

Efecto de la introducción de especies forestales en suelos degradados en procesos de restauración ecológica en el sur del Ecuador

Effect of the introduction of forest species on degraded soils in ecological restoration processes in south of Ecuador

Narváez María Cristina¹
Aguirre Nikolay²
Maldonado Manuel³

¹Master en Ecología, Universidad San Francisco de Quito, Campus Cumbayá, Calle Diego de Robles s/n, Quito – Ecuador.

²Director de Investigación, Universidad Nacional de Loja, Avenida Pio Jaramillo Alvarado, Loja - Ecuador

³Docente de la Carrera de Veterinaria, Universidad Católica de Cuenca, Panamericana norte km 2 ½, Cuenca – Ecuador

*Autor para correspondencia: ma_cristinarvaez@hotmail.com

RECIBIDO: 10/10/2017

APROBADO: 05/12/2017

RESUMEN

El presente trabajo se realizó después de siete años de implementación de un ensayo de restauración ecológica en zonas intervenidas en áreas de amortiguamiento del Parque Nacional Podocarpus. Se evaluó cómo interfieren cinco especies forestales (tres nativas y dos introducidas) en tres estados de sucesión en suelos degradados. Adicionalmente, se indagaron las diferencias en las características fenotípicas, en biomasa microbiana y en la respiración basal del suelo entre especies nativas e introducidas; y finalmente se investigó la relación existente entre estos. Para comprobar estas hipótesis, se evaluaron variables fenotípicas de los árboles que intervienen directamente en la dinámica del suelo, a la vez se valoró la biomasa microbiana y la respiración basal como indicador biológico del suelo. Se observó que las especies forestales interfieren en la dinámica del suelo de forma diferente en cada una de las mismas, además se observaron diferencias significativas entre ellas en todos los parámetros fenotípicos e indicadores biológicos del suelo, sin diferenciarse si son nativos o introducidos. Se encontraron relaciones entre las características fisiológicas y los indicadores biológicos del suelo, diferenciándose en cada especie. Se concluyó que tanto la especie como el estado de sucesión influyen en el estado sanitario y fenotipo del árbol y a su vez en los indicadores biológicos del suelo.

Palabras claves: restauración ecológica, indicadores biológicos del suelo, especies forestales.

ABSTRACT

This study was carried out seven years after the implementation of an ecological restoration process of the degradation in the buffer zones of Podocarpus National Park. An assessment was performed of the way in which five forest species (three native and two introduced) impact on degraded soils in three succession stages. In addition, differences in phenotypic characteristics and soil micro-biotic dynamics between native and introduced species were investigated. Finally, an analysis was performed as to whether the microbial biomass and basal respiration or the soil and were related to physiological characteristics. To test these hypotheses, phenotypic variables of the trees that intervene directly in soil dynamics were evaluated. The presence of microorganisms was assessed as a biological indicator of the soil, by quantifying the microbial biomass and basal respiration of the soil. The main conclusions were that each forest species interferes with soil biological indicators in a particular way, and significant differences were observed among the species under study in all phenotypic parameters and biological indicators of soil, independently of whether they were native or introduced. Relationships were identified between physiological characteristics and biological indicators of the soil, with differences in each species. The conclusion is that both the species and the state of succession influence the health status and phenotype of the tree, and therefore soil biological indicators.

Keywords: ecological restoration, soil biological indicators, forest tree species.

INTRODUCCIÓN

Ecuador es uno de los lugares más biodiversos del mundo debido a sus ecosistemas característicos como son los bosques tropicales y los Andes (Gunter *et al.*, 2009). Los Andes orientales, específicamente, se consideran puntos calientes de biodiversidad (Gonzales y Ordóñez, 2009).

Esta biodiversidad disminuye de forma acelerada debido a que existen niveles muy altos de deforestación. La Organización para la Alimentación y Agricultura (FAO) reporta una pérdida de 450 millones de hectáreas de bosque tropical entre 1960 y 1990, con una tasa de deforestación de más del 2 % en la década de 1990 (James, 2006). Este mismo fenómeno se ha presentado en el Ecuador, alcanzando uno de los valores más altos en Latinoamérica, con niveles de deforestación mayores a 150 000 hectáreas por año (Aguirre, 2007). En la región sur de los Andes los valores de deforestación en el periodo 2000 a 2008 llegaron a un promedio de 5 158 hectáreas por año (Ministerio del Ambiente del Ecuador MAE, 2012).

El 90 % de la deforestación en los trópicos es provocada por la extensión de tierras para la agricultura. Alrededor del mundo los agricultores prefieren sembrar especies forestales que brinden un rédito económico inmediato, en desmedro de sembrar especies nativas que pueden brindar un rédito a mediano plazo (Nath *et al.*, 2016). Además, la deforestación también es causada por varios factores tanto directos como indirectos, entre los que se encuentran: la colonización, la situación socio económica de la población y de la región, la introducción de plantas, el turismo, entre otros. La deforestación tiene como consecuencia un descenso en la calidad del ecosistema y la pérdida de la biodiversidad; dejando como derivación tierras agrícolamente improductivas y con pobres condiciones naturales (Abreu *et al.*, 2008; James, 2006).

Los programas de reforestación aplicados en el Ecuador han tenido, fines comerciales, proteccionistas y/o recreacionales. En su gran mayoría, se han usado especies introducidas como el pino y el eucalipto (Aguirre, 2007). Siendo así; que, con la finalidad de recuperar ecosistemas de una manera integral, se ha incluido una nueva disciplina en los procesos de reforestación que es la restauración ecológica (Callaham, Rhoades y Heneghan, 2008). La restauración ecológica es el proceso de sustento a la regeneración de ecosistemas que han sido degradados, dañados o destruidos (Gann y Lamb, 2006). Los proyectos de restauración ecológica deben tomar en cuenta el ecosistema natural e ir acorde a las necesidades de la comunidad (Meli y Carrasco-Carballido, 2011). Este proceso brinda un enfoque sistémico en el cual se pueden incluir elementos propios del hábitat, que permiten la rehabilitación de la biodiversidad característica del lugar.

Para un proceso de restauración ecológica, el estudio de los indicadores biológicos suelo es un factor relevante en el mantenimiento y viabilidad de la biodiversidad de los ecosistemas nativos, por las relaciones inter e intra-específicas que tiene con las estructuras del mismo (Callaham, Rhoades, y Heneghan, 2008). Para ello es necesario estudiar a la comunidad microbiana que regula la producción primaria neta de materia orgánica del suelo de un ecosistema, aportando a la disponibilidad de nutrientes minerales para las plantas (Cleveland *et al.*, 2004). En este sentido, la biomasa bacteriana, así como la respiración basal, pueden ser considerados como indicadores de la interacción microbiana con el suelo; esto se fundamenta en el hecho de que la composición del suelo de un ecosistema es alterada por la estructura vegetal de las plantas introducidas afectando directamente en el proceso propio de un ecosistema (Wolfe y Klironomos, 2005).

La biomasa microbiana es el componente funcional de la microbiota del suelo, responsable de la descomposición y reconversión de la materia orgánica (MO), y de la transformación de nutrientes; definiéndose como una de las partes vivas de la materia orgánica del suelo (MOS) (Acosta y Paolini, 2006). Por su lado, la respiración basal es la actividad metabólica del suelo en reposo sin adición de sustratos orgánicos, considerada la principal fuente de anhídrido carbónico (CO₂) del ecosistema terrestre (Yuste, Ma, y Baldocchi, 2010). El estudio de los indicadores biológicos del suelo en un proceso de restauración ecológica se basa en analizar la relación existente con la vegetación y otros elementos del ecosistema (Saetre, 1998). En el presente estudio, este análisis permite determinar la situación biológica actual de los suelos, ya que estos indicadores ayudan a la formación estructural del suelo y a su estabilización. En esta investigación se tienen como referencia terrenos intervenidos por factores antropogénicos (quemados, cortados o inundados) y consecutivamente abandonados, que se encuentran en distintas etapas de sucesión.

En este proyecto se tomaron como referencia de estudio los datos de cinco especies (tres nativas y dos introducidas) en tres estados de sucesión. Se evaluó la forma en la que interfieren las especies forestales plantadas sobre los suelos degradados de los ecosistemas andinos del sur del Ecuador. Se pudo determinar que efectivamente si existe una diferencia en las características fenotípicas, la biomasa microbiana y respiración basal del suelo entre las especies nativas e introducidas. Esto se debe a que, como se menciona en varias investigaciones precedentes, las plantas introducidas alteran la dinámica y la composición del suelo por los aspectos morfológicos y fenotípicos específicos de cada una de ellas; así como la influencia de los factores fisiológicos propios sobre la biomasa microbiana y la respiración basal del suelo (Ehrenfeld, 2003).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio está ubicada en la zona de amortiguamiento del Parque Nacional Podocarpus, en la cuenca del Río San Francisco, en la provincia de Zamora Chinchipe, al sur oriente del Ecuador. Esta área presenta una composición vegetal mixta entre agricultura y bosques, en la cual se establecieron 3 estados de sucesión para el proceso de restauración ecológica (Aguirre, 2007). Siendo los siguientes:

- Pastizales. – están ubicados entre 1800 a 2100 msnm, la topografía es irregular con una inclinación del 53 % (6 a 90), cobertura vegetal del 100 %, dominan las gramíneas y árboles remanentes.
- Helecho. – están ubicados entre 1850 a 2100 msnm, con topografía irregular y una inclinación de 69 % (10 – 100), dominan los helechos y arbustos remanentes.
- Arbustos. – están ubicados entre 2000 a 2200 msnm, la topografía irregular con una inclinación de 44 % (5 – 55), dominan las hierbas, helechos y arbustos.

Especies forestales

En cada estado de sucesión se seleccionaron cinco especies forestales de las que fueron plantadas en el proceso de restauración ecológica según los criterios de Aguirre (2007), representados en la Tabla 1. Después de siete años de haber sido plantadas, se evaluó la dinámica poblacional de dichas especies forestales.

Tabla 1. Características y criterios de selección de las especies (Aguirre, 2007).

Familia	Nombre Científico	Nombre Común	Características	Criterios de Selección
Meliaceae	<i>Cedrela montana</i>	Cedro	Tolerante a la sombra	a, c, f
Bignoniaceae	<i>Handroanthus chrysanthus</i>	Guayacán	Tolerante a la sombra	a, c
Pinaceae	<i>Pinus patula</i>	Pino	Introducida	f, g
Myrtaceae	<i>Eucalyptus saligna</i>	Eucalipto	Introducida	f, g
Betulaceae	<i>Alnus acuminata</i>	Aliso	Demandante de Luz	a, b, d, e, f, g

a. madera valiosa, b. demandante de luz, c. crítica para conservación, d. fijador nitrógeno, e. protección suelo, f. uso múltiple, g. crecimiento rápido.

Diseño experimental

Se tomó como base las mismas unidades experimentales (UE) que se utilizaron en la primera etapa de la investigación de Aguirre (2007), dispuestas en un Diseño de Bloques Completos al Azar, como indica la Tabla 2. Cada unidad experimental tenía una dimensión de 115m², en donde inicialmente se sembraron 25 árboles.

Se calcularon las medidas estadísticas básicas de varianza y posición, evaluando cada una de las variables. En base a un Análisis de Varianza (ADEVA) inter especies e inter zonal, se comprobó la existencia de variabilidad entre tratamientos, comparando las medias en una Prueba de Tukey. El análisis estadístico fue hecho en SPSS y en "R".

Tabla 2. Fuentes de Variación (Aguirre, 2007)

Factor	Número	Detalle
Estado de sucesión	3	Pasto Helecho Arbusto
Especies	5	<i>Alnus acuminata</i> "aliso" <i>Pinus patula</i> "pino" <i>Handroanthus chrysanthus</i> "guayacán" <i>Cedrela montana</i> "cedro" <i>Eucalyptus saligna</i> "eucalipto"
Repetición	8	Todas las especies, en cada sitio
Total		120 unidades experimentales

A partir de la combinación de esta población (especie forestal x estado de sucesión) se analizaron los factores de variación fenotípica, de la biomasa microbiana y la respiración basal del suelo, como indicadores biológicos del suelo de las especies forestales dentro de un proceso de restauración ecológica.

Fase de campo

Para obtener las medidas de los indicadores fenotípicos de las especies vegetales se utilizó la metodología de estudio de Gonzales y Ordoñez (2009), planteándose la recolección de información de los indicadores del fenotipo según la Tabla 3, y de los indicadores biológicos del suelo según la Tabla 4.

Tabla 3. Metodología y unidades de los Indicadores fenotípicos (Gonzales y Ordoñez, 2009)

Indicador Fenotípico	Metodología	Unidad
Sobrevivencia	Se constató la existencia o no de la planta.	%
Altura total	Se determinó con una cinta métrica, desde la base de la planta hasta la yema apical más alta.	cm
Altura comercial	Se midió con una cinta métrica, desde la base del tallo hasta la primera ramificación.	cm
Ancho de la copa	Se tomaron con una cinta métrica dos medidas, la primera correspondiente al ancho más grande y la segunda a 90° con respecto a la primera. Se promediaron las medidas.	cm
Estado Sanitario	1: Excelente (sin lesiones de plagas o enfermedades) 2: Muy bueno (lesiones en un 25 % del área foliar) 3: Regular (lesiones en un 50 % del área foliar y el tallo) 4: Malo (lesiones > al 75 % del área foliar y el tallo)	Cualitativa

Las muestras de suelo se recogieron durante la época lluviosa (septiembre a diciembre), debido a que en esta época incrementa la actividad microbiana (Schweitzer *et al.*, 2008). En cada unidad experimental, se tomó una muestra general conformada por diez submuestras. Las submuestras fueron tomadas debajo de la copa de diez árboles escogidos al azar, y dentro de un radio de 25 cm a 50 cm según el tamaño del árbol (Schweitzer *et al.*, 2008), retirando la hojarasca, piedras y animales en un cuadrante de 20 cm x 2 cm (Kourtev, Ehrenfeld, y Haggblom, 2002). La profundidad de la muestra fue de los primeros 5 m usando un metal corer (diámetro de 5 cm) (Eisenhauer *et al.*, 2010).

Tabla 4. Metodología y unidades de los Indicadores biológicos del suelo (Scheu, 1992)

Indicador biológico del suelo	Metodología	Unidad
Biomasa microbiana	Respirómetro electrolítico de micro compensación de O ₂	µg O ₂ *h ⁻¹ *g soil dw ⁻¹
Respiración basal	Respirómetro electrolítico de micro compensación de O ₂	µg Cmic*g soil dw ⁻¹

Fase de laboratorio

En esta fase se utilizó un respirómetro electrolítico de micro-compensación de O₂ (Plischke and Buhr KG, Bonn, Alemania) para medir la Biomasa Microbiana C (Cmic) y la Respiración Basal. Este respirómetro mide de forma constante los cambios de la presión atmosférica utilizando dos cámaras (Retberg GmbH, Göttingen, Alemania); en la una se coloca la muestra a estudiarse y la otra cámara sirve de control. Las cámaras son sumergidas en un recipiente con agua a una temperatura de 22°C (Scheu, 1992). La unidad detectora está conectada a un amplificador que, en conjunto con un convertidor análogo a digital, es controlado por un computador que almacena los resultados (Scheu, 1992).

■ RESULTADOS

Las especies forestales mostraron mayor índice de sobrevivencia en las especies introducidas que en las nativas. En el caso de las especies nativas se constató que el guayacán es la especie con mayor número de árboles, y en el caso de las especies introducidas fue el pino.

Se advierte que ha existido una clara tendencia positiva en la sobrevivencia de las especies que crecen en los estados de sucesión de arbusto y helecho, sobre las que crecen en los pastizales según se manifiesta en el *Figura 1*. Las sobrevivencias entre las especies de cada lote guardan una relación favorable para las especies introducidas, manteniendo los índices de desarrollo en la proporción: Pino \geq Eucalipto \geq Guayacán > Cedro \geq Aliso, según se observa en la *Tabla 5*.

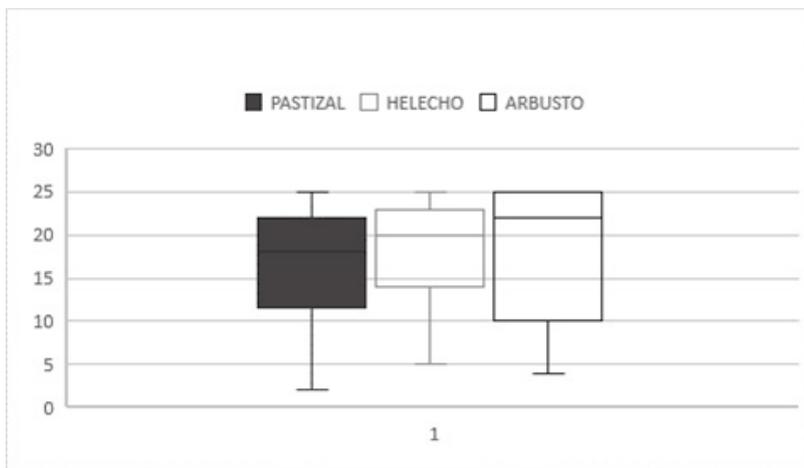


Figura 1. Promedio de sobrevivencia por lote en cada estado de sucesión.

Tabla 5. Análisis de sobrevivencia entre las diferencias entre especies y etapas de sucesión

	PASTIZAL						HELECHO						ARBUSTO					
	ALISO	CE-DRO	GUA-YACAN	EUCA-LIPTO	PINO		ALISO	CE-DRO	GUA-YACAN	EUCA-LIPTO	PINO		ALISO	CE-DRO	GUA-YACAN	EUCA-LIPTO	PINO	
PASTIZAL	ALISO	X			0,001**					0,000***					0,000***		0,000***	
	CE-DRO		X	0,024*	0,010*	0,000***			0,032*	0,000***					0,000***		0,000***	
	GUAYACAN			X									0,000***					
	EUCALIPTO				X								0,000***					
HELECHOS	PINO					X					0,008**							
	ALISO						X											
	CE-DRO							X		0,009**					0,009**		0,002**	
	GUAYACAN								X				0,002**					
ARBUSTO	EUCALIPTO													0,009**				
	PINO									X			0,000***					
	ALISO											X		0,0373*				
	CE-DRO												X	0,000***	0,006**	0,000***		
	GUAYACAN													X				
	EUCALIPTO														X			
	PINO																X	

Especies forestales que interfieren en los suelos degradados

Para conocer como han interferido las especies forestales en los suelos degradados se realizó una correlación entre las variables de las características fenotípicas con los indicadores biológicos del suelo.

En la tabla 6. Se reflejan las correlaciones existentes. La correlación es significativa en el nivel 0,01; la correlación es significativa en el nivel 0,05. Las correlaciones medias son las del aliso con los dos indicadores biológicos del suelo y el estado sanitario, el eucalipto con la biomasa microbiana y el estado sanitario y el pino con todas las variables a excepción de la biomasa microbiana con el ancho de copa que muestra una correlación alta.

Por la variabilidad de datos, la disparidad de factores se consideró correlación baja de 0,1 A 0,2, correlación media 0,3 A 0,4 y correlación alta 0,5 en adelante; con los que se evaluó los resultados de la correlación de Pearson representados a continuación en la Tabla 6.

Tabla 6. Relación entre los parámetros fenotípicos de los árboles y del suelo en las cinco especies estudiadas.

ESPECIE	Aliso			Cedro			Guayacán			Eucalipto			PINO		
	Respiración basal	Biomasa microbiana	Respiración basal	Respiración basal	Biomasa microbiana	Respiración basal	Respiración basal	Biomasa microbiana	Respiración basal						
ALTURA TOTAL	0,072	-0,106	-0,001	-0,117	0,115*	-0,097*	-0,029	-0,120*	0,396**	0,447**	0,000	0,011	0,000	0,000	0,000
	Correlación de Pearson														
	0,262	0,096	0,992	0,069	0,011	0,031	0,542	0,011	0,000	0,000	0,000	0,011	0,000	0,000	0,000
	247	247	241	241	489	489	450	450	550	550	550	450	550	550	550
ALTURA COMERCIAL	0,058	-0,117	0,000	-0,114	0,118*	-0,116*	-0,024	-0,124**	0,389**	0,451**	0,000	0,009	0,000	0,000	0,000
	Correlación de Pearson														
	0,362	0,066	0,995	0,077	0,009	0,010	0,610	0,009	0,000	0,000	0,000	0,009	0,000	0,000	0,000
	247	247	241	241	489	489	450	450	550	550	550	450	550	550	550
ESTADO SANITARIO	0,309**	0,384**	-0,111	0,007	0,030	-0,009	0,031	0,210**	-0,247**	-0,370**	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	Correlación de Pearson														
	0,000	0,000	0,086	0,915	0,512	0,849	0,515	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	247	247	241	241	489	489	450	450	550	550	550	450	550	550	550
ANCHO DE COPA	-0,005	-0,175**	0,028	-0,064	0,089*	-0,080	-0,014	-0,076	0,397**	0,504**	0,000	0,109	0,000	0,000	0,000
	Correlación de Pearson														
	0,934	0,006	0,665	0,323	0,048	0,077	0,760	0,109	0,000	0,000	0,000	0,109	0,000	0,000	0,000
	247	247	241	241	489	489	450	450	550	550	550	450	550	550	550

** . La correlación es significativa en el nivel 0,01 (2 colas).

* . La correlación es significativa en el nivel 0,05 (2 colas).

0,1 A 0,2 Correlación baja

0,3 A 0,4 Correlación media

0,5 ENADELANTE Correlación alta

Diferencias en las características fenotípicas y en los indicadores biológicos el suelo entre especies nativas e introducidas

Se encontraron grandes diferencias entre las especies forestales introducidas, sobre todo en el pino, como se muestra en el *Figura 2*. El estado Sanitario del Pino es en un 70 % excelente a diferencia de las otras especies que no superan el 12 %.

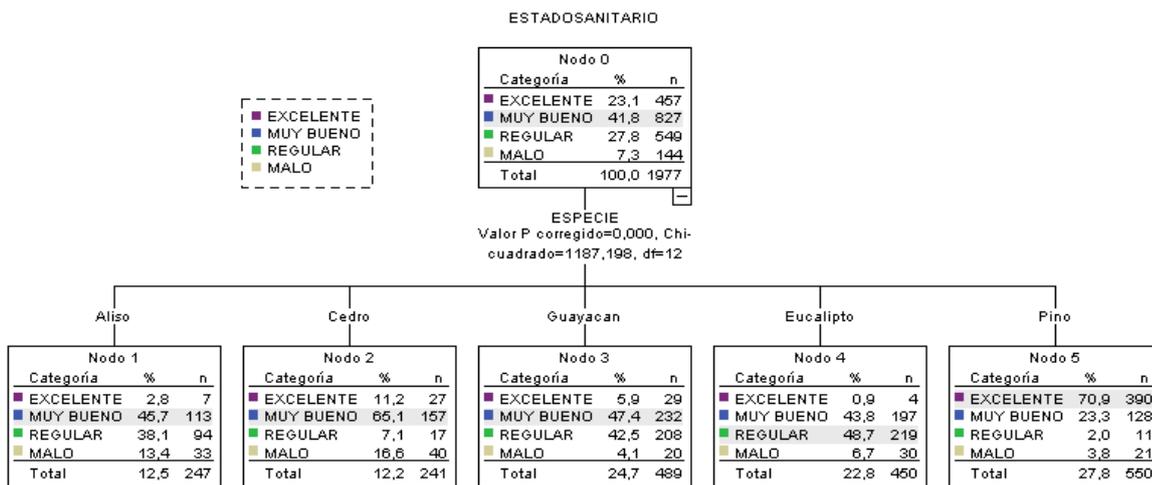


Figura 2. Estado Sanitario de los árboles estudiados

El resto de variables fenotípicas demostraron diferencias estadísticas (p 0,05) representadas en la *Tabla 7*, mientras las relaciones de las variabilidades en los indicadores biológicos del suelo se refleja en la *Tabla 8*.

Tabla 7. Análisis de la varianza de las características fenotípicas

Especie	Pino	Aliso	Eucalipto	Guayacán	Cedro
HSD Tukey a,b,c,d					
Altura total	1,0970 ^a	1711 ^b	-,0370 ^c	-0,8840 ^d	-0,8163 ^d
Altura Comercial	1,0732 ^a	0,2800 ^b	-,0427 ^c	-0,8983 ^d	-0,8338 ^d
Ancho de copa	1,0066 ^a	0,4737 ^b	-,3701 ^c	-0,8331 ^d	-0,7612 ^d

Bajo las características experimentales el pino es el que demostró las mejores particularidades fenotípicas, seguido por el aliso y el eucalipto respectivamente. Tanto el guayacán como el cedro han demostrado tener conjuntamente las características fenotípicas inferiores.

Tabla 8. Análisis de la Varianza de los indicadores biológicos del suelo

Especie	Eucalipto	Aliso	Guayacán	Cedro	Pino
HSD Tukey a,b,c					
Respiración Basal	-0,27654 ^a	-0,31552 ^a	0,07818 ^b	0,26355 ^b	0,18296 ^b
Biomasa microbiana	-0,09659 ^a	0,02191 ^b	-0,25963 ^a	0,02371 ^b	0,28963 ^c

El eucalipto mantuvo las características de los indicadores biológicos del suelo sobre el resto de especies. Tanto el eucalipto como el aliso han mantenido valores superiores al resto de especies en los valores de Respiración Basal, mientras que el guayacán los tiene en la Biomasa Microbiana. A diferencia de esto, el pino es la especie con valores inferiores en las características de los indicadores biológicos del suelo.

Influencia de las características fisiológicas en los suelos degradados

Para determinar la relación entre las características fenotípicas de la planta, biomasa microbiana y respiración basal del suelo se hizo un análisis que determinó lo siguiente:

- Existió una correlación positiva alta en el pino, entre el ancho de copa y la biomasa microbiana.
- En el aliso, eucalipto y cedro, la altura total y la altura comercial tuvieron una correlación negativa baja y mediana con la biomasa microbiana.
- En el pino, la altura total y la altura comercial tuvieron una correlación positiva baja y mediana con la biomasa microbiana.
- En el pino y el guayacán, la altura total y la altura comercial tuvieron una correlación positiva baja y mediana con la respiración basal.
- El estado sanitario tuvo una correlación positiva media entre el aliso y eucalipto.
- El estado sanitario tuvo una correlación positiva media en el pino.

DISCUSIÓN

Investigaciones como la de Abreu, Llambí, y Sarmiento (2008), basadas en el cambio de la estructura del ecosistema por la presencia de especies introducidas, al mismo tiempo que la de Batten, *et al.*, (2008), indican que las plantas introducidas inducen cambios en la composición de la comunidad microbiana del suelo. Pero en realidad, ¿existe alguna diferencia en las variables del aspecto fenotípico y de los indicadores biológicos del suelo entre las especies nativas e introducidas?

El suelo “es cuerpo natural que comprende a sólidos (minerales y materia orgánica), líquidos y gases que ocurren en la superficie de las tierras, que ocupa un espacio y que se caracteriza por uno o ambos de los siguientes: horizontes o capas que se distinguen del material inicial como resultado de adiciones, pérdidas, transferencias y transformaciones de energía y materia o por la habilidad de soportar plantas en un ambiente natural (Usda, 2006). Es por eso que los estudios de los indicadores biológicos del suelo deben ser realizados en paisajes similares, o donde se conozca el historial de los cambios antropológicos y naturales del mismo (Nearing, 2017) ya que los cambios edafológicos toman periodos largos de tiempo (Luzuriaga, 2001). De esta manera se logra demostrar que es posible hallar una relación entre los estadios de sucesión del paisaje con los indicadores biológicos del suelo (Yan Wen-De, *et al.*, 2017; Haibing Xiao, *et al.*, 2017(1),

Haibing Xiao, *et al.*, 2017(2)), siendo el efecto sobre el fenotipo una forma positiva de evaluación inmediata de los cambios del suelo. Los diferentes factores ecológicos, que forman parte de un ecosistema, influyen en los cambios de la interacción de las plantas con el suelo (Schweitzer *et al.*, 2008). Como ejemplo, Batten *et al.*, (2008) habla de una exudación radicular que existe a través de la comunidad de la rizófora preguntándose “¿las características fisiológicas de una planta influyen directamente con los indicadores biológicos del suelo?”, respondiendo que esto es posible debido a que las características fisiológicas afectan la disponibilidad de nutrientes y a los microorganismos del suelo relacionados con la composición de la comunidad de la rizófora y la productividad de la planta.

Especies Introducidas

Pino (*Pinus patula*)

El pino fue seleccionado por tener un uso múltiple y un rápido crecimiento (Gonzales y Ordoñez 2009). Aguirre (2007) en sus estudios ya mencionó que el pino tenía una sobrevivencia superior al del resto de especies de su investigación, manteniéndose estos valores durante esta búsqueda, junto a un estado sanitario excelente. Además, debido a su rápido crecimiento, el pino muestra mayor altura total, altura comercial y ancho de copa que las demás especies del estudio.

En este caso, la idea se ratifica, a excepción de los indicadores biológicos del suelo, donde no se ve reflejado un aspecto positivo sobre el mismo, pues al momento de la reforestación de plantas exóticas a gran escala se homogeniza el ecosistema y aparecen problemas de índole ecológico como la alteración en la composición del suelo (Gunter *et al.*, 2009).

Eucalipto (*Eucalyptus saligna*)

El eucalipto también posee un uso múltiple y un acelerado crecimiento (Gonzales y Ordoñez, 2009). El eucalipto tiene un 91,5 % de sobrevivencia en la investigación de Aguirre (2007), y en la actualidad tiene una mortalidad del 25 % del valor original y un 17,5 % con respecto al estudio mencionado anteriormente. En las variables fenotópicas ya es superado por el aliso (no introducido), demostrando también los peores índices en su estado sanitario (48,7 %) por lo que el ambiente ha sido un facilitador para que los agentes bióticos afecten el estado sanitario del eucalipto. Asimismo, en la práctica, el eucalipto convierte en agente inhibidor de otras especies del ecosistema que crecen en su base (Sax, Kinlan y Smith, 2005). Las especies exóticas se relacionan con el ecosistema externo afectando el equilibrio de la comunidad del suelo nativo, y desatando un incremento de hongos y bacterias. Esta relación evita que exista competencia volviéndolo más vulnerable o más fuerte dependiendo las condiciones del hábitat (Wolfe y Klironomos, 2005). Lo dicho se refleja reflejándose en un mayor crecimiento, pero al mismo tiempo se produce un aumento de la mortalidad y decaimiento de los indicadores biológicos del suelo como sucedió con el pino.

Especies Nativas

Aliso (*Alnus acuminata*)

Especies como el aliso han sido utilizadas en procesos de restauración ecológica en todo el mundo, debido a su alta producción de biomasa correlacionada con la alta fijación de carbono (Macías,

2001), lo que ha llevado a asumir que estas especies son más beneficiosas para reducir el impacto de los gases como el de invernadero, que especies de lento crecimiento. Sus características fisiológicas justifican un estado sanitario muy bueno y valores superiores al del eucalipto en su fenotipo. Sin embargo, la sobrevivencia del aliso en la investigación de Aguirre (2007) fue de 56,6 %, y en esta investigación es del 41,2 %, siendo éste un índice muy pobre.

Las particularidades de la planta como: índice del área foliar, estacionalidad, fenología, los efectos sobre la biosfera, la cantidad y composición de exudado radicular, entre otros (Ehrenfeld, 2003), afectan a la dinámica de los nutrientes del suelo provocando que tenga valores inferiores en la biomasa y respiración basal.

Guayacán (*Handroanthus chrysanthus*)

La sobrevivencia del guayacán en la investigación de Aguirre (2007) fue del 94,2 %, en esta investigación su población inicial se redujo a un 81,5 % con un estado sanitario “muy bueno”.

El guayacán está sometido a una competencia natural en la que no se establece ventaja alguna o inhibición para su desarrollo. La interacción de las plantas vecinas de un mismo ecosistema genera una competencia entre ellas para el desarrollo, por lo que los factores externos no cuantificados podrían afectar su desarrollo (Schneider, Law y Illian, 2006).

Cedro (*Cedrela montana*)

En la investigación de Aguirre (2007) el cedro muestra un 68,9 % de sobrevivencia, y en la presente evidencia el 40,2 %, presentando la mayor mortalidad del estudio. Demuestra valores bajos en las variables de altura total, altura comercial y ancho de copa. En el estado sanitario indica un valor de “muy bueno”. Estos valores se relacionan con las tasas de sobrevivencia de esta especie en los bosques tropicales que se encuentran en el cuartil inferior con menores posibilidades de desarrollo (Van Breugel *et al.*, 2011).

Interacción planta-suelo

La respiración basal y la biomasa microbiana serán considerables en los individuos de mayor crecimiento, sin importar la especie, aunque estará relacionada siempre con el ecosistema o estado de sucesión del bosque. En casos específicos, las correlaciones entre especies nativas e introducidas pueden variar, demostrándose en la práctica que poblaciones de especies de pino pueden sobresalir sobre las nativas provocando que sean más invasivas (Ganade *et al.*, 2011), pero al mismo tiempo su desarrollo puede verse limitado, si la especie nativa tiene mejor adaptación a su estado de sucesión. Esto explicaría por qué existe una mayor sobrevivencia del guayacán en el estado de sucesión arbustivo, sobre las especies introducidas.

Las interacciones de las plantas con el suelo son positivas cuando existe una disponibilidad de nutrientes, y negativas cuando existe un agotamiento o inmovilización de los mismos (Bezemer *et al.*, 2006). La disponibilidad de nutrientes del suelo viene de la mano con la composición de la vegetación y de la dominancia de las especies, debido a la relación que se da por la exudación de las raíces en la rizófora descargando gran cantidad de nutrientes (Bardgett *et al.*, 1999). De la misma manera, para que las plantas tengan una influencia en la composición del suelo, es necesario que exista una dominancia de una especie en un ecosistema (Bezemer, *et al.*, 2006), demostrándose parcialmente estos efectos en esta investigación.

■ CONCLUSIONES

En el presente estudio se ha notado que las características y criterios por las que fueron seleccionadas las especies influyen directamente en las variables planteadas. Siendo así, se evidencio que en los terrenos abiertos las especies introducidas tienen condiciones más favorables para el desarrollo. Se evidencio que en los bosques con mayor tiempo de formación las especies introducidas no muestran condiciones favorables en su desarrollo por ser intolerantes a la sombra, ocurriendo todo lo contrario con las especies introducidas, las cuales muestran un mejor desarrollo con respecto al resto de especies de los ecosistemas estudiados. Por lo cual el lugar con mayor éxito fue arbustivo cuando se habla de sobrevivencia.

Los patrones de comportamiento fisiológico en las especies introducidas muestran éxito en estas características, pero a la vez presentan valores deficientes en los indicadores biológicos del suelo. Un claro ejemplo de este fenómeno es el pino, mientras que las especies nativas muestran un patrón de comportamiento opuesto, debido a que, a pesar de mostrar valores deficientes en las variables fenotípicas, los valores de los indicadores biológicos del suelo son mayoritariamente positivos, siendo este un factor muy importante a considerar en el momento de restaurar los ecosistemas. La respuesta del funcionamiento de los ecosistemas de las comunidades microbianas es mejor evidenciarla en investigaciones con un lapso amplio de tiempo. Esta investigación presenta resultados preliminares, que pueden irse incrementando o alterando según se vaya evidenciando los cambios en la actividad microbiana, debido a que según cómo cambia la materia orgánica del suelo cambia a la vez la comunidad microbiana. Con la finalidad de ampliar la restauración ecológica como forma de conservación de la biodiversidad, es necesario estudiar a la vez de forma individual los distintos factores de este estudio, ampliando a la vez sus variables. Es por esto que este estudio sirve como base para otras investigaciones que determinaran el éxito de los procesos de restauración ecológica.

■ BIBLIOGRAFÍA

- Abreu, Z., Llambí, L. D., y Sarmiento, L. (2008). Sensitivity of Soil Restoration Indicators during Paramo Succession in the High Tropical Andes: Chronosequence and Permanent Plot Approaches. *Restoration Ecology*, 1 - 10.
- Acosta, Y., y Paolini, J. (2006). Dinámica de la biomasa microbiana (C y N) en un suelo de la Península de Paraguaná tratado con residuos orgánicos. *Multiciencias*, 180 - 187.
- Aguirre, N. (2007). Silvicultural contributions to the reforestation with native species. Dissertation (p. 145). TU Munchen: Lehrstuhl für Waldbau.
- Bardgett, R., Mawdsley, J., Edwards, S., Hobbs, P., Rodwell, J., y Davies, W. (1999). Plant Species and Nitrogen Effects on soil biological properties of temperate upland grasslands. *Functional Ecology*, 650 - 660.
- Batten, K., Scow, K., y Espeland, E. (2008). Soil Microbial Community Associated with an Invasive Grass Differentially Impacts Native Plant Performance. *Microbial ecology*, 220 - 228.
- Bezemer, M., Lawson, C., Hedlund, K., Edwards, A., Brook, A., Igual, J., van der Putten, W. (2006). Plant species and functional group effects on abiotic and microbial soil properties and plant soil responses in two grasslands. *Journal of Ecology*, 893 - 904.

- Callaham, M., Rhoades, C., y Heneghan, L. (2008). A Striking Profile: Soil Ecological Knowledge in. *Restoration Ecology*, 604 - 607.
- Cleveland, C., Townsend, A., Constance, B., Ley, R., y Schmidt, S. (2004). Soil Microbial Dynamics in Costa Rica: Seasonal and Biogeochemical Constraints. *Biotropica*, 184 - 195.
- Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA), Servicio de Conservación de Recursos Naturales. (2014). Claves para la Taxonomía de Suelos. Decima segunda Edición. 1-5. https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs142p2_051546.pdf
- Ehrenfeld, J. (2003). Effects of Exotics Plant Invasions on Soil Nutrient Cycling Processes. *Ecosystems*, 503 - 523.
- Eisenhauer, N., Bebler, H., Engels, C., Gleixner, G., Habekost, M., Milcu, A., Scheu, S. (2010). Plant diversity effects on soil microorganisms support the singular hypothesis. *Ecology*, 485 - 496.
- Fuentes-Ramírez, A., Pauchard, A., Cavieres, L. A., y García, R. A. (2011). Survival and growth of *Acacia dealbata* vs. native trees across an invasion front in south-central Chile. *Forest Ecology and Management*, 261(6), 1003-1009.
- Garay, A. H., Sollenberger, L. E., McDonald, D. C., Rueggsegger, G. J., Kalmbacher, R. S., y Mislavy, P. (2004). Nitrogen fertilization and stocking rate affect stargrass pasture and cattle performance. *Crop science*, 44(4), 1348-1354.
- Gann, G., y Lamb, D. (2006, enero). Society for ecological Restoration. Retrieved from www.ser.org.
- Ganade, G., Miriti, M. N., Mazzochini, G. G., y Paz, C. P. (2011). Pioneer effects on exotic and native tree colonizers: Insights for *Araucaria* forest restoration. *Basic and applied ecology*, 12 (8), 733-742.
- Gonzales, D. U., y Ordóñez, M. F. (2009). Evaluación de 8 especies forestales plantadas en tres estadios de sucesión vegetal en la estación científica San Francisco, provincia de Zamora Chinchipe. Loja: Tesis de Grado previa a la Obtención del Título de Ingeniero Forestal.
- Gunter, S., González, P., Álvarez, G., Aguirre, N., Palomeque, X., Haubrich, F., y Weber, M. (2009). Determinants for successful reforestation of abandoned pastures in the Andes. *Forest Ecology and Management*, 81 - 91.
- Xiao, H., Li, Z., Dong, Y., Chang, X., Deng, L., Huang, J., ... y Liu, Q. (2017). Changes in microbial communities and respiration following the revegetation of eroded soil. *Agriculture, Ecosystems y Environment*, 246, 30-37.
- IBM. (2008). SPSS Statistics 22 Core System.
- James, B. (2006). Agriculture and Deforestation in the Tropics: A Critical Theoretical and Empirical Review. *Springer*, 9 - 16.
- Luzuriaga, 2001. Curso de edafología general. Segunda edición. Ed. Politécnica – ESPE.
- Kourtev, P., Ehrenfeld, J., y Haggblom, M. (2002). Exotic plant species alter the microbial community structure and function un the soil. *Ecology*, 3152 - 3166.
- MAE. (2015, Marzo 22). Ministerio del Ambiente del Ecuador. Retrieved from www.ambiente.gob.ec
- Meli, P., y Carrasco Carballido, V. (2011). Restauración ecológica de riberas, manual para la recuperación de la vegetación ribereña en arroyos de la Selva Lacandona (No. CH/333.715309727 M4).
- Nath, C. D., Schroth, G., y Burslem, D. F. (2016). Why do farmers plant more exotic than native

- trees? A case study from the Western Ghats, India. *Agriculture, Ecosystems y Environment*, 230, 315-328.
- Nearing, M. A., Xie, Y., Liu, B., y Ye, Y. (2017). Natural and anthropogenic rates of soil erosion. *International Soil and Water Conservation Research*.
- Saetre, P. (1998). Decomposition, microbial community structure, and earthworm effects along a birch - spruce soil gradient. *Ecology*, 834 - 846.
- Sax, D., Kinlan, B., y Smith, K. (2005). A Conceptual Framework for comparing species assemblages in native and exotics habitats. *Wiley*, 475 - 464.
- Scheu, S. (1992). Automated measurement of the respiratory response of soil microcompartments: Active Microbial Biomass in Earthworm faeces. *Soil Biol. Biochem*, 1113 - 1118.
- Schneider, M., Law, R., y Illian, J. (2006). Quantification of neighbourhood-dependent plant growth by Bayesian hierarchical modelling. *British Ecological Society*, 310 - 321.
- Schweitzer, J., Bailey, J., Fischer, D., LeRoy, C., Lonsdorf, E., Whitham, T., y Hart, S. (2008). Plant - Soil - Microorganism interactions: heritable relationship between plant genotype and associated soil microorganisms. *Ecology*, 773 - 781.
- Wolfe, B., y Klironomos, J. (2005). Breaking new ground: Soil Communities and exotic plant invasion. *BioScience*, 477 - 487.
- Wen-De, Y. A. N., Xiao-Yong, C. H. E. N., Yuan-Ying, P. E. N. G., Fan, Z. H. U., Wei, Z. H. E. N., y ZHANG, X. Y. (2017). Response of Soil Respiration to Nitrogen Addition in Two Sub-tropical Forest Types. *Pedosphere*.
- van Breugel, M., Ransijn, J., Craven, D., Bongers, F., y Hall, J. S. (2011). Estimating carbon stock in secondary forests: decisions and uncertainties associated with allometric biomass models. *Forest Ecology and Management*, 262(8), 1648-1657.
- Yuste, C., Ma, S., y Baldocchi, D. (2010). Plant soil interactions and acclimation to temperature of microbial mediated soil respiration may affect predictions of soil CO₂ efflux. *Springer*, 127 - 138.