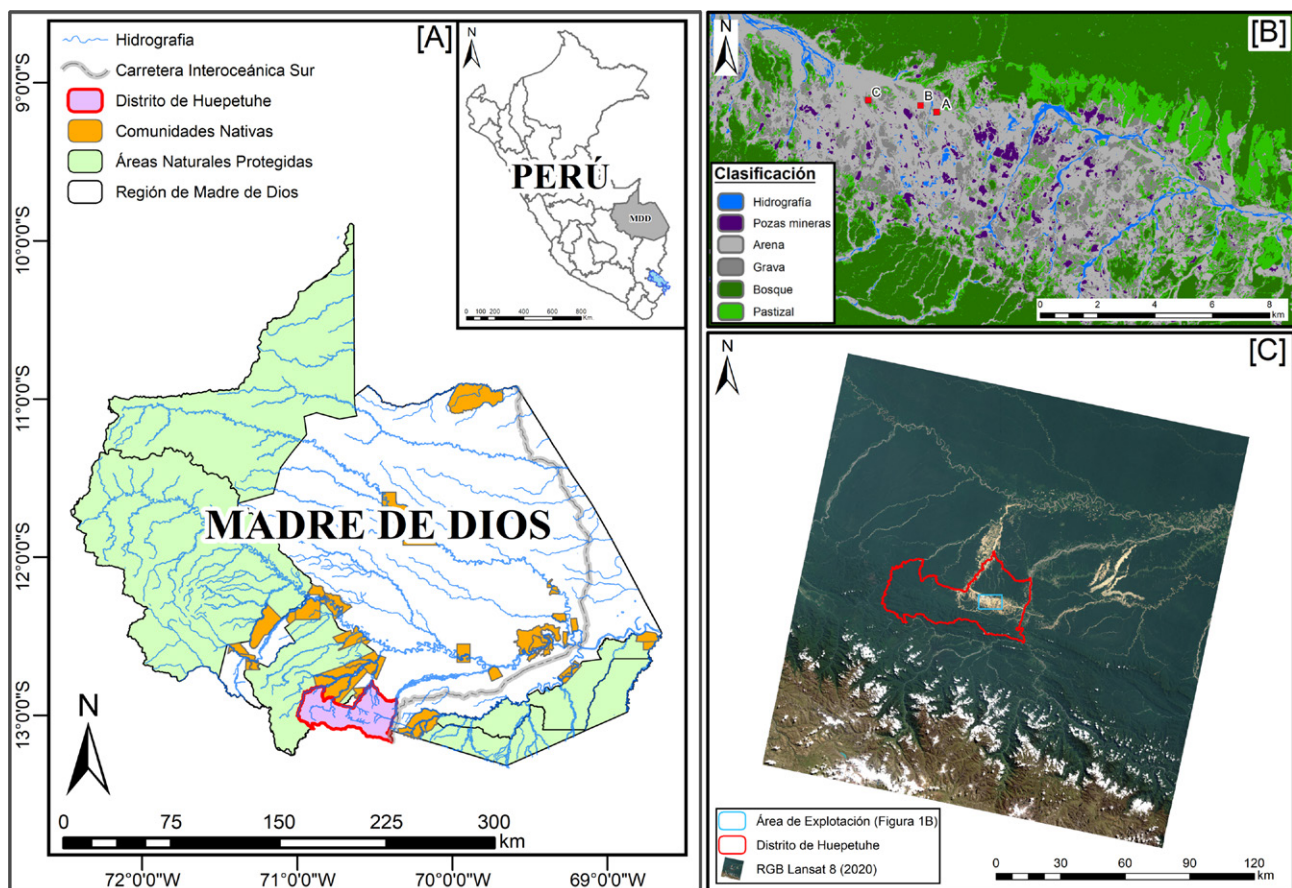


Figura 1. Ubicación del área de estudio, reforestación en áreas abandonadas por minería aurífera la Amazonía peruana. A) Ubicación del área de estudio en Madre de Dios y en el Perú; B) clasificación supervisada de imagen satelital Planet (3 m de resolución) de junio 2020 y ubicación del área reforestada en Huepetuhe. Se observa el paisaje fragmentado, bosque de referencia y los cuerpos de agua generados por la minería aurífera; C) imagen satelital Landsat 8 OLI (30 m de resolución) de junio 2020 del área de estudio y ubicación del distrito de Huepetuhe en Madre de Dios.

Entre 2002 y 2003 se realizó el monitoreo y reposición de especies en zonas donde hubo una elevada mortalidad de los individuos (tabla 1). Para determinar el porcentaje de supervivencia se realizó una evaluación de 100% de los individuos plantados.

Para el presente estudio se realizaron evaluaciones del desarrollo florístico y estructural de la vegetación de estas áreas, luego de 10 (2009) y 20 años (2019), utilizando parcelas de 20 m × 20 m. En la evaluación del 2009, en el sitio A se establecieron 2 parcelas y en el sitio B una parcela. En la evaluación del 2019, en los sitios A y C se establecieron 3 parcelas, no se evaluó el sitio B debido a que fue deforestado. En cada una se evaluaron todos los individuos leñosos con un diámetro a la altura del pecho > 2.5 cm (DAP > 2.5 cm). Se realizaron recolectas botánicas para todas las especies para su posterior identificación y depósito en el Herbario Alwyn Gentry (HAG) de la Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios (UNAMAD). A todos los individuos inventariados se les midió el DAP utilizando una cinta diamétrica (283D/5M Forestry Suppliers) y se estimó su altura utilizando un clinómetro SUUNTO PM-5.

Para calcular la biomasa de las áreas reforestadas, se estimó la biomasa de la hojarasca mediante recolectas realizadas en campo y la biomasa de la vegetación sobre el suelo (AGB) se estimó mediante ecuaciones alométricas.

Para evaluar la hojarasca y detrito fino se utilizaron cuadrantes de 25 × 25 cm en las que se recogió toda la hojarasca, raíces, ramas de diámetro menor a 2 cm y materia descompuesta que se encontró, posteriormente se secaron en una estufa a 65 °C hasta obtener peso constante (Castellanos-Barliza y León, 2011; Honorio y Baker, 2010). Se calculó la biomasa de los individuos con DAP ≥ 5cm utilizando la ecuación propuesta por Chave et al. (2014) (ecuación 1). Para estimar la biomasa de los individuos con DAP < 5 cm se utilizó la ecuación de Nelson et al. (1999) (ecuación 2), la cual es recomendada para individuos de menor DAP provenientes de bosques sucesionales (Nascimento y Laurance, 2002). La biomasa total se obtuvo de la sumatoria de la biomasa de hojarasca y la biomasa de la vegetación sobre el suelo (AGB1+ AGB2):

$$AGB_1 \text{ (kg)} = 0.0559 \times (\rho \times DAP^2 \times H) \quad (1)$$

Donde DAP es el diámetro a la altura del pecho (cm), H es la altura (m) y (ρ) es la densidad de madera (g cm⁻³).

$$AGB_1 \text{ (kg)} = e^{(2.4128 \times \ln(DAP) - 1.9968)} \quad (2)$$

Para determinar y comparar la diversidad de especies entre los sitios evaluados se utilizaron los índices de Shannon (ln) y α-Fisher. Este análisis se realizó con el software PAleontological STatistics (PAST v. 4) y se realizó una representación en dimensión reducida de la composición florística mediante el análisis de coordenadas

Tabla 1

Especies utilizadas en la reforestación en Huepetuhe, obtenida a partir de Bulnes et al. (2004). † = Plantadas inicialmente y ‡ = especies en reposición.

Especies	Zona 1 (1999)	Zona 2 (2002)	Zona 3 (2002)
<i>Acaciella angustissima</i> (Mill.) Britton et Rose	140 † ‡	1,088 † ‡	5,390 ‡
<i>Acacia holosericea</i> Cunn. ex Don	209 † ‡	1,427 † ‡	2,030 ‡
<i>Acacia mangium</i> Willd.	108 †	957 †	1,008 †
<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.	252 †	557 †	
<i>Inga spectabilis</i> (Vahl) Willd.	361 †	1,005 †	1,620 †
<i>Croton</i> sp. 1	118 †		161 †
<i>Senna reticulata</i> (Willd.) H.S. Irwin et Barneby	198 †	1,431 †	
<i>Tachigali</i> sp. 1	182 †		911 †
<i>Ochroma pyramidale</i> (Cav. ex Lam.) Urb.	122 †		
<i>Schizolobium amazonicum</i> Ducke		743 †	550
<i>Dalbergia monetaria</i> L. f.	575 ‡	1,887 ‡	407 † ‡
<i>Gliricidia sepium</i> (Jacq.) Kunth ex Walp.		2,225 ‡	424 †
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	515 ‡		600 ‡
<i>Acacia horrida</i> (L.) Willd.	110 ‡	20 ‡	2,800 ‡
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth			100 ‡
<i>Pueraria phaseoloides</i> (Roxb.) Benth.			70 ‡

principales (PCoA), utilizando una matriz de distancia de Bray-Curtis. A los datos de abundancia se les aplicó la transformación raíz cuadrada, para evitar la influencia de las especies más abundantes (Kindt y Coe, 2005). En el PCoA se representó a las especies mediante un biplot utilizando la estandarización de Hellinger (Borcard et al., 2018). Los análisis se realizaron utilizando el paquete Vegan, disponible en R (Oksanen et al., 2019; R Core Team, 2019). Para analizar el síndrome de dispersión, todas las especies espontáneas registradas fueron clasificadas en 3 categorías de dispersión: zoocoria, anemocoria y autocoria.

Para diferenciar entre grupos se utilizó en función a la composición florística a través de un análisis de conglomerados jerárquicos mediante el algoritmo UPGMA (group average). Se utilizó la prueba SIMPROF (Similarity Profile) para evaluar la significancia estadística de los conglomerados generados. Además, se utilizó la prueba SIMPER (Similarity Percentage) para identificar a las especies que explicarían las diferencias entre los conglomerados diferenciados. Para evaluar la diferencia significativa en la composición florística entre los sitios A y C evaluados en 2019, se utilizó la prueba Permanova (Permutational multivariate analysis of variance). Los análisis se realizaron utilizando el paquete estadístico PRIMER 7 (Anderson et al., 2008).

Resultados

La supervivencia inicial de los individuos en la reforestación fue alta ($> 70\%$), a excepción de *Croton* sp. 1 (fig. 2). En el sitio A, la supervivencia promedio luego de 4 años (2003) fue de 71%, siendo *Acacia holosericea* (94%), *Tachigali* sp. 1 (86%), *Senna reticulata* (85%) y *Ochroma pyramidale* (85%) las que tuvieron los mayores porcentajes. *Croton* sp. 1 fue la especie con mejor porcentaje de supervivencia (fig. 2A). En el sitio B, el porcentaje de supervivencia luego de 1 año (2003) fue de 88%. Los mayores porcentajes de supervivencia fueron para *S. reticulata* (95%), *Acaciella angustissima* e *Inga spectabilis* (93%) (fig. 2B). En el sitio C, luego de 1 año de establecimiento, el porcentaje de supervivencia global fue de 92%. Las especies exóticas *A. mangium*, *Gliricidia sepium* y *A. angustissima* fueron las que presentaron los mayores porcentajes de supervivencia (fig. 2C). El crecimiento inicial de estas especies fue muy variable, las exóticas presentaron un mayor crecimiento en altura (0.5 m año^{-1} a 1.4 m año^{-1}) en comparación con las nativas ($< 0.4 \text{ m año}^{-1}$). Las especies exóticas tuvieron un mayor desarrollo vertical inicial, *A. mangium* (1.7 m, en promedio) y *Tachigali* sp. 1 (1.6 m), mientras que de las nativas lo tuvo *O. pyramidale* (1.4 m). Las especies con

menor crecimiento vertical fueron *I. spectabilis* ($< 0.7 \text{ m}$), *A. angustissima* ($< 0.4 \text{ m}$) y *M. caesalpiniifolia* ($< 0.4 \text{ m}$).

Sobre el desarrollo de la vegetación luego de 20 años, se registraron 25 especies arbóreas en los 2 periodos de evaluación (2009 y 2019). En 2009 se encontró un menor número de especies que en 2019, 13 y 20, respectivamente (tabla 2). En 2009, la mayoría de las especies encontradas fueron las plantadas inicialmente (54%) en comparación con las espontáneas. Sin embargo, 20 años después de la plantación (2019) la mayoría de las especies (85%) fueron espontáneas, mientras que solo se encontraron 3 (15%) de las plantadas inicialmente (tabla 2). La riqueza y diversidad de especies (Shannon y α -Fisher) fue superior en el sitio 2019-A (tabla 3). Aunque, el sitio 2019-C presentó una mayor densidad de individuos que los otros sitios evaluados (tabla 3).

Sobre la estructura de la vegetación luego de 20 años. La estructura horizontal en los bosques estudiados estuvo conformada por 9 clases diamétricas (fig. 3A) y ésta mostró una distribución en jota invertida. De esta manera se encontró a la mayoría de los individuos en la categoría inferior de diámetro ($< 10 \text{ cm}$), entre 81% y 90% de total de individuos registrados en cada sitio. Además, se observó una disminución drástica de individuos en las categorías superiores de diámetro (fig. 3A). En el sitio A, la proporción de individuos en las categorías inferiores de diámetro ($< 10 \text{ cm}$) disminuyeron significativamente (-30%) (fig. 3A).

La estructura vertical estuvo constituida por 4 clases de altura. Después de 10 años del establecimiento de la plantación la primera clase (0 a $< 5 \text{ cm}$) representa a la mayoría de los individuos (entre 57% y 89%) (fig. 3B). Veinte años después la proporción que representa esta clase disminuyó ($< 50\%$), incluso en el sitio 2019-C el porcentaje de individuos fue superior en la segunda clase altimétrica (5 a $< 10 \text{ cm}$). En el 2019 se encontraron individuos con una altura $> 15 \text{ m}$ (fig. 3B) superior a los encontrados en el 2009 (todos los individuos $< 15 \text{ m}$). *Vismia baccifera*, *Tachigali* sp. 1 y *Miconia poepigii* fueron las especies registradas con una altura $> 15 \text{ m}$. Se encontró que el estrato arbóreo en el sitio 2019-A está aún dominado por *Tachigali* sp. 1 (exótica), pero algunas especies que se establecieron de forma espontánea (*V. baccifera* y *Cinchona micrantha*) están emergiendo y se encontraron en el estrato arbóreo. El sotobosque está dominado por especies oportunistas, principalmente de la familia Melastomataceae (*Clidemia*, *Graffenrieda*, *Miconia*, *Tibouchina* y *Tococa*) y otras como *Cinchona*, *Jacaranda* y *Vismia*, que se están estableciendo debido a que las condiciones ambientales se han favorecido. El estrato inferior es dominado por *Tococa guianensis* (tabla 2).

La similitud florística dentro de los sitios fue superior luego de 20 años de la plantación, mayor a 0.5 del índice de Bray-Curtis entre los sitios 2019-A y 2019-C. A diferencia de la evaluación a los 10 años de plantación, en esta se encontró una baja similitud florística entre los sitios 2009-A y 2009-B (fig. 4). La prueba SIMPROF en

el dendrograma reveló la existencia de 2 conglomerados de sitios estadísticamente significativos ($p < 0.001$). El primero (en azul, fig. 4) formado por 2 sitios de la evaluación de 2009; el segundo formado por los sitios evaluados en 2019 (en rojo fig. 4). Las especies que generaron esta diferencia fueron *M. caesalpinifolia*, *Tachigali* sp. 1, *T. guianensis*,

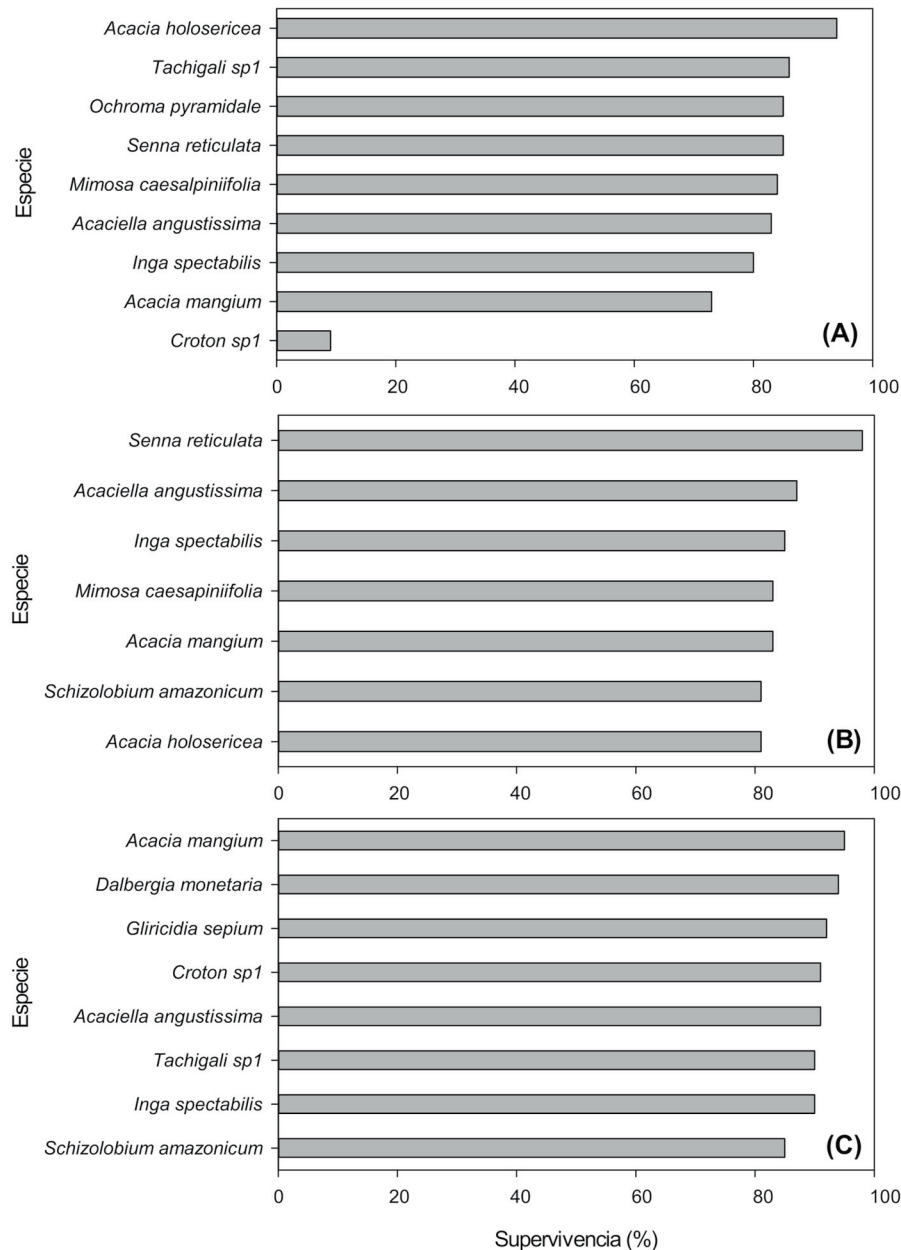


Figura 2. Porcentaje de supervivencia inicial de los individuos luego de la reforestación en áreas degradadas por minería aurífera en Huepetuhe, Madre de Dios Perú. Las letras diferencian a las zonas evaluadas (A, B y C), la supervivencia de los individuos corresponde a 4 años después de la plantación, mientras que en los sitios B y C, corresponde a 1 año luego de la plantación.

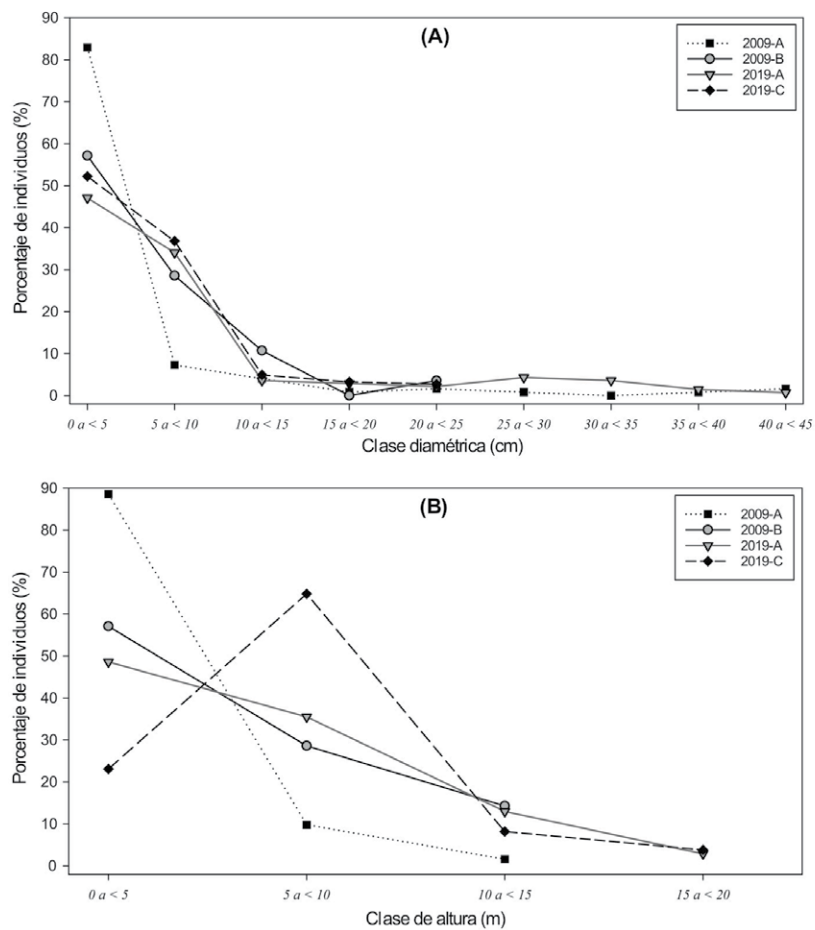


Figura 3. Estructura horizontal y vertical de la vegetación en sitios reforestados en áreas abandonadas por minería aurífera en la Amazonía peruana, evaluaciones después de 10 y 20 años. A = Clases diamétricas de 5 cm de rango; B = clases de altura de 5 m de rango.

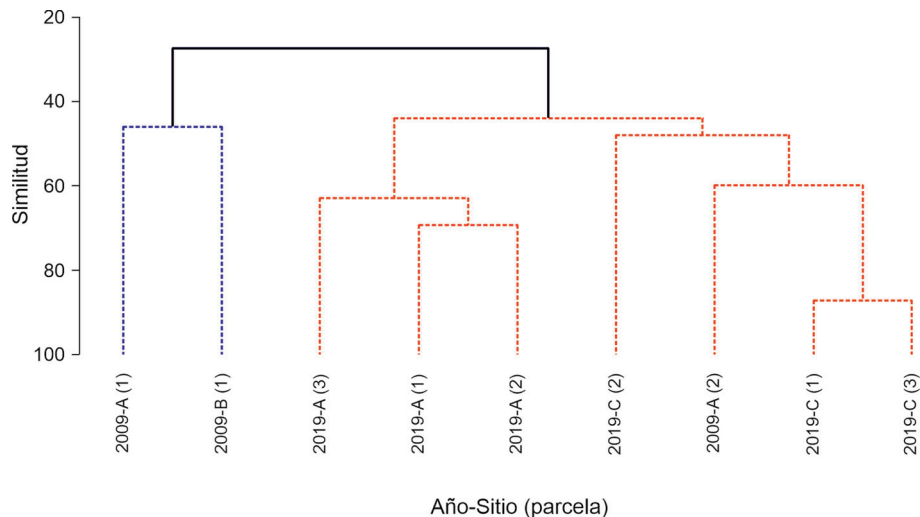


Figura 4. Análisis de conglomerado jerárquico (UPGMA) obtenido a partir de una matriz de similitud de Bray-Curtis entre los periodos evaluados (2009 y 2019) y sitios (A, B y C). Se muestran los sitios agrupados en 2 conglomerados con significación estadística (SIMPROF).

Tabla 2

Especies registradas y síndrome de dispersión de las especies espontáneas en áreas abandonadas con aprovechamiento de minería aurífera en Madre de Dios (Perú), después de 20 años de reforestación. † = Plantadas inicialmente. Zoo = Zoocoria y Ane = anemocoria.

Especie	Síndrome dispersión	Abundancia según sitio								
		2009 A-1	2009 A-2	2009 B-1	2019 A-1	2019 A-2	2019 A-3	2019 C-1	2019 C-2	2019 C-3
<i>Acaciella angustissima</i> (Mill.) Britton et Rose †	-			2						
<i>Acacia mangium</i> Willd. †	-	1		4			1			
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	Zoo	1			1		2			
<i>Cecropia membranacea</i> Trécul	Zoo						1		1	
<i>Cinchona micrantha</i> Ruiz et Pav.	Ane		2		3		1			
<i>Clidemia capitellata</i> (Bonpl.) D. Don	Zoo				3	5	4		1	
<i>Clusia</i> sp. 1	Zoo		1		16	8	2			
<i>Dalbergia monetaria</i> L.f. †	-	10								
<i>Graffenrieda limbata</i> Triana	Zoo				3	4				
<i>Inga spectabilis</i> (Vahl) Willd. †	-			1						
<i>Jacaranda glabra</i> (DC.) Bureau et K. Schum.	Ane							2		
<i>Miconia poepigii</i> Triana	Zoo								7	
<i>Miconia</i> sp. 1	Zoo					8	2	7	3	5
<i>Miconia tomentosa</i> (Rich.) D. Don ex DC.	Zoo							2		
<i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth. †	-	10	1	8						
<i>Ochroma pyramidale</i> (Cav. ex Lam.) Urb.	Ane				5	2	4			
<i>Piper aduncum</i> L.	Zoo					1				
<i>Piper</i> sp. 1	Zoo					1				
<i>Senna reticulata</i> (Willd.) H.S. Irwin et Barneby †	-			5			1			
<i>Tachigali</i> sp. 1 †	-		12		6	6	9	6		5
<i>Tibouchina</i> sp. 1	Ane	2								
<i>Tococa guianensis</i> Aubl.	Zoo	10	56	8	12	5	1	39	17	33
<i>Tococa</i> sp. 1	Zoo								6	
<i>Vismia baccifera</i> (L.) Planch. et Triana	Zoo	14	3		4	10	7	18	10	17
<i>Vismia macrophylla</i> Kunth	Zoo							2		1

V. baccifera y *D. monetaria*, que explicaron 53% de ella (apéndice 2). La diferencia entre los conglomerados también está relacionado a una mayor abundancia de las especies exóticas y abundancia mínima de especies espontáneas en el primer conglomerado (parcelas 2009-A 1 y 2009-B). Mientras que en el segundo conglomerado

la presencia de las especies espontáneas es mayor y las especies exóticas plantadas inicialmente disminuyeron su abundancia (*Tachigali* sp. 1 y *A. mangium*) o desaparecieron (*D. monetaria*, *M. caesalpinifolia* y *A. angustissima*). La presencia de la parcela 2009 A-2 en el conglomerado de las parcelas de 2019 se debe a la presencia de *C. micrantha*

Tabla 3

Abundancia, riqueza y diversidad de especies arbóreas en las áreas de 20 años después de haber sido reforestadas. MDD = Valores de abundancia, riqueza y diversidad florística en arbórea en parcelas de 0.1 ha en Madre de Dios (Dueñas et al., 2019).

	Riqueza de especies/parcela	Riqueza de especies (por sitio)	Abundancia	Shannon	α -Fisher
2009 A-1	7	10	48	1.63	2.26
2009 A-2	6		75	0.85	1.54
2009 B-1	6	6	28	1.61	2.34
2019 A-1	9	15	53	1.93	3.11
2019 A-2	10		50	2.11	3.76
2019 A-3	12		35	2.17	6.45
2019 C-1	7	11	76	1.39	1.88
2019 C-2	7		45	1.61	2.32
2019 C-3	5		61	1.17	1.29
MDD (0.1 ha)	82.7 \pm 13 (61-125)		215 \pm 51 (129-323)	3.9 \pm 0.4 (2.4-4.5)	53.3 \pm 16 (24.5-90.8)

y *Tachigali* sp. 1, las cuales solo se encontraron en esta parcela durante la evaluación de 2009.

El PCoA mostró una representación en dimensión reducida (2-D) de la composición florística de los sitios evaluados y la afinidad y abundancia de las especies encontradas (fig. 5). El PCoA muestra que a los 10 años después de la reforestación, las especies más frecuentes y abundantes corresponden con las plantadas (fig. 5). Mientras que en la evaluación de 20 años, las más frecuentes fueron las que se establecieron de forma espontánea, a diferencia de *Tachigali* sp. 1 que se encuentra como especie dominante aun en el sitio A (fig. 5). Asimismo, el resultado con PCoA muestra una ligera diferenciación en la composición florística entre los sitios A y C durante la evaluación de 2019, aunque la diferencia no fue significativa (Permanova, $p = 0.10$).

A los 20 años de la plantación se observó que en los sitios A y C, las especies espontáneas son las más abundantes, con excepción de la exótica plantada, *Tachigali* sp. 1 presente en el sitio A. En el sitio A, destacan *M. poepigii* y *V. macrophylla* dominando el estrato superior de estos bosques, mientras que *T. guianensis* y *M. tomentosa* dominan el sotobosque. En el sitio C, *Tachigali* sp. 1, *C. micrantha* y *O. pyramidale* están presentes en el estrato superior del bosque, mientras que *Clidemia capitellata* y *Graffenrieda limbata* dominan el sotobosque.

Se estimó que los sitios con 10 años de plantación almacenaron una biomasa en promedio de 20 Mg ha⁻¹, siendo el sitio 2009-A el que almacenó más (27 Mg ha⁻¹) (fig. 6). Luego de 20 años de la plantación, los sitios 2019-A y 2019-C almacenaron en promedio 43 Mg

ha⁻¹ de biomasa, presentando el sitio 2019-A el mayor almacenamiento (60 Mg ha⁻¹) (fig. 6).

Discusión

El establecimiento inicial de leguminosas arbóreas de rápido crecimiento (*A. magnum* y *Tachigali* sp. 1) favoreció la colonización de especies provenientes de bosques cercanos bajo sus propias copas (tabla 2). Resultados similares fueron reportados por Ahirwal y Maiti (2018) en una evaluación de 16 años en áreas degradadas por minas de carbón en India. Las especies arbóreas plantadas inicialmente funcionarían como plantas nodrizas creando microclimas favorables, acelerando así la sucesión en las áreas estudiadas y contribuyendo a una mayor conectividad entre los bosques fragmentados (De La Peña-Domene et al., 2016). Asimismo, el recambio de hojas y el desarrollo radicular, produjo una mejora en las propiedades físico-químicas del suelo, formando agregados y reduciendo el nivel de compactación del suelo (fig. 7). El espesor de hojarasca y raíces finas estuvo entre 3 y 7 cm, similar al bosque de referencia. Los mecanismos sugeridos para explicar la influencia de los árboles en la regeneración natural son: la modificación a microescala de las condiciones medioambientales y la influencia sobre agentes dispersores (Derroire et al., 2016), principalmente aves (alimento, nidificación, percha, etc.).

En la reforestación, el uso de leguminosas (*Acacia*, *Inga* y *Tachigali*) resistentes a las condiciones adversas en áreas degradadas fue un acierto debido a las ventajas que ofrecen ante la asociación con microorganismos (Franco y

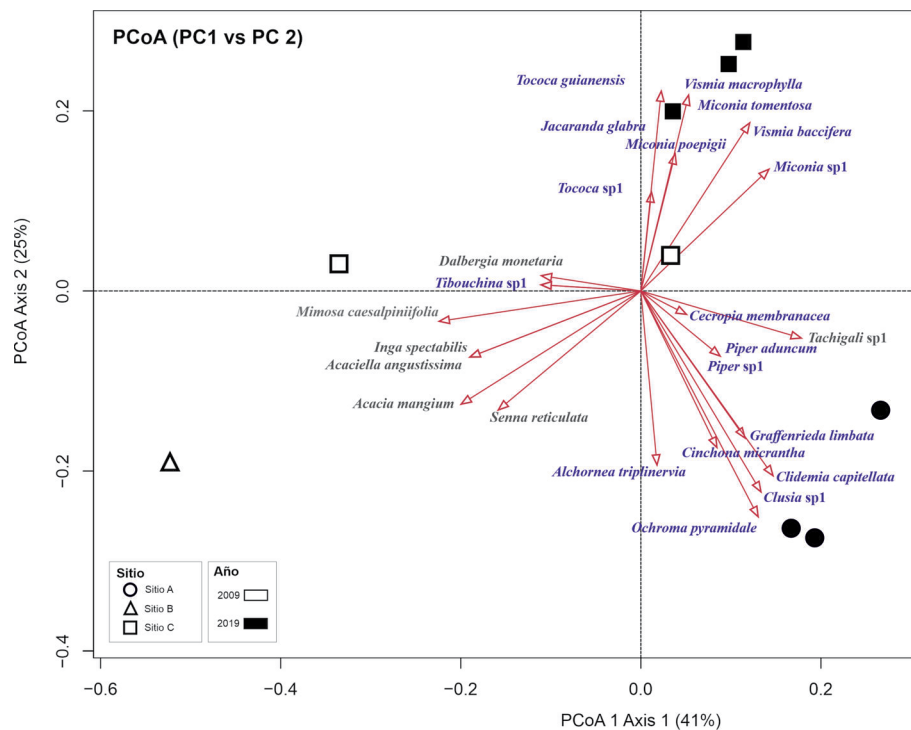


Figura 5. Diagrama del análisis de coordenadas principales (PCoA) indicando la similitud en la composición florística de los sitios reforestados en áreas abandonadas por minería aurífera en la Amazonía peruana. En gris se encuentran las especies plantadas inicialmente y en azul, las especies espontáneas o colonizadoras del área.

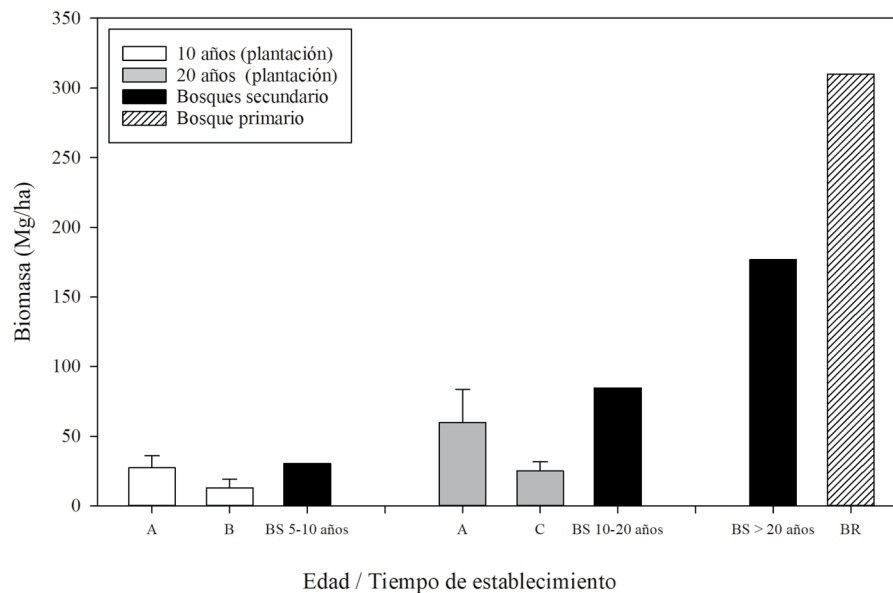


Figura 6. Acumulación de biomasa aérea en sitios reforestados en áreas abandonadas por minería aurífera en la Amazonía peruana y comparación con valores promedio de biomasa de bosques secundarios y primarios de Madre de Dios, Perú. Las barras blancas representan los sitios a los 10 años (2009) de plantación y las barras grises a los 20 años de plantación (2019). Los valores promedio de biomasa de los bosques secundarios y primarios se obtuvieron de Asner et al. (2014), Baker y Aguilar-Amuchastegui (2014) y Gutiérrez et al. (2014).



Figura 7. Fotografías de la hojarasca bajo las copas de los árboles en áreas reforestadas después de 20 años de que cesó la minería aurífera en la Amazonía peruana. A) Abundante hojarasca y regeneración natural de especies nativas; B) colchón de hojarasca y raíces a una profundidad entre 5 - 7 cm en la zona A y de 3.5 -6.3 cm en la zona C; C y D) se observan la formación de agregados en el suelo y las gravas producto de la explotación minera.

Campello, 2001). Así, estas plantas con la posibilidad de ser noduladas y micorizadas pueden adquirir la capacidad de incorporar carbono y nitrógeno al suelo, una mayor capacidad de absorción de nutrientes y ser más tolerante al estrés ambiental (Franco y Campello, 2001).

Después de 10 años, la proporción de especies espontáneas colonizadoras corresponde a 16-60% del total, inferior al reportado por Parrotta et al. (1997) (entre 32 y 60%) en 10 años de una restauración en áreas degradadas por la minería de bauxita en la Amazonia brasileña. Esta diferencia estaría relacionada con las diferencias en la degradación del ecosistema entre la minería de bauxita y la aurífera, y con una densidad menor de plantación 2×2 m y uso del topsoil de 15 cm (Parrotta et al., 1997).

Después de 20 años, de las 16 especies utilizadas en la reforestación, solo se encontraron a *A. magium* y *S. reticulata* en bajas densidades y algunos individuos de *Tachigali* sp. 1 (> 5 individuos por parcela). Las especies nativas se establecieron espontáneamente, actualmente representan más de 80% de las especies arbóreo-arbustivas registradas y de éstas, la mayoría tiene dispersión por aves. La mayoría de estas especies presentan frutos en bayas y drupas de colores vistosos como evidencia del síndrome de dispersión para aves (fig. 8), debido a que

los frutos rojos y negros son consumidos más que otros colores en áreas restauradas en bosques tropicales (Gagetti et al., 2016). El análisis del síndrome de dispersión de las especies espontáneas evidenció una mayor contribución de la zoocoria (78%) en la dispersión de especies espontáneas del bosque de referencia, principalmente aves, en comparación con las dispersadas por el viento (22%; tabla 2). Según Parrotta et al. (1997), las aves junto con los murciélagos contribuyen más en la dispersión de semillas en bosques fragmentados, como se evidencia por la mayoría de las especies encontradas que reforestan áreas abandonadas por la minería.

Se compararon los atributos florísticos encontrados en el presente estudio con el promedio para los bosques de Madre de Dios reportados por Dueñas et al. (2019). Encontramos que los valores de riqueza, abundancia y diversidad de especies arbóreas son inferiores a los valores promedio de Madre de Dios, representando 18%, 34% y 50%, respectivamente (tabla 3). Las diferencias en la riqueza de especies entre los sitios A y C (tabla 3) estaría relacionado con la proximidad al bosque de referencia, el sitio A (800 m) está más próximo al bosque de referencia que el sitio C (1,200 m). Estos resultados se ratifican con el PCoA (fig. 5), en el cual se observó una diferenciación en

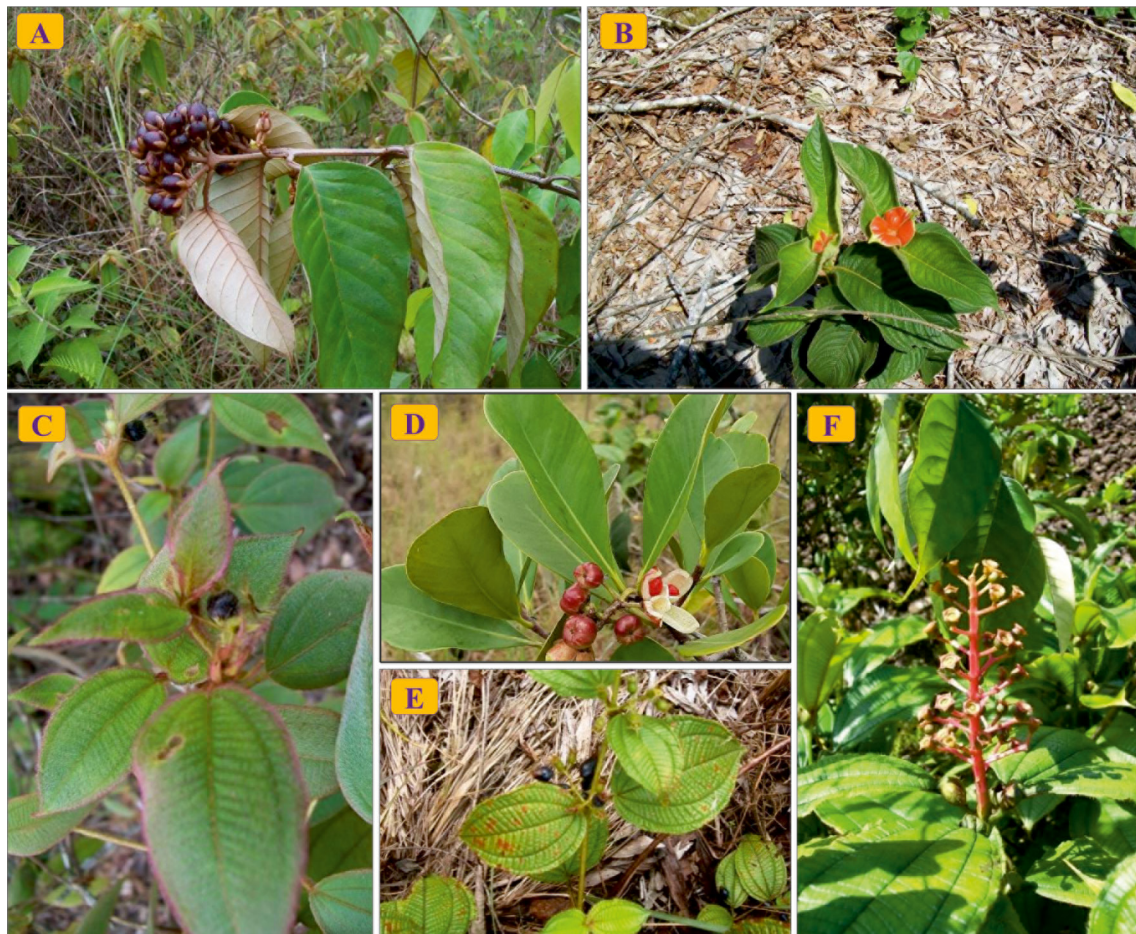


Figura 8. Especies en floración o fructificación encontradas en áreas reforestadas 20 años después de que cesó la minería aurífera en la Amazonía peruana. A) *Vismia baccifera*, B) *Psychotria* sp., C) *Clidemia capitellata*, D) *Clusia* sp., E) *Miconia tomentosa* y F) *Tococa guianensis*.

la composición florística entre los 2 sitios, aunque ésta no fue significativa (Permanova, $p = 0.10$), esto se debería a las especies en común que son abundantes en ambos sitios, por ejemplo *C. capitellata*, *T. guianensis* y *V. baccifera*. Estos resultados son consistentes con otros estudios sobre la influencia de la proximidad en la riqueza y diversidad de especies colonizadoras de áreas degradadas (Cubiña y Aide, 2001; Norman et al., 2006; Novianti et al., 2018; Parrotta et al., 1997). Es decir, la regeneración natural tiende a ser más lenta cuanto mayor es la distancia al bosque de referencia en combinación con una reducida dispersión causada por la fragmentación (Cubiña y Aide, 2001; Günter et al., 2007).

Las especies espontáneas de *Alchornea*, *Inga*, *Miconia* y *Piper* que se establecieron en el área reforestada, coinciden con el estudio de regeneración natural en una reforestación después de la explotación minera de bauxita en Minas Gerais (Brasil) (Miranda-Neto et al., 2014). Mientras que

solo *Jacaranda* y *Vismia* concuerda con el estudio de Rodrigues et al. (2004) en la regeneración natural de un área degradada por minería aurífera en Mato Grosso (Brasil). La presencia de *Vismia*, luego de 20 años, coincide con los resultados de Fernandes-Neto et al. (2019) en la Amazonia brasileña, estos autores encontraron a especies de *Vismia* en pastizales luego de 20 años de abandono. Rodrigues et al. (2004) encontraron otras especies típicas de bosques secundarios en Madre de Dios, como *Trema micrantha*, *Schizolobium amazonicum* y *Apeiba tibourbou* que no se encontraron en el presente estudio.

La aclimatación es un factor crítico en la reforestación, por lo tanto, se debería realizar una buena selección de especies a utilizar y sería lógico seleccionar especies nativas de adaptabilidad comprobada en la región. Aunque se usan comúnmente especies exóticas debido a su confiabilidad basada en resultados previos (Ruiz, 2002). Sin embargo, en Madre de Dios, otros estudios utilizaron exitosamente

especies nativas en la recuperación de áreas degradadas por minería aurífera. Román-Dañobeytia et al. (2015) utilizaron 2 especies pioneras (*Apeiba membranacea* y *O. pyramidale*) y 2 especies de sucesión intermedia (*Ceiba pentandra* y *Erythrina ulei*), estos autores encontraron una tasa de supervivencia superior a 70% y reportaron que estas especies tuvieron un lento crecimiento durante el primer año (0.2-4 cm de altura). Lefebvre et al. (2019) utilizaron 2 especies nativas no pioneras, *Terminalia amazonia* y *Guazuma crinita*, y encontraron una tasa de supervivencia entre 68 y 75%. Las tasas de crecimiento reportadas por Lefebvre et al. (2019) son superiores ($> 1 \text{ cm mes}^{-1}$) a los de Román-Dañobeytia et al. (2015), estas diferencias estarían relacionadas con el biocarbón utilizando por Lefebvre et al. (2019) debido a sus efectos positivos en el crecimiento.

La estructura de la vegetación, luego de 20 años del establecimiento de la reforestación, presentó un patrón de tipo jota invertida, típico de los bosques naturales tropicales y que sugiere un buen potencial de reclutamiento de la regeneración natural en estas áreas luego del abandono (Astudillo-Sánchez et al., 2019; Mensah et al., 2020). Las especies espontáneas están dominando el estrato arbóreo en el sitio 2019-C *M. poepigii* ($> 15 \text{ m}$ altura) y en el sitio A *Tachigali* sp. 1 ($< 15 \text{ m}$), además de otras especies como *C. micrantha*, *Jacaranda glabra*, *Alchornea triplinervia* y *V. macrophylla*. Mientras que a menor densidad, se encontraron individuos plantados inicialmente (fig. 3; tabla 2). El estrato medio e inferior de las clases de altura está dominado por especies típicas de sucesión temprana en este tipo de comunidades vegetales, como *V. baccifera* y *T. guianensis*. La drástica disminución en la proporción de individuos en las categorías inferiores de diámetro se debería a una alta mortalidad de las especies introducidas (*D. monetaria*, *M. caesalpinifolia*, *D. monetaria* y *A. mangium*), a que *Tachigali* sp. 1 cambió de categoría hacia las categorías superiores de diámetro ($> 15 \text{ cm}$), y finalmente, a una mayor diversidad de especies y menor dominancia de *T. guianensis* en este estrato. Por lo tanto, los resultados sugieren que *Tachigali* sp. 1 funcionaría como una buena nodriza para acelerar el proceso de recuperación del bosque.

En promedio, los bosques tropicales primarios albergan entre 200 y 400 Mg ha^{-1} de biomasa y en Madre de Dios, entre 230 y 310 Mg ha^{-1} (Asner et al., 2014; del Valle et al., 2011; Gutiérrez et al., 2014). Los sitios reforestados luego de 10 años tienen entre 10-57% menos biomasa que los bosques secundarios de edad similar (AIDER, 2012; fig. 6). La reforestación de 20 años almacenó entre 30-69% menos biomasa que los bosques secundarios de edad similar (AIDER, 2012). Sin embargo, la capacidad de recuperación de la funcionalidad y de los servicios ecosistémicos después de los impactos severos ocasionados por la minería, debería ser considerada para futuros proyectos de reforestación. Esto es importante considerando que en Madre de Dios, en 2 años (2017-2018), la actividad minera ha sido responsable de la deforestación de más de 23,000 ha y de emisiones de 1.12 Tg C (Csillik y Asner, 2020).

El monitoreo a mediano y largo plazo permitirá demostrar cambios en el ecosistema, si ha cambiado en la dirección esperada hacia un estado ideal o de referencia y qué tan cerca está de ese estado (Aguilar-Garavito y Ramírez, 2015; Ferraro y Pattanayak, 2006). Es importante utilizar parámetros estructurales y florísticos como indicadores de una restauración exitosa en el monitoreo (Londe y de Sousa, 2017). Suganuma y Durigan (2015) sugieren que los mejores indicadores para monitorear las comunidades que han sido restauradas son: área basal, densidad de latizales, riqueza del sotobosque y la cobertura de dosel. Por lo tanto, las actividades de siembra son tan importantes como el monitoreo, debido a que incrementan la probabilidad de éxito en la reforestación (Aguilar-Garavito y Ramírez, 2015).

Agradecimientos

Al Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre del Perú (SERFOR). El presente estudio se ha realizado gracias al financiamiento del Programa de Desarrollo Forestal Sostenible, Inclusivo y Competitivo en la Amazonia Peruana del SERFOR.

Apéndice 1. Proceso de deforestación de las áreas degradadas por minería en Huepetuhe, Madre de Dios (Perú). Fotografías del método de explotación minera: A, remoción del suelo; B y C, carga y transporte de los materiales utilizando maquinaria pesada; D, descarga de material en los chutes para su procesamiento gravimétrico; E, grava y residuos generados con diámetro mayor a 1.5 cm y F, área degradada y abandonada por la minería aurífera en Huepetuhe.



Apéndice 2. Análisis SIMPER realizado sobre la abundancia de las especies encontradas en las evaluaciones de 2009 y 2019. Los grupos (A y B) fueron diferenciados utilizando el análisis SIMPROF. Grupo A (parcelas 2009 A1 y 2009 B1) vs. grupo B (parcelas 2019 A, 2019 C y 2009 A).

Especie	Grupo A	Grupo B	Contribución (%)	Cum. (%)
<i>Mimosa caesalpinifolia</i>	3	0.14	12.03	12.03
<i>Tachigali</i> sp.1	0	2.29	9.67	21.7
<i>Tococa guianensis</i>	3	4.33	9.23	30.92
<i>Vismia baccifera</i>	1.87	3.01	8.78	39.71
<i>Miconia</i> sp.1	0	1.55	6.54	46.24
<i>Dalbergia monetaria</i>	1.58	0	6.27	52.51
<i>Acacia mangium</i>	1.5	0.14	5.92	58.44
<i>Clusia</i> sp.1	0	1.32	5.32	63.76
<i>Senna reticulata</i>	1.12	0.14	2.03	68.79
<i>Clidemia capitellata</i>	0	1	4.06	72.85
<i>Ochroma pyramidale</i>	0	0.81	3.24	76.08
<i>Acaciella angustissima</i>	0.71	0	3.24	79.29
<i>Tibouchina</i> sp.1	0.71	0	2.8	82.09
<i>Cinchona micrantha</i>	0	0.59	2.49	84.58
<i>Alchornea triplinervia</i>	0.5	0.34	2.3	86.98
<i>Inga spectabilis</i>	0.5	0	2.27	89.15
<i>Graffenrieda limbata</i>	0	0.53	2.09	91.25
<i>Miconia poepigii</i>	0	0.38	1.71	92.96
<i>Tococa</i> sp.1	0	0.35	1.58	94.54
<i>Vismia macrophylla</i>	0	0.34	1.48	96.02
<i>Cecropia membranacea</i>	0	0.29	1.24	97.26
<i>Jacaranda glabra</i>	0	0.2	0.82	98.08
<i>Miconia tomentosa</i>	0	0.2	0.82	98.89
<i>Piper aduncum</i>	0	0.14	0.55	99.45
<i>Piper</i> sp.1	0	0.14	0.55	100

Referencias

- Aguilar-Garavito, M. y Ramírez, W. (2015). *Monitoreo a procesos de restauración ecológica, aplicado a ecosistemas terrestres*. Bogotá D.C.: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Ahirwal, J. y Maiti, S. K. (2018). Development of technosol properties and recovery of carbon stock after 16 years of revegetation on coal mine degraded lands, India. *Catena*, 166, 114–123. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.03.026>
- AIDER (Asociación para la Investigación y Desarrollo Integral). (2012). *Gestión forestal sostenible y aprovechamiento de los servicios ecosistémicos en los bosques administrados por la comunidad nativa Ese Eja de Infierno, Perú*. Puerto Maldonado: AIDER/ ITTO.
- Ancco-Mamani, C. (2017). *Sobrevivencia y producción de biomasa de especies de flora en diferentes modelos de siembra, en suelos degradados por la minería en el sector la pampa-comunidad Nueva Arequipa, distrito de Inambari - provincia Tambopata - Madre de Dios (Tesis)*. Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios, Puerto Maldonado, Perú. <http://repositorio.unamad.edu.pe/handle/UNAMAD/245>
- Anderson, M., Gorley, R. y Clarke, K. (2008). *Permanova + for PRIMER : guide to software and statistical methods*. Plymouth: PRIMER-E.
- Asner, G., Knapp, D., Martin, R., Tupayachi, R., Anderson, C., Mascaro, J. et al. (2014). *La geografía del carbono en alta resolución del Perú*. Lima: Institución Carnegie para la Ciencia/ Ministerio del Ambiente del Perú.

- Asner, G. y Tupayachi, R. (2016). Accelerated losses of protected forests from gold mining in the Peruvian Amazon. *Environmental Research Letters*, 12, 094004. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa7dab>
- Astudillo-Sánchez, E., Pérez, J., Troccoli, L. y Aponte, H. (2019). Composición, estructura y diversidad vegetal de la Reserva Ecológica Comunal Loma Alta, Santa Elena, Ecuador. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 90, e902871. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2019.90.2871>
- Baker, T. y Aguilar-Amuchastegui, N. (2014). *Estimando los stocks de carbono forestal tropical a partir de información de inventario existente*. Lima: WWF.
- Borcard, D., Gillet, F. y Legendre, P. (2018). *Numerical ecology with R*, 2ª Ed. New York: Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-71404-2>
- Borges, S., Santos, R., Oliveira, D., Souza, I., Verburg, E., Pimentel, L. et al. (2019). Practices for rehabilitating bauxite-mined areas and an integrative approach to monitor soil quality. *Land Degradation and Development*, 30, 866–877. <https://doi.org/10.1002/ldr.3273>
- Bulnes, F., Santos, A. y Adrianzen, G. (2004). *Obra de reforestación y otros en las áreas afectadas por la actividad minera en Huepetuhe. Informe Técnico Final*. Lima: Ministerio de Agricultura del Perú.
- Caballero, J., Messinger, M., Román, F., Ascorra, C., Fernandez, L. y Silman, M. (2018). Deforestation and forest degradation due to gold mining in the Peruvian Amazon: a 34-year perspective. *Remote Sensing*, 10, 1903. <https://doi.org/10.20944/preprints201811.0113.v1>
- Castellanos-Barliza, J. y León, J. (2011). Descomposición de hojarasca y liberación de nutrientes en plantaciones de *Acacia mangium* (Mimosaceae) establecidas en suelos degradados de Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 59, 113–128. <https://doi.org/10.15517/rbt.v59i1.3182>
- Chave, J., Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M. S., Delitti, W. B. C. et al. (2014). Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*, 20, 3177–3190. <https://doi.org/10.1111/gcb.12629>
- Cherlet, M., Hutchinson, C., Reynolds, J., Hill, J., Sommer, S. y von Maltitz, G. (2018). *World atlas of desertification, mapping land degradation and sustainable land management opportunities*, Third Ed. Luxemburgo: Publication Office of the European Union. <https://doi.org/10.2788/21872>
- Cortés-McPherson, D. (2019). Expansion of small-scale gold mining in Madre de Dios: capital interests and the emergence of a new elite of entrepreneurs in the Peruvian Amazon. *Extractive Industries and Society*, 6, 382–389. <https://doi.org/10.1016/j.exis.2019.01.002>
- Csillik, O. y Asner, G. P. (2020). Aboveground carbon emissions from gold mining in the Peruvian Amazon. *Environmental Research Letters*, 15, 014006. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab639c>
- Cubiña, A. y Aide, T. (2001). The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. *Biotropica*, 33, 260–267. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2001.tb00177.x>
- De La Peña-Domene, M., Minor, E. y Howe, H. (2016). Restored connectivity facilitates recruitment by an endemic large-seeded tree in a fragmented tropical landscape. *Ecology*, 97, 2511–2517. <https://doi.org/10.1002/ecy.1459>
- del Valle, J., Restrepo, H. y Londoño, M. (2011). Recuperación de la biomasa mediante la sucesión secundaria, Cordillera Central de los Andes, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 59, 1337–1358.
- Derroire, G., Coe, R. y Healey, J. (2016). Isolated trees as nuclei of regeneration in tropical pastures: testing the importance of niche-based and landscape factors. *Journal of Vegetation Science*, 27, 679–691 <https://doi.org/10.1111/jvs.12404>
- Dueñas, H., Peña, J., Báez, S., Bejar, N., Berrocal, S. y Garate, J. (2019). Influencia de la conservación de bosques en la diversidad y composición florística arbórea en el sureste de la Amazonía peruana. *Ciencia Amazónica (Iquitos)*, 7, 111–125. <https://doi.org/10.22386/ca.v7i1.268>
- Fernandes-Neto, J., Costa, F., Williamson, G. y Mesquita, R. (2019). Alternative functional trajectories along succession after different land uses in central Amazonia. *Journal of Applied Ecology*, 56, 2472–2481. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13484>
- Ferraro, P. y Pattanayak, S. (2006). Money for nothing? A call for empirical evaluation of biodiversity conservation investments. *Plos One, Biology*, 4, e105. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040105>
- Franco, A. y Campello, E. (2001). Utilización de leguminosas inoculadas con bacterias en la recuperación de áreas degradadas por actividades mineras. En Ministerio de Energía y Minas (MINEM) (Ed.), *Minería aurífera aluvial* (pp. 67–72). Lima: Ministerio de Energía y Minas.
- Gagetti, B., Piratelli, A. y Piña-Rodrigues, F. (2016). Fruit color preference by birds and applications to ecological restoration. *Brazilian Journal of Biology*, 27, 955–966. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.05115>
- Günter, S., Weber, M., Erreis, R. y Aguirre, N. (2007). Influence of distance to forest edge on natural regeneration of abandoned pastures: a case study in the tropical mountain rain forest of Southern Ecuador. *European Journal of Forest Research*, 126, 67–75. <https://doi.org/10.1007/s10342-006-0156-0>
- Gutiérrez, N., Álvarez, C., Riveros, J. y Aguilar-Amuchastegui, N. (2014). *Estimación del carbono en la biomasa aérea de los bosques de la región de Madre de Dios*. Lima: WWF.
- Honorio, E. y Baker, T. (2010). *Manual para el monitoreo del ciclo de carbono en bosques amazónicos*. Leeds: Universidad de Leeds.
- Huayllani-Enríquez, M. (2016). *Presencia de metales pesados en la estructura vegetal de Apeiba menbranacea Spruce ex Benth. (peine de mono), Ochroma pyramidale (Cav. ex Lam.) Urb. (Topa), Ceiba pentandra (L.) Gaerth. (Lupuna), Erythrina ulei Harms (Amasisa) instaladas en áreas intervenidas por la minería aurífera en el sector Manuani – Inambari – Tambopata – Madre de Dios (Tesis)*. Facultad

- de Ingeniería, Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios. Puerto Maldonado, Perú. <http://repositorio.unamad.edu.pe/handle/UNAMAD/214>
- Joshi, N. (2016). Nuts about gold: competition for land in Madre de Dios, Peru. En J. Niewöhner, A. Bruns, P. Hostert, T. Krueger, J. Nielsen, H. Haberl et al. (Eds.), *Land use competition, human-environment interactions 6* (pp. 111–123). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-33628-2_7
- Kindt, R. y Coe, R. (2005). *Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies*. Nairobi: World Agroforestry Centre. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.1.1993.7684>
- Lefebvre, D., Román-Dañobeytia, F., Soete, J., Cabanillas, F., Corvera, R., Ascorra, C. et al. (2019). Biochar effects on two tropical tree species and its potential as a tool for reforestation. *Forests*, 10, 1–14. <https://doi.org/10.3390/f10080678>
- Londe, V. y de Sousa, H. C. (2017). Structure and floristic composition as indicators of restoration success in an urban riparian forest along the Das Velhas river in Southeastern Brazil. *Journal of Sustainable Forestry*, 36, 503–515. <https://doi.org/10.1080/10549811.2017.1330212>
- Mensah, S., Egeru, A., Assogbadjo, A. y Glèlè, R. (2020). Vegetation structure, dominance patterns and height growth in an Afromontane forest, Southern Africa. *Journal of Forestry Research*, 34, 453–462. <https://doi.org/10.1007/s11676-018-0801-8>
- Miranda-Neto, A., Venâncio, S., de Almeida, K., Teixeira, A. y de Abreu, R. (2014). Natural regeneration in a restored bauxite mine in southeast Brazil. *Bosque (Valdivia)*, 35, 377–389. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002014000300012>
- Moody, K., Hasan, K., Aljic, S., Blakeman, V., Hicks, L., Loving, D. et al. (2020). Mercury emissions from Peruvian gold shops: potential ramifications for Minamata compliance in artisanal and small-scale gold mining communities. *Environmental Research*, 182, 109042. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.109042>
- Moreno-Brush, M., Rydberg, J., Gamboa, N., Storch, I. y Biester, H. (2016). Is mercury from small-scale gold mining prevalent in the southeastern Peruvian Amazon? *Environmental Pollution*, 218, 150–159. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.038>
- Nascimento, H. y Laurance, W. (2002). Total aboveground biomass in central Amazonian rainforests: a landscape-scale study. *Forest Ecology and Management*, 168, 311–321. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00749-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00749-6)
- Nelson, B. W., Mesquita, R., Pereira, J., Garcia, S., Teixeira, G. y Bovino, L. (1999). Allometric regressions for improved estimate of secondary forest biomass in the central Amazon. *Forest Ecology and Management*, 117, 149–167. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00475-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00475-7)
- Nicolau, A., Herndon, K., Flores-Anderson, A., Griffin, R. (2019). A spatial pattern analysis of forest loss in the Madre de Dios region, Peru. *Environmental Research Letters*, 14, 124045. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab57c3>
- Norman, M., Koch, J., Grant, C., Morald, T. y Ward, S. (2006). Vegetation succession after bauxite mining in western Australia. *Restoration Ecology*, 14, 278–288. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00130.x>
- Novianti, V., Marrs, R., Choesin, D., Iskandar, D. y Suprayogo, D. (2018). Natural regeneration on land degraded by coal mining in a tropical climate: Lessons for ecological restoration from Indonesia. *Land Degradation and Development*, 29, 4050–4060. <https://doi.org/10.1002/ldr.3162>
- Oksanen, J., Blanchet, G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., Mcglinn, D. et al. (2019). *Vegan: community ecology package. R package version 2*. Recuperado de: <https://cran.r-project.org/package=vegan>
- Parrotta, J., Knowles, O. y Wunderle, J. (1997). Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 99, 21–42. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00192-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00192-8)
- R Core Team. (2019). *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org/>
- Rocha-Nicoleite, E., Campos, M., Colombo, G., Overbeck, G. y Müller, S. (2018). Forest restoration after severe degradation by coal mining: lessons from the first years of monitoring. *Revista Brasileira de Botânica*, 41, 653–664. <https://doi.org/10.1007/s40415-018-0486-4>
- Rodrigues, R., Martins, S. y De Barros, L. (2004). Tropical rain forest regeneration in an area degraded by mining in Mato Grosso State, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 190, 323–333. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.10.023>
- Román-Dañobeytia, F., Huayllani, M., Michi, A., Ibarra, F., Loayza-Muro, R., Vázquez, T. et al. (2015). Reforestation with four native tree species after abandoned gold mining in the Peruvian Amazon. *Ecological Engineering*, 85, 39–46. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.09.075>
- Ruiz, B. (2002). *Manual de reforestación para América Tropical*. San Juan: Servicio Forestal del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos.
- Soto-Benavente, M., Rodríguez-Achata, L., Olivera, M., Sanchez, V., Nano, C. y Garate-Quispe, J. (2020). Health risks due to the presence of heavy metals in agricultural products cultivated in areas abandoned by gold mining in the Peruvian Amazon. *Scientia Agropecuaria*, 11, 49–59. <https://doi.org/10.17268/sci.agropecu.2020.01.06>
- Suganuma, M. S. y Durigan, G. (2015). Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. *Restoration Ecology*, 23, 238–251. <https://doi.org/10.1111/rec.12168>
- Swenson, J., Carter, C., Domec, J. y Delgado, C. (2011). Gold mining in the peruvian amazon: Global prices, deforestation, and mercury imports. *Plos One*, 6, e18875. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0018875>
- Walker, L. R. y del Moral, R. (2003). *Primary succession and ecosystem rehabilitation*. New York: Cambridge University Press.