

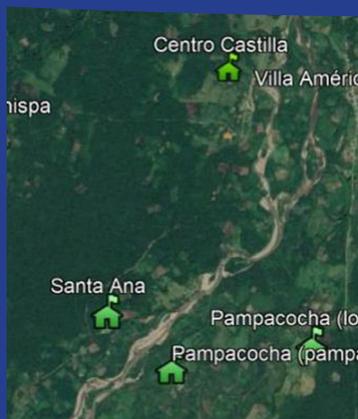
Revista Forestal del Perú

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES - UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA

Volumen 35

2020

N°3, Número Especial



Efecto de dosis de nitrógeno sobre la producción de estaquillas de *Eucalyptus grandis* × *E. urophylla* en jardín clonal

Effect of nitrogen doses on the production of cuttings of *Eucalyptus grandis* × *E. urophylla* in clonal garden

Alex Machacuay^{1,*} y Yury M. Llancari¹

Recibido: 20 julio 2020 | **Aceptado:** 12 setiembre 2020 | **Publicado en línea:** 12 diciembre 2020
Citación: Machacuay, A; Llancari, YM. 2020. Efecto de dosis de nitrógeno sobre la producción de estaquillas de *Eucalyptus grandis* × *E. urophylla* en jardín clonal. Revista Forestal del Perú 35 (3, Número Especial): 5-17. DOI: <http://dx.doi.org/10.21704/rfp.v35i3.1597>

Resumen

El objetivo del presente estudio fue evaluar el efecto de cinco dosis de nitrógeno (N) en la producción y el intervalo de cosecha de estaquillas de cuatro clones de *Eucalyptus* × *urograndis* (*Eucalyptus grandis* × *E. urophylla*) a nivel de jardín clonal en la provincia de Satipo, departamento de Junín. Las dosis evaluadas fueron 0, 28, 32, 36 y 40 g.N/kg, las cuales se analizaron en parcelas conformadas por 30 plantas matrices cada una, siendo cada planta matriz una unidad experimental, los demás macronutrientes y micronutrientes se mantuvieron constantes. El promedio del número de estaquillas producidas para cada uno de los clones (103, 105, H77 y 433) se determinó mediante cuatro colectas de estaquillas por cada planta matriz. Se empleó el análisis de variancia (ANVA) y la prueba comparativa de medias de Tukey a un nivel de significancia de 0,05. La productividad promedio de estaquillas a nivel de jardín clonal presentó influencia diferenciada por las dosis de N sobre los diferentes tipos de clones. Los clones 105, H77 y 433 mostraron un incremento significativo ($p \leq 0,05$) de producción promedio de estaquillas, observándose los mejores valores promedios de productividad con las dosis de 36, 28 y 40 g.N/kg respectivamente, sin embargo, para el clon 103 la anterior relación no es determinante para la elección de la dosis de N a aplicarse, al no presentar un incremento significativo en su producción media ($p > 0,05$). El intervalo promedio determinado para la cosecha de estaquillas de los clones fue de 14,25 días. Por último, el presente estudio mostró que los diferentes tipos de clones tienen diferentes requerimientos nutricionales para producción de estaquillas a nivel de jardín clonal.

Palabras clave: *Eucalyptus* × *urograndis*; semilla vegetativa; clones; jardín clonal

¹Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional Agraria La Molina (UNALM), Av. La Molina s/n, La Molina, Lima, Perú.

* Autor de Correspondencia: amachacuayroman@gmail.com

Abstract

The aim of this study was to evaluate the effect of five nitrogen (N) doses in the productivity and the interval of harvesting cuttings of four clones of *Eucalyptus* × *urograndis* (*Eucalyptus grandis* × *E. urophylla*) at a clonal garden level installed in Satipo, department of Junín. The doses evaluated were 0, 28, 32, 36 and 40 g.N/kg, which were analyzed in plots made up of 30 parent plants each, each parent plant being an experimental unit, the other macronutrients and micronutrients were kept constant. The average productivity of cuttings for each clone (103, 105, H77 and 433) was determined through four collections of cuttings for each parent plant. The analysis of variance (ANOVA) and Tukey's comparative test of means were used at a significance level of 0,05. Clones 105, H77 and 433 showed a significant increase ($p \leq 0.05$) in average cuttings production, observing the best average productivity values with the doses of 36, 28 and 40 g.N/kg respectively, however, the previous relationship is not decisive for the selection of the N dose to be applied in clone 103, because it does not present a significant increase in its mean production ($p > 0.05$). The average interval determined for harvesting cuttings from the clones was 14.25 days. Finally, the present study showed that the different types of clones have different nutritional requirements for cuttings production at the clonal garden level.

Key words: *Eucalyptus* × *urograndis*; vegetative seed; clones; clonal garden; fertilization

Introducción

Según la FAO (2003), la madera es el único *commodity* a nivel mundial cuya demanda irá en aumento, al 2050 la población mundial alcanzará los 9 300 millones de habitantes, con una demanda de 4 500 millones de m³ de madera rolliza y cada persona consumirá 0,5 m³ de madera al año. Sin embargo, hasta ahora nuestras áreas forestales, a pesar de ocupar casi el 60% del territorio nacional, solo contribuyen con algo menos del 1% del Producto Bruto Interno (SERFOR 2016), en comparación con países de la región que tienen menos extensión de bosques naturales, tales como Chile (2,6% del PBI), Bolivia (2,7%) y Ecuador (2,3%) (Sánchez 2018).

Lo mencionado anteriormente evidencia la subutilización del alto potencial que tiene el país para el desarrollo de plantaciones forestales con fines comerciales, considerando, además, que las condiciones son favorables para el desarrollo de negocios forestales competitivos. Las últimas cifras oficiales indican que contamos con 1 069 768 hectáreas de plantaciones forestales a nivel nacional, de las cuales solo 50 000 hectáreas son comerciales y abastecen apenas el 19% de la demanda interna de madera (SERFOR 2019b), siendo estas su-

perficie plantadas muy inferiores a la de países como Brasil (7,8 millones de hectáreas), Chile (2,4 millones de hectáreas) o Argentina (1,4 millones de hectáreas).

El potencial para plantaciones forestales de uso múltiple en la Amazonía peruana es de 6,3 millones de hectáreas, entre las cuales señalan tierras con algún título habilitante, las que están bajo dominio de comunidades nativas y campesinas, y las que no poseen derechos otorgados. Estas cifras ponen en evidencia la necesidad del desarrollo de plantaciones forestales que puedan atender la demanda nacional insatisfecha proyectada en 1 455 000 m³ de madera para el 2028, para lo cual se requeriría de 144 116 ha de plantaciones forestales y 267 500 ha de bosques naturales SERFOR (2019a). Asimismo, la institución señala que en el año 2017 la demanda de productos de madera alcanzó 1 304 260 m³ siendo cubierta con la importación de 710 083 m³, configurando una balanza comercial del sector forestal maderable que mantiene un déficit sostenido en promedio de 840 millones de USD/año.

Se debe considerar que, para lograr el éxito de una plantación forestal comercial se debe priorizar criterios de productividad, calidad y uniformidad que son significativamente ma-

yores cuando los plantones proceden de semilla vegetativa. Asimismo, Quispe (2017) indica que la productividad de una plantación depende de tres factores: 1) material genético, 2) calidad de sitio, y 3) manejo silvicultural; siendo la incidencia del primero del 30 al 50 %. Por esta razón, resulta importante la producción de plantas de alta calidad genética, para lo cual se requiere contar con la infraestructura necesaria y el manejo correspondiente.

En ese sentido, es fundamental iniciar con la instalación de centros de producción de material genético de alta productividad en zonas estratégicas del país, siendo la selva central un área importante de producción maderera según el estudio de corredores económicos forestales realizado por el SERFOR (Quispe 2017). En los últimos 20 años, los jardines clonales tuvieron una evolución significativa en la reducción del área, aumento de la productividad ($m^3/ha/año$) y reducción del tamaño de la estaquilla (Higashi *et al.* 2002). Inicialmente, los jardines clonales eran plantados en una razón de 1:100, es decir, para plantar 100 ha era necesario 1 ha de jardín clonal (Campinhos 1983); pasando posteriormente a una razón de 1:525 (Higashi *et al.* 2000). Estos sistemas de jardines clonales aumentan la producción de plantas clonales de alta calidad genética como lo desarrollado en la región de Aracruz/ES – Brasil, empleando un método de plantío de mayor densidad para los jardines clonales, con 40 000 plantas/ha (Campinhos 1983). Asimismo, otros países como Chile, Argentina, Uruguay, España, Portugal, Marruecos y Sudáfrica también desarrollaron estos sistemas de jardines clonales.

En los jardines clonales se tiene la colección completa de árboles plus seleccionados a través de un proceso de mejoramiento genético, generalmente mediante la hibridación de dos especies compatibles y con características sobresalientes para un determinado fin comercial. Cada árbol plus es propagado a partir de brotes en el tocón u otras partes vegetativas del árbol, todas y cada una de las estaquillas que se logren reproducir de un mismo árbol plus son copias genéticamente idénticas y se les denomina rametos; y a estos se les identifica con el

código del árbol plus (Badilla y Murillo 2005). Asimismo, los mismos autores mencionan que para tener una producción de estaquillas constante en el jardín clonal es importante tener un programa de fertilización para manejar la nutrición de las plantas, de esta manera poder asegurar una mayor cantidad y calidad de material vegetativo para la producción de plantas en viveros forestales mediante técnicas de estaquillado. El estado nutricional es un factor que influye directamente en la productividad de las plantas matrices, enraizamiento de las estaquillas y calidad de plántulas, ya que los macro y micronutrientes están involucrados en procesos bioquímicos y fisiológicos vitales de la planta (Paula 2000). Así también, Terbulino *et al.* (2015) señala respecto al nitrógeno (N) que por ser parte de innumerables compuestos y estar directamente relacionado con la capacidad fotosintética de plantas, puede influir significativamente en la producción de estaquillas. Por lo cual resulta importante contar con estudios de productividad de estaquillas y programas de fertilización en diferentes condiciones de sitio para ofertar material vegetativo de alta productividad a proyectos forestales.

El híbrido *Eucalyptus x urograndis* (*Eucalyptus grandis* x *E. urophylla*) es un recurso importante, debido a su aprovechamiento industrial en la obtención de celulosa y hemicelulosa para la fabricación de papel en varias partes del mundo (Martínez *et al.* 2005), y gracias a las características de su madera ha sido utilizada para postes de alumbrado, trozas para aserrados, puntales para construcción civil, pisos de parquet, construcción de muebles, soportes en minas, tableros de fibras, biomasa para energía, tutores para cultivos agrícolas, construcción de casas y cercos (Sánchez 2018).

El presente estudio tuvo como objetivo evaluar la producción de estaquillas a nivel de jardín clonal de cuatro clones de *Eucalyptus x urograndis* en la zona de Satipo, departamento de Junín, bajo el efecto de cinco dosis diferentes de nitrógeno y manteniendo los otros nutrientes constantes, con la finalidad de determinar qué clones presentan mayor productividad de estaquillas y en qué intervalo de cosecha.

Materiales y Métodos

Lugar de ejecución

El estudio se realizó en un jardín clonal con cuatro clones de *Eucalyptus* × *urograndis*, en el distrito de Pangoa, provincia de Satipo, departamento de Junín. El área de ejecución está ubicada a una latitud de 11° 29' 36,7" S y longitud 74° 30' 11,9" W y a una altitud de 1 032 m.s.n.m. La localidad presenta una temperatura promedio de 23,5 °C y una precipitación promedio de 1 618 mm al año.

Materiales e insumos

Se instalaron las parcelas de jardines clonales utilizando cuatro clones del híbrido *Eucalyptus* × *urograndis*, codificados como 103, 105, H77 y 433. Estos fueron establecidos sobre un suelo de clase textural arcilloso (Ar) y con un pH de 4,46. Los clones fueron adquiridos de la empresa Arborizaciones E.I.R.L., la cual cuenta con un vivero instalado en la localidad de Palca, Tarma, Junín. Asimismo, para los tratamientos de fertilización se utilizó nitrato de amonio NH_4NO_3 (33% de N) como fuente de nitrógeno en dosis de 0, 28, 32, 36 y 40 g.N/kg, mientras que, para los macronutrientes de fósforo y potasio se utilizó fosfato diamónico (46% de P_2O_5) y cloruro de potasio (60% de K_2O) respectivamente, todos de la marca Inkafert fertilizantes™, así como los micronutrientes B, Cu, Fe, Mn, Mo y Zn; los fertilizantes en mención se encuentran disponibles en la localidad y fueron empleados según las dosis recomendadas como adecuadas por Higashi *et al.* (2000) (Cuadro 1).

Metodología

a. Criterios para la selección de plantas en vivero

Para garantizar el éxito del jardín clonal se consideró los siguientes criterios de calidad en el proceso de selección de plantas:

- Índice de Esbeltez (IE); el cual relaciona la resistencia de las plantas con la capacidad fotosintética de la misma y se recomienda valores entre 5 y 10 como indicadores de una mejor calidad de planta (Toral 1997, citado por

Quiroz *et al.* 2009). El cálculo se realiza mediante la siguiente ecuación:

$$IE = \text{Altura (cm)} / \text{Diámetro basal (mm)}$$

- Buen desarrollo radicular; las cuales deben ser abundantes, sobresalientes en la parte inferior del contenedor y no presentar enrollamiento. Además, de ser de color blanquecino revelando la verdadera calidad de la planta (Tello, J y Tello, E 2016).

- Buen estado fitosanitario; evitando seleccionar aquellas plantas que presenten manchas foliares, malformaciones, déficit nutricional y presencia de enfermedades, ya que, estas en campo definitivo representan riesgo y un gasto innecesario (Tello, J y Tello, E 2016).

Las plantas seleccionadas en tubetes de 53 cc fueron colocadas en contenedores de polipropileno de 187 cavidades y regadas previo a su traslado con abundante agua para contrarrestar el estrés hídrico. Asimismo, en la localidad donde se instaló el jardín clonal, fueron sometidas a un proceso de aclimatación bajo sombra, utilizando una malla Raschel al 50% de sombra por un periodo de 20 días.

b. Instalación de jardines clonales

Para el establecimiento del jardín clonal se realizó la habilitación de terreno de forma manual, la limpieza del lugar se realizó a través de la utilización de mano de obra y uso de herramientas, como motosierra, hachas y machetes, eliminando todo tipo de malezas presentes. La preparación de suelo consistió en la confección de casillas de plantación en forma manual con pala plantadora en superficie de 40 × 40 cm y con una profundidad de 30 cm en lugares marcados previamente. Las plantas se instalaron a un distanciamiento de 1 m × 1,5 m, luego de instalados se llevó un control de malezas de manera manual para eliminar todo aquel tipo de vegetación que pueda ser competitiva con la especie plantada. El proceso de instalación y manejo de jardín clonal se señala en el diagrama de la Figura 1.

c. Aplicación de las dosis de fertilización

Se realizó una fertilización de establecimiento a toda la población de estudio a la semana

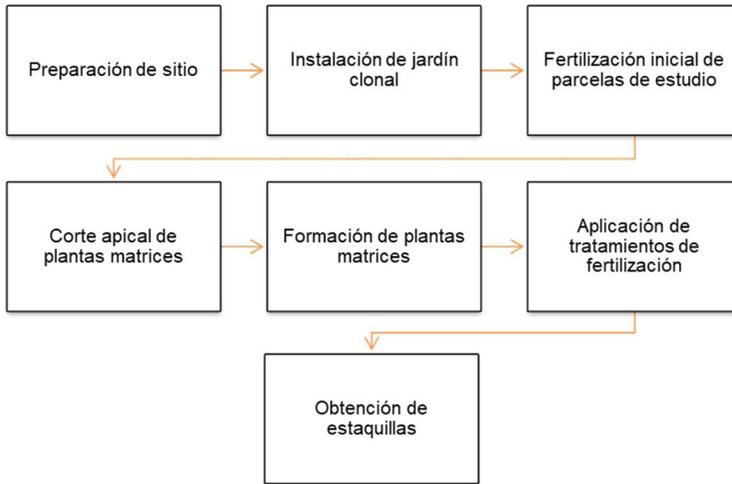


Figura 1. Diagrama del proceso de instalación y manejo de jardín clonal de *Eucalyptus x urograndis*.

de instalación del jardín clonal. Las dosis de fertilización estuvieron compuestas por macronutrientes y micronutrientes recomendados en la guía “Manejo en el primer año de una reforestación exitosa” elaborada por FONDEBOSQUE (s.f.). Las siguientes fertilizaciones fueron realizadas según las recomendaciones de Higashi *et al.* (2000) a excepción del N que fue el elemento a estudiar, la cual fue aplicada en dosis de 0, 28, 32, 36 y 40 g.N/kg. La primera aplicación de esta fertilización se realizó seguidamente del corte apical de las plantas, la cual se realizó una vez que las plantas superaron 1 m de altura. La segunda fertilización fue aplicada transcurrida la segunda colecta de estaquillas. Las fertilizaciones fueron aplicadas de forma manual a una distancia de 10 cm de la base de las plantas sobre una media luna.

d. Criterios para la selección de estaquillas a cosechar

La población de estudio estuvo conformada por 3 332 plantas correspondientes a cuatro clones de *Eucalyptus x urograndis* (103, 105, H77 y 433), cada clon constituido por 833 plantas. Para cada tipo de clon se seleccionaron 5 parcelas de 30 plantas matrices cada una, donde se aplicaron los diferentes tratamientos con N, las plantas restantes conformaron los

bordes de las parcelas de evaluación. Para garantizar el éxito de las estaquillas en la etapa de enraizamiento en invernadero se consideró los criterios: tamaño de estaquilla entre 7 a 10 cm de longitud, que posean de 3 a 4 pares de hojas según lo recomendado por Terbulino *et al.* (2015), así como, tallos que presentan resistencia al contacto y buen estado sanitario de las estaquillas. Se realizó cuatro colectas de estaquillas en cada planta matriz de las parcelas de evaluación en intervalos determinados considerando los criterios mencionados anteriormente, esta repetitividad fue realizada con el fin de reducir el error de medición.

e. Determinación del intervalo de cosecha de estaquillas

Para la determinación de los intervalos de cosechas de estaquillas se contabilizaron los días transcurridos entre dos colectas consecutivas, estando este tiempo establecido por los criterios para la selección de estaquillas a cosechar.

f. Cálculo de la razón de rendimiento jardín clonal/plantación (ha)

Se consideró una densidad de 6 666 plantas/ha para el jardín clonal plantados con un distanciamiento de 1 m × 1,5 m tomado como

Dosis Adecuada	
Nutrientes	Macronutrientes (g/kg)
N	28-40
P	2,5-4
K	15-30
Ca	5-7
Mg	2-3
S	2-2,5
Nutrientes	Macronutrientes (g/kg)
B	35-70
Cu	8-15
Fe	101-220
Mn	250-500
Zn	30-60

Cuadro 1. Contenidos de macro y micronutrientes considerados adecuados para la producción de estaquillas a nivel de jardín clonal según Higashi *et al.* (2000).

referencia de Carvalho *et al.* (1991), citado por Higashi (2000). Además, se consideró una eficiencia de enraizamiento de 85% a nivel de invernadero referido por Quispe (2017) y una densidad de 1 111 árboles/ha con un distanciamiento de 3 m × 3 m para el cálculo de número de hectáreas posibles a plantar.

g. Diseño experimental

En el presente estudio se empleó el experimento bifactorial con diseño completamente aleatorizado (D.C.A.). Siendo el primer factor el tipo de clon y sus niveles (103, 105, H77 y 433); el segundo factor la dosis de nitrógeno y sus niveles (0, 28, 32, 36 y 40 g.N/kg). Se evaluó el efecto de estos factores en las plantas de *Eucalyptus* × *urograndis* a partir del número de estaquillas producidas por cosecha.

El análisis estadístico se realizó empleando el programa R 4.0.2, haciendo uso del modelo aditivo lineal:

$$Y_{ijk} = \mu + \alpha_i + \beta_j + (\alpha\beta)_{ij} + \varepsilon_{ijk}$$

Donde:

Y_{ijk} = Cantidad de estaquillas obtenida con el clon i, la dosis j y la repetición k.

μ = Es el efecto de la cantidad de estaquillas media general.

α_i = Es el efecto del clon i.

β_j = Es el efecto de la dosis j.

$(\alpha\beta)_{ij}$ = Es el efecto de la interacción entre el clon i y la dosis j.

ε_{ijk} = Es el efecto del error experimental obtenido con el clon i, la dosis j y la repetición k.

El análisis de la variabilidad del efecto de los tratamientos sobre los resultados se realizó mediante el análisis de variancia (ANVA) y la prueba comparativa de medias de Tukey con un nivel de confianza con 95 % de probabilidad ($p \leq 0,05$).

Resultados

Productividad de estaquillas

La productividad media de estaquillas presentó diferencias significativas respecto al incremento de la dosis de N para los clones 105, H77 y 433. A excepción del clon 103, en el cual no se observó variación significativa en sus valores promedios de productividad.

Para el clon 105 los valores promedios de productividad obtenidos con las dosis de 36 y 40 g.N/kg son significativamente superiores a los promedios obtenidos con dosis inferiores. Sin embargo, no existen diferencias significativas entre los promedios de productividad obtenidos con las dosis de 36 y 40 g.N/kg.

Respecto al clon H77, muestra mayores valores promedios de producción a partir de la dosis 28 g.N/kg, no obstante, para mayores dosis de N no se observan diferencias significativas en su productividad media. Asimismo, para el clon 433, el valor promedio de productividad obtenido con la dosis de 40 g.N/kg es significativamente superior a los promedios obtenidos con dosis inferiores. Así, los valores promedios de productividad considerados mejores (significativamente superiores pero con menores dosis de g.N/kg) para los clones 103, 105, H77 y 433 fueron 14,5 (0 g.N/kg), 16,3 (36 g.N/kg), 12,5 (28 g.N/kg) y 13,5 (40 g.N/kg)

Dosis de Nitrógeno g.N/kg	Clon 103	Clon 105	Clon H77	Clon 433
	0	14,5 a	12,6 a	9,9 a
28	15,4 a	13,0 a	12,5 ab	11,4 ab
32	15,9 a	14,6 ab	12,9 ab	11,5 ab
36	15,9 a	16,3 abc	12,9 ab	11,8 ab
40	15,5 a	16,5 abc	12,9 ab	13,5 abc

Letras diferentes indican diferencias significativas.

Cuadro 2. Promedios de producción de estaquillas de los 4 clones de *Eucalyptus x urograndis* para las 5 diferentes dosis de nitrógeno.

Código de Clon	N° estaquillas promedio / planta matriz	Dosis de nitrógeno (g.N/kg)	N° estaquillas / hectárea	N° de estaquillas enraizadas	N° ha a plantar / cosecha de estaquillas	N° ha a plantar / 3 cosechas de estaquillas
				85% de eficiencia de enraizamiento, según Quispe (2017)		
103	14,5	0	96657,0	82158,5	74,0	221,9
105	16,3	36	108655,8	92357,4	83,1	249,4
H77	12,5	28	83325,0	70826,3	63,8	191,3
433	13,5	40	89991,0	76492,4	68,9	206,6

Cuadro 3. Producción promedio de estaquillas de 4 clones de *Eucalyptus x urograndis* por hectárea de jardín clonal y número de hectáreas a plantar por cosecha de estaquillas.

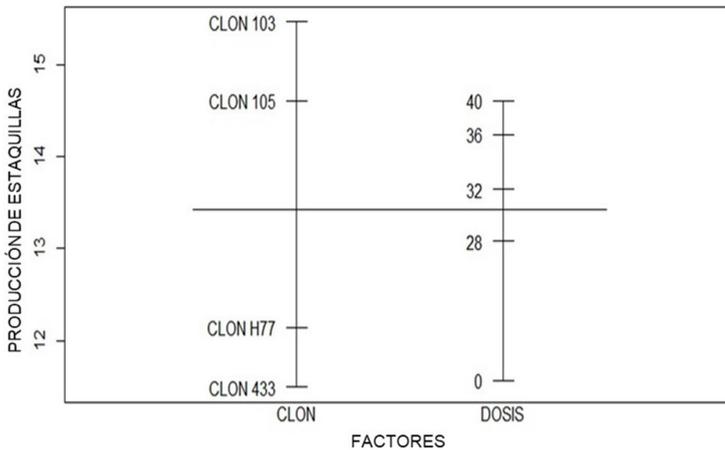


Figura 2. Efectos principales de los clones y las dosis de nitrógeno en la producción promedio de estaquillas.

Respuesta: Productividad de estaquillas						
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)	
Clon	3	217,883	72,628	253,0742	< 2,2e-16	***
Dosis	4	90,406	22,601	78,7559	< 2,2e-16	***
Clon:Dosis	12	29,463	2,455	8,5554	3,63E-09	***
Residuales	60	17,219	0,287			
Signif. codes: 0 '***' 0,001 '**' 0,01 '*' 0,05 '.' 0,1 ' ' 1						

Cuadro 4. Análisis de varianza de la productividad de estaquillas del jardín clonal *Eucalyptus x urograndis* en el programa R 4.0.2.

estaquillas respectivamente (Cuadro 2), con un valor promedio general para estos clones y dosis de 14,2 estaquillas. Lo anterior se valida mediante la prueba comparativa de medias de Tukey con un nivel de confianza de 95% de probabilidad ($p \leq 0,05$).

La mayor razón de rendimiento en hectáreas de jardín clonal/plantación fue de 1:83,1 para el clon 105 combinado con la dosis de 36 g.N/kg, es decir, por cada cosecha de estaquillas se puede realizar 83,1 ha de plantaciones forestales, considerando un 85% de eficiencia en el enraizamiento. Así, teniendo en cuenta las anteriores consideraciones, el clon 103 alcanzó una razón de rendimiento de 1:74,0 para la dosis 0 g.N/kg, seguida por el clon 433 con una razón de rendimiento de 1:68,9 para una dosis de 40 g.N/kg y finalmente el clon H77 con una razón de rendimiento de 1:63,8 para una dosis de 28 g.N/kg (Cuadro 3).

Influencia de los clones y las dosis de nitrógeno en la productividad de estaquillas

Se obtuvo diferencias significativas ($p \leq 0,05$) en la productividad promedio de estaquillas respecto al efecto de los factores principales: clones y las diferentes dosis de nitrógeno aplicadas en las parcelas de evaluación. El clon 103 presentó mayor influencia en la producción promedio de estaquillas, seguido por el clon 105. En cuanto a las dosis de nitrógeno, el tratamiento con 40 g.N/kg presentó mayor efecto promedio en la producción (Figura 2).

Se observó variabilidad del efecto combinado de ambos factores sobre la producción

promedio de estaquillas (Figura 3), con un alto nivel de significancia ($p \leq 0,05$), según el análisis de varianza (ANVA) (Cuadro 4).

Intervalo de cosecha de estaquillas

Considerando la longitud de las estaquillas, se realizaron cuatro evaluaciones consecutivas para determinar los intervalos de cosecha en cada uno de los clones instalados en el jardín clonal (Figura 4), obteniéndose un intervalo general promedio de cosecha de estaquillas de 14,25 días, entre un mínimo de 13 días para el clon 433 y un máximo de 15 días para el clon 105, estos resultados se detallan en el Cuadro 5.

Discusión

Productividad de estaquillas

Las productividades obtenidas para todos los clones evaluados fueron superiores respecto a los registrados por Carvalho *et al.* (1991), citado por Higashi *et al.* (2000). En el cual, para el mismo género y en un intervalo de tiempo de entre 30 a 45 días obtuvieron 25 estaquillas, siendo estas inferiores a las 42,6 estaquillas obtenidas en promedio para los cuatro clones a nivel de jardín clonal en la presente investigación, considerando una productividad promedio general para los cuatro clones de 14,2 estaquillas y tres cosechas consecutivas con intervalos de 15 días. En contraste a otras técnicas de macro propagación, estudios de productividad realizados a nivel de minijardín clonal por Titon (2001) para un intervalo de 15 días, registró productividades promedias

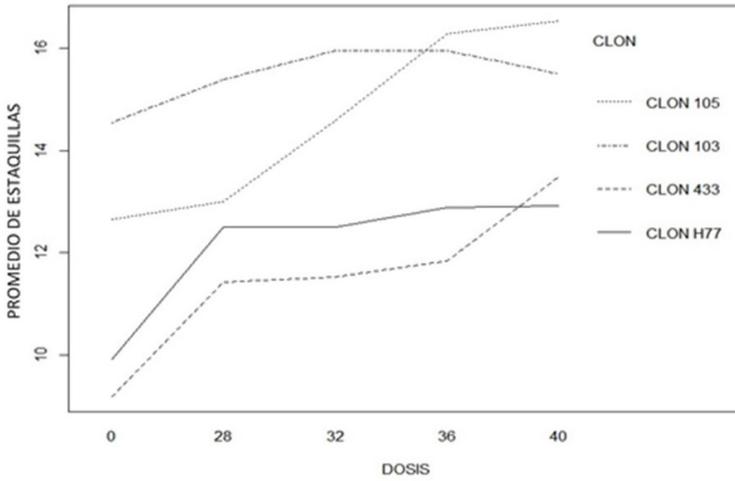


Figura 3. Variación del efecto combinado de ambos factores sobre la producción promedio de estaquillas.



Figura 4. Jardín clonal de *Eucalyptus x urograndis* en Satipo, Junín.

de 11,5 miniestaquillas por planta, resultandos menores a las 14,2 estaquillas conseguidas en promedio en este estudio para el mismo intervalo de tiempo. Sin embargo, la calidad del material vegetativo producido a nivel de mini-jardín clonal es considerablemente superior en homogeneidad y concentración nutricional respecto a lo producido en un jardín clonal (Silveira *et al.* 1999, citado por Higashi *et al.* 2002).

En relación a la razón de rendimiento en hectáreas de jardín clonal/plantaciones, se con-

siguió un máximo valor de 1:83,1 con el clon 105; estando este resultado cercano a la razón de rendimiento de 1:100 registrado por Campinhos *et al.* (1983). Sin embargo, las razones de rendimiento alcanzadas en este estudio, están muy por debajo de la razón de rendimiento registrado por Carvalho *et al.* (1991), citado por Higashi *et al.* (2000) la cual fue de 1:525, debiéndose principalmente al aumento de la densidad de plantío en el jardín clonal. El número de hectáreas de plantaciones forestales a instalarse es directamente proporcional al

número de cosechas de estaquillas realizadas, así, por ejemplo, para el clon 105 si se realiza 3 cosechas de estaquillas, el número de hectáreas de plantaciones forestales a instalar será de 249,3; dicho cálculo se muestra en el Cuadro 3.

Influencia de los clones y las dosis de nitrógeno en la productividad de estaquillas

El análisis estadístico ANVA, arrojó influencia significativa para los factores tipo de clon y dosis de nitrógeno, así como también para el efecto combinado de los mismos sobre la producción de estaquillas.

Los clones 103 y 105 mostraron mayor predisposición para la producción de estaquillas respecto a los clones H77 y 433 para un mismo número de cosechas. Según Assis (1997), citado por Titon (2001), las variaciones genotípicas influyen en el proceso de producción de estaquillas, en el enraizamiento y en el desarrollo de las plantas. Asimismo, según López *et al.* (2016) en estudios realizados en un mismo sitio las variaciones genotípicas podrían estar sobreestimadas, por lo que sería conveniente realizar estudios similares a nivel de jardín clonal en otros sitios y en mayores periodos de evaluación para contar con mejores estimaciones de productividad.

Los clones estudiados presentaron comportamiento diferenciado para la producción de estaquillas en relación a las diferentes dosis de nitrógeno empleado, conforme lo señalado por Higashi *et al.* (2000) (Figura 3). Asimismo,

se observó que cuanto mayor es la dosis de nitrógeno la producción de estaquillas se incrementa, coincidiendo con lo reportado por da Rosa *et al.* (2009). Sin embargo, estos incrementos no fueron significativos para todos los casos, así, por ejemplo, la tasa de producción de estaquillas del clon 103 con la dosis de 0 g.N/kg no mostró variación significativa ($p > 0,05$) respecto a las otras dosis de nitrógeno. En contraste, el clon 105 presentó un incremento en su producción notablemente relacionada al incremento de la dosis de nitrógeno.

Asimismo, el efecto combinado de los factores muestra influencia significativa ($p \leq 0,05$) sobre la producción de estaquillas a nivel de jardín clonal, existiendo respuesta diferenciada para cada clon de acuerdo con cada dosis de nitrógeno aplicado, coincidiendo con da Cunha *et al.* (2009), quien a su vez concluye que las exigencias nutricionales son de modo genotipo-dependiente.

Además, para determinar las combinaciones adecuadas clon:dosis se debe considerar también la eficiencia de las estaquillas en enraizamiento a nivel de invernadero, ya que según Terbulino *et al.* (2015) las dosis de nitrógeno influyen significativamente en el porcentaje

Código Clonn	N° de cosechas de estaquillas					
	0	1	2	3	4	\bar{X}
	Intervalo de cosecha (Días)					
103	-	13	14	15	16	14,5
105	-	15	15	15	15	15,0
H77	-	14	14	15	15	14,5
433	-	13	13	13	13	13,0

Cuadro 5. Promedio de intervalo para la cosecha de estaquillas de *Eucalyptus x urograndis* a nivel de jardín clonal.



Figura 5. Número de hojas y tamaño de estaquilla de *Eucalyptus x urograndis* considerada adecuada para su colecta.

de enraizamiento de miniestaquillas. Además, Cantarella (2007) menciona que el nitrógeno es responsable de las principales reacciones bioquímicas dentro de los vegetales, estando directamente relacionado con la capacidad fotosintética de las plantas.

Intervalo óptimo de cosecha de estaquillas

Los resultados muestran una estrecha relación con los parámetros de longitud y número de hojas acorde con lo mencionado por Terbulino *et al.* (2015). Así, la longitud promedio de estaquillas de 9,7 cm alcanzados en un intervalo promedio de 14,25 días para los cuatro clones estudiados (Figura 5), coinciden con lo obtenido por Paula (2000) a nivel de jardín clonal. Además, el intervalo de cosecha obtenido en esta investigación resultó menor que lo registrado en campo por Carvalho *et al.* (1991), citado por Higashi *et al.* (2000) y Terbulino *et al.* (2015), los cuales consiguieron intervalos entre 30 y 45 días.

Por último, las observaciones indican que periodos de precipitación prolongados aceleran el crecimiento en tamaño de las estaquillas y reducen el intervalo de cosecha de las mismas. De la misma manera, períodos de sequía prolongados pueden retrasar el crecimiento de las estaquillas e incrementar el intervalo de cosecha.

Conclusiones

La productividad de estaquillas a nivel de jardín clonal presentó influencia diferenciada por las dosis de N sobre los diferentes tipos de clones. Sin embargo, para el clon 103 se observó que esta relación no es determinante para la elección de la dosis de N a aplicar. Además, el clon 105 de *Eucalyptus x urograndis* presentó mayor productividad promedio de estaquillas a nivel de jardín clonal para las dosis de 36 y 40 g.N/kg, las cuales a su vez no presentaron diferencias significativas entre sí.

El intervalo promedio determinado para la cosecha de estaquillas a nivel de jardín clonal fue de 14,25 días, estando en función de la velocidad de crecimiento de las estaquillas en

las plantas matrices del jardín clonal a campo abierto e influenciadas por las condiciones ambientales del sitio.

Agradecimientos

El presente trabajo se ha realizado gracias al financiamiento del Programa de Desarrollo Forestal Sostenible, Inclusivo y Competitivo en la Amazonía peruana del SERFOR. Asimismo, los autores agradecen a Julio Ugarte por su guía durante el desarrollo del presente trabajo de investigación, a los revisores anónimos y al editor de la RFP por sus valiosas sugerencias para mejorar el artículo..

Bibliografía

- Badilla, Y; Murillo, O. 2005. Establecimiento de jardines clonales (en línea). Kurú: Revista Forestal 2(6):1-4. Consultado 18 jul. 2018. Disponible en <https://dialnet.unirioja.es/download/articulo/5123229.pdf>
- Campinhos, E; Ikemori, YK. 1983. Nova técnica para a produção de mudas de essências florestais (en línea). Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais (23):43-46. Consultado 18 jul. 2018. Disponible en <http://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr23/cap07.pdf>
- Cantarella, H. 2007. Nitrogênio. In Novais, RF, Alvarez, V, De Barros, N, Fontes, R, Cantarutti, R, Neves, J (eds.). Fertilidade do solo. Viçosa, Brasil, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. p. 375-470.
- da Cunha, ACMCM; de Paiva, HN; de Barros, NF; Leite, HG; Leite, FP. 2009. Relação do estado nutricional de minicepas com o enraizamento de miniestacas de eucalipto. Revista Brasileira de Ciência do Solo 33(3):591-599. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832009000300012>
- da Rosa, LS; Wendling, I; Grossi, F; Reissmann, CB. 2009. Efeito da dose de nitrogênio e de formulações de substratos na miniestaquia de *Eucalyptus dunnii* Maiden. Revista Árvore 33(6):1025-1035.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2003.

World agriculture: towards 2015/2030 an FAO perspective (en línea). Bruinsma, J (ed.). Roma, Italia, Earthscan. 432 p. Consultado 02 ago. 2020. Disponible en <http://www.fao.org/3/a-y4252e.pdf>

FONDEBOSQUE (Fondo de Promoción del Desarrollo Forestal). s.f. Manejo en el primer año de una reforestación exitosa: tríptico informativo. Lima, Perú, s.e.. (2 p.).

Higashi, EN; Silveira, R; Gonçalves, AN. 2000. Propagação vegetativa de *Eucalyptus*: princípios básicos e a sua evolução no Brasil (en línea). São Paulo, Brasil, IPEF. 11 p. Circular Técnica n.º 192. Consultado 18 jul. 2018. Disponible en <http://www.ipef.br/publicacoes/ctecnica/nr192.pdf>

Higashi, NE; Silveira, R; Gonçalves, AN. 2002. Nutrição e adubação em minijardim clonal hidropônico de *Eucalyptus* (en línea). São Paulo, Brasil, IPEF. 21 p. Circular Técnica n.º 194. Consultado 18 jul. 2018. Disponible en <http://www.ipef.br/publicacoes/ctecnica/nr194.pdf>

López, JA; Harrand, L; Marcó, MA; López, AJ. 2016. Variación genética de clones híbridos de *Eucalyptus* (en línea). Quebracho 24(1):5-17. Consultado 29 jul. 2020. Disponible en <https://www.redalyc.org/jatsRepo/481/48163556005/html/index.html>

Martínez, R; Azpiroz, H; Rodríguez, JL; Cetina, VM; Gutiérrez, MA; Castellanos, JS. 2005. Micropropagación clonal in vitro en *Eucalyptus grandis* y *E. urophylla*. Ra Ximhai 1(1): 111-130.

Paula, TA. 2000. Efeito do potássio sobre a produção e enraizamento de estacas de *Eucalyptus*: reunião de fertilidad de suelos y nutrición de plantas (CD-ROM). Santa María, Brasil, 1 video, son., color.

Quiroz, I; García, E; González, M; Chung, P; Soto, H. 2009. Vivero forestal: producción de plantas nativas a raíz cubierta (en línea). Concepción, Chile, INFOR. 128p. Consultado 20 jul. 2020. Disponible en https://issuu.com/helicongus/docs/produccion_de_plantas_nativas_a_rai

Quispe, A. 2017. Estudio de las cadenas productivas y estrategias para la promoción de

plantaciones forestales con fines comerciales y sostenibles en el Perú. Lima, Perú, SERFOR/CAF. 257 p. Informe técnico s.n.. Programa de Desarrollo Forestal Sostenible, Inclusivo y Competitivo en la Amazonía Peruana.

Rocha, JHT; Backes, C; Borelli, K; Prieto, MR; Santos, AJM; Godinho, T. 2015. Produtividade do minijardim e qualidade de miniestacas de um clone híbrido de *Eucalyptus grandis* x *Eucalyptus urophylla* (I-224) em função de doses de nitrogênio (en línea). Ciencia Florestal 25(2):273-279. Consultado 12 jun. 2019. Disponible en <https://www.scielo.br/pdf/cflo/v25n2/0103-9954-cflo-25-02-00273.pdf>

Sánchez, M. 2018. Forestación en Argentina: un buen negocio para el productor y el gobierno (en línea). In Fórum Forestal Internacional: "Gestión de negocios de las plantaciones forestales" (2018, Lima, Perú). CIP (Colegio de Ingenieros del Perú); SERFOR; Arborizaciones EIRL. Conferencias magistrales. Lima, Perú, s.e.. 81 p. Consultado 24 jul. 2018. Disponible en <http://arborizaciones.com/mod/folder/view.php?id=110>

SERFOR (Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre). 2016. Estado Situacional de los viveros forestales en los departamentos de Ancash, Junín, Pasco, Huánuco, Apurímac y Ucayali. Lima, Perú, s.e.107 p. Programa Nacional de Promoción de Plantaciones Forestales Comerciales.

SERFOR (Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre). 2019a. Plan nacional de promoción de plantaciones forestales comerciales. Lima, Perú, SERFOR/CAF. 126 p. Programa de Desarrollo Forestal Sostenible, Inclusivo y Competitivo en la Amazonía Peruana. Preliminar.

SERFOR (Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre). 2019b. Anuario Forestal y de Fauna Silvestre 2017 (en línea). Lima, Perú, s.e. 124 p. Consultado 12 jun. 2019. Disponible en <https://www.serfor.gob.pe/wp-content/uploads/2019/01/Anuario-FFS-2017.pdf>

Tello, J; Tello, E. 2016. Clonación del eucalipto y bolaina. Lima, Perú, s.e. 132p. Proyecto "Selección y propagación asexual de candidatos

de árboles plus de *Guazuma crinita* (bolaina) y *Eucalyptus grandis* x *Eucalyptus urophylla* (eucalipto urograndis) para el desarrollo de plantaciones forestales de alta productividad en áreas degradadas de la provincia de Oxapampa y la Selva Central del Perú”.

Titon, M. 2001. Propagação clonal de *Eucalyptus grandis* por miniestaquia e microestaquia (en línea). Tesis MSc. Minas Gerais, Brasil, UFV. Consultado 20 jul. 2020. Disponible en <https://www.locus.ufv.br/handle/123456789/10899>

Desarrollo de *Ormosia schunkei* en suelos recuperados con biocarbón activado en biol de vacaza

Development of *Ormosia schunkei* in recovered soils with biochar activated in biol vaccine

Ronald Lozano^{1,*}, Wilder G. Nieto¹, Mariano M. Mendoza¹ y Fred C. Ramirez¹

Recibido: 20 julio 2020 | **Aceptado:** 23 setiembre 2020 | **Publicado en línea:** 12 diciembre 2020
Citación: Lozano, R; Nieto, WG; Mendoza, MM; Ramírez, FC. 2020. Desarrollo de *Ormosia schunkei* en suelos recuperados con biocarbón activado en biol de vacaza. Revista Forestal del Perú 35 (3, Número Especial): 18-27. DOI: <http://dx.doi.org/10.21704/rfp.v35i3.1598>

Resumen

Ormosia schunkei (huairuro) es una especie forestal amazónica que las culturas indígenas utilizan en la producción de artesanía y es por esta razón que es muy valorada por comunidades locales, sin embargo, su población natural disminuye rápidamente debido a la deforestación, las prácticas insostenibles de producción maderera y la colecta comercial semillas. Por ello las plantaciones forestales son una opción para la producción sostenible de semilla en tierras deforestadas dentro de comunidades indígenas. Debido al nivel de degradación de las áreas disponibles para plantaciones forestales es necesario mejorar previamente las condiciones del suelo con tecnología accesibles localmente que permitan un adecuado crecimiento y desarrollo de la plantación. El objetivo de este experimento fue describir el efecto en el crecimiento de las plantaciones de *O. schunkei* con Biochart o Biocarbón producido con base en los desechos industriales de la producción de Palma aceitera, los cuales son muy abundantes en la zona de estudio. La evaluación indica que la aplicación de Biocarbón en los suelos promueve un mayor crecimiento inicial de la plantación y que la tasa de supervivencia fue 4% mayor en las parcelas fertilizadas a 90 días de la plantación. A pesar del mayor crecimiento y supervivencia inicial de la plantación objeto del tratamiento, recomendamos una evaluación a largo plazo para comprobar el efecto de esta enmienda en el crecimiento de la especie y las propiedades químicas del suelo.

Palabras clave: Huayruro, biocarbón, pirólisis, fermentación, biol, fertilizante

¹Universidad Nacional Intercultural de la Amazonia-UNIA-Pucallpa-Perú
Autor de Correspondencia: rodmarlon2166@gmail.com

Abstract

Ormosia schunkei (huairuro) is a tropical tree, amazon indigenous cultures use this specie for craft production and, therefore, is very valuable to local communities. However, natural population decrease due deforestation, unsustainable timber harvest and commercial seed collection. As a consequence, planting forests is a suitable option for sustainable production, and to recover deforested lands within indigenous communities. Because the soil degradation in areas available for forest plantations, is compulsory to improve soil condition before planting to allows effective growth of plantation. The objective of this experiment is describe the effect of Biochar or Biocarbon in forest plantation. This fertilizer is locally produced from abundant waste of oil palm production through intermediate technology. Biochar application to the soils reported a significant change in their chemical properties and fertility, and plantation shows superior growth in fertilized plots and survival rate was 4% higher on fertilized plots 90 days after planting. Despite initial superiority of growth and survival rate on plantation a long term evaluation is necessary to measure long term effects of this amendment on plantation and soil properties.

Key words: Huayruro, biochar, pyrolysis, fermentation, biol, fertilizer

Introducción

En la Amazonia es la vegetación arbórea la que contiene los nutrientes que se reciclan con gran velocidad y mantienen una vegetación exuberante. Los suelos amazónicos poseen baja fertilidad natural y sin vegetación son altamente ácidos, con un pH de 4,8 en suelos de bosques secundarios de 5 años y pH de 4,6 en suelos para bosques secundarios de 16 años (Ruíz y Davey 2005). Estas condiciones los hacen inadecuados para su aprovechamiento agropecuario convencional. Además, en zonas deforestadas de la Amazonia se pierden los nutrientes con gran facilidad debido a la alta precipitación, efecto de la intemperie y a la ausencia de vegetación que recicle los nutrientes.

La expansión de cultivos industriales, como Palma Aceitera, en áreas deforestadas es una de las opciones elegidas para recuperar capacidad productiva de estos suelos degradados. Actualmente en la Amazonia peruana se desarrollan empresas agroindustriales y pecuarias que generan residuos que pueden ser aprovechados mediante tecnologías apropiadas. Tal es el caso de los cuescos de palma aceitera y el estiércol de ganado vacuno (vacaza), los cuales al contener elementos lignocelulósicos, nutricionales y bióticos en su composición, son excelentes materias primas para elaborar compuestos mejoradores de la estructura del suelo y fertilizantes para promover el desarrollo de cultivos.

En razón de lo descrito, la pirolisis que es la degradación térmica de material orgánico a altas temperaturas en ausencia de oxígeno (Escola *et al.* 2014), puede ser empleado con material ligno celulósico de los cuescos de palma aceitera para mejorar las características agrícolas de suelos degradados; así como el estiércol vacuno, diluido y mediante una fermentación anaeróbica, se convierte en un excelente fertilizante líquido (biol) (Gutiérrez *et al.* 2018), pudiendo actuar como un promotor del crecimiento y desarrollo de especies forestales durante su cultivo, y permitiendo posteriormente que estas especies sean aprovechables para producir desde alimentos, medicinas, textiles, energía y artesanías.

Hoy en día, en la región ucayalina, y en muchas de sus poblaciones autóctonas, se desarrolla la actividad artesanal, como una tradición ancestral, usando como materia prima importante, las semillas de la *O. schunkei* (huairuro), a tal punto que se ha constituido en una actividad económica preponderante para lograr generar ingresos monetarios para las numerosas familias de artesanos. Sin embargo, la especie forestal aprovechada para estos fines está siendo explotada de modo no sostenible, llevando a la casi total pérdida de los ejemplares productores de semillas, por lo cual, su adquisición supone en elevados costos, pues debe ser transportada de lugares lejanos

lo cual afecta el volumen de ventas y restringe la obtención de ganancias.

En ese sentido, se planteó como objetivo describir el efecto en el crecimiento y porcentaje de supervivencia de las plantaciones de *O. schunkei* con Biochart o Biocarbón producido aprovechando los cuescos de la industria de la Palma aceitera y enriquecido en biol de vacaza, los cuales son muy abundantes en la zona de estudio.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La investigación fue desarrollada en la Comunidad Nativa de San Francisco, distrito de Yarinacocha, provincia de Coronel Portillo, región Ucayali a una altitud de 120 m.s.n.m; geográficamente se localiza entre las coordenadas UTM N9085272; E539574; Zona 18 L.

Características edafológicas climáticas

El área experimental presenta un clima cálido y lluvioso, con temperatura promedio anual de 26°C (21-38°C), precipitación pluvial anual de 2 344 mm, humedad anual media de 84,2% (Guerrero *et al.* 2012).

El clima en la región Ucayali se caracteriza por ser tropical; corresponde a selva baja, con ecosistema de bosque tropical semisiempre verde estacional (Cochrane 1982).

Elaboración y análisis de Biol de vacaza

Se recolectó el estiércol de ganado vacuno el cual fue trasladado hacia el centro de acopio y elaboración. La elaboración se inició en el interior de un tanque de 1 100 L previamente desinfectado por calor, al que se agregó estiércol de ganado vacuno (40%), agua (40%), cultivo láctico-Biolac (5%) y melaza de caña de azúcar (15%). Periódicamente se supervisó el proceso de degradación de la mezcla, por medio de la medición del pH hasta que alcanzó un pH de 3,77 en 63 días de fermentación anaeróbica, parámetro indicado por Peralta *et al.* (2016) como lo adecuado para este tipo de fertilizante. Posteriormente, el biol fue analizado en las instalaciones del Laboratorio de

Análisis de Suelos, Plantas, Aguas y Fertilizantes-LASPAF de la Universidad Nacional Agraria La Molina-UNALM.

Fabricación, activación y caracterización del biocarbón

El cuesco de palma aceitera se trasladó a la localidad de San Francisco, para luego ser sometido a pirólisis en carbonizadores tipo PhilRice estilo abierto. Después de 12 horas de carbonización en rangos de temperatura entre 159 y 490°C, fue enfriado, envasado, molido a tamaños de $\leq 1, 1,4$ y 2,0 mm, mezclado con biol de vacaza y dejado en reposo dos días antes de su uso para su activación, siendo después caracterizados fisicoquímicamente como biocarbón y biocarbón enriquecido en el Laboratorio de Análisis de Suelos, Plantas, Aguas y Fertilizantes-LASPAF de la Universidad Nacional Agraria La Molina-UNALM.

Preparación y manejo de la semilla de *O. schunkei*

Las semillas de *O. schunkei*, procedieron del rodal ubicado en la Comunidad Nativa de Fernando Sthal, distrito de Tahuanía, provincia de Atalaya, región Ucayali, las mismas que fueron primero escarificadas, para luego ser sumergidas en agua durante 24 horas, a fin de acelerar la germinación. Posteriormente, entre el día 17 al 33, los brinzales fueron repicados a bolsas de vivero, protegidas por malla al 80% de sombra y con aplicación de biol como fertilizante foliar. A 270 días de su introducción al vivero, fueron separadas en 2 grupos de 180 plantas cada uno y establecidas en 2 parcelas.

Preparación del terreno y plantación de *O. schunkei*

El terreno destinado a la plantación estaba invadido por *Imperata brasiliensis* Trin. (cashaucsha), la cual fue removida inicialmente mediante corte de motocultivadoras, para posteriormente aplicar labranza mecanizada y control químico de malezas. Este terreno se dividió en 2 parcelas (P1 y P2), siendo P1 la parcela testigo. A P2 se agregó el biocarbón en una dosis de 10 t.h⁻¹, el cual se homogenizó con una remoción suave del suelo, dejando dos días de reposo para la adaptación del consorcio mi-

Dosis adecuada	
Nutrientes	Macronutrientes g/kg
N	28-40
P	2,5-4
K	15-30
Ca	5-7
Mg	2-3
S	2-2,5
Nutrientes	Micronutrientes mg/kg
B	35-70
Cu	8-15
Fe	101-220
Mn	250-500
Zn	30-60

Cuadro 1. Caracterización fisicoquímica del biol obtenido de estiércol vacuno.

Característica	Valor
pH	5,14
Conductividad Eléctrica (CE), dS/m	2,33
Materia orgánica (MO), %	90,94
Nitrógeno (N), %	1,13
Fósforo (P), %	0,47
Potasio (K), ‰	0,36
Calcio (Ca), %	0,25
Magnesio (Mg), %	0,24
Sodio (Na), %	0,02
Hierro (Fe), ppm	493,00
Cobre (Cu), ppm	20,00
Zinc (Zn), ppm	25,00
Manganeso (Mn), ppm	151,00
Boro (B), ppm	12,00
Cadmio (Cd), ppm	0,48
Cromo (Cr), ppm	12,48

Cuadro 2. Características fisicoquímicas de los cuescos de palma aceitera.

crobian a las condiciones del suelo. Después de este reposo se inició la primera siembra de frijol caupí, con el fin de mejorar el contenido de nitrógeno orgánico, y luego de la segunda cosecha de vainas, a los 105 días, se procedió a la plantación de *O. schunkei*, empleando un distanciamiento de 5 × 5 m. Los plantones de la especie forestal fueron distribuidos en 20 filas y 9 columnas totalizando 180 plantas en cada una de las parcelas. Los plantones establecidos en los bordes se consideran no evaluables.

Las plantas de *O. schunkei*, se evaluaron a los 30, 60 y 90 días de plantados en cuanto a la ganancia de altura en cm, y a los 90 días se determinó el porcentaje de supervivencia, a pesar de que se trata de una evaluación de crecimiento inicial.

Diseño experimental

Para determinar las diferencias entre tratamientos (T0 sin biocarbón y T1 con biocarbón) en la supervivencia se comparó el porcentaje de plantas vivas en cada parcela a los 90 días excluyendo los bordes, lo que da como resultados 18 filas y 7 columnas totalizando 126 plantas evaluables.

El diseño experimental para la comparación de altura fue el de bloques completamente al azar. La supervivencia y el crecimiento en altura de los plantones de *O. schunkei* fueron evaluados de diferente forma. Para evaluar las diferencias de crecimiento entre tratamientos, se seleccionaron al azar 10 plantas en la parcela testigo y 10 plantas al azar en la parcela con tratamiento. Mientras que para la evaluación de supervivencia se consideró 126 plantas, sin considerar las plantas de los bordes.

Resultados

Caracterización del biol y cuescos de palma aceitera

El biol evidenció características muy notorias en los tres elementos esenciales para el desarrollo de las plantas como nitrógeno-N (994 mg/L), fósforo-P (336,31 mg/L) y potasio-K (1 325 mg/L) así como materia orgánica-MO (33,16 g/L) en solución, complemen-

Característica	Valor	
	Biocarbón	Biocarbón enriquecido
pH	7,72	7,67
Conductividad Eléctrica (CE), dS/m	0,99	3,14
Materia orgánica (MO), %	89,49	88,35
Nitrógeno (N), %	1,32	2,13
Fósforo (P), %	1,12	1,79
Potasio (K), %	0,69	1,34
Calcio (Ca), %	0,39	0,61
Magnesio (Mg), %	0,33	0,52
Sodio (Na), %	0,02	0,04
Hierro (Fe), ppm	1 256,00	1 224,00
Cobre (Cu), ppm	34,00	47,00
Zinc (Zn), ppm	49,00	74,00
Manganeso (Mn), ppm	480,00	1 326,00
Boro (B), ppm	15,00	15,00
Plomo (Pb), ppm	2,20	2,93
Cadmio (Cd), ppm	0,53	0,68
Cromo (Cr), ppm	21,18	10,85

Cuadro 3. Características fisicoquímicas del biocarbón antes y después de ser activado con biol de estiércol de ganado vacuno.

Parcela	ALTURA (cm)			
	Días de plantación			
	1	30	60	90
P1	6.60	7.74	8.68	16.60
P2	6.86	7.54	8.71	18.35

Cuadro 4. Variación promedio de la altura de plantas de huayruro según los días de plantadas en P1 y P2.

Parcela	Nº Plantones establecidos	Nº Plantas muertas	Supervivencia (%)
P1	126	0	100
P2	126	9	93

Cuadro 5. Porcentaje de supervivencia de plantas de *O. schunkei*, en P1 y P2, sin considerar el efecto borde a los 90 días de plantadas.

tadas con otros elementos que se muestran en el Cuadro 1.

Los cuescos de palma aceitera que fueron utilizados como materias primas para fabricar el biocarbón, presentan concentraciones altas de Fe (493 ppm) y Mn (151 ppm) y valores bajos de N (1,13%), P (0,47%) y K (0,36%), tal como se aprecia en el Cuadro 2.

Caracterización fisicoquímica de biocarbón y biocarbón enriquecido

Con respecto al biocarbón obtenido por medio de la pirólisis y enriquecido mediante su inmersión en biol de vacaza, los datos muestran incrementos en los macronutrientes como N de 1,32 a 2,13%; de P de 1,12 a 1,79% y K de 0,69 a 1,34%, y disminución leve en los valores de pH de 7,72 a 7,67; materia orgánica de 89,49% a 88,35% y Fe de 1 256 ppm a 1 224 ppm, correspondiendo al biocarbón y biocarbón enriquecido en vacaza respectiva-

mente, los mismos que están reportados en el Cuadro 3.

Comparación de la altura y porcentaje de supervivencia de *O. schunkei*

En el caso del crecimiento en altura las plantas de *O. schunkei*, fueron analizadas con la prueba estadística de t student. Con un 95% de confianza y $\alpha = 0,05$. La prueba indicó que no existe diferencia significativa entre tratamientos a los 90 días (Cuadro 4).

Crecimiento y supervivencia de las plantas de *O. schunkei*

El porcentaje de supervivencia se evaluó considerando el efecto de borde. La plantación establecida en la parcela sin tratamiento presentó una supervivencia de 93 %. En las parcelas con tratamiento la supervivencia de plantones a los 90 días fue del 100% dado que la mortalidad se concentró en los bordes no evaluables (Cuadro 5).

Discusión

Caracterización del biol de vacaza

Si consideramos los valores determinados y mostrados en el Cuadro 1, de los elementos principales como: pH (3,5), Materia orgánica (33,16 g.L⁻¹), Nitrógeno-N total (994 mg.L⁻¹),

Fósforo-P total (336,31 mg.L⁻¹), Potasio-K total (1 325 mg.L⁻¹), y estos resultados los comparamos con los obtenidos por Peralta *et al.* (2016), quienes también elaboraron un biol de ganado vacuno, el pH (4,02) resultó ligeramente inferior, así como para N (4 200 mg.L⁻¹) y K (17 200 mg.L⁻¹). Estos resultados se pueden explicar en base al tipo de alimento recibido por los vacunos, pues los utilizados en este estudio, procedieron de animales alimentados en establo con alimento balanceado y pasto verde como complemento.

Caracterización de los cuscus de palma aceitera

Los resultados referentes a los análisis efectuados a los cuscus, mostrados en el Cuadro 2, nos indican elementos importantes para contribuir con nutrientes al suelo, sobre todo referido a los minerales. El valor para N (1,13%) de los cuscus es mayor que el reportado por Muñoz (2013), quien reporto 0,9% y 0,74%, pero menor al 1,9% reportado por Díaz y Durán (2008), citados por Agudelo (2017). En cuanto al P (0,47%), es mayor al 0,35% reportado por Nizamuddin *et al.* (2016), y para K (0,36%), es mayor al indicado por Navarrete *et al.* (2005), quienes reportaron 0,03%. Estos resultados procedentes de los cuscus

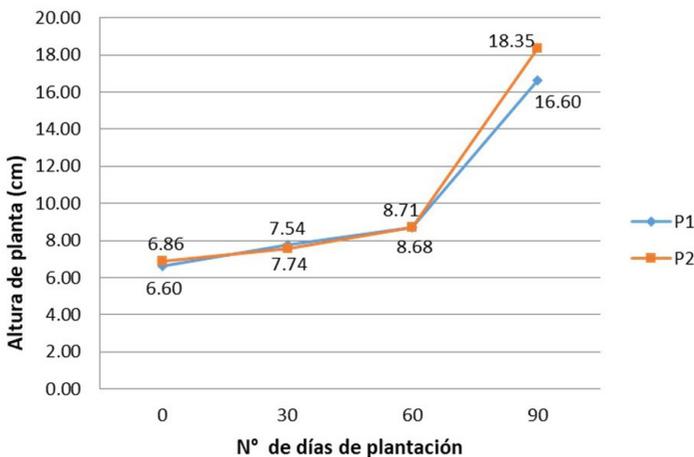


Figura 1. Altura total de los plantones de *O. schunkei* en P1 y P2 a los 0, 30, 60 y 90 días después de la plantación.

obtenidos en Pucallpa frente a los reportados en otros estudios se pueden atribuir a factores edafo-climáticos, manejo de fertilización, tipo de suelo, y hasta a la procedencia de las semillas del cual se originaron las plantas.

Adaptación de las plantas de *O. schunkei*

El Cuadro 4, nos muestra la característica de la altura lograda por las plantas de *O. schunkei*, mostrando una ligera ventaja en casi todas las mediciones que se hizo en la altura, destacando a los 90 días alturas de 16,60 y 18,35 cm en P1 y P2 respectivamente, atribuyendo a la aplicación del biocarbón activado en biol de estiércol de ganado vacuno dichos efectos. Esto es coherente con Situmeang *et al.* (2015), quienes investigaron la influencia de la aplicación del biocarbón de bambú en la altura de maíz y obtuvieron efectos similares. Asimismo, Espíritu (2009), en Satipo-Perú, investigó el efecto de la fertilización en la altura de plantas de *Ormosia coccinea* (Aubl.) Jacks., para lo cual aplicó tres diferentes dosis de NPK más un control, siendo estas de 100 g de NPK (10-30-10), con 150 g de NPK (15-45-15), y con 50 g de NPK (5-15-5), alcanzando a los siete meses con la primera dosis una altura media de 43,45 cm; con la segunda dosis logró 34,10 cm y la tercera dosis de 32,80 cm de altura.

La Figura 1, describe la altura en cm, de las plantas de *O. schunkei*, donde se observa que las plantas de la P2, tienen una leve ventaja sobre las de la P1, como consecuencia de la aplicación del biocarbón de cuescos de palma aceitera activado en biol de estiércol de ganado vacuno.

Ganancia de altura de *O. schunkei* por efecto de los tratamientos

El valor de P determinado para la altura de las plantas fue de 0,09, el cual resultó mayor que el $\alpha = 0,05$, demostrando que no existió diferencia significativa entre las medias de los tratamientos, es decir estadísticamente la ganancia de altura, no está influenciada por la aplicación del biocarbón. Sin embargo, la ganancia de altura por plantas con aplicación de biocarbón enriquecido, ha sido manifestada por Quispe (2019), quien utilizó biocarbón ac-

tivado en caldo de humus en una proporción del 4% (T2), en el cultivo de la hortaliza denominada canónigo (*Valerianella locusta* (L.) Laterr.), con el cual logró una altura de planta de 11,99 cm, atribuyendo a que el biochar mejora la disponibilidad de nutrientes, como también otras características del suelo que mejoran la fertilidad y por consiguiente el rendimiento de los cultivos.

El efecto del biocarbón en combinación con un fertilizante sintético (Yaramila Complex), para promover el crecimiento de banana (*Musa paradisiaca* L.), fue reportado por Martínez *et al.* (2019), quienes indicaron que el biocarbón no solo mejora las propiedades del suelo, sino que también contribuye a mejorar el desempeño fisiológico de las plantas.

Por su parte Valarezo *et al.* (2016), quienes establecieron plantaciones de pachaco (*Schizolobium parahyba* (Vell.) S.F. Blake) y melina (*Gmelina arborea* Roxb. ex Sm.) durante 2 años, utilizando biocarbón en dosis de 0, 3 y 6 t.h⁻¹, lograron en el pachaco con y sin fertilización una altura promedio de 6,49 y 3,91 m, respectivamente, con una diferencia de 2,58 m, equivalente a 66%. Por su parte, la melina con y sin fertilización alcanzó una altura promedio de 7,02 y 4,58 m, respectivamente, con una diferencia de 2,44 m, lo que equivale a 53%; por lo cual concluyeron que esta enmienda tuvo un efecto tardío en el crecimiento de las especies, atribuyendo a que la composición de los grupos superficiales es una característica importante para la exitosa utilización del biocarbón.

Porcentaje de supervivencia

En la Cuadro 5, se puede observar que hay mayor porcentaje de supervivencia de las plantas de *O. schunkei*, atribuido de modo directo a la aplicación del biocarbón. Las ventajas que se logra con la aplicación del biocarbón o biochar al suelo, ya han sido discutidas por Atkinson *et al.* (2010) y Glaser *et al.* (2001), citados por Situmeang *et al.* (2015), al manifestar que el biochar puede mejorar la fertilidad del suelo y ser capaz de recuperar la calidad de suelos degradados. Según Situmeang *et al.* (2015), el biochar puede mejorar la calidad del suelo de varias maneras, así puede lograr una mayor po-

rosidad, un gran volumen y disponibilidad de agua, aumentar la capacidad de intercambio de pH, C-orgánico, fósforo, potasio y capacidad de intercambio catiónico, reduciendo la lixiviación de nitrógeno y aumentando la actividad de las poblaciones microbianas.

Del mismo modo Espíritu (2009), experimentó el efecto de la fertilización en la plantación de *Ormosia coccinea*, aplicando 3 diferentes dosis de NPK más un control, siendo estas de 100 g de NPK (10-30-10), con 150 g de NPK (15-45-15), y, con 50 g de NPK (5-15-5), con las cuales logró una supervivencia a los 7 meses del 100%.

Drake *et al.* (2015), experimentaron el uso de biocarbón en dosis de 0, 1, 3 y 6 t.h⁻¹, aplicando al suelo y sembrando especies forestales de semilla directa en tres sitios en el oeste de Victoria, Australia, obteniendo como resultados que el Biochar aumentó el número de especies presentes y el conteo de tallos de *Eucalyptus* (Myrtaceae), mientras que disminuyó el conteo de tallos de *Acacia* (Fabaceae), concluyendo que el biocarbón tiene el potencial de beneficiar positivamente las actividades de reforestación, pero las respuestas específicas del sitio y del biocarbón de suelo-planta requieren una investigación específica.

En cuanto a la supervivencia, un dato importante es la relación altura/materia seca, la cual es indicada por Gomes *et al.* (2002), citados por Alonso *et al.* (2015), la cual resulta de gran utilidad para predecir el potencial de supervivencia de las plántulas en el campo, a pesar de no ser comúnmente usado como un índice para evaluar el patrón de calidad en fase de establecimiento, interpretándose que cuanto menor es este índice, más lignificada está la planta y mayor deberá ser la capacidad de supervivencia; por ello, para evaluar en el futuro, el porcentaje de supervivencia de la *O. schunkei*, será necesario tomar los datos de cantidad de materia seca producida por la parte aérea de las plantas.

Conclusiones

La aplicación de biocarbón de cuescos de palma aceitera enriquecido en biol de vacaza,

tuvo un efecto positivo en el crecimiento y porcentaje de supervivencia de las plantas de *O. schunkei*, tal como lo demuestran los resultados obtenidos.

El alto porcentaje de supervivencia evitaría las operaciones de recalce, de mantenerse las condiciones iniciales de supervivencia, lo que tendría efectos muy positivos en los costos de mantenimiento de la plantación forestal durante el primer año.

El uso de biocarbón de cuescos de palma aceitera y enriquecido en biol de estiércol de ganado vacuno, es una alternativa viable para promover el crecimiento de *O. schunkei*.

Al comprobar en esta primera etapa de adaptación de *O. schunkei*, por el efecto promotor del biocarbón activado en biol de vacaza, se puede extender hacia otras especies forestales.

Finalmente, se recomienda continuar con los estudios de desarrollo y crecimiento de las plantas de *O. schunkei* para asegurar su total adaptación y crecimiento en el terreno experimental.

Agradecimientos

El presente trabajo se ha realizado gracias al financiamiento del Programa de Desarrollo Forestal Sostenible, Inclusivo y Competitivo en la amazonia peruana del SERFOR.

A los miembros de la Comunidad Nativa de San Francisco, ubicada en el distrito de Yarina-cocha, provincia de Coronel Portillo, región de Ucayali, por su apoyo al habernos cedido el terreno para desarrollar la fase experimental del presente proyecto.

A los miembros del equipo investigador, por su constante apoyo y acompañamiento físico y moral, en esta ardua y difícil labor de generar conocimiento científico, pero que al mismo tiempo otorga gran satisfacción, al aportar un grano de arena para que el país salga adelante, pues la investigación nos permitirá enrumbarnos por el camino del desarrollo.

Al Ing. Leoncio Julio Ugarte Guerra, por la supervisión del experimento en campo y los consejos y apoyo en la evaluación estadística.

Bibliografía

- Agudelo Alvarez, BL. 2017. Estandarización de proceso de producción de carbón activado por activación física a partir de cuesco de palma a escala industrial (Tesis de pregrado). Bogotá C.D., Colombia, Fundación Universidad de América. 90 p.
- Alonso López, M; Arteaga Crespo, Y; Geada López, G; García Quintana, Y; Carballo Abreu, L; Castillo Martínez, I. 2015. Características de sustratos orgánicos acondicionados con biocarbón.: Influencia en la calidad de plantas de *Talipariti elatum* (Sw.) Fryxell cultivada en tubetes. Revista Cubana de Ciencias Forestales: CFORES 3(1):1.
- Cochrane, TP. 1982. Caracterización Agroecológica para el desarrollo de pasturas en suelos ácidos de América tropical. Cali, Colombia CIAT. 44p.
- Drake, JA; Carrucan, A; Jackson, WR; Cavagnaro, TR; Patti, AF. 2015. La aplicación de biocarbón durante la reforestación altera las especies presentes y la química del suelo. Science of the Total Environment 514:359-365.
- Emery Genes, EJ. 2014. Destilación secundaria de alquitranes generados en la gasificación de cuesco de palma africana (Tesis de posgrado). Medellín, Colombia, Universidad Nacional de Colombia. 56 p.
- Escola, JM; Aguado, J; Serrano, DP; Briones, L. 2014. Transportation fuel production by combination of LDPE thermal cracking and catalytic hydroreforming. Waste management 34(11):2176-2184.
- Espíritu Caballero, AD. 2009. Plantación de *Ormosia coccinea* Jack en fajas y fertilización con tres dosis NPK. Unión Capiri - Satipo (Tesis de pregrado). Satipo, Perú, Universidad Nacional del Centro del Perú. 34 p.
- Guerrero, F; Serrano-Martínez, E; Tantaleán, M; Quispe, M; Casas, G. 2012. Identificación de parásitos gastrointestinales en primates no humanos del zoológico parque natural de Pucallpa, Perú. Revista de investigaciones veterinarias del Perú 23(4):469-478.
- Gutiérrez, AH; Peña, LB; Díaz, JGH. 2018. Obtención de biogás mediante la fermentación anaerobia de estiércol. Revista Estudiantil AGRO-VET 2(2):185-191.
- Martínez, ST; Guerrero, JNQ; Batista, RMG. 2019. Determinación de la dosis óptima de biocarbón como enmienda edáfica en el cultivo de banano (*Musa × paradisiaca* L.) Clon Williams. Revista Científica Agroecosistemas 7(3), 134-141.
- Muñoz Millán, J. 2013. Gasificación térmica de cuesco de palma: Pirolisis, Reformado de vapor y Gasificación con oxígeno. Tesis de posgrado. Bogotá DC, Colombia, Universidad de los Andes. 57 p.
- Navarrete, LF; Giraldo, L; Baquero, MC; Moreno, JC. 2005. Carbón activado: Efecto del lavado con ácido sulfúrico del precursor lignocelulósico, cuesco de palma africana, sobre los procesos de carbonización y activación. Revista Colombiana de Química 34(1):67-38.
- Nizamuddin, S; Shrestha, S; Athar, S; Si, BA; Ahmar SM. 2016. A critical analysis on palm kernel shell from oil palm industry as a feedstock for solid char production. Reviews in Chemical Engineering 32(5):489-505.
- Peralta Veran, L; Juscamaita Morales, J; Meza Contreras, V. 2016. Obtención y caracterización de abono orgánico líquido a través del tratamiento de excretas del ganado vacuno de un establo lechero usando un consorcio microbiano ácido láctico. Ecología Aplicada 15(1):1-10.
- Quispe Patzi, JM. 2019. Evaluación de tres niveles de biochar en el cultivo de canónigo (*Valerianella locusta*) bajo ambiente atemperado en la Estación Experimental de Patacamaya. Tesis de pregrado. La Paz, Bolivia, Universidad Mayor de San Andrés.
- Ruiz, P, O; Davey, Ch, B. 2005. Micorrizas arbusculares en ultisoles de la Amazonía peruana. Folia Amazónica 14(2):57-74.
- Situmeang, YP; Adnyana, IM; Subadiyasa, INN y Merit, IN. 2015. Efecto de la dosis Biochar Bamboo, Compost y Phonska sobre el cre-

cimiento del maíz (*Zea mays* L.) en tierras secas. Revista Internacional de Ciencia Avanzada, Ingeniería y Tecnología de la Información 5(6):433-439.

Valarezo, C; Villamagua, MA; Mora, RM; Maza, H; Wilcke, W; Nieto, C. 2016. Respuesta del pachaco (*Schizolobium parahybum* Vell. Conc) y la melina (*Gmelina arborea* Roxb.) a la aplicación de biocarbón y fertilización en el sur de la Amazonia Ecuatoriana. Bosques Latitud Cero 6(1):1-32.

Las intervenciones ambientales para la conservación de bosques comunitarios en la Comunidad Nativa Siete de junio del distrito de Palcazú, Oxapampa, Pasco (Perú)

Environmental interventions for the conservation of community forests in the Native Community of Siete de junio of the Palcazu district, Oxapampa, Pasco (Peru)

Alex G. Avendaño^{1,*}

Recibido: 19 agosto 2020 | **Aceptado:** 28 setiembre 2020 | **Publicado en línea:** 12 diciembre 2020
Citación: Avendaño, AG. 2020. Las intervenciones ambientales para la conservación de bosques comunitarios en la Comunidad Nativa Siete de junio, Palcazú, Perú. Revista Forestal del Perú 35 (3, Número Especial): 28-43. DOI: <http://dx.doi.org/10.21704/rfp.v35i3.1599>

Resumen

Este artículo trata acerca de los esfuerzos para la conservación ambiental y el manejo de los recursos en las tierras de la Comunidad Nativa de Siete de junio del valle del Palcazú (provincia de Oxapampa, región Pasco), cuyos habitantes fueron los actores centrales de un trabajo de campo realizado entre los meses de abril y mayo del 2019. Con base en las fuentes de información primaria y secundaria, se describen los cambios y continuidades en los usos de los suelos de la comunidad, así como la relación de los yánesha con los proyectos ambientales de los últimos cinco años. Se hallaron cambios en el uso del suelo a raíz del aumento de la superficie agrícola, interpretándose en relación con los proyectos de desarrollo sostenible basados en el cultivo del cacao; y se constató el papel que las nuevas formas institucionalizadas de organización entre los yánesha juegan en estos proyectos. De esta manera, se argumenta que las intervenciones para la conservación de los bosques comunitarios del Palcazú se han aproximado a sus objetivos al incorporar las intervenciones para desarrollo sostenible y las nuevas formas organizativas. No obstante, también se sostiene que el desarrollo de estos programas y proyectos deben matizarse con los contextos socioambientales, sutilmente variables, de las comunidades del Palcazú. Entre ellas, la C.N. Siete de junio permite reflexionar sobre los alcances y limitaciones de las intervenciones para la conservación de los bosques comunitarios.

Palabras clave: bosque comunitario, conservación, desarrollo sostenible, pueblos indígenas, yánesha

¹Grupo de Antropología Amazónica - PUCP

* Autor de Correspondencia: alexg.avendano@pucp.pe

Abstract

This article deals with the course of the efforts for the environmental conservation and forest resource management in the lands belonging to Comunidad Nativa Siete de junio of the Palcazu valley (Oxapampa province, Pasco region), whose inhabitants were the central actors of a fieldwork carried out between April and May 2019. Taking into account primary and secondary sources of information, the changes and continuities in the community's land uses and the relationship of the yanesha people with the environmental projects, within the last five years, are described. Changes in land use were found as a result of the increase in agricultural surface; and the role that the new institutionalized forms of organization among the yanesha play in these projects was verified. Thus, I argue that the projects for the conservation of Palcazu's communities' forests have approached their goals by incorporating the interventions for sustainable development and the new institutionalized forms. However, I also contend that the development of these projects and programs must be considered against the subtly variable socio-environmental contexts of the communities of the Palcazú. Among them, the C.N. Siete de junio allows to reflect upon the scopes and limitations of the communal forests' conservation interventions.

Key words: community forest, conservation, indigenous peoples, sustainable development, yanesha

Introducción

Las preocupaciones actuales en torno a la conservación ambiental de la Amazonía peruana se asientan sobre una historia de discursos y prácticas cambiantes sobre el curso de su desarrollo idóneo. En el valle del río Palcazú, ubicado en el distrito homónimo de la provincia de Oxapampa, en la región Pasco, esta historia se ha desenvuelto a partir de la segunda mitad del siglo veinte. Desde inicios de la década de 1980, sus bosques y habitantes han sido, respectivamente, objetos y sujetos de un conjunto de intervenciones con objetivos explícitos de conservación y desarrollo sostenible (Smith 1982; Hartshorn y Stocks 1993; Staver *et al.* 1994; Larsen 2016). Entre estas iniciativas, resaltan los programas y proyectos cuyos beneficiarios y participantes son los miembros del pueblo yanesha, quienes viven en las comunidades nativas (en adelante CC.NN.) del valle e interactúan con la Reserva Comunal Yanesha (RCY), un área natural protegida (en adelante ANP) establecida en 1988.

Los yanesha son un pueblo indígena cuya lengua pertenece a la familia lingüística Arawak (Santos-Granero 2004). Con un número aproximado de 9,400 miembros hacia el año 2017, los yanesha se encuentran viviendo alrededor de la cuenca del río Palcazú, la margen

izquierda del Alto Perené, y la cuenca del Alto Pachitea; y, en menor medida, en el valle de Oxapampa (Santos-Granero 2004; INEI 2018). Una serie de investigaciones desde la antropología y la etnobotánica se han aproximado cuantitativa y cualitativamente a las actividades productivas y extractivas que los yanesha han empleado para su sustento local y el comercio, y que han transformado los bosques del Palcazú en décadas pasadas (Smith 1982; Salick 1989; Staver 1989; Hartshorn y Salick 2003; Santos-Granero 2004). En la actualidad, se evidencia la predominancia de los proyectos de desarrollo sostenible basados en la inserción de ciertas actividades comerciales, como la piscicultura y el cultivo comercial de cacao, entre los habitantes yanesha de las CC.NN. del Palcazú (Luján Berger 2017); pero surgen algunas interrogantes sobre otras actividades que buscan impedir y/o revertir la pérdida de bosques de las CC.NN. y la RCY.

Este artículo parte de la pregunta de cómo describir el desarrollo en el tiempo de las intervenciones dirigidas a la conservación de los bosques situados dentro de las CC.NN. del curso medio del río Palcazú. El objetivo de este estudio consiste en describir e interpretar los cambios en el uso de los suelos en la C.N. Siete de junio con relación a los programas y proyectos para conservación y desarrollo sostenibles,

realizados con sus comuneros desde el año 2015. Así, se argumentará que las intervenciones ambientales para la conservación de los bosques comunitarios¹ del Palcazú se han aproximado a su objetivo en la medida en que su diseño ha incorporado las intervenciones para el desarrollo sostenible en marcha y formas institucionalizadas de organización relativamente nuevas entre los habitantes yánesha. Sin embargo, los programas y proyectos para la conservación de los bosques comunitarios se asientan en contextos socioambientales e históricos que varían sutilmente entre las comunidades del valle. Estos, a su vez, hacen que los intentos de implantar prácticas de conservación y manejo de recursos entre los comuneros yánesha lleven a diferentes resultados.

El argumento descrito se expondrá en las siguientes secciones. En primer lugar, se establecerá la metodología establecida para responder la pregunta de este estudio. Esta se basa en la combinación de información cualitativa, recogida mediante un trabajo de campo con enfoque etnográfico, e información cuantitativa, proveniente de fuentes secundarias. En segundo lugar, se describirá la historia de los cambios en el uso de las tierras en las CC.NN. del Medio Palcazú y la C.N. Siete de junio. Luego, se describirán e interpretarán las actividades de la ONG Desarrollo Rural Sustentable (DRIS) como intervenciones ambientales efectuadas sobre los comuneros del sector Pampacocha de la C.N. Siete de junio. Finalmente, se establecerá una discusión breve sobre los proyectos de conservación y desarrollo sostenible contemporáneos entre los pueblos indígenas y se trazaran las conclusiones. Estas últimas incluirán algunas recomendaciones, basadas en los resultados del estudio, para futuras intervenciones de carácter ambiental.

Materiales y Métodos

En este estudio, se adoptó un enfoque histórico y etnográfico para describir e interpretar las

transformaciones en los bosques de la C.N. Siete de junio (Figura 1 y Figura 2), llevadas a cabo por sus habitantes yánesha desde la década de 1960. En aquella época comenzaron los cambios más significativos, debido al incremento de la población y a la expansión de las actividades ganaderas dentro de las comunidades (Smith 1982; Santos-Granero y Barclay 1995). La historia de cambios en el uso de la tierra en esta comunidad y el distrito de Palcazú se complementa con la información obtenida acerca del desarrollo de los programas y proyectos para la conservación de los bosques comunitarios en los últimos cinco años. Como se detallará más adelante, estos datos provienen de las entrevistas realizadas a diferentes actores asociados a estas intervenciones.

Para propósitos de interpretación de la información, se conciben a los programas y proyectos para conservación y desarrollo sostenible como intervenciones ambientales. Alineándose en las definiciones y debates de diferentes autores sobre los conceptos de *environmentality* y *ecogubernamentalidad* (Ulloa 2004; Agrawal 2005; Cepek 2011), las intervenciones ambientales se definen en este estudio como aquellas que buscan encauzar el comportamiento y la acción de los sujetos hacia fines ambientales. Estas pueden subdividirse en las categorías de intervenciones para conservación e intervenciones para desarrollo sostenible. Si bien las primeras son el objeto del estudio, su estrecho entrelazamiento con las segundas permite responder la pregunta planteada.

Esta investigación se basa en una metodología que combinó técnicas de recojo de información cualitativa y el empleo de información cuantitativa de fuentes secundarias. Las primeras fueron recogidas por el investigador mediante un método de trabajo de campo con enfoque etnográfico, realizado entre inicios de abril y finales de mayo del 2019. Este supuso una estadía entre los comuneros del sector Pampacocha de la C.N. Siete de junio, así como la

¹En el contexto de este artículo, se emplea el término 'bosque comunitario' para referirse a la superficie de bosque abarcada dentro de la Comunidad Nativa; y no implica necesariamente un uso institucionalizado por parte de la población indígena.

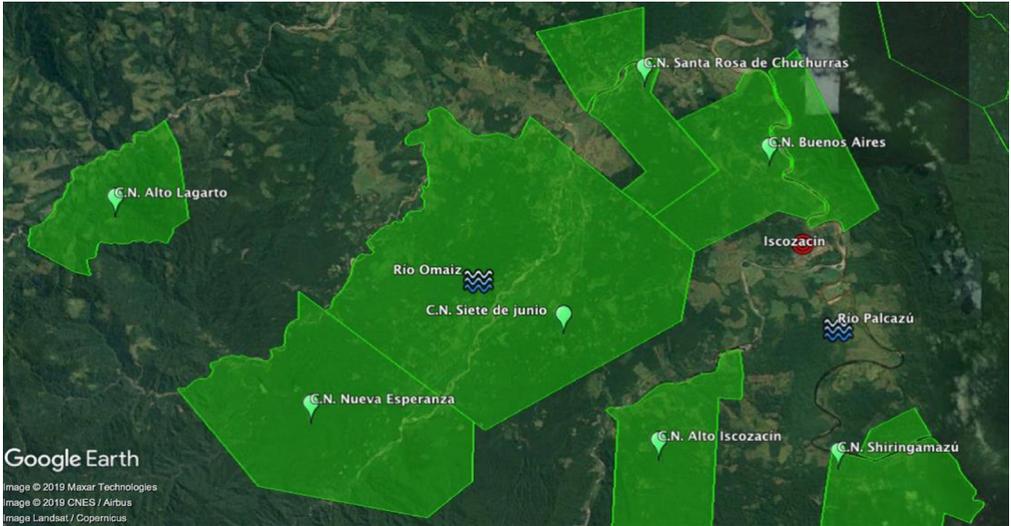


Figura 1. Mapa de la C.N. Siete de junio. Elaboración del autor en la plataforma Google Earth, con base en IBC (2020).

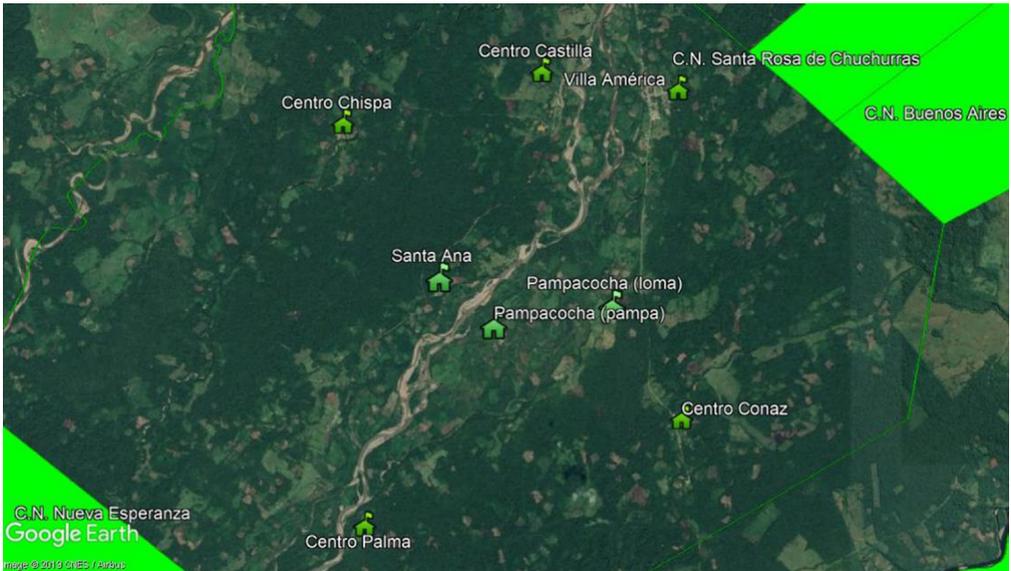


Figura 2. Mapa de los sectores visitados en el trabajo de campo. Elaboración del autor en la plataforma Google Earth, con base en IBC (2020).

apertura a otras dimensiones de la vida social vinculadas al tema de estudio. Dentro de este marco de convivencia, se recogió información adicional mediante conversaciones informales y entrevistas a profundidad con distintos actores vinculados a las intervenciones ambien-

tales en marcha. En este estudio, se destacan la información obtenida con el jefe zonal de la ONG DRIS y dos comuneros [un promotor de los proyectos de cacao y un antiguo presidente de Asociación para el Manejo y la Conservación de la Reserva Comunal Yanessa

(AMARCY)]² asociados de forma estrecha a las intervenciones ambientales pasadas en la comunidad y el sector de Pampacocha.

Mientras tanto, la información cuantitativa citada proviene de fuentes secundarias oficiales y estudios previos. Específicamente, la información empleada para describir los cambios en el uso de la tierra fue organizada a partir de los datos sobre capacidad de uso mayor del suelo en las CC.NN. del Palcazú (Smith 1982), los datos censales provenientes del Censo de Comunidades Nativas del IBC del 2000 (IBC 2006) y el II y III Censo de Comunidades Indígenas (INEI 2008, 2018), y los datos sobre cambios en el uso de la tierra del distrito de Palcazú disponibles en la plataforma web Geobosques (2019).

Resultados

Una historia de cambios en el uso de la tierra

El curso de los proyectos para conservación y desarrollo en el valle del Palcazú se asienta sobre una historia de cambios respecto al uso y tenencia de sus tierras. El río Palcazú, cuyo sentido va de sur a norte, forma una cuenca que se encuentra delimitada por la cordillera de Yanachaga, al oeste, y la cadena de San Matías, al este. El suelo del valle, por su parte, se extiende a lo largo del río Palcazú y sus afluentes (como los ríos Iscozacín y Chuchurras); pero resulta ser angosto (especialmente en su curso alto) debido al terreno escarpado que forman las cadenas montañosas ya mencionadas (Salick 1989; Hartshorn y Stocks 1993). En el curso medio del río Palcazú, donde se ubica la C.N. Siete de junio, comienza a aumentar la superficie conformada por el suelo del valle.

Desde finales del siglo XIX, el valle del Palcazú comenzó a albergar a una cantidad mayor de población yánesha a medida que estos se veían forzados a migrar debido a las presiones colonizadoras en su territorio original (Santos-Granero y Barclay 1995). No obstante, el ciclo extractivo del caucho contribuyó a que

el Palcazú entrase en la órbita de los procesos económicos generalizados en la Amazonía de aquel entonces. Así, un conjunto de empresas caucheras reclamaron concesiones para la extracción de caucho en diferentes espacios del valle a inicios del siglo pasado (Santos-Granero y Barclay 1995). De igual manera, algunas familias de origen alemán establecieron haciendas ganaderas en las tierras más fértiles del valle.

Los hacendados, conocidos localmente como patrones, fueron apropiándose de mayores extensiones del valle durante las primeras décadas del siglo XX (Santos-Granero y Barclay 1995). Para poder abrir y emplear estas tierras, los hacendados requerían emplear la fuerza de trabajo de las familias yánesha que habitaban en asentamientos dispersos. La búsqueda por el consumo de bienes externos a la economía de subsistencia permitió la apertura de los hombres yánesha a trabajar en la apertura de pastizales para la crianza de ganado vacuno (Smith 1982). Por otro lado, los patrones monopolizaron la conexión entre los yánesha y la economía de mercado, empleando el sistema de habilitación y enganche para controlar la fuerza de trabajo de aquellos (Santos-Granero y Barclay 1995). Sobre la base de esta relación social, la transformación de los bosques del valle a pastizales no solo sería exclusiva a las tierras de los patrones.

La vinculación entre patrones y peones mediante el sistema de habilitación y enganche cimentó el desarrollo de una modalidad de crianza de ganado, denominada como el sistema de crianza al partir (Smith 1982; Santos-Granero y Barclay 1995). A través de este arreglo, el hacendado prestaba una cantidad de cabezas de ganado al hombre yánesha para que pastara en las tierras de este último. Tras el nacimiento de las crías, el hacendado solía reclamar la mitad de estas y el ganado original. El sistema de crianza al partir representó la cúspide de la dominación económica de los patrones ganaderos sobre los yánesha. En la década de

²En este estudio se ha elegido mantener el anonimato de los informantes. Sin embargo, se consigna su ocupación actual o cargo pasado.

1970, Richard C. Smith (1982) constató que el 90% de los hombres yánesha que residían en los asentamientos del curso medio del río Palcazú se encontraban bajo arreglos de crianza al partir con algún patrón. Esta modalidad de crianza tuvo dos grandes consecuencias para los yánesha del Medio Palcazú: por un lado, les permitió adquirir hatos propios, aunque el monopolio de los patrones sobre los canales de comercialización aseguraba su posición dominante (Santos-Granero y Barclay 1995). Por otro lado, las tierras que ocupaban fueron transformándose crecientemente en pastizales para ganadería.

Las marcas de estos cambios pueden hallarse en la C.N. Siete de junio. La creación política de su sector principal, Villa América, era reconocida por los comuneros en el año de 1960; y según lo conversado con los comuneros más longevos, el espacio de la comunidad no se hallaba poblada inicialmente por muchas familias. Sin embargo, Smith (1982) señala que la comunidad ya se hallaba conformada por 94 familias en el año de 1968, y concentraba la mayor cantidad de ganado vacuno entre las comunidades del Medio Palcazú. En adición, este espacio del valle se vio presionado por la extracción selectiva de madera, impulsada por comerciantes madereros de la región durante ciertos momentos del siglo pasado (Benavides y Pariona 2002). De esta manera, el proceso de inserción a la economía de mercado de los yánesha del Medio Palcazú, marcado por la presión sobre sus recursos naturales, ha constituido el marco general para la transformación ambiental de esta parte de la cuenca.

A inicios de la década de 1980, el gobierno de Fernando Belaúnde emprendió la búsqueda por concretar sus políticas de desarrollo agropecuario en la Amazonía mediante los proyectos especiales en selva. En el caso del futuro Proyecto Especial Pichis Palcazú (PEPP), se tuvo una oposición activa de varios actores a esta formulación original, fundamentándose

en las consecuencias negativas que podrían atravesar del valle (ocupación desmedida y deterioro ambiental) ante la colonización promovida por una carretera (Smith 1982; Santos-Granero y Barclay 1995). Ante esta campaña, la Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (USAID), la entidad financiadora de la parte del proyecto dirigida al Palcazú, decidió fijar las condiciones para establecer un proyecto orientado al manejo de recursos naturales. El diseño de sus componentes, a su vez, enfatizó el beneficio y la participación de la población yánesha de las comunidades del valle (Hartshorn y Stocks 1993; Staver *et al.* 1994).

Bajo esta nueva dirección, el PEPP continuó la titulación de comunidades nativas en el Palcazú, un proceso iniciado a mediados de la década de 1970. Otras intervenciones a gran escala que involucraron al PEPP fueron el establecimiento del Parque Nacional Yanachaga Chemillén (1986), el Bosque de Protección San Matías - San Carlos (1987) y la Reserva Comunal Yanesha (1988). Además, se organizó la Cooperativa Forestal Yanesha como iniciativa para el aprovechamiento forestal comunitario desde 1986, aunque no pudo sostenerse en los años posteriores a su creación (Hartshorn y Stocks 1993; Staver *et al.* 1994; Benavides y Pariona 2002). Al aplicarse este conjunto de medidas, se pudo evitar la ocupación desmedida y la degradación ambiental que el valle del Palcazú podría haber experimentado debido a las presiones de colonización que ya se estaban experimentando en la selva central desde la década pasada (Santos-Granero y Barclay 1995). Aunque las medidas ambientales del PEPP han asegurado la propiedad colectiva de los yánesha sobre su territorio y ha mitigado la deforestación de los bosques de la cuenca, la construcción de la carretera Villa Rica - Iscozacin facilitó el ingreso de nuevos actores al valle y ha promovido cambios en la vida social y económica de los yánesha³ (Salick, 1989; Hamlin y Salick 2003; Larsen 2016).

³La historia de estas tensiones alrededor de los componentes de áreas protegidas y titulación comunal, por un lado, y la carretera, por el otro, ha sido escrita en detalle por autores como Smith (1982), Santos-Granero y Barclay (1995), y Larsen (2016).

Entre las décadas de 1980 y 1990 el valle de Palcazú y sus habitantes experimentaron la violencia política por parte de grupos subversivos, además de la intensificación de la extracción forestal selectiva y depredadora, y la entrada de grupos narcotraficantes (Santos-Granero y Barclay 1995). Así, los proyectos para actividades productivas sostenibles se detuvieron durante algunos años. No obstante, a partir del 2000 volvieron a proliferar programas y proyectos bajo los esquemas del desarrollo sostenible. Esto, a su vez, conllevó al incremento de las asociaciones, conformadas por los comuneros yánesha, y orientadas a la realización de las actividades sostenibles insertadas (Valadeau 2016). Entre estas últimas, el cultivo comercial del cacao y la piscicultura han ido ganando mayor terreno. Como se verá después, las nuevas formas asociativas constituyen el nuevo campo de encuentro de las prácticas y discursos de las intervenciones ambientales con la organización social yánesha existente.

Cambios recientes en el uso de la tierra

En las últimas dos décadas, el uso de la tierra en el distrito de Palcazú ha ido cambiando paulatinamente con el ingreso de las nuevas actividades sostenibles. Aunque también se considera la superficie de pastizales ocupadas por medianos y grandes propietarios particulares no indígenas, la comparación de los datos sobre el uso de la tierra entre los años 2000 y 2016 (Geobosques 2019) ayuda a pensar acerca de ciertos cambios y continuidades para las CC.NN. como Siete de junio. En el Cuadro 1 se pueden observar los cambios en la superficie destinada a diferentes usos de la tierra a nivel del distrito. En el año 2016, la superficie del bosque disminuyó en un 9.5% respecto a la superficie del año 2000, pasando a comprender el 73.9% de las tierras del distrito. Es decir, la mayoría de las tierras en el Palcazú están cubiertas por bosques, mientras que un 23.4% comprende a las tierras de uso agropecuario (tierras agrícolas, bosques secundarios o purmas, y pastizales para ganadería). Para el año 2016, estas tierras incrementaron su superficie aproximadamente un 49% respecto a la exten-

sión que tenían en el año 2000. Sin embargo, las proporciones específicas de cada uno de sus componentes han variado sutilmente. Si bien el porcentaje de purmas resulta casi idéntico (alrededor del 64%), las tierras agrícolas han incrementado de un 10.4% a un 16.4%, mientras que los pastizales han disminuido de un 24.7% a un 20.2%. La interpretación para estos cambios requiere una aproximación más minuciosa.

A partir de la información sobre cambios en el uso de la tierra disponibles en la misma plataforma (Cuadro 2), se observa que entre los años 2000 y 2016, la conversión del conjunto de otras categorías de otros usos de la tierra a la de pastizales fue de 5,970 hectáreas, mientras que la conversión de superficie en la dirección opuesta fue de 3,618 hectáreas, resultando en un incremento neto de 2,352 hectáreas de pastizal. Sin embargo, al desagregarlo por periodos, puede constatar que el incremento en la conversión a pastizales disminuye abruptamente a partir del 2011, manteniéndose de esta manera hasta el 2016. Contrastando con esto, se observa un crecimiento súbito en el mismo periodo en las tierras con usos agrícolas, resultando en un incremento neto de 6,154 hectáreas. No obstante, los datos de Geobosques (2019) señalan que el 88.3% de este incremento provino de las tierras cuya superficie estaba constituida por bosques primarios y secundarios.

¿Cómo interpretar la disminución de los pastizales y la duplicación de la superficie con usos agrícolas? A nivel de todo el distrito, el incremento en la presión poblacional sobre los recursos no parecer ser una respuesta adecuada a esta pregunta. Comparando la población de Palcazú entre los últimos dos censos de población, se constata un descenso del 19% entre los años 2007 y 2017. No obstante, la población de las comunidades nativas ha ido incrementando aproximadamente en un 41% durante el mismo periodo (INEI 2008, 2018). Se sugiere que el crecimiento demográfico en las comunidades yánesha, circunscrita a una cantidad determinada de tierras, podría haber impulsado la apertura de nuevas chacras en bosques primarios y secundarios. Por otro

Uso de la tierra		Bosque	Tierras de uso agropecuario			Cuerpos de agua	Áreas artificiales	Suelo desnudo	Total
			Agrícola	Bosque secundario	Pastizales				
Año									
2000	Hectáreas	227,489	4,558	28,435	10,840	7,385	50	1	278, 758
	%	81.6	1.6	10.2	3.9	2.7	0	0	100
2005	Hectáreas	221,380	2,022	33,854	14,025	7,413	64	1	278, 759
	%	79.4	0.7	12.1	5	2.7	0	0	100
2011	Hectáreas	213,934	3,434	38,387	15,506	7,431	64	3	278, 759
	%	76.8	1.2	13.8	5.6	2.7	0	0	100
2013	Hectáreas	211,352	6,320	39,361	14,227	7,429	67	3	278, 759
	%	75.8	2.3	14.1	5.1	2.7	0	0	100
2016	Hectáreas	205,944	10,712	41,376	13,210	7,447	67	3	278, 759
	%	73.9	3.8	14.8	4.7	2.7	0	0	100

Cuadro 1. Usos de la tierra – Palcazú (2000-2016). Elaboración del autor con base en Geobosques (2019).

Usos de la tierra		2000-2005	2005-2011	2011-2013	2013-2016	Totales
Tierras de pastizal	Incremento (+)	3,185	2,275	226	293	5,970
	Disminución (-)	0	793	1,505	1,311	3,618
	Incremento o disminución neta	3,185 (+)	1,482 (+)	1,279 (-)	1,018 (-)	2,352 (+)
Tierras agrícolas	Incremento (+)	353	1,429	3,436	5,377	10,595
	Disminución (-)	2,889	18	550	984	4,441
	Incremento o disminución neta	2,536 (-)	1,411 (+)	2,886 (+)	4,393 (+)	6,154 (+)

Cuadro 2. Cambios en el uso de las tierras agrícolas y pastizales – Palcazú (2000-2016). Elaboración del autor con base en Geobosques (2019).

lado, su vida económica ha sido intervenida de forma particular por los proyectos de desarrollo sostenible. Desde inicios del 2000, las actividades productivas propuestas por los proyectos de desarrollo, como el cultivo comercial del cacao, se han basado en la premisa de sustituir a otras actividades comerciales que contribuían

en mayor medida a la degradación ambiental del valle (Hartshorn y Stocks 1993; Staver *et al.* 1994). De forma especial, estas se han diseñado e implementado con base en el modelo del desarrollo alternativo, cuyo objetivo principal es evitar la expansión de la producción de hoja de coca para el narcotráfico.

En la C.N. Siete de junio se puede visualizar el cambio en el uso de la tierra y la presión sobre los bosques de una población que ha incrementado constantemente en el transcurso de cinco décadas. Como se vio líneas atrás, la creación política de Siete de junio antecede a su cristalización bajo la forma socioespacial de la Comunidad Nativa, siendo titulada poco después de la promulgación del D.L. 20653 en el año de 1975 (IBC 2006). Según el III Censo de Comunidades Indígenas, su población se encontraba conformada por 1,194 habitantes (INEI 2018). Durante la realización del trabajo de campo, la misma se encontraba distribuida alrededor de 12 sectores, los cuales constituyen en las unidades sociopolíticas básicas de la comunidad. Cada sector, a su vez, se encontraba formado por el conjunto de los comuneros, los hombres y mujeres adultos con atribuciones para la toma de decisiones en la comunidad y con responsabilidades asumidas respecto al sector.

Con una superficie de 8,782 hectáreas, la C.N. Siete de junio cuenta con la mayor extensión entre las comunidades del valle (IBC 2006). Ubicado en el suelo del valle, se encuentra atravesado por los ríos Omaiz y Comparachimás (antes de formar el río Chuchurras aguas abajo). Las tierras, por su parte, pueden

dividirse en las categorías amplias de terrenos aluviales (o pampa) y terrenos de altura, siguiendo el sistema de clasificación yánesha de la tierra registrado en la década de 1980 por Jan Salick (1989). De igual manera, estas pueden clasificarse de acuerdo con su capacidad de uso mayor (Smith 1982). En el Cuadro 3, estos últimos datos han sido adaptados con información censal proveniente de periodos posteriores al estudio original (IBC 2006; INEI 2018), permitiendo visualizar la cantidad de superficie agropecuaria promedio que los comuneros dispondrían actualmente.

La superficie agrícola de la comunidad, compuesta por la suma de las tierras con capacidad de uso mayor para cultivos en limpio (A), cultivos permanentes (C) y pastizales (P), conforman el 39.5% de la superficie total de la comunidad. En 1968, esto implicaba que una familia yánesha de cinco miembros tenía en promedio 36.5 hectáreas de superficie agrícola. Sin embargo, el crecimiento demográfico al interior de la comunidad ha ido disminuyendo el promedio de tierras disponible para cada familia en las décadas siguientes. La presión sobre las tierras disponibles alcanzó un punto máximo en el año 2000, con un promedio de 13.8 hectáreas por familia. Aunque esta proporción ha incrementado ligeramente en el

Clases de uso de la tierra	Total de hectáreas	% Total	Hectáreas/Familia					
			1968 (94 f.)	1976 (104 f.)	1980 (116 f.)	1990 (180 f.)	2000 (251 f.)	2017 (239 f.)
A	395	4.5	4.2	3.8	3.4	2.2	1.6	1.7
P	1,580	18	16.6	15.2	13.6	8.8	6.3	6.6
C	1,493	17	15.7	14.4	12.9	8.3	5.9	6.2
F1	3,073	35	32.3	29.5	26.5	17.1	12.2	12.9
F2	1,317	15	13.9	12.7	11.4	7.3	5.2	5.5
X	924	10.5	9.7	8.9	8.0	5.1	3.7	3.9
Total	8,782	100	92.4	84.4	75.7	48.8	35.0	36.7

Cuadro 3. Superficie promedio por familia de comuneros según las capacidades de uso mayor de la tierra en la C.N. Siete de junio (1968 – 2017). Elaboración del autor con base en IBC (2006), INEI (2018) y Smith (1982).

Comunidad Nativa	Hectáreas de bosque a conservar con TDC*	Monto asignado por la TDC (en soles)
Alto Iscozacín	1,400	14,000
Alto Iagarto	1,100	11,000
Buenos Aires	2,100	21,000
Nueva Esperanza	3,649	36,490
Santa Rosa de Chuchurras	900	9,000
Santa Rosa de Pichanaz	1,000	10,000
Shiringamazú	1,100	11,000
Total	11,249	112,490

* Transferencias Directas Condicionadas

Cuadro 4. Comunidades Nativas de Palcazú con convenios vigentes con el Programa Bosques (octubre 2019).
Elaboración del autor con base en PNCBMCC (2019).

año 2017, con 14.5 hectáreas por familia, sigue siendo menos de la mitad de aquella que era disponible en 1980.

Considerando el caso ideal en el que todas las familias acceden a este promedio equitativamente, la superficie agrícola se encuentra por debajo de la cantidad mínima estimada para la continuidad óptima de la horticultura de subsistencia, con el periodo de barbecho existente en la década de 1980 (Smith 1982). Esta actividad también se vería afectada por la dedicación de los comuneros a otras actividades proveedoras de ingresos monetarios dentro o fuera de las tierras de la familia (Hamlin y Salick 2003). Por otro lado, este promedio distorsiona la distribución real de la tierra dentro de la comunidad por dos motivos. El primero consiste en que las tierras de las diferentes familias y sectores se hallan ubicadas en diferentes tipos de terrenos. En el caso del sector de Pampacocha, donde se enfocó el trabajo de campo, se constató que su ubicación en terrenos aluviales, en las riberas del río Omaiz, permite una mayor dedicación a cultivos de subsistencia, cultivos permanentes (cacao) y, en menor medida, crianza de ganado. En segundo lugar, debe tenerse en cuenta la existencia de desigualdades en la tenencia

de la tierra entre las familias, usualmente determinadas por la historia de ocupación de la comunidad (Hartshorn y Stocks 1993). Estas diferencias pudieron constatarse en el trabajo de campo, a través de las conversaciones y observaciones sobre las actividades de cultivo entre las familias de Pampacocha⁴.

A partir de lo expuesto, puede afirmarse que los yánesha del Palcazú han incrementado la superficie bajo uso agrícola debido al incremento de la población, prefiriendo adoptar las actividades de cultivo comercial de cacao, insertadas por los proyectos de desarrollo sostenible en el transcurso del siglo XXI, como fuente de ingresos monetarios. Un primer motivo de esta preferencia radica en la promoción activa de su instalación por parte del Programa de Desarrollo Alternativo en las Áreas de Pozuzo Palcazú (PRODAPP) y, posteriormente, la Comisión para el Desarrollo y Vida sin Drogas (DEVIDA). Otro motivo radica en la preferencia declarada por los comuneros de Siete de junio para el cultivo del cacao con respecto a la ganadería. Esta última resulta especialmente tediosa por la demanda de insumos y tiempo para la crianza de vacunos, entrando en tensión con la multiplicidad de actividades

⁴A pesar de no contar con mediciones, el uso de estas técnicas permitió observar la mayor disponibilidad de tierras que disponía una de las familias consignadas en el estudio de Staver (1989).

productivas cotidianas de los yánesha, además de constreñir el rango de actividades sociales recurrentes en la comunidad. No obstante, se constata la continuidad y la yuxtaposición de tierras para el cultivo del cacao y para la crianza de hatos de ganado vacuno en las tierras aluviales, adyacentes al río Omaiz y sus quebradas, pertenecientes al sector de Pampacocha. Aun así, estos pastizales no cubren grandes extensiones continuas (como es el caso de las zonas circundantes al río Chuchurras).

Intervenciones ambientales para la conservación y desarrollo sostenible

Como puede sostenerse a partir de las líneas anteriores, la historia de la relación entre los bosques del Palcazú y sus habitantes yánesha ha estado marcada por la inserción al mercado de estos últimos. En concordancia con investigaciones pasadas (Staver 1989; Hamlin y Salick 2003), se observó que, en el caso del sector Pampacocha, las actividades productivas para el sustento local y comercial se han concentrado en los terrenos aluviales. Mientras tanto, algunas secciones de las tierras de altura son abiertas por los comuneros con la finalidad de abrir chacras o extraer madera para la construcción de viviendas. Los comuneros y el personal de proyectos, empleando sus respectivos entendimientos del entorno de la comunidad, han descrito los bosques o el monte circundantes como espacios distribuidos de manera irregular, así como relativamente menores en comparación a los de otras comunidades. En este contexto, el ingreso de las intervenciones ambientales, como el establecimiento de las áreas protegidas y proyectos para el manejo de los recursos forestales, han marcado nuevas direcciones para los yánesha y sus instituciones involucradas en el uso de los bosques comunitarios.

Hacia el año 2019, el uso de la tierra de los habitantes yánesha del Medio Palcazú se encontraba intervenido, en cierta medida, por

una serie de instituciones estatales y privadas. En Iscozacín, el poblado capital, las instituciones estatales ambientales concentran a los funcionarios, artefactos e infraestructuras que las componen. Estos son el Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre (SERFOR), que cumple con sus atribuciones reguladoras a través de la oficina desconcentrada de la Administración Técnica Forestal y de Fauna Silvestre (ATFFS); y el Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas (SERNANP), que cogestiona la RCY junto a AMARCY. Esta última también cuenta con una oficina, albergada dentro del edificio de SERNANP. De la misma manera, la ONG Desarrollo Rural Sustentable (DRIS) tiene una oficina propia para facilitar sus actividades.

Entre los meses de abril y mayo de aquel año, DRIS se encontraba articulando proyectos con el objetivo expreso de fortalecer la cogestión de la Reserva Comunal Yánesha, secundando a AMARCY y las organizaciones yánesha pertenecientes a sus comunidades socias. Bajo el esquema que rige a estos proyectos, diferentes instituciones yánesha eran incorporadas activamente en la formulación y ejecución de tales intervenciones. Así, DRIS ha apoyado la consolidación progresiva de AMARCY en la toma de decisiones para la cogestión de la RCY. De igual manera, esta ONG ha apoyado la suscripción de los miembros de las comunidades socias de AMARCY al Programa Nacional de Conservación de Bosques en los últimos años, enfocándose en la institución de la junta directiva comunal. Por otro lado, DRIS también ha apoyado a la Asociación de Productores Agropecuarios y Forestales Sancore (o Asociación Sancore), formada por miembros de la C.N. Siete de junio⁵, mediante la facilitación de su postulación a un fondo concursable. Abordar estas iniciativas permite entender los resultados de las intervenciones ambientales para la conservación entre los yánesha en los últimos cinco años.

⁵Esta asociación, formada a inicios de la década del 2000 (Valadeau 2016), se encontraba formada por comuneros de Pampacocha y otros sectores de la comunidad. Durante la realización del trabajo de campo, la participación de los comuneros socios había disminuido a raíz del descontento que causaron las irregularidades de un fondo concursable anterior.

El apoyo de DRIS a AMARCY como cogestora de la RCY se ha basado en el fortalecimiento de la autonomía de esta institución. A partir de la facilitación de alianzas institucionales y la captación de fondos monetarios de fuentes bilaterales o internacionales (como el PNUD), la ONG persiguió el objetivo de que AMARCY gestionase sus recursos para llevar a cabo su agenda. En consecuencia, la asociación ha podido sostener asambleas con los líderes de las comunidades y anexos colonos asociados. Durante una de estas asambleas, realizada en el sector Conaz a fines de mayo del 2019, se tocaron temas relativos a la labor de SERNANP, los proyectos de cacao apoyados por DRIS y el problema de la ocupación y deforestación de la reserva por parte de colonos invasores. Este último tema acaparó la atención de los líderes participantes, y suscitando la enérgica propuesta de desalojo de los invasores por parte de un jefe de comunidad. Si bien estas declaraciones en la asamblea deben ser entendidas a la luz de las dinámicas sociopolíticas existentes entre los yánesha (las cuales escapan al tema de este texto), también proveen evidencia de que los actores de las instituciones indígenas locales pueden alinearse junto a los objetivos de las intervenciones ambientales (aunque parcialmente), volviéndose partícipes de estas.

La suscripción del convenio del Programa Bosques para las comunidades socias de AMARCY, por su parte, se basó en la articulación de la junta directiva con el programa de conservación. Para lograr esto, DRIS facilitó el sostenimiento de reuniones entre los funcionarios del programa con los líderes y representantes de las comunidades participantes. En una entrevista con el ingeniero a cargo de la oficina de DRIS en Palcazú, este señaló que las comunidades socias de AMARCY originalmente no eran contempladas como beneficiarias debido a los requisitos de superficie (en hectáreas) de bosque continuo que estipulaban los funcionarios del programa. Como se constató en la sección anterior, los bosques comunitarios del Palcazú se encuentran irregularmente distribuidos debido a la conversión de las tierras para usos hortícolas, agrícolas o ga-

naderos; y han experimentado la deforestación de las tierras (principalmente aluviales) para estas actividades. A pesar de esta desventaja, la ONG persuadió a los funcionarios señalando la cualidad que las comunidades socias adquirirían como la zona de amortiguamiento de la RCY. Respaldadas por las 34,774 hectáreas de la reserva, el resultado ha sido la suscripción del Programa Bosques para nueve de las diez comunidades socias (Cuadro 4).

Además de los compromisos asumidos por las juntas directivas comunales para la conservación de los bosques comunitarios, estas también han adquirido la responsabilidad de invertir el monto obtenido por el mecanismo de la Transferencia Directa Condicionada (TDC) en actividades productivas regidas bajo esquemas de desarrollo sostenible. Según lo conversado con el jefe de la oficina local de DRIS, esta inversión requiere una planificación previa a su ejecución. Este es el caso de la C.N. Nueva Esperanza, cuya superficie de bosque conservada es la mayor entre las CC.NN. socias. Ubicada al oeste de Siete de junio, sobre tierras más próximas a la RCY, los bosques comunitarios y recursos forestales de Nueva Esperanza han sido menos intervenidas por actividades productivas, pudiendo obtener 36,490 soles anuales a través de la TDC. Una mañana de abril, durante el trabajo de campo, un comunero de Pampacocha se preparaba para dirigirse junto a un compañero de otro sector a la comunidad aledaña de Nueva Esperanza con el fin de llevar a cabo labores de instalación de plantones de cacao. Mientras lo esperaba, me contó que el servicio de instalación había sido solicitado por la 'gente del proyecto bosques'.

Si bien no pudo concretarse el trabajo de instalación en aquella ocasión, pudo obtenerse un mayor entendimiento sobre las implicaciones del encauzamiento de las decisiones económicas efectuadas por la comunidad, a raíz de la intervención ambiental del Programa Bosques. Este, además de perseguir objetivos explícitos de conservación, también permitía su retroalimentación con los objetivos de desarrollo sostenible al canalizar los montos del TDC hacia actividades como el cultivo comer-

cial del cacao. En el camino, la junta directiva gana atribuciones y responsabilidades en el manejo de estos fondos monetarios; y los habitantes yánesha que aprendieron tempranamente las técnicas para el cultivo del cacao llevan a cabo las actividades de instalación de cultivos. Mientras tanto, DRIS y el Programa Bosques asumen roles de asistencia técnica y capacitación.

El apoyo de DRIS a la Asociación Sancore mediante las intervenciones para desarrollo sostenible se enlaza en formas sutiles con las intervenciones para conservación. Específicamente, la ONG ha otorgado asistencia técnica y capacitación a los socios de Sancore durante la formulación, postulación y ejecución de un proyecto para mantenimiento y comercialización de cacao a través de un fondo concursable, el Procompite regional. Además de los objetivos de desarrollo sostenible basados en la continuidad del cultivo del cacao (entendido como un mitigador de la deforestación por actividades agrícolas comerciales), DRIS busca (como con las otras intervenciones) la mayor autonomía de la Asociación Sancore. Por otro lado, según lo conversado con un expresidente de Sancore, la asociación habría sostenido un acuerdo con SERNANP que involucraba la participación de sus miembros (como él) en labores de vigilancia comunal de bosques. De esta manera, se evidencia que la Asociación Sancore busca ser encauzada como una institución cuyos miembros, los comuneros yánesha, usen para relacionarse con el mercado mientras se persiguen objetivos ambientales.

En esta gama de intervenciones ambientales, la C.N. Siete de junio provee un caso interesante, donde los objetivos buscados por las intervenciones de DRIS y las instituciones estatales ambientales no se consiguen de forma absoluta. En el caso de las intervenciones ambientales para conservación, se halló que Siete de junio fue la única C.N. socia que no suscribió el convenio con el Programa Bosques. Esto se debió principalmente a los desacuerdos surgidos entre los comuneros a cargo de la toma de decisiones, a raíz de diferentes interpretaciones de las declaraciones de los funcionarios del

Programa Bosques en la asamblea comunal. Según lo conversado con dos comuneros, algunos líderes se opusieron al otorgamiento de S/ 10 por hectárea de bosque conservado, argumentando que el monto debía ser más elevado. Según estos recuentos, estas personas asumieron que el monto sería distribuido según la cantidad de superficie de bosque con el que contaba cada familia, en lugar de la superficie de bosque de toda la comunidad. Asimismo, el jefe de la oficina zonal de DRIS mencionó que algunos comuneros se opusieron a la suscripción del convenio al asociar el término 'plan de vida' (un requerimiento de las comunidades) con DEVIDA, la institución que actualmente lidera la promoción del cacao como cultivo alternativo a la hoja de coca. El comentario del comunero en cuestión aludía a la intromisión de esta institución en la autonomía de las decisiones productivas de los comuneros.

Discusión

A partir de lo expuesto en la sección anterior, se discutirán brevemente dos temas. El primero concierne a la influencia del contexto de la economía política sobre el curso de las intervenciones ambientales. Al igual que el proyecto de manejo de recursos del PEPP y USAID, los proyectos de cacao de inicios del 2000 se basaban en la promoción de una actividad ambientalmente sostenible. No obstante, el trasfondo de estos últimos ha consistido en la oposición a la expansión de los cultivos de hoja de coca vinculados a las actividades de narcotráfico en la región. En este sentido, puede afirmarse que incluso los proyectos formulados fuera del esquema del 'desarrollo alternativo' pueden tener efectos más allá del campo ambiental. Los programas y proyectos basados en la conservación o aprovechamiento forestal, en contraste, han sido escasos, cobrando una mayor relevancia con el advenimiento del Programa Bosques en la última década.

El segundo tema trata acerca de los conceptos de environmentality y ecogubernamentalidad, originados a partir de la elaboración foucaultiana de governmentality, y desplegados en la dimensión de prácticas y discursos

ambientales. Un argumento esgrimido por Cepek (2011) ha llamado la atención sobre los peligros de malinterpretar los programas y proyectos ambientales como fuerzas que moldean unidireccionalmente al 'sujeto ambiental' buscado. Con base en el desarrollo de las intervenciones ambientales de DRIS sobre las instituciones indígenas asociadas a la RCY durante los últimos cinco años, y el caso particular de la C.N. Siete de junio, sostengo que las intervenciones ambientales no deben entenderse como transformadoras definitivas de la subjetividad de los comuneros yánesha hacia un 'sujeto ambiental'. Más bien, las nuevas prácticas y discursos ambientales son incorporados parcialmente y reconfigurados (o incluso contestados abiertamente) al ingresar entre los miembros de las diferentes instituciones (asociación para el manejo de la reserva, junta directiva, asociación de productores) enlazadas con los programas y proyectos para conservación y desarrollo sostenible.

Conclusiones

A lo largo de este texto, se ha buscado responder la pregunta sobre las intervenciones para la conservación de los bosques de las comunidades nativas del Medio Palcazú durante los últimos cinco años. A través de los enfoques escogidos, se ha procurado proveer una descripción e interpretación sobre los cambios en los usos de la tierra del distrito y las intervenciones para conservación de la ONG DRIS y el Programa Bosques. La información cualitativa recogida y expuesta permite afirmar que la comunidad se halla permeada por la combinación de actividades productivas para el sustento local y para el comercio. Entre estas últimas, puede concluirse que el contexto socioambiental de Siete de junio está caracterizado por la preferencia creciente de los comuneros por proveer sus ingresos monetarios a través del cultivo comercial del cacao. En otras comunidades, por su parte, los ingresos provenientes de las transferencias directas condicionadas del Programa Bosques son canalizadas por la junta directiva. No obstante, esta puede vincularse indirectamente a la economía fami-

liar a través de la promoción de actividades productivas sostenibles.

En contraste con las otras comunidades socias de AMARCY, presentadas como casos exitosos de los programas y proyectos de conservación ambiental y desarrollo sostenible, el caso particular de la C.N. Siete de junio permitió obtener un entendimiento más cabal sobre los alcances y las limitaciones de estas intervenciones. En Siete de junio se tenía un contexto caracterizado, en el momento, por una menor disposición de los comuneros para organizar y llevar a cabo actividades orientadas a la conservación de bosques comunitarios autónomamente mediante las formas institucionales existentes (sean antiguas o nuevas). Esto dificulta la persecución de los objetivos ambientales que pautan los programas y proyectos que proliferan en el Palcazú. No obstante, los esfuerzos articulados entre la población yánesha y las instituciones estatales y privadas demuestran que es posible fomentar la formación de instituciones que puedan manejar adecuadamente los bosques comunitarios. No obstante, siempre debe advertirse sobre el peligro de alienar a los comuneros participantes respecto a su historia de relaciones con el entorno y de su vida social.

A partir de este estudio, se esbozan tres recomendaciones para las futuras intervenciones orientadas a la conservación de los entornos biofísicos habitados por los yánesha del Palcazú. Las mismas se encuentran dirigidas hacia los actores institucionales (estatales o privados no indígenas) que actualmente canalizan los fondos y tienen el mayor margen de decisión en los programas y proyectos. En primer lugar, se recomienda que los diseños de estos últimos incorporen las motivaciones detrás del comportamiento económico y ecológico de la población yánesha. Estos últimos no deberían excluir el papel de factores económico-políticos, sociales y culturales a escalas locales, regionales o más amplias. Así, la retroalimentación posible entre las TDC del Programa Bosques y las actividades productivas promovidas por los proyectos de desarrollo sostenible, descrita en líneas anteriores, es un ejemplo de una sinergia potencialmente eficaz.

En segundo lugar, y en la línea de lo anterior, también se recomienda la consideración de la variabilidad del entorno biofísico accesible para cada familia de comuneros yánesha. En este sentido, puede observarse que las intervenciones para el desarrollo sostenible (especialmente basadas en el cultivo del cacao) han avanzado de una forma más sensible al contexto, considerando la composición del conjunto de actividades productivas de los yánesha del Palcazú. Sin embargo, los yánesha del sector de Pampacocha cuentan con mayor disponibilidad de tierras aluviales que otros sectores; y, asimismo, han sido beneficiados en mayor medida por intervenciones pasadas. La noción de ‘intervención ambiental’, explorada en este texto, apunta a abrir una reflexión y una crítica sobre la persecución de un horizonte de objetivos ambientales, los cuales se desconectan del contexto histórico, sociopolítico y ecológico que permea la relación entre los habitantes del bosque y este mismo.

Por último, se recomienda una mayor apertura y flexibilidad por parte de las instituciones estatales ambientales para articular sus iniciativas de conservación ambiental con la población yánesha (e indígena en general). Aquellas deben tomar en cuenta un contexto muy variable para el estado de las instituciones indígenas consideradas en los diseños de sus programas y proyectos. A pesar de que puede trabajarse con las CC.NN. socias de AMARCY mediante sus instituciones comunales y asociaciones de productores, estas últimas se diferencian con base en su forma de organización sociopolítica, su tamaño, la disposición de sus miembros a actualizar las actividades de la institución, entre otras características. De esta forma, se concluye que el futuro en la conservación y uso adecuado de los bosques en el valle del Palcazú dependerá de los esfuerzos colectivos de sus habitantes para concretar estas metas; y, entre estos, los yánesha demuestran contar con un gran potencial para organizarse para el uso y cuidado de los bosques de su territorio.

Agradecimientos

Este estudio se enmarcó en el Proyecto de investigación aplicada: “Cambios y permanen-

cias en el manejo de bosques y usos de la tierra por pueblos indígenas amazónicos: Estudios de caso en comunidades nativas asháninka y yánesha – FIFA”. Por tal motivo, el autor agradece el apoyo proporcionado por SERFOR CAF a través del financiamiento del trabajo de campo.

De igual manera, el autor agradece de todo corazón a los comuneros de Pampacocha por la hospitalidad y apertura a la realización del trabajo de campo entre ellos.

Bibliografía

- Agrawal, A. 2005. Community, Intimate Government, and the Making of Environmental Subjects in Kumaon, India. *Current Anthropology* 46(2): 161-190.
- Benavides, M; Pariona, M. 2002. La cooperativa forestal Yanesha y el sistema de manejo forestal comunitario en la selva central peruana. *In* Smith, RC; Pinedo, D. (eds.). El cuidado de los bienes comunes: gobierno y manejo de los lagos y bosques en la Amazonía. Lima, Perú, IEP. p. 305-333.
- Cepek, ML. 2011. Foucault in the forest: Questioning environmentality in Amazonia. *American Ethnologist* 38(3): 501-515.
- Geobosques. 2019. Cambio de uso de tierra (en línea). Lima, Perú, PNCBCC. Disponible en <http://geobosques.minam.gob.pe/geobosque/view/cambio-uso.php>.
- Hamlin, C; Salick, J. 2003. Yanesha agriculture in the upper peruvian Amazon: Persistence and change fifteen years down the ‘road’. *Economic Botany* 57(2): 163-180.
- Hartshorn, G; Stocks, A. 1993. The Palcazu project: Forest management and native Yanesha communities. *Journal of Sustainable Forestry* 1(1): 111-135.
- IBC (Instituto del Bien Común) (ed.). 2006. Atlas de comunidades nativas de la selva central. Lima, Perú. 115 p.
- IBC (Instituto del Bien Común). 2020. Visualizador de mapas (en línea). Lima, Perú.

- Consultado 26 set. 2020. Disponible en <http://191.98.188.187/ibcmap>.
- INEI (Instituto Nacional de Estadística e Informática). 2008. Censos Nacionales 2007: XI de Población y VI de Vivienda: resultados definitivos de comunidades indígenas. Lima, Perú. v. 1, 621 p.
- INEI (Instituto Nacional de Estadística e Informática). 2018. Directorio de Comunidades Nativas y Campesinas. Censos Nacionales 2017: XII de Población, VII de Vivienda y III de Comunidades Indígenas. III Censo de Comunidades Nativas y I Censo de Comunidades Campesinas. Lima, Perú. v. 1, 478 p.
- Larsen, PB. 2016. Derechos indígenas, gobernanza ambiental y recursos en la Amazonía peruana: hacia una antropología de la posfrontera. Lima, Perú, IEP. 275 p.
- Luján Berger, S. 2017. Una aproximación al cambio en el uso de los recursos y las actividades económicas: La pesquería y la ganadería en la Comunidad Nativa «Loma Linda» del distrito de Palcazu-Pasco. Tesis Lic. Lima, Perú, Pontificia Universidad Católica del Perú. 153 p.
- PNCBMCC (Programa Nacional de Conservación de Bosques). 2019. Comunidades nativas socias del Programa Bosques con convenios vigentes - octubre 2019 (en línea). Lima, Perú. Consultado 15 ene. 2020. Disponible en <http://www.bosques.gob.pe/archivo/CCNN-al-31OCT19.pdf>.
- Salick, J. 1989. Bases ecológicas de los sistemas agrícolas Amuesha. *Amazonía Indígena* 9(15): 3-16.
- Santos-Granero, F. 2004. Los Yánesha. In Santos, F; Barclay, F (eds.). *Guía Etnográfica de la Alta Amazonía*. Balboa, Panamá, Smithsonian Tropical Research Institute. v. 4, p. 159-359.
- Santos-Granero, F; Barclay Rey de Castro, F. 1995. Órdenes y desórdenes en la Selva Central: historia y economía de un espacio regional. Lima, Perú, IEP. 365 p.
- Smith, RC. 1982. The dialectics of domination in Peru: Native communities and the myth of the vast Amazonian emptiness: an analysis of development planning in the Pichis Palcazu special project. s.l., Cultural Survival. 131 p.
- Staver, C. 1989. Why farmers rotate fields in maize-cassava-plantain bush fallow agriculture in the wet Peruvian Amazon. *Human Ecology* 17(4): 401-426.
- Staver, C; Simeone, R; Stocks, A. 1994. Land Resource Management and Forest Conservation in Central Amazonian Peru: Regional, Community, and Farm-Level Approaches among Native Peoples. *Mountain Research and Development* 14(2): 147-157.
- Ulloa, A. 2004. La construcción del nativo ecológico: complejidades, paradojas y dilemas de la relación entre los movimientos indígenas y el ambientalismo en Colombia. Bogotá, Colombia, ICANH. 364 p.
- Valadeau, C. 2016. De un convenio de recolección de muestras vegetales a la creación del Instituto de Etnobotánica Yánesha Domingo Huayul Espíritu: Estudio de caso en la selva central peruana. In Surrallés, A; Espinosa, O; Jabin, D. (eds.). *Apus, caciques y presidentes. Estado y política indígena amazónica en los países andinos*. Lima, Perú, IWGIA. p. 235-251.

Tasas de crecimiento de cuatro especies nativas en plantaciones forestales comerciales en cuatro regiones de la Amazonía peruana

Growth rates of four native tree species in commercial plantations
in four regions of the Peruvian Amazon

Julio Ugarte-Guerra^{1,2,*} y Francisco Román-Dañobeytia^{3,4}

Recibido: 16 setiembre 2020 | **Aceptado:** 14 diciembre 2020 | **Publicado en línea:** 18 diciembre 2020
Citación: Ugarte-Guerra, J; Román-Dañobeytia, F. 2020. Tasas de crecimiento de cuatro especies nativas en plantaciones forestales comerciales en cuatro regiones de la Amazonía peruana. Revista Forestal del Perú 35 (3, Número Especial): 44-55. DOI: <http://dx.doi.org/10.21704/rfp.v35i3.1600>

Resumen

Las plantaciones forestales comerciales con especies nativas pueden proporcionar una variedad de servicios ecosistémicos, principalmente madera, carbono y recursos para la biodiversidad. Para aprovechar el potencial de producción el conocimiento de las tasas de crecimiento es fundamental para el desarrollo y promoción de plantaciones forestales comerciales en regiones tropicales. Este estudio describe la influencia de las condiciones ambientales en las tasas de crecimiento de cuatro especies forestales nativas mayormente utilizadas en plantaciones comerciales en cuatro regiones de la Amazonía peruana. Se establecieron 224 parcelas cuadradas de 400 m² en plantaciones de diversas edades de *Guazuma crinita*, *Calycophyllum spruceanum*, *Simarouba amara* y *Cedrelinga cateniformis*. Se calculó el Incremento Medio Anual (IMA) en diámetro y altura de las cuatro especies a partir de la medición del diámetro a la altura del pecho, la altura total y la altura comercial de un total de 5974 individuos evaluados en las 224 parcelas. Las plantaciones de *G. crinita* y *C. spruceanum* fueron las que exhibieron una mayor variación en sus tasas de crecimiento, mientras que las plantaciones de *S. amara* y *C. cateniformis* fueron las que mostraron menores diferencias en sus tasas de crecimiento. Las plantaciones evaluadas en Ucayali mostraron menor crecimiento promedio. Se concluye que la variabilidad observada en las tasas de crecimiento es producto de la edad de evaluación, las características intrínsecas de la especie, así como por el historial de uso de la tierra, ya que las tasas de crecimiento fueron significativamente menores en pastizales ganaderos que en áreas agrícolas.

Palabras clave: *Calycophyllum spruceanum*, *Cedrelinga cateniformis*, *Guazuma crinita*, reforestación, rehabilitación, *Simarouba amara*

¹ Universidad Nacional Agraria la Molina (UNALM), Av. La Molina s/n, La Molina, Lima, Perú.

² James Cook University, Queensland, Australia.

³ Programa de Desarrollo Forestal Sostenible, Inclusivo y Competitivo en la Amazonía Peruana, Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre, Ministerio de Agricultura y Riego. Magdalena del Mar, Lima.

⁴ Restaura Amazonía S.R.L. – RAMAZ. Puerto Maldonado, Madre de Dios.

* Autor de Correspondencia: julio.ugarte@gmail.com

Abstract

Commercial forest plantations with native species can provide a variety of ecosystem services, mainly timber, carbon sequestration and resources for biodiversity. However, the increase of knowledge on species growth rates is key for the development and promotion of commercial forest plantations in tropical regions. This study evaluates the influence of the history of land use and abiotic factors on the growth rates of four native tree species mostly used in commercial plantations in four regions of the Peruvian Amazon. A total of 224 square plots of 400 m² were established in plantations of different ages of the species *Guazuma crinita*, *Calycophyllum spruceanum*, *Simarouba amara* and *Cedrelinga cateniformis*. The Average Annual Increase (IMA) in diameter and height of the four species was calculated by measuring the diameter at breast height, the total height and the commercial height of a total of 5974 individuals evaluated in the 224 plots. The *G. crinita* and *C. spruceanum* plantations showed the greatest variation in growth rates, while the *S. amara* and *C. cateniformis* plantations showed the smallest differences in growth rates. The plantations evaluated in Ucayali showed lower average growth. It is concluded that the variability observed in growth rates is a product of the age of evaluation, the intrinsic characteristics of the species, as well as the history of land use, since growth rates were significantly lower in cattle pastures than in agricultural areas.

Key words: *Calycophyllum spruceanum*, *Cedrelinga cateniformis*, *Guazuma crinita*, reforestation, rehabilitation, *Simarouba amara*

Introducción

Grandes extensiones de bosque tropical se están degradando, con la consiguiente pérdida de biodiversidad y cambios climáticos globales (Barlow *et al.* 2016). Aunque los esfuerzos por restaurar los bosques se vienen incrementando en América Latina, estos suelen estar restringidos por la falta de financiamiento (Schweizer *et al.* 2018). Por otro lado, las plantaciones forestales comerciales con especies nativas se vienen estableciendo como uno de los medios para reforestar grandes áreas de paisajes deforestados o degradados, y al mismo tiempo proveen de productos maderables a la industria forestal (Griscom *et al.* 2017).

A medida que la oferta sostenible de madera de bosque natural decaiga y la demanda siga aumentando, la tendencia general en el futuro será hacia el aumento de la producción y la utilización de más madera cultivada en plantaciones (Guariguata *et al.* 2017). Varios países están interesados en mejorar los rendimientos y retornos financieros de sus plantaciones a través de la producción de maderas de menores dimensiones de especies de rápido crecimiento y maderas de densidad media como una nueva oportunidad de mercado (Merry *et al.* 2009).

A pesar de que la reforestación comercial en el Perú es aún incipiente comparada con otros países de América Latina, la superficie de plantaciones se ha ido incrementando en las últimas dos décadas. Actualmente, existen más de 15 300 ha de plantaciones forestales comerciales en regiones de la selva, principalmente en tierras privadas. En la Selva las especies más utilizadas han sido bolaina (*Guazuma crinita*), capirona (*Calycophyllum spruceanum*) y tornillo (*Cedrelinga cateniformis*), entre otras (Guariguata *et al.* 2017).

El fomento a la inversión pública y privada en plantaciones forestales requiere de conocimiento con respecto a los factores que influyen en las tasas de crecimiento y la productividad de las plantaciones, siendo clave la selección de especies y su establecimiento en sitios adecuados respecto a sus requerimientos ecológicos (van Breugel *et al.* 2011). Tanto en el Perú como en otros países de la región, este conocimiento es limitado por la falta de una red de plantaciones experimentales en diversos ecosistemas y la poca cantidad de publicaciones científicas que contribuyan a dar respaldo y seguridad a potenciales inversiones

públicas y privadas en plantaciones forestales comerciales (Wightman *et al.* 2006, Guariguata *et al.* 2017). En este contexto, los objetivos del estudio fueron: a) Calcular las tasas de crecimiento de cuatro especies forestales nativas utilizadas en plantaciones en cuatro regiones de la Amazonía peruana; y b) Describir la influencia de factores abióticos en las tasas de crecimiento de las especies seleccionadas.

Materiales y Métodos

Área de estudio

En la región Ucayali se evaluaron plantaciones en las provincias de Padre Abad (distritos de Irazola y Von Humboldt) y Coronel Portillo (distritos de Yarinacocha y Campo Verde). En la región Huánuco el estudio comprendió las provincias de Puerto Inca (distritos de Súngaro y Codo del Pozuzo) y Leoncio Prado (distritos de Pucayacu, Rupa Rupa, José Crespo Castillo y Pueblo Nuevo). En la región Pasco se visitaron plantaciones en la provincia de Oxapampa (distrito de Palcazú) mientras que en la región San Martín el estudio abarcó las provincias de Mariscal Cáceres (distritos de Juanjui y Huicungo), Huallaga (distrito de Saposoa) y Lamas (distritos de Rumisapa, Lamas y Aucaloma) (Figura 1). Las plantaciones evaluadas en las cuatro regiones abarcaron un rango altitudinal entre los 150 y 800 msnm, y una precipitación pluvial promedio anual de entre los 1400 y 3500 mm (Cuadro 1).

Especies estudiadas

En base a consultas de documentos científicos, registros de plantaciones y consultas a expertos nacionales y locales se priorizaron cuatro especies: “bolaina” (*Guazuma crinita* Mart., Malvaceae), “capirona” (*Calycophyllum spruceanum* (Benth.) Hook. f. ex K. Schum., Rubiaceae), “marupa” (*Simarouba amara* Aubl., Simaroubaceae) y “tornillo” (*Cedrelinga cateniformis* (Ducke) Ducke, Fabaceae). En las cuatro regiones se encontraron mayormente plantaciones de bolaina y marupa; plantaciones de capirona se hallaron sólo en las regiones de Ucayali, Huánuco y San Martín, mientras que plantaciones de tornillo sólo se localizaron en

Huánuco y Pasco. Las especies seleccionadas tienen una amplia distribución geográfica en el trópico americano y abarcan una variedad de familias y características ecológicas que pueden ayudar a interpretar su desempeño en las plantaciones evaluadas (Cuadro 2).

Evaluación de plantaciones

Se establecieron 224 parcelas cuadradas de 400 m² (20 × 20 m) en plantaciones forestales comerciales de las especies seleccionadas que tuvieran entre 2 y 20 años de edad (Cuadro 1). Se midieron el diámetro a la altura del pecho (DAP), la altura total y la altura comercial de un total de 5974 individuos en las 224 parcelas. El DAP se midió con cinta diamétrica, mientras que las alturas total y comercial fueron medidas con un clinómetro. A partir de entrevistas con los gerentes de las plantaciones se recabó información a sobre el historial de uso de la tierra previo a la plantación, edad de la plantación, y reconocimiento visual de áreas con mayor y menor productividad dentro de las plantaciones.

En cada una de las parcelas se hicieron 3 perforaciones en el suelo de 31 cm³ cada una con tubos de muestreo de suelos de acero inoxidable, para formar una muestra compuesta, que fue dispuesta en bolsas ziploc y enviada para su análisis al Laboratorio de Suelos y Fertilizantes de la Universidad Nacional Agraria La Molina. A cada una de las muestras se les practicó el análisis de caracterización que incluyó cálculos de pH, conductividad eléctrica (CE), materia orgánica (MO), fósforo (P), potasio (K), arena, limo, arcilla, capacidad de intercambio catiónico (CIC), cationes cambiables, suma de cationes, suma de bases y porcentaje de saturación de bases.

Análisis de datos

Se calculó el Incremento Medio Anual (IMA), tanto en diámetro como en altura, para cada uno de los individuos evaluados en las parcelas, a partir de la siguiente fórmula:

$$\text{IMA} = (\text{Hf} - \text{Hi}) / \text{T}$$

Donde: Hf = Diámetro (cm) o altura total (m) al momento de la evaluación; Hi = Diámetro (cm) o altura total (m) al instalar la

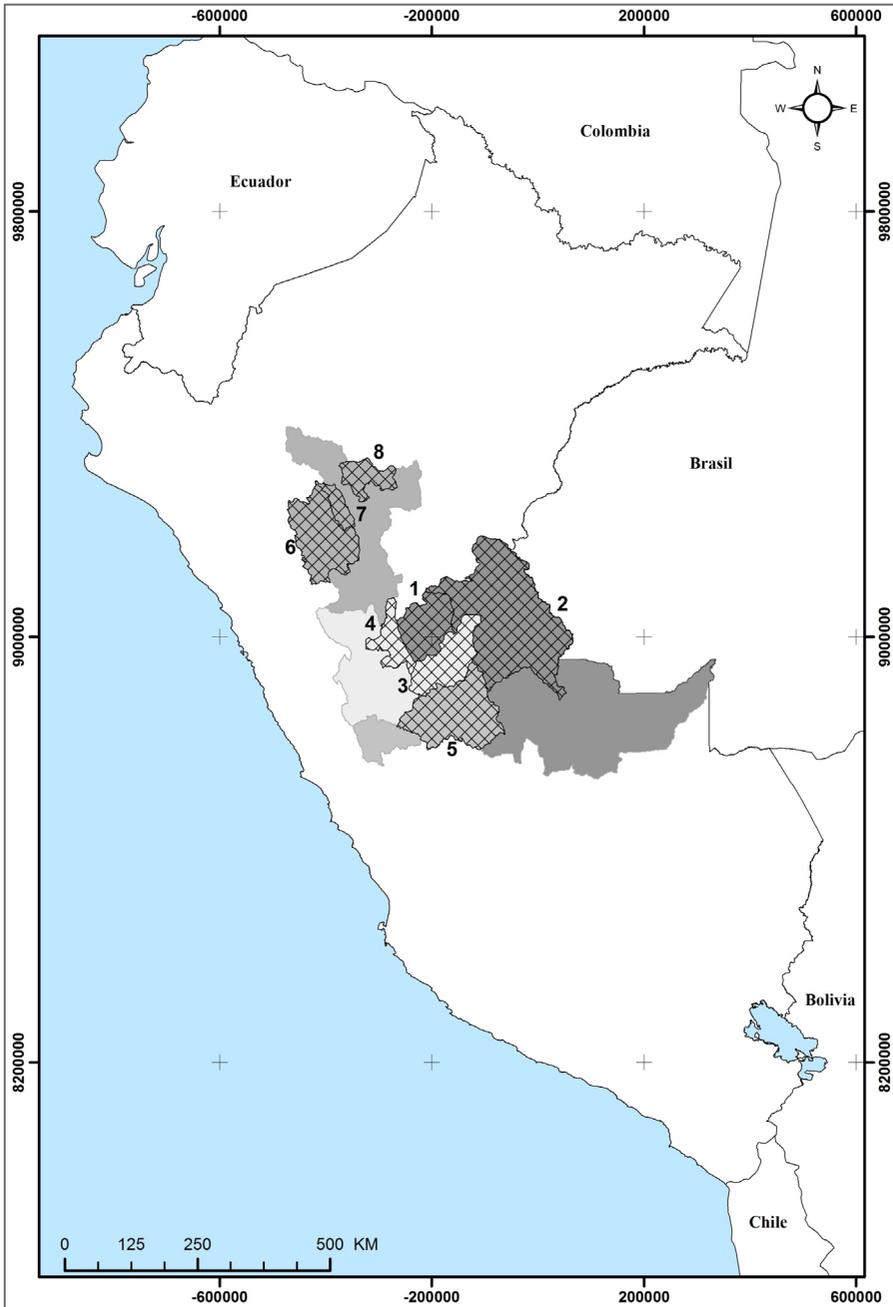


Figura 1. Mapa de ubicación mostrando las ocho provincias dentro de las cuatro regiones de la Amazonía peruana donde se realizó el estudio. Provincias de Padre Abad (1), Coronel Portillo (2), Puerto Inca (3), Leoncio Prado (4), Oxapampa (5), Mariscal Cáceres (6), Hualлага (7) y Lamas (8).

Características	Ucayali	Huánuco	Pasco	San Martín
Altitud (msnm)	150 – 288	204 – 771	309 – 409	258 – 790
Precipitación anual (mm)*	2344	3472	3429	1478
Edad (años)	1-18	2-62	4-22	2-14
Número de parcelas evaluadas (ind.)	56 (1688)	65 (1560)	56 (1162)	47 (1564)
• <i>Guazuma crinita</i>	16 (556)	21(545)	16 (251)	15 (503)
• <i>Calycophyllum spruceanum</i>	20 (757)	13 (225)	0	25 (910)
• <i>Simarouba amara</i>	20 (375)	20 (721)	20 (748)	7 (151)
• <i>Cedrelinga cateniformis</i>	0	4 (69)	20 (163)	0
Edad en años	1-18	2-62	4-22	2-14
• <i>Guazuma crinita</i>	1-17	2-8	7	2-5
• <i>Calycophyllum spruceanum</i>	2-18	3-25	-	2-7
• <i>Simarouba amara</i>	9	3-4	4-5	2-14
• <i>Cedrelinga cateniformis</i>	-	18-62	22	-

* Elaborado con base en Senamhi (2018).

Cuadro 1. Características abióticas y número de parcelas evaluadas en plantaciones comerciales de cuatro especies en cuatro regiones de la Amazonía peruana.

Nombre científico	Nombre común	Familia	Distribución	Gremio ecológico y hábitat
<i>Guazuma crinita</i>	Bolaina blanca (PER)	Malvaceae	Oeste de Sudamérica y Brasil.	Intolerante a la sombra, vegetación secundaria temprana.
<i>Calycophyllum spruceanum</i>	Capirona (PER), Pau-Mulato (BRA), Guayabete (COL).	Rubiaceae	Oeste de Sudamérica y Brasil.	Intolerante a la sombra, vegetación secundaria.
<i>Simarouba amara</i>	Marupa (PER, COL, BRA), Capulli (ECU), Chiriuana (VEN).	Simaroubaceae	América tropical	Tolerante a la sombra, vegetación secundaria.
<i>Cedrelinga cateniformis</i>	Tornillo (PER), Cedrorana (BRA), Seique (ECU).	Fabaceae	Oeste de Sudamérica y Brasil.	Tolerante a la sombra, vegetación secundaria.

Elaborado con base en ITTO (2018).

Cuadro 2. Características de las especies evaluadas en plantaciones forestales comerciales en cuatro regiones de la Amazonía peruana.

plantación; T = Tiempo transcurrido (en años) entre la instalación de la plantación y el momento de la evaluación.

A los datos calculados del IMA se les aplicó la prueba de Shapiro-Wilk, para evaluar la normalidad de los residuos de las variables de respuesta, y además se realizaron transformaciones logarítmicas en el caso del IMA en altura y diámetro para satisfacer los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas (Fry 1993, Scheiner y Gurevitch 2001). Se realizaron análisis de varianza (ANOVA) para evaluar diferencias significativas en el IMA en diámetro y

altura de cada especie entre las cuatro regiones estudiadas. Posteriormente se utilizó la Prueba de t para evaluar diferencias significativas en el IMA en diámetro y altura, así como en las propiedades del suelo, para determinar la influencia del historial de uso previo de la tierra en las variables de crecimiento.

Resultados

Tasas de crecimiento por regiones

Se detectaron diferencias estadísticamente significativas en el IMA en altura y diámetro

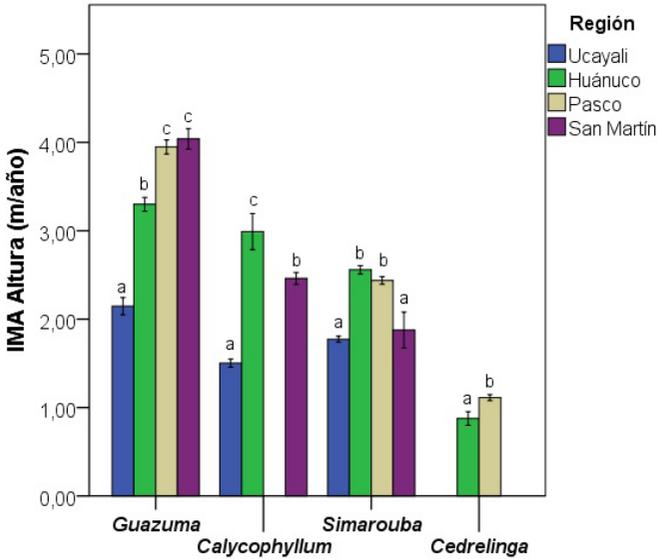


Figura 2. Diferencias en el Incremento Medio Anual (IMA) en altura de cuatro especies forestales en cuatro regiones de la Amazonía peruana. Letras diferentes encima de las barras de error revelan diferencias estadísticamente significativas (ANOVA, Prueba de Tukey, $P < 0.05$).

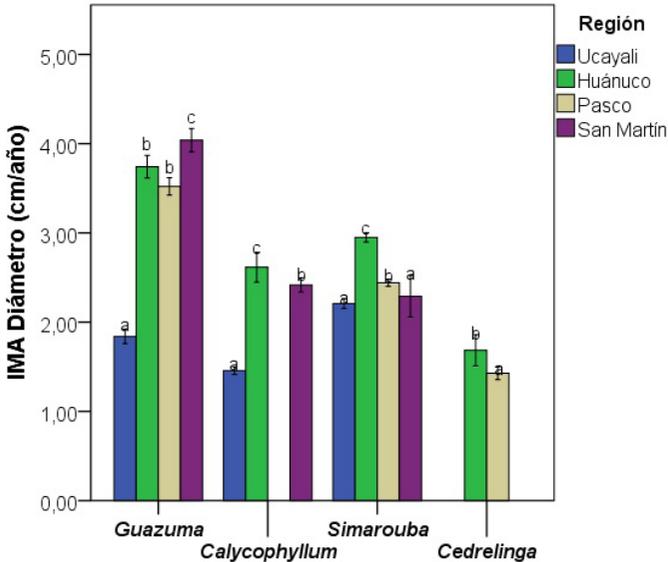


Figura 3. Diferencias en el Incremento Medio Anual (IMA) en diámetro de cuatro especies forestales en cuatro regiones de la Amazonía peruana. Letras diferentes encima de las barras de error revelan diferencias estadísticamente significativas (ANOVA, Prueba de Tukey, $P < 0.05$).

de las especies estudiadas en cada una de las regiones. Las mayores diferencias fueron encontradas en las plantaciones de *Guazuma crinita* y *Calycophyllum spruceanum*, especialmente entre Ucayali y San Martín para el caso de *Guazuma crinita*, mientras que para *Calycophyllum spruceanum* la mayor variación fue observada entre las plantaciones de Ucayali y Huánuco (Fig. 2).

***Guazuma crinita* y *Calycophyllum spruceanum*.** El IMA en altura de las plantaciones de *Guazuma crinita* fue 48% y 36% mayor en San Martín y Huánuco, con respecto al IMA promedio registrado Ucayali (Fig. 2). Asimismo, el IMA en diámetro fue 54% mayor en San Martín y 49% mayor en las regiones de Pasco y Huánuco, con respecto a las plantaciones de *Guazuma crinita* en Ucayali (Fig. 3). En el caso de *Calycophyllum spruceanum*, el IMA en altura tuvo una variación del 50% y el 40%, mientras que el IMA en diámetro fue 44% y 39% mayor en las plantaciones de Huánuco y San Martín con respecto a las de Ucayali (Figs. 2 y 3).

***Simarouba amara* y *Cedrelinga cateniformis*.**

Las plantaciones de *Simarouba amara* y *Cedrelinga cateniformis* fueron las que mostraron menores diferencias entre las cuatro regiones estudiadas. En el caso de *Simarouba amara*, se registró que el IMA en altura fue mayor en las regiones de Pasco y Huánuco, mientras que el IMA en diámetro fue mayor en Huánuco que el IMA promedio de *Simarouba amara* registrado en Ucayali y San Martín (Figs. 2 y 3). En cuanto a las plantaciones de *Cedrelinga cateniformis*, se observó que el IMA en altura fue mayor en Pasco y el IMA de diámetro fue mayor en Huánuco (Figs. 2 y 3).

Influencia del historial de uso en las tasas de crecimiento

El historial de uso de la tierra previo a la instalación de las plantaciones demostró tener una fuerte influencia en las tasas de crecimiento, tanto en altura como en diámetro. En las cuatro regiones, se evidenciaron mayores tasas de crecimiento en áreas que fueron usadas para agricultura en comparación con áreas de historial ganadero. En cuanto al IMA en altura

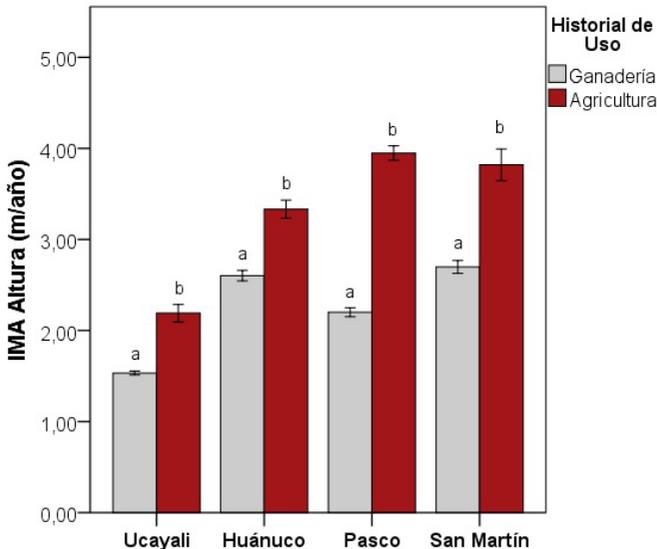


Figura 4. Diferencias en el Incremento Medio Anual (IMA) en altura en 4 regiones de la Amazonía peruana por influencia del historial de uso previo de la tierra. Letras diferentes encima de las barras de error revelan diferencias estadísticamente significativas (Prueba de t, $P < 0.05$).

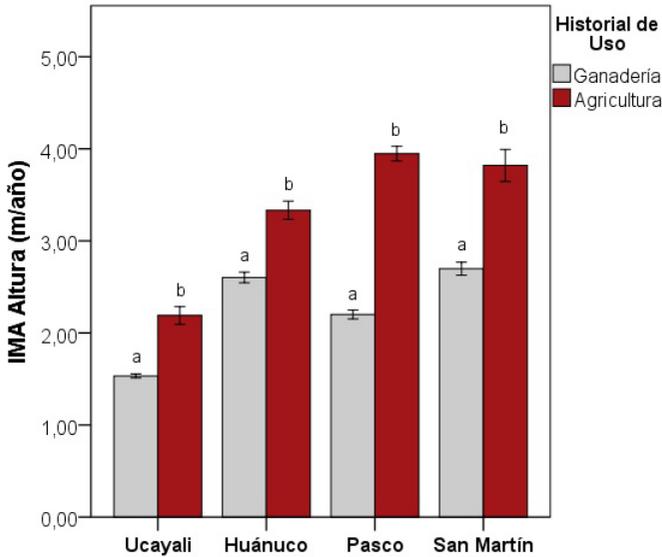


Figura 5. Diferencias en el Incremento Medio Anual (IMA) en diámetro en 4 regiones de la Amazonía peruana por influencia del historial de uso previo de la tierra. Letras diferentes encima de las barras de error revelan diferencias estadísticamente significativas (Prueba de t, $P < 0.05$).

ra, los mayores incrementos promedio para todas las especies se encuentran en las tierras con antecedentes de uso agrícola en la región Pasco, mientras que en Ucayali se apreciaron los menores crecimientos tanto con antecedentes agrícolas como de uso ganadero (Fig. 4). En el caso del IMA en diámetro, la mayor variación por efecto del historial de uso fue encontrada en las regiones de Pasco y San Martín (34% y 20% respectivamente), mientras que las menores diferencias fueron observadas en las regiones de Ucayali y Huánuco (11% y 7%, respectivamente) (Fig. 5).

Propiedades del suelo

Se registraron diferencias significativas en 16 de las 17 propiedades del suelo estudiadas en plantaciones con historial de uso ganadero y agrícola (Cuadro 3). La comparación muestra que los promedios de 13 de las 17 variables edáficas estudiadas (pH, CE, MO, P, K, Arena, Arcilla, CIC, Ca^{+2} , K^{+} , suma de cationes, suma de bases y % Sat. bases) son significativamente mayores en plantaciones establecidas en áreas usadas previamente para agricultura que en áreas de ganadería. Sólo en tres de las variables

de suelo analizadas (limo, Mg^{+2} y $\text{Al}^{+3} + \text{H}^{+}$) los promedios son mayores en plantaciones establecidas en áreas de ganadería que en plantaciones con historial de uso agrícola (Cuadro 3).

Discusión

Este estudio presenta los resultados de una evaluación extensiva de plantaciones forestales comerciales nunca antes realizada ni publicada en un medio de divulgación científica. Esta evaluación incluyó la evaluación de casi 6 000 árboles en 224 parcelas de 400 m² distribuidas en 17 distritos y 8 provincias de 4 regiones de la Amazonía peruana. Si bien consideramos que este esfuerzo constituye una muestra representativa del universo de plantaciones forestales comerciales con especies nativas en la Amazonía peruana, los resultados de este estudio deben tomarse con cautela. Particularmente en la región Ucayali, que fue la región con las tasas de crecimiento más bajas, podrían existir algunas zonas no evaluadas cercanas a Aguaytía que podrían ser mucho más productivas para plantaciones, especialmente de *Guazuma* que reporta valores de hasta 8.6 cm promedio de

Propiedades del suelo		Historial de uso		Nivel de significancia ¹
		Ganadería	Agricultura	
pH (1:1)		5.06 ± 1.30	5.45 ± 1.29	**
C.E. (dS/m)		0.15 ± 0.11	0.21 ± 0.14	**
M.O. (%)		3.28 ± 1.64	3.41 ± 1.50	**
P (ppm)		4.88 ± 5.21	5.49 ± 5.68	**
K (ppm)		115.96 ± 106.81	180.09 ± 180.71	**
Arena (%)		43.44 ± 14.32	46.82 ± 13.43	**
Limo (%)		33.21 ± 9.66	27.27 ± 8.03	**
Arcilla (%)		24.32 ± 11.60	25.90 ± 9.59	**
Cationes cambiables	CIC (meq/100 g)	17.15 ± 12.99	18.59 ± 11.12	**
	Ca ⁺²	9.96 ± 11.78	12.15 ± 11.36	**
	Mg ⁺²	2.52 ± 3.54	2.17 ± 1.65	**
	K ⁺	0.33 ± 0.26	0.51 ± 0.50	**
	Na ⁺	0.17 ± 0.10	0.17 ± 0.12	ns
	Al ⁺³ +H ⁺	0.88 ± 1.13	0.51 ± 0.77	**
Suma de cationes		13.85 ± 14.33	15.50 ± 12.58	**
Suma de bases		12.97 ± 14.93	14.99 ± 13.04	**
% Saturación de bases		59.10 ± 36.55	68.34 ± 32.76	**

¹ ns: diferencias no significantivas; * p < 0.05; ** p < 0.01.

Cuadro 3. Comparación de propiedades físico-químicas del suelo en plantaciones establecidas en áreas con historial de uso ganadero y agrícola.

diámetro a los 10 cm del suelo en parcelas de 12 meses de edad en zonas aluviales (Rochon et al. 2007).

Las tasas de crecimiento registradas en las plantaciones de *Guazuma crinita* permiten estimar un turno final de corte entre los 6 y 8 años en las regiones de Huánuco, Pasco y San Martín (Cuadro 4), mientras que para las plantaciones de *Guazuma crinita* evaluadas en Ucayali el turno estimado asciende a los 14 años. Igualmente, en el caso de *Calycophyllum spruceanum* las tasas de crecimiento permiten estimar un turno de corte final de entre 15 y 18 años en las regiones de Huánuco y San Martín, mientras que en Ucayali las bajas tasas de crecimiento hacen que el tiempo de espera para el corte final exceda los 25 años (Cuadro 4). En el caso de *Simarouba amara* y *Cedrelinga cateniformis*, las tasas de crecimiento no han tenido una variación tan importante entre las regiones

como en las dos especies anteriores, estimándose un turno final de corta de entre 14 y 18 años para *Simarouba amara*, y de entre 30 y 35 años para *Cedrelinga cateniformis* (Cuadro 4).

La alta variabilidad observada en las tasas de crecimiento de *Guazuma crinita* y *Calycophyllum spruceanum*, así como la relativamente poca variación en *Simarouba amara* y *Cedrelinga cateniformis*, puede deberse al estatus sucesional de las especies y a la influencia de la calidad de sitio (Rozendaal et al. 2006). Otros estudios han demostrado que especies sucesionales iniciales, intolerantes a la sombra (ej. *Guazuma crinita* y *Calycophyllum spruceanum* para este estudio) suelen crecer más rápido y asignar más biomasa a la parte aérea cuando los recursos son abundantes, y crecer lentamente y asignar más biomasa a las raíces en niveles bajos de disponibilidad de recursos (Román-Dañobeytia et al. 2012, Santiago et al.

Especie	Ucayali		Huánuco		Pasco		San Martín	
	IMA Diámetro (cm/año)	Turno estimado (años)	IMA Diámetro (cm/año)	Turno estimado (años)	IMA Diámetro (cm/año)	Turno estimado (años)	IMA Diámetro (cm/año)	Turno estimado (años)
<i>Guazuma crinita</i> *	1.8 ± 0.9	14	3.7 ± 1.5	7	3.5 ± 0.8	7	4.0 ± 1.5	6
<i>Calycophyllum spruceanum</i> *	1.5 ± 0.6	27	2.6 ± 1.3	15	--	--	2.4 ± 1.2	17
<i>Simarouba amara</i> *	2.2 ± 0.5	18	2.9 ± 0.7	14	2.4 ± 0.6	17	2.3 ± 1.4	17
<i>Cedrelinga cateniformis</i> *	--	--	1.7 ± 0.7	29	1.4 ± 0.5	35	--	--

* Se asume un diámetro mínimo de corta al final del turno de 25 cm para *G. crinita*, 40 cm para *C. spruceanum* y *S. amara*, y 50 cm para *C. cateniformis*. Elaborado con base en Flores (2002), Boivin-Chabot *et al.* (2004), Wightman *et al.* (2006), Rochon *et al.* (2007) y Rondon *et al.* (2009).

Cuadro 4. Incremento medio anual (IMA) en diámetro y turno de corta estimado para 4 especies forestales en 4 regiones de la Amazonía peruana.

2012). Evidencia en la morfología de las plantas refleja que este tipo de especies presentan raíces superficiales y extensas, que han sido asociadas con un rol más efectivo en la exploración y explotación de zonas con alta disponibilidad de nutrientes (Paz 2003, Martínez-Garza *et al.* 2013a); mientras que especies tolerantes a la sombra, de sucesión avanzada (ej. *Simarouba amara* y *Cedrelinga cateniformis* para este estudio) suelen tener raíces profundas y una menor capacidad para convertir recursos abundantes en mayor crecimiento y biomasa (Russo *et al.* 2005, Krause *et al.* 2012).

Nuestro estudio demuestra que las tasas de crecimiento son significativamente menores en pastizales ganaderos que en áreas agrícolas. Estos resultados se explican también por las diferencias significativas en la mayoría de propiedades del suelo analizadas entre estas dos categorías de historia de uso. Varios estudios confirman que la ausencia de cobertura arbórea, el pisoteo constante del ganado en suelos arcillosos (por lo general durante décadas) y la elevada precipitación en regiones tropicales húmedas, propician una mayor degradación del suelo en los pastizales ganaderos en términos de compactación, pérdida de nutrientes y de materia orgánica entre otros, que dificultan la sobrevivencia y crecimiento de la vegetación arbórea natural o inducida (Braz *et al.* 2013, Martínez-Garza *et al.* 2013b). Por otro lado, la agricultura de subsistencia en la Amazonía suele ocupar la tierra por menor tiempo en comparación con la ganadería, y si bien hay también importantes cambios en cuanto a pérdida de nutrientes, las características estructurales del suelo no se degradan tanto como en el caso de la ganadería, permitiendo una recuperación de la vegetación más rápida y diversa (Fearnside y Barbosa 1998, Sohng *et al.* 2017).

Conclusiones

Los datos analizados corroboran que el crecimiento de *Guazuma crinita* y *Calycophyllum spruceanum* es sensible a la variación en el historial de uso previo de la tierra y la calidad de sitio, mientras que *Simarouba amara* y *Cedrelinga cateniformis* son especies cuyas

tasas de crecimiento presentaron una menor variación entre las regiones estudiadas. Los resultados describen la importancia de la selección del sitio forestal para orientar plantaciones forestales comerciales en la Amazonía peruana hacia áreas de mayor productividad, principalmente aquellas con antecedentes de producción agrícola. Para una mayor precisión se debe intensificar el muestreo en áreas que pueden tener mayor fertilidad natural como las áreas aluviales. Una adecuada selección del sitio en función de los antecedentes y datos de precipitación y fertilidad es determinante para seleccionar la especie a instalar que justifique la inversión en plantaciones.

Agradecimientos

Este estudio fue posible gracias al financiamiento del Programa de Desarrollo Forestal Sostenible, Inclusivo y Competitivo en la Amazonía Peruana (SERFOR-CAF) a través del servicio Tasas de crecimiento en especies forestales prioritarias para el establecimiento de plantaciones con fines comerciales en 04 regiones de la Amazonia peruana (Orden de servicio 0001020). Se agradece el invaluable apoyo de Mg. France Cabanillas e Ings. Jhon Farfan e Ignacio Piqueras durante el trabajo de campo y el análisis de la información. Se agradece también la colaboración del Ing. Jorge Chávez de Bosques Amazónicos en Ucayali, Bach. Russel Robles y Bach. Lismendi Yedinela en Huánuco, Ing. Rober Medina en Pasco, e Ingenieros Daniel Angulo, Dick Vergara y Tito Vergara en San Martín. Finalmente, se agradece a todas las personas naturales y empresas que facilitaron el ingreso a sus predios y dieron las facilidades para la realización del trabajo de campo.

Bibliografía

Barlow, J; Lennox, D; Ferreira, J; Berenguer, E; Lees, AC; Mac Nally, R; Thomson, JR; de Barros Ferraz, SF; Louzada, J; Oliveira, VHF; Parry, L; de Castro Solar, RR; Vieira, ICG; Aragão, L; Beggotti, RA; Braga, RF; Cardoso, TM; de Oliveira Junior, RC; Souza Junior, CM; Moura, NG; Nunes, SS; Siqueira, JV; Pardini, R; Silveira, JM;

Vaz-de-Mello, FZ; Veiga, RCS; Venturieri, A; Gardner, T. 2016. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature* 535:144–159.

Boivin-Chabot, S; Margolis, HA; Weber, JC. 2004. Variation in coppice-shoot growth among provenances of *Calycophyllum spruceanum* Benth. in the Peruvian Amazon Basin. *Forest Ecology and Management* 198:249–260.

Braz, AM; Fernadez, AR; Alleoni, LRF. 2013. Soil attributes after the conversion from forest to pasture in amazon. *Land Degradation & Development* 24(1):33–38.

Fearnside, PM; Barbosa, RI. 1998. Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management* 108:147–166.

Flores, Y. 2002. Crecimiento y productividad de plantaciones de seis especies forestales nativas de 20 años de edad en el Bosque Alexander von Humboldt, Amazonia Peruana. Tesis Mg. Sc. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 86 p.

Fry, JC. 1993. *Biological data analysis: a practical approach*. Oxford, Reino Unido, Oxford University Press. 418 p.

Griscom, BW; Adams, J; Ellis, PW; Houghton, RA; Lomax, G; Miteva, DA; Schlesinger, WH; Shoch, D; Siikamäki, JV; Smith, P; Woodbury, P; Zganjar, C; Blackman, A; Campari, J; Conant, RT; Delgado, C; Elias, P; Gopalakrishna, T; Hamsik, MR; Herrero, M; Kiesecker, J; Landis, E; Laestadius, L; Leavitt, SM; Minnemeyer, S; Polasky, S; Potapov, P; Putz, FE; Sanderman, J; Silvius, M; Wollenberg, E; Fargione, J. 2017. Natural climate solutions. *PNAS* 114(44):11645–11650.

Guariguata, MR; Arce, J; Ammour, T; Capella, JL. 2017. Las plantaciones forestales en Perú: reflexiones, estatus actual y perspectivas a futuro. Bogor, Indonesia, CIFOR. 40 p. (Documento Ocasional n.º 169).

ITTO (International Tropical Timber Organization, Japón). 2018. [Buscar especies] (en línea, sitio web). Consultado 2 feb. 2019. Disponible en <http://www.tropicaltimber.info/>.

- Krause, GH; Winter, K; Matsubara, S. 2012. Photosynthesis, photoprotection, and growth of shade-tolerant tropical tree seedlings under full sunlight. *Photosynthesis Research* 113:273-285. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11120-012-9731-z>.
- Martínez-Garza, C; Bongers, F; Poorter, L. 2013a. Are functional traits good predictors of species performance in restoration plantings in tropical abandoned pastures?. *Forest Ecology and Management* 303:35-45.
- Martínez-Garza, C; Tobon, W; Campo, J; Howe, HF. 2013b. Drought mortality of tree seedlings in an eroded tropical pasture. *Land Degradation & Development* 24(3):287-295.
- Merry, F; Soares-Filho, B; Nepstad, D; Amacher, G; Rodrigues, H. 2009. Balancing Conservation and Economic Sustainability: The Future of the Amazon Timber Industry. *Environmental Management* 44:395-407. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00267-009-9337-1>.
- Paz, H. 2003. Root/shoot allocation and root architecture in seedlings: variation among forest sites, microhabitats and ecological groups. *Biotropica* 35(3):318-332.
- Rochon, C; Margolis, HA; Weber, JC. 2007. Genetic variation in growth of *Guazuma crinita* (Mart.) trees at an early age in the Peruvian Amazon. *Forest Ecology and Management* 243:291-298.
- Román-Dañobeytia, FJ; Levy-Tacher, SI; Aronson, J; Ribeiro-Rodrigues, R; Castellanos-Albores, J. 2012. Testing the performance of fourteen native tropical tree species in two abandoned pastures of the Lacandon Rainforest Region of Chiapas, Mexico. *Restoration Ecology* 20(3):378-386.
- Rondon, XJ; Gorchov, DL; Noble Junior, RB. 2009. Projection of tree growth and timber volume following strip clear-cutting in the Peruvian Amazon. *Forest Ecology and Management* 257(2):588-599.
- Rozendaal, DMA; Hurtado, VH; Poorter, L. 2006. Plasticity in leaf traits of 38 tropical tree species in response to light; relationships with light demand and adult stature. *Functional Ecology* 20:207-216.
- Russo, SE; Davies, SJ; King, DA; Tan, S. 2005. Soil-related performance variation and distributions of tree species in a Bornean rain forest. *Journal of Ecology* 93(5):879-889.
- Santiago, LS; Wright, S; Harms, KE; Yavitt, JB; Korine, C; Garcia, MN; Turner, BL. 2012. Tropical tree seedling growth responses to nitrogen, phosphorus and potassium addition. *Journal of Ecology* 100(2):309-316.
- Scheiner, S; Gurevitch, J. 2001. *Design and Analysis of Ecological Experiments*. 2 ed. Nueva York, Estados Unidos de América, Oxford University Press. 432 p.
- Schweizer, D; Meli, P; Brancalion, P; Guariguata, M. 2018. Oportunidades y desafíos para la gobernanza de la restauración del paisaje forestal en América Latina. Bogor, Indonesia, CIFOR. 72 p. (Documentos Ocasionales n.º182).
- Senamhi (Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú). 2018. Datos Hidrometeorológicos a nivel nacional (en línea, sitio web). Consultado 18 ene. 2019. Disponible en <https://www.senamhi.gob.pe/?p=estaciones>.
- Sohng, J; Singhakumara, BMP; Ashton, MS. 2017. Effects on soil chemistry of tropical deforestation for agriculture and subsequent reforestation with special reference to changes in carbon and nitrogen. *Forest Ecology and Management* 389:331-340.
- van Breugel, M; Hall, JS; Craven, DJ; Gregoire, TG; Park, A; Dent, DH; Wishnie, MH; Mariscal, E; Deago, J; Ibarra, D; Cedeño, N; Ashton, MS. 2011. Early growth and survival of 49 tropical tree species across sites differing in soil fertility and rainfall in Panama. *Forest Ecology and Management* 261(10):1580-1589.
- Wightman, KE; Cornelius, JP; Ugarte-Guerra, LJ. 2006. ¡Plantemos madera!: manual sobre el establecimiento, manejo y aprovechamiento de plantaciones maderables para productores de la Amazonía peruana. Lima, Perú, ICRAF. 194 p. (Manual Técnico n.º 4).

Estimación de la ganancia genética esperada de *Pinus tecunumanii* en plantaciones forestales en Oxapampa, Perú

Estimation of the expected genetic gain of *Pinus tecunumanii* in forest plantations in Oxapampa, Peru

Guillermo E. Gorbitz¹, Lino Ríos¹, Carlos Marujo¹,
Víctor Cornejo², Ray Medina³ y Lyanna Sáenz^{1,*}

Recibido: 20 agosto 2020 | **Aceptado:** 20 noviembre 2020 | **Publicado en línea:** 18 diciembre 2020
Citación: Gorbitz, GE; Ríos, L; Marujo, C; Cornejo, V; Medina, R; Sáenz, L. 2020. Estimación de la ganancia genética esperada de *Pinus tecunumanii* en plantaciones forestales en Oxapampa, Perú. Revista Forestal del Perú 35 (3, Número Especial): 56-64. DOI: <http://dx.doi.org/10.21704/rfp.v35i3.1601>

Resumen

En el departamento de Pasco (Oxapampa) el *Pinus tecunumanii* F. Schwerdtf. Ex Eguiluz & J.P. Perry es la especie forestal más plantada por su adaptación, calidad de madera y valor en el mercado nacional. El objetivo de este trabajo fue identificar árboles plus y estimar la ganancia genética esperada en plantaciones forestales de 7, 11 y 12 años de edad en 50 ha. La selección de los árboles se basó en la evaluación fenotípica del árbol candidato y sus cuatro mejores vecinos en un radio de 15 m, evaluando individualmente las primeras cuatro trozas de 2,5 m de largo. Los árboles seleccionados se clasificaron en lista A cuando superaron en volumen y calidad a sus cuatro mejores vecinos, y en lista B, aquellos que superaron una variable sea volumen o calidad. La ganancia genética (GG) se estimó mediante el producto del diferencial de selección x heredabilidad. Además, se calculó el índice de selección, siendo de 1 árbol cada 1,06 ha. De 47 árboles seleccionados, 15 fueron clasificados en la lista A y 12 en la lista B. Al seleccionar y clonar los individuos de la lista A, se esperan GG de 12,66% en volumen, 7,26% en calidad y para el caso de propagación por semillas GG de 10,55% en volumen y 6,23% en calidad. Los resultados sugieren un progreso genético importante que permitirá elevar la productividad y sostenibilidad en la producción de semilla de calidad genética superior, para futuras plantaciones comerciales de Oxapampa, sin embargo, se recomienda ampliar la base genética y comprobar los resultados mediante ensayos en diferentes sitios potenciales.

Palabras clave: Árbol plus, selección diferencial, fenotipos, mejoramiento de árboles

¹ Dipteryx SAC, Pucallpa, Perú

² Universidad Nacional Agraria La Molina, Av. La Molina s/n, La Molina, Lima, Perú

³ Investigador independiente

* Autor de Correspondencia: hellen@dipteryx.org

Abstract

In the department of Pasco (Oxapampa) the *Pinus tecunumanii* F. Scherdtf. Former Eguiluz & J.P. Perry is the most widely planted forest species for its adaptation, wood quality and value in the national market. The objective of this work was to identify plus trees and estimate the expected genetic gain in forest plantations of 7, 11 and 12 years of age in 50 ha. The selection of the trees was based on the phenotypic evaluation of the candidate tree and its four best neighbors in a radius of 15 m, individually evaluating the first four 2.5 m long logs. The selected trees were classified in list A when they exceeded their four best neighbors in volume and quality, and in list B, those that exceeded a variable, either volume or quality. Genetic gain (GG) was estimated by the product of the selection differential x heritability. In addition, the selection index was calculated, being 1 tree per 1.06 ha. Of 47 selected trees, 15 were classified in list A and 12 in list B. When selecting and cloning the individuals from list A, GG of 12.66% in volume, 7.26% in quality and for the case of propagation by GG seeds of 10.55% in volume and 6.23% in quality. The results suggest an important genetic progress that will allow to increase the productivity and sustainability in the production of seed of superior genetic quality, for future commercial Oxapampa plantations, however, it is recommended to broaden the genetic base and verify the results through trials in different potential sites.

Key words: Tree plus, differential selection, phenotypes, tree improvement

Introducción

Perú cuenta con 13 millones de hectáreas, aproximadamente, con aptitud forestal (CIFOR 2017) de las cuales en el departamento de Pasco existen 7118.69 ha de plantaciones forestales (nativas e introducidas) (SERFOR 2020). Entre las especies introducidas plantadas para la producción de madera, con fines comerciales, se encuentran el eucalipto (*Eucalyptus* spp.) y pino (*Pinus* spp.), que proveen madera de alta calidad y de demanda en el mercado internacional (CIFOR 2017). La especie *Pinus tecunumanii* F. Scherdtf. ex Eguiluz & J.P. Perry, presenta rápido crecimiento, mayor densidad y mejor resistencia a la sequía (Cardoso y de la Torre 2016), siendo la más plantada en la provincia de Oxapampa (Perú), ocupando un área aproximada de 4000 ha (PRODEFAP 2016).

La actividad forestal a través del establecimiento de plantaciones se viene incrementado significativamente, debido principalmente a la escasez de madera del bosque natural y la creciente demanda de productos forestales, sin embargo, para convertir la actividad forestal en un proceso productivo rentable y seguro es necesario desarrollar programas de mejoramiento y de manejo, que conduzcan a la obtención de materia prima de la más alta

calidad, con el menor costo posible (Murillo y Badilla 2004). Los principales problemas para la producción forestal en Perú radican en: a) bajo rendimiento; b) escasez y uso de semilla (sexual o asexual) de baja calidad genética; c) ausencia de un programa de mejoramiento genético sexual y clonal (CIFOR 2017).

El éxito de un programa de mejoramiento genético (PMG) depende de la intensidad de selección (exigencia) de los árboles parentales. Las ganancias esperadas derivan, tanto del control genético de las características de interés como de la variabilidad existente en la población (Zobel y Talbert 1988; Balcorta y Vargas 2004). El diferencial de selección es útil para predecir la respuesta de la selección en especies forestales (Zobel y Talbert 1988), y está altamente correlacionado con la ganancia genética, que es el fin de un programa de mejoramiento genético (Balcorta y Vargas 2004). Las estimaciones de ganancia genética esperada, le permiten al mejorador forestal conocer su progreso genético potencial y decidir, respecto los individuos que componen la población comercial y cuál es la población de mejoramiento (Vallejos *et al.* 2010). En este contexto, el objetivo de este trabajo fue identificar árboles plus y estimar la ganancia genética esperada en plantaciones forestales, con el propósito de

generar una fuente semillera local e iniciar un programa de mejoramiento genético, para las condiciones forestales de Oxapampa.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en plantaciones comerciales de *Pinus tecunumanii* del distrito de Huancabamba, provincia de Oxapampa, región Pasco. Localizado geográficamente a latitud: 10°35'39" y longitud: 75°23'03" y altitud de 1850 msnm. La temperatura y humedad relativa media anual es de 18,4°C y 86,0% respectivamente. La precipitación media anual es de 1411 mm (SENAMHI 2016). Así mismo, se encuentra en la zona de vida de bosque húmedo montañoso (Brack 1984, citado por López 2020). Los suelos en la zona de estudio son profundos, sin embargo, algunas áreas presentan suelos superficiales. La capa arable de la mayoría de las laderas exhibe aceptables propiedades físicas y en algunos casos alto nivel de materia orgánica, pero predominan los suelos de fertilidad natural baja (Gálvez 2003, citado por López 2020).

Pre selección y selección de árboles plus

El estudio inició con la pre selección de árboles plus, es decir, la selección de los árboles candidatos a árboles plus, para ello, se realizó una evaluación visual mediante un recorrido por los lotes de la plantación forestal de 7, 11 y 12 años de edad, las cuales sumaron un total de 50 hectáreas.

La identificación de individuos sobresalientes en las diferentes condiciones de suelo fue realizada utilizando la metodología propuesta por Zobel y Talbert (1984) adaptada por Vallejos *et al.* (2010). Esta metodología ha sido mejorada en Costa Rica, y supera las limitaciones de las metodologías tradicionales, cuando existen diferencias en edad y en calidad de sitio, entre los árboles seleccionados e, incorpora, la calidad del fuste y un índice de selección, como nuevos caracteres importantes desde el punto de vista económico (Murillo y Badilla 2004). También es importante tener cuidado con la

selección de árboles plus en plantaciones de mucha edad. Debido a que imposibilita detectar caracteres importantes, que se expresan a temprana edad, como es el caso de las ramas (Vallejos *et al.* 2010). Todos los árboles pre-seleccionados fueron georreferenciados y posteriormente evaluados fenotípicamente respecto a sus cuatro mejores vecinos en un radio de 15 m, considerando los siguientes atributos descritos: a) posición sociológica, b) bifurcación, c) forma de fuste, d) ramas gruesas, e) ramas en repetición, f) forma de copa, g) estado fitosanitario, h) calidad de fuste (CALI), i) altura comercial (hCOM), j) volumen comercial (VolCOM), y k) diámetro a la altura del pecho (DAP). Los árboles pre-seleccionados que lograron superar la fase de verificación, se constituyeron como árboles plus "seleccionados", y pasaron a conformar la población base de la fuente semillera. Después se procedió a estimar el VolCOM, utilizando la fórmula de conicidad que incorpora el DAP y la hCOM, mediante la siguiente fórmula:

$$VolCOM = \left(\frac{DAP}{100}\right)^2 \times 0,7854 \times hCOM \times 0,65$$

La CALI, se estimó con el promedio ponderado de las primeras cuatro trozas comerciales de 2,5 m de largo cada una, con base a una escala de 1 a 4, donde el valor de 1 es la mejor calidad posible y un valor de 4 se asigna para trozas sin valor como madera sólida, propuestos por Murillo y Badilla (2004).

$$CALI = Troza1 \times 0,4 + Troza2 \times 0,3 + Troza3 \times 0,2 + Troza4 \times 0,1$$

$$Troza 1 = 40\% (0 \text{ a } 2,5 \text{ m})$$

$$Troza 2 = 30\% (2,51 \text{ a } 5,0 \text{ m})$$

$$Troza 3 = 20\% (5,01 \text{ a } 7,5 \text{ m})$$

$$Troza 4 = 10\% (7,51 \text{ a } 10,0 \text{ m})$$

La variable calidad de fuste, se transformó a una escala de 1 a 100%, para facilitar su comprensión e interpretación, de la siguiente manera:

$$CALI_{invertida} = 100 \times \left(1 - \left[\frac{\text{calidad del árbol} - 1}{3}\right]\right)$$

Los árboles seleccionados permitieron estimar la intensidad de selección i , versus la población total original de individuos de la plantación. Además, para efectos estadísticos, de cada árbol seleccionado se obtiene el diferencial de selección (S) en VolCOM y CALI con respecto a la media de los 4-5 mejores vecinos. La transformación porcentual de cada variable se obtiene por medio de la siguiente fórmula:

$$S(\%) = \frac{(\text{árbol seleccionado} - \text{promedio vecinos})}{\text{promedio vecinos}} \times 100$$

Estos resultados de diferencial de selección (S) permite clasificar a los árboles seleccionados en 2 listas A y B. En A se incluyeron aquellos que presentan superioridad marcada con relación a todos sus mejores vecinos, tanto en VolCOM como en CALI, estos árboles conformarán la población comercial. Mientras que B, comprendió los árboles que registran superioridad fenotípica solamente en 1 de los 2 caracteres (VolCOM ó CALI) respecto a sus cuatro mejores vecinos. Estos árboles, se asumen que poseen al menos un carácter deseable, que podría ser capturado a través de cruzamientos controlados en programas de mejoramiento.

Ganancia genética

Posteriormente con la información de (S), pudo estimarse la ganancia genética (GG) esperada para los árboles plus de la lista A, a través de la siguiente fórmula (Zobel y Talbert 1984):

$GG = S(\text{diferencial de selección } \%) \times h^2$ (heredabilidad en sentido amplio)

Donde: $h^2_{\text{calidad}} = 0,35$ y $h^2_{\text{volumen}} = 0,30$ en "heredabilidad en sentido amplio", y $h^2_{\text{calidad}} = 0,30$ y $h^2_{\text{volumen}} = 0,25$ en "heredabilidad en sentido estrecho" (Cornelius, 1994; Murillo y Baddilla 2004).

En ese sentido, remplazando los valores de h^2 calculamos la GG para volumen (GGv) y calidad (GGc) de los árboles plus. Todos los cálculos estadísticos fueron realizados con ayuda del programa Microsoft Excel.

Resultados

Pre selección y selección de árboles plus

El proceso de pre-selección realizado en las 50 ha de plantaciones de *Pinus tecunumanii* de 7, 11 y 12 años de edad, permitió identificar un total de 47 árboles candidatos, por sus características fenotípicas sobresalientes, en base a dos criterios fundamentales: volumen y calidad del árbol. De los árboles pre-seleccionados un 42,5% son inferiores y 57,8% registraron un rendimiento superior, correspondiendo a un total de 27 árboles seleccionados. En base a los árboles seleccionados se estimó la intensidad de selección que osciló entre un árbol por cada 2058 árboles evaluados, que equivale aproximadamente a un árbol por cada 1,58 ha, esto demuestra el rigor y exigencia en la selección de los árboles. Para efectos estadísticos, de los 27 árboles seleccionados respecto a la media de los cuatro mejores vecinos, se clasificaron en dos listas: aquellos que presentan superioridad marcada en volumen y calidad clasificados como árboles plus de la lista A, permitieron identificar los 15 individuos que conformarán la población comercial. Mientras que aquellos individuos que no superen a sus vecinos en alguna de las dos variables, se clasifican en la lista B, siendo 12 árboles. Se asume que presentan al menos un carácter deseable, el cual podría ser capturado a través de cruza controladas en programas de mejoramiento. Estos árboles no se incorporan a la población comercial, sino que son fuentes de reserva para su utilización en los cruzamientos controlados.

En el Cuadro 1 se muestra el resultado de la evaluación de la lista A, respecto a sus mejores cuatro vecinos. Puede notarse que únicamente 15 árboles son potenciales para usar a escala comercial. En estos casos se debe seleccionar más árboles plus para evitar problemas ligados a una base genética, o en todo caso intercambiar material genético. La utilización de estos árboles plus de *P. tecunumanii* como clones, registra un diferencial de selección de 42,20% en volumen comercial y 20,75% en calidad. Además, se observa que el árbol plus C13 fue el de mayor volumen, con 1,36 m³ y su calidad de fuste resultó ser de 100%.

Árbol	Edad (años)	Árboles plus A		Mejores vecinos		Diferencial*	
		Volumen (m ³)	Calidad (%)	Volumen (m ³)	Calidad (%)	Volumen (%)	Calidad (%)
C13	12	1,36	100,00	0,91	96,67	48,52	3,44
C16	12	0,89	100,00	0,79	82,50	12,34	21,21
C20	12	0,70	86,67	0,53	71,67	32,39	20,93
C30	12	1,08	100,00	0,79	92,50	37,48	8,11
C34	12	1,12	100,00	0,81	78,30	37,59	27,71
C36	12	0,87	100,00	0,51	85,83	71,56	16,51
C37	11	1,14	96,70	0,73	77,50	56,03	24,77
C38	11	0,92	86,70	0,72	81,66	28,11	6,17
C39	11	0,85	100,00	0,50	75,00	69,57	33,33
C40	11	0,89	100,00	0,69	100,00	29,81	0,00
C41	11	1,05	100,00	0,71	81,66	46,62	22,46
C42	11	0,99	100,00	0,72	67,50	38,10	48,15
C43	11	0,80	96,70	0,61	80,00	30,93	20,88
C46	11	1,06	96,70	0,61	66,66	74,13	45,06
C47	11	0,85	90,00	0,71	80,00	19,83	12,50

* Diferencial de selección en volumen 42,20% y calidad 20,75%

Cuadro 1. Resultado de los atributos fenotípicos y diferencial de los árboles plus y sus vecinos seleccionados en la lista A de *Pinus tecunumanii*.

Por otro lado, en el Cuadro 2 se presentan los resultados de los 12 árboles seleccionados y clasificados en la lista B, que registraron un diferencial de selección de 26,70% en volumen comercial y 5,06% en calidad. Asimismo, el árbol C35 registró 1,12 m³ de madera comercial, que supera a sus vecinos (0,60 m³) en más de un 110%. Este es un buen ejemplo de un árbol interesante para un programa de mejoramiento genético. Este tipo de árboles serían claramente eliminados de un programa convencional de mejoramiento genético. Sin embargo, exhibe un extraordinario volumen, criterio de importancia productiva y altamente deseable, motivo por el cual, son clasificados en la lista B. No debe olvidarse, que en la mayoría de los casos los caracteres de volumen y los cualitativos se manifiestan de manera independiente. El ár-

bol ideal, superior en volumen y en calidad, es complicado de encontrar, pero es posible crearlo a través de cruzamientos controlados con progenitores sobresalientes.

Ganancia genética

Con la información obtenida de diferencial de selección de los árboles plus puede estimarse los resultados de GG. Teniendo en cuenta, que estos valores son por lo general más bajos de lo real, debido a que cada árbol plus fue evaluado contra sus mejores cuatro vecinos. Por lo tanto, el diferencial de selección registrado con este procedimiento, puede considerarse como moderado. En ese sentido, si se asume que los árboles plus de la lista A, serán clonados directamente podrán lograr un impacto inmediato en la calidad y volumen por hectárea en las

plantaciones, entonces la GG esperada podría estimarse como sigue (en sentido amplio):

$$GG = S \cdot h^2$$

$$GG_{\text{volumen}} = 42,20\% \times 0,30 = 12,66\%$$

$$GG_{\text{calidad}} = 20,75\% \times 0,35 = 7,26\%$$

En el caso de trabajar en sentido estrecho, es decir, si el árbol plus no se logra clonar, se procede a colectar su semilla. En este caso la estimación de su ganancia genética será inferior, estimándose como sigue para la lista A:

$$GG_{\text{volumen}} = 42,20\% \times 0,25 = 10,55\%$$

$$GG_{\text{calidad}} = 20,75\% \times 0,30 = 6,23\%$$

Discusión

La intensidad de selección de los árboles de *Pinus tecunumanii* preseleccionados para el tamaño de la plantación forestal fue de un árbol cada 2058 árboles. Esta intensidad de se-

lección resultó ser superior a las recomendadas por (Zobel y Talbert 1984), quienes sugieren un árbol por cada 1000 individuos para huertos semilleros. De igual forma Balcorta y Vargas (2004), en México seleccionaron un árbol plus por cada 1111 individuos en la especie de *Gmelina arborea* Roxb. ex Sm. (Lamiaceae), corroborando que la intensidad de selección de los árboles plus A en *Pinus tecunumanii* resultó ser más exigente. Estos resultados demuestran el riguroso proceso de identificación y selección realizado en los árboles de *Pinus tecunumanii* permitiendo obtener un importante progreso genético. Los valores de intensidad de selección obtenidos se consideran suficientes para el comienzo de un programa de mejoramiento genético, ya que, permitió identificar un número importante de árboles plus de potencial genético alto, esto permitirá iniciar un programa de mejoramiento genético.

Los resultados de diferencial de selección calculados en esta investigación en árboles plus de la lista A de *Pinus tecunumanii* no superó a los reportados en *Gmelina arborea* de 51 y 76%

Árbol	Edad (años)	Árboles plus B		Mejores vecinos		Diferencial*	
		Volumen (m ³)	Calidad (%)	Volumen (m ³)	Calidad (%)	Volumen (%)	Calidad (%)
C10	12	0,94	100,00	0,92	83,33	2,17	20,00
C11	12	1,02	86,67	0,88	85,00	16,34	1,96
C14	12	0,84	86,67	0,67	86,67	25,20	0,00
C18	12	0,98	86,67	0,74	82,50	32,88	5,05
C23	12	0,74	100,00	0,70	85,00	5,01	17,65
C28	12	0,91	76,67	0,72	82,50	26,75	-7,07
C29	12	0,95	100,00	0,96	78,33	-1,07	27,67
C31	12	0,97	93,33	0,83	92,50	16,04	0,90
C32	12	0,95	90,00	0,80	90,00	18,59	0,00
C35	12	1,12	86,70	0,60	96,66	85,33	-10,30
C44	11	1,05	83,30	0,58	81,66	79,28	2,01
C45	11	0,83	90,00	0,73	87,50	14,17	2,86

*Diferencial de selección en volumen 26,70% y calidad 5,06%

Cuadro 2. Características de los atributos fenotípicos y diferencial de los árboles plus y sus vecinos seleccionados en la lista B de *Pinus tecunumanii*.

en diferencial de volumen comercial y calidad (Espitia *et al.* 2016). La misma tendencia en el diferencial de selección se pudo observar a lo reportado por Kumar *et al.* (2006), quienes reportaron valores de 40% para calidad. Sin embargo, nuestros resultados fueron superiores a los reportados por Balcorta y Vargas (2004), quienes registraron valores de 40% para volumen comercial, de igual forma Vallejos *et al.* (2010), reportan resultados en *Tectona grandis* (Lamiaceae) de 22,88%, en volumen, y 21,83% en calidad. A pesar de lo anterior, se debe tener presente, que estos valores de diferencial de selección (S) son por lo general más bajos de lo real, debido a que cada árbol plus fue evaluado contra sus mejores cuatro vecinos. La explicación es que estos vecinos son competidores muy fuertes y, por tanto, no representativos del material ordinario (sin mejoramiento) que usualmente se obtiene de los viveros comerciales. Por tanto, el valor del diferencial de selección podría ser inclusive aún mayor superando significativamente a la población base (Vallejos *et al.* 2010). Estos resultados evidencian que, para una primera etapa de un programa de mejoramiento genético, estos valores son adecuados y conservadores, lo cual es de suma importancia para la toma de decisiones futuras y estrategias de mejoramiento.

Finalmente se estimó los resultados de ganancia genética esperada (GGE) para los árboles plus de la lista A y de la lista B, tanto para volumen y calidad. Los resultados registrados son menores a los reportados por varios autores; como Vallejos *et al.* (2010), quienes relacionan ganancias genéticas esperadas entre 20–25% en volumen, o asimismo Rojas y Arias (2004), quienes reportan en *Pinus caribaea* var. *hondurensis* Barr. ganancias del 23% en volumen. Por su parte, Mesen (2001), estimó ganancias genéticas en *Gmelina arborea* del 17% en altura y 43% en volumen; y Espitia *et al.* (2016), para la misma especie reportaron ganancias genéticas en árboles plus A de 51 y 76% en volumen comercial y calidad del fuste respectivamente. Sin embargo, si se tiene en cuenta que, con incrementos del 4% por conceptos de ganancias genéticas en volumen se cubren los costos de un programa de mejoramiento genético fores-

tal y se recupera la inversión realizada (Ipinza 1998, Cornelius y Ugarte Guerra 2010), los resultados obtenidos en esta investigación permiten deducir una alta rentabilidad económica para el programa de mejoramiento que se realiza en Oxapampa.

Ello a su vez, facilita contar con material vegetal para clonar los mejores árboles. De acuerdo con Murillo y Badilla (2009), los árboles producidos a partir de clonación presentan una mayor ganancia genética debido a que capturan el 100% de la información genética, con esta información se puede argumentar que los árboles plus A seleccionados, producirán árboles con mayores características de crecimiento y mejor calidad del fuste en las siguientes generaciones. Lo cual permitirá aumentar la productividad y la calidad de la materia prima, beneficiando al productor de madera y la industria. Por lo tanto, este estudio contribuirá significativamente con hacer más sostenible el negocio forestal en el distrito de Oxapampa en el largo plazo, debido a que *Pinus tecunumanii* es una de las especies forestales que más se planta para la producción de madera.

De esta manera con los resultados de las evaluaciones se obtuvieron que 15 árboles (55,5%) fueron clasificados como árboles plus A, los mismos que, por sus características pueden ser utilizados como progenitores para siembras comerciales, utilizando su semilla sexual o clonándolas directamente con la finalidad de obtener mayor ganancia genética potencial (Ipinza 1998, Mesen 2001, Murillo y Badilla 2009, Vallejos *et al.* 2010). Mientras que los 12 árboles plus B (44,5%) no se incorporarán a la población comercial, debido a que presentan una condición de superioridad solamente en uno de los dos caracteres volumen o calidad. Por lo tanto, se mantendrán a la espera de su utilización en los programas de mejoramiento controlado como señalan Vallejos *et al.* (2010).

Conclusiones

Se logró identificar 27 árboles sobresalientes de *Pinus tecunumanii* por sus características fenotípicas, de los cuales 15 fueron selecciona-

dos en lista A para utilización inmediata en la población comercial y 12 árboles en la lista B para conformar parte de la población de mejoramiento. La ganancia genética esperada en volumen y calidad de los árboles de la lista A, cuando clonadas y propagadas mediante semillas permitirá elevar la productividad y obtener semillas de calidad genética superior, para futuras plantaciones comerciales en Oxapampa.

Agradecimientos

El presente trabajo se ha realizado gracias al financiamiento del Programa de Desarrollo Forestal Sostenible, Inclusivo y Competitivo en la amazonia peruana del SERFOR.

Bibliografía

- Brack, A. 1984. Plan Maestro del Parque Nacional Yanachaga Chemillén. USAID/PEPP. Informe. Oxapampa, Pasco. Lima, Perú.
- Balcorta, H; Vargas, J. 2004. Variación fenotípica y selección de árboles en una plantación de melina (*Gmelina arborea* Linn., Roxb.) de tres años de edad. Revista Chapingo 10 (1):13-19.
- Cardoso y de la Torre, J. 2016. Evaluación del crecimiento, productividad maderable y rendimiento en la introducción de especies de los géneros *Pinus* y *Eucalyptus* en la región Cusco. XII Congreso Nacional Forestal CONAFOR. 13 p.
- CIFOR, (Centro para la Investigación Forestal Internacional). 2017. Las plantaciones forestales en Perú: Reflexiones, estatus actual y perspectivas a futuro. Indonesia, s.e. 40 p.
- Cornelius, J; Ugarte Guerra, L. 2010. Introducción a la Genética y domesticación forestal para la Agroforestería y Silvicultura. Centro mundial para la agroforestería-ICRAF. 124 p.
- Espitia, M; Murillo, O; Castillo, C. 2016. Ganancia genética esperada en melina (*Gmelina arborea* Roxb.) en córdoba (Colombia). Revista Arvore 40(1):71-80.
- Ipinza, R. 1998. Mejoramiento genético forestal. Serie Técnica N°42, Programa CONIF- Ministerio de Agricultura sobre investigaciones en semillas de especies forestales nativas. Santafé de Bogotá, INSEFOR. p. 162.
- López, J. 2020. Efecto de sustratos y fertilizantes en la optimización del crecimiento de plántulas de *Pinus tecunumanii* Schw. ex Eguluz et Perry en condiciones de vivero. Tesis para optar el título de ingeniero forestal. Universidad Nacional Agraria La Molina. 132 p.
- Mesen, F. 2001. Introducción al mejoramiento genético forestal. En: Identificación, selección y manejo de fuentes semilleras. Serie Técnica / No. 32. Convenio CONIF, INSEFOR y MADR. Bogotá (Colombia), septiembre. 118 p.
- Murillo, O.; Badilla, Y. 2009. Reproducción clonal de árboles. Taller de Publicaciones. Instituto Tecnológico de Costa Rica, ITCR. Cartago. 45 p.
- Murillo, O; Badilla, Y. 2004. Evaluación de la calidad y estimación del valor en pie de la plantación forestal. Escuela de Ingeniería Forestal, ITCR. Cartago, Costa Rica. 50 p.
- PRODEFAP (Programa de Desarrollo Forestal Sostenible, Inclusivo y Competitivo en la Amazonia Peruana). 2016. Estudio de las cadenas productivas y estrategias para la promoción de plantaciones forestales con fines comerciales y sostenibles en el Perú. 40 p.
- Ramos, H. A. 2015. Propagación por estacas de bolaina blanca (*Guazuma crinita* Mart.) provenientes de árboles candidatos a plus en condiciones de cámara de sub-irrigación. Tesis para optar el título de ingeniero forestal. Universidad Nacional Agraria La Molina. 132 p.
- Rojas, F; Arias, D. 2004. Manual para productores de Melina (*Gmelina arborea*) en Costa Rica. Cartago (Costa Rica). 86 p.
- SENAMHI (Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología), 2016. Data histórica del distrito de Huancabamba (en línea). Consultado 5 ago. 2020. Disponible en http://www.senamhi.gob.pe/mapas/mapaestaciones/dat_esta_tipo.php?estaciones=4725_D79C.
- SERFOR (Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre), 2020. SNIFFS - Componente Es-

tadístico (en línea). Consultado 14 oct. 2020. Disponible en <http://sniffs.serfor.gob.pe/estadistica/es/tableros/registros-nacionales/plantaciones>.

Vallejos, J; Badilla, Y; Murillo, O. 2010. Metodología para la selección e incorporación de árboles plus en programas de mejoramiento genético forestal. Revista Agronomía Costarricense 34(1):105-119.

Vasquez, AG; Nogueira, AS; Kirchner, FF; Berger, R. 2007. Uma síntese da contribuição do gênero *Pinus* para o desenvolvimento sustentável no sul do Brasil. Floresta 37(3):445-450. DOI: <https://doi.org/10.5380/rf.v37i3.9941>.

Zobel, B; Talbert, J. 1984. Applied Forest Tree Improvement. John Wiley& Sons. USA. 510 p.

Zobel, B; Talbert, J. 1988. Técnicas de mejoramiento genético de árboles forestales. Ed. Limusa. México D.F. 545p.

Evaluación de cuatro técnicas de injerto en plántones tardíos de *Schizolobium parahyba* e *Hymenaea courbaril* en Madre de Dios, Perú

Evaluation of four grafting techniques in late seedlings of *Schizolobium parahyba* and *Hymenaea courbaril* in Madre de Dios, Peru

Telésforo Vásquez-Zavaleta^{1,*}

Recibido: 20 julio 2020 | **Aceptado:** 25 octubre 2020 | **Publicado en línea:** 18 diciembre 2020
Citación: Vásquez-Zavaleta, T. 2020. Evaluación de cuatro técnicas de injerto en plántones tardíos de *Schizolobium parahyba* e *Hymenaea courbaril* en Madre de Dios, Perú. Revista Forestal del Perú 35 (3, Número Especial): 65-75. DOI: <http://dx.doi.org/10.21704/rfp.v35i3.1602>

Resumen

El propósito de esta investigación fue determinar la técnica de injerto más apropiada para producir plantas injertadas de las especies forestales de *Schizolobium parahyba* e *Hymenaea courbaril* que por su rápido crecimiento y calidad de madera respectivamente son aptas para programas de reforestación. Para cada especie se utilizó el diseño de cinco bloques completamente al azar (DBCA), Conformado por cuatro tratamientos, T1: injerto de púa tipo inglés o de lengüeta, T2: injerto de púa tipo hendidura simple, T3: injerto de yema tipo parche y T4: injerto de yema tipo astilla o injerto de chip con, 30 plántones injertados en cada unidad experimental. Luego de veinticuatro días de realizado los injertos en *S. parahyba*, los tratamientos T1 y T2, presentaron prendimiento en un 37 % y 62 %, pero al final sobrevivieron únicamente un 3% y 1% respectivamente; en tanto, con *H. courbaril* se obtuvo 33% de prendimiento y 3% sobrevivencia únicamente con el T3. Esto demuestra que cada especie tiene especificidad para el tipo de injerto con prendimientos y sobrevivencia variada.

Palabras clave: injertos de especies forestales, propagación vegetativa, técnicas de injerto, vivero forestal

¹ Departamento Académico de Ingeniería Forestal y Medio Ambiente. Facultad de Ingeniería. Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios (UNAMAD). Av. Jorge Chávez N° 1160- Puerto Maldonado Madre de Dios.

* Autor de Correspondencia: tvazquez@unamad.edu.pe

Abstract

The purpose of this research was to determine the most appropriate grafting technique to produce grafted plants of the forest species of *Schizolobium parahyba* and *Hymenaea courbaril* that, due to their rapid growth and wood quality, respectively, are suitable for reforestation programs. For each species, a completely randomized five-block design (DBCA) was used, consisting of four treatments, T1: English or reed type graft, T2: simple cleft type graft, T3: patch type bud graft and T4: splinter bud graft or chip graft with 30 seedlings grafted in each experimental unit. Twenty-four days after grafting in *S. parahyba*, treatments T1 and T2 presented seizure in 37% and 62%, but in the end only 3% and 1% survived respectively; meanwhile, with *H. courbaril* 33% seizure and 3% survival were obtained only with T3. This shows that each species has specificity for the type of graft with varying seizures and survival.

Wey words: grafting of forest species, vegetative propagation, graft techniques, forest nursery

Introducción

La reforestación comercial es una posibilidad para incrementar la producción de madera en la amazonia. Sin embargo, para esto, se requiere de grandes cantidades de semillas de calidad, y es imposible que sea abastecida por los bosques naturales. La alternativa es producirlas a través de huertos semilleros de forma precoz y con alta variabilidad genética. El injerto es una técnica que puede facilitar esta opción, las plantas injertadas producen precozmente y permiten manejar la variabilidad genética.

Para realizar plantaciones comerciales en la región de Madre de Dios existen oficialmente 503 632 hectáreas disponibles (SERFOR 2016). Sin embargo, los programas de reforestación deben ser planificados con realismo porque involucran inversiones relativamente costosas, personal calificado y cantidades enormes de plantones que bien pueden ser producidos por semillas (Vargas *et al.* 1995) o por propagación vegetativa (Zobel y Talbert 1984, 1988, citados por Sánchez *et al.* 2008 y Cruz *et al.* 2008; Gárate 2010). Con respecto al primero, para asegurar éxito en las plantaciones se requiere que las semillas sean de calidad, y para tal fin, existen dos métodos para la obtención de semillas: 1) recolección en rodales naturales y 2) producción en huertos semilleros.

La recolección de semilla en rodales naturales constituye el método principal para obtener semillas de las especies nativas deseadas;

aunque, en la realidad Amazónica este método no garantiza la obtención en cantidad y diversidad genética, debido a que muchas veces son árboles remanentes que se encuentran muy distantes, y son operaciones engorrosas y muy costosas. Wightman *et al.* (2006) recomiendan en su regla de oro, que las semillas a utilizarse en reforestación no sean menores de 30 árboles, para así evitar, en el futuro, se pierda la diversidad genética de la especie.

Los métodos más recomendables para obtener semillas en cantidad y calidad son a través de los huertos semilleros. En nuestro país estos huertos son escasos o se desconoce que se estén implementando, debido probablemente a que los árboles forestales inician la reproducción por encima de los 12 años, como en el caso de la Caoba (*Swietenia macrophylla* King) (Bauer y Francis 2000). Una alternativa a esta problemática es instalar huertos semilleros con plantas injertadas. Este tipo de prácticas permiten reducir el periodo de inicio de fructificación, en este sentido Valdés *et al.* (2003) y Gil *et al.* (1986) indican que en *Pinus radiata* D. con injertos de púas de brotes obtenidas de ramas adultas, comienzan a florecer a los dos o tres años, en tanto que en castaña (*Bertholletia excelsa* Bonpl.) con injertos de parche en porta injertos de 1,5 a 2 m de altura, la fructificación se adelanta a partir de los seis años (Corvera *et al.* 2010).

Bravo y López (2016) revelan que los injertos son comúnmente utilizados para el estable-

cimiento de huertos semilleros clonales y bancos clonales. Los injertos, al igual que otras técnicas de propagación asexual, permiten el mantenimiento del genotipo de árboles valiosos que, al ser en general heterocigotos, se pierden en parte al propagarlos por semilla. Por su parte, Aparicio-Rentería *et al.* (2013) resaltan que los huertos semilleros mejoran la calidad productiva de las especies, por lo que constituyen una estrategia atractiva. También, la técnica de injerto es utilizada para rejuvenecer la genética de las plantas, esto sucede cuando a través de un injerto seriado, el propágulo luego de sucesivas repeticiones de injertos se puede usar en propagación comercial mediante la técnica de enraizado de estacas, estaquillas o micro estaquillas (Ferrari *et al.* 2004).

Además, a través del injerto se transfiere la genética de los mejores árboles madre del bosque a los huertos y es mediante la clonación que se transfiere las variaciones aditivas y no aditivas, lo que no sucede con la propagación sexual (Soudre *et al.* 2008). Algunos de los principales factores que más influyen en el éxito del injertamiento son los conocimientos, habilidad del injertador, sistema de protección, técnica empleada, condición fisiológica de la planta y la condición ambiental (Hartmann y Kester 1995). No obstante, en el desarrollo de esta técnica con algunas especies forestales nativas amazónicas de importancia comercial, se demostró la existencia de factores específicos asociados a cada especie, como en el caso del sincronismo foliar en copa y la adecuada conservación de la vara yemera en Castaña (*Bertholletia excelsa*); la condición climática de los clones, la buena sanidad y nutrición del material en Shiringa [*Hevea brasiliensis* (Willd. ex A. Juss.) Müll. Arg.]; el bajo nivel de sombra, la juvenilidad, el diámetro de la vara yemera en Bolaina (*Guazuma crinita* Mart.); en todos los casos, también se comprobó que la destreza del injertador fue determinante en el prendimiento (Corvera *et al.* 2010, Velarde *et al.* 2010, Paredes *et al.* 2010).

Asimismo, Venturini y López (2010) manifiestan que existen variadas técnicas de propagación agámica y el injerto de púa es una de las más utilizadas en especies del género *Eu-*

calyptus. Estos mismos autores, con la especie de *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh. evaluaron la influencia del tipo de cobertura en injertos de púa y la incidencia de la aplicación de hormonas en la unión del injerto, encontrando que con cobertura de papel film se logran siete veces más prendimiento que con cobertura de teflón; y que es 2,5 veces más probable perder un injerto con el uso de hormona (ANA).

Por su lado Bravo y López (2016) indican que para la especie *Corymbia citriodora* (Hook.) K.D. Hill & L.A.S. Johnson, la mejor época para injertar con púas, es el otoño cuando las temperaturas durante el día, en promedio, son inferiores a 14 °C; obteniéndose prendimientos entre 14 % y 54%. Asimismo, los resultados de prendimiento son variados si el material de injerto de una misma especie proviene de diferentes procedencias, aun aplicando la misma técnica de injerto. Tal es así que Kalil Filho *et al.* (2007), al realizar injertos de púa central en la especie de *Liquidambar styraciflua* L., de diferentes procedencias, obtuvieron resultados que variaron del 30 al 100 %. De la misma manera, Cabello (2012) indica que “una planta no admite cualquier injerto, tiene que haber una similitud, de lo contrario, se producirá en la planta receptora, algo parecido a un rechazo”; por lo tanto, cada especie tiene una técnica adecuada de injertar.

En razón de lo expuesto, esta investigación tiene como objetivo principal determinar las técnicas apropiadas para injertar las especies *Schizolobium parahyba* (Vell.) S.F. Blake e *Hymenaea courbaril* L., cuyos resultados permitan contribuir en la instalación de huertos semilleros de producción precoz y de alta variabilidad genética en instituciones públicas y privadas del sector forestal.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en el vivero forestal de la Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios, ubicado en las coordenadas de latitud 12,462854° S y longitud 69,138592°O, altitud 240 msnm; clima sub-húmedo con valores

de precipitación pluvial promedio anual que fluctúa entre 1 413 a 3 734 y una media en 47 años de 2 193,93 mm. La temperatura máxima anual fluctúa entre 29,61 a 34,68 °C con un promedio de 31,22 °C; la temperatura mínima anual oscila entre 15,01 a 22,7 °C y un promedio de 20,18 °C y una temperatura media anual que fluctúa 23,45 a 28 °C con un promedio de 23,95 (periodo 1970-2017) (Aucahuasi 2019). Con horas luz natural diaria que varían de 11 hora y 23 minutos a 12 horas y 52 minutos.

Especies estudiadas

Las especies en estudio fueron *Schizolobium parahyba* (Vell.) S.F. Blake (Pashaco blanco) y *Hymenaea courbaril* L. (Azúcar huayo), ambas de la familia Fabácea. Se seleccionó *S. parahyba* por ser una especie de rápido crecimiento que puede ser aprovechado para producir láminas de triplay a partir de los cinco años y madera aserrada entre los 15 a 20 años, de igual manera, la especie *H. courbaril* se seleccionó por ser una madera de buena calidad (duramen color

vino) y alta demanda, además, es escasa en los bosques naturales de la región de Madre de Dios.

Diseño experimental

El diseño del experimento fue de cuatro tratamientos distribuidos en cinco bloques completamente al azar (DBCA) a fin de eliminar la influencia de otros factores, entre ellos la variada exposición de la luz que tiene un difícil control absoluto y así eliminar el error experimental (Montgomery s. f). La cantidad de bloques consideradas fue de acuerdo a la sugerida por Elliott *et al.* (2013), de tal manera, el número combinado de bloques y tratamientos usados, tendría como resultado de por lo menos 12 grados residuales de libertad (grl) [grl = (t-1) × (b-1)]. Los tratamientos fueron: T1: injerto de púa tipo inglés; T2: injerto de púa tipo hendidura simple; T3: injerto de yema tipo parche y T4: injerto de yema tipo astilla, con 30 plántones injertados por tratamiento (Figura 1 y Figura 2).



Figura 1. Porta injertos *S. parahyba* aptos para el injerto.



Figura 2. Porta injertos de *H. courbaril*, aptos para el injerto.



Figura 3. Injerto de Púa de hendidura simple cubierto con bolsa plástica para reducir deshidratación en injertos de *H. courbaril*.

Producción de porta injertos (Plantones tardíos)

Este proceso se inició con la colecta de semillas en el bosque natural (para *H. courbaril*) y la adquisición a un abastecedor local de semillas forestales (para *S. parahyba*). Luego se continuó con la preparación del sustrato, embolsado del sustrato, siembra de semilla y manejo del plantón en vivero hasta lograr las dimensiones mínimas requeridas para realizar el injerto. El sustrato utilizado fue la sugerida por Alvarado y Solano (2002) y comprendió de una mezcla de tierra orgánica, más aserrín de madera descompuesta y arena de río en una relación 1:1:1, al cual se le adicionó 4 g/l (4 kg/m³) del fertilizante de lenta liberación Basacote Plus 6M, fórmula 16-6-12 (+2+TE) (Rathgeb 2018). Se utilizaron como contenedor bolsas negras, con 16 perforaciones, de 14 cm de diámetro y 20 cm de altura (1,5 litros de capacidad). Las semillas de las dos especies, antes de la siembra directa, fueron escarificadas con un cautín eléctrico, con el que se quemó un punto para facilitar el ingreso de humedad. Los plantones, porta injertos, se manejaron en

vivero, desde la siembra hasta la conclusión del experimento; se proporcionó en forma frecuente riego por goteo (para *S. parahyba*) y por microaspersión (para *H. courbaril*). El espacio ocupado por los plantones fue cubierto con un tinglado de malla “raschel” de 45 % de sombra. El plantón para injertar fue aquel que logró un grosor aproximado de 1 cm a la altura de 10 cm de la base de la planta.

Producción de injertos

Cuando los porta injertos alcanzaron las dimensiones óptimas se procedió a obtener los ramet y ramas yemeras de las ramas plagiótropas de los árboles donantes del bosque natural y que presentaron buenas características fenotípicas; los ramet para los injertos de púa tuvieron diámetros de aproximadamente 1 cm de grosor y las ramas yemeras fueron de 2 a 3 cm. La extracción del material de injerto se realizó a primeras horas del día; para el caso de *S. parahyba*, tanto la extracción del material vegetativo como el injerto se ejecutó entre el 6 al 11 de junio del 2019, coincidente con la fase lunar cuarto creciente; mientras para *H. courbaril* la extracción y el injerto fue entre el 26 y 27 octubre del 2019, concordando con la fase de luna nueva. En la obtención de los ramet y ramas yemeras se usó un kit para trepar árboles directamente a las copas. El material extraído fue desinfectado con hipoclorito al 2 % (Mara-diaga 2017) por el tiempo de 5 minutos, luego lavados con agua destilada tres veces, seguido de un pulverizado con una solución de Benlate (Benomil 500g/kg) de 2 g/l, siguiendo el protocolo modificado de Bedoya-Pérez *et al.* (2016), luego fueron envueltos en tela gasa y puestos en cajas de tecnopor junto con paquetes de hidrogel congelado, para una mejor conservación.

Para la ejecución del injerto se contrató una persona con destreza en injertos, esto con la finalidad de reducir la influencia del factor humano en los resultados de prendimiento. En el amarre de los injertos se utilizó cintas plásticas transparentes, delgadas y con cierta elasticidad de 2 cm de ancho; adicionalmente, los injertos de púas fueron cubiertos con bolsas plásticas, para minimizar la deshidratación y darle un microclima y favoreciendo la brotación de las púas (Jacomino *et al.* 2000) (Figura 3).

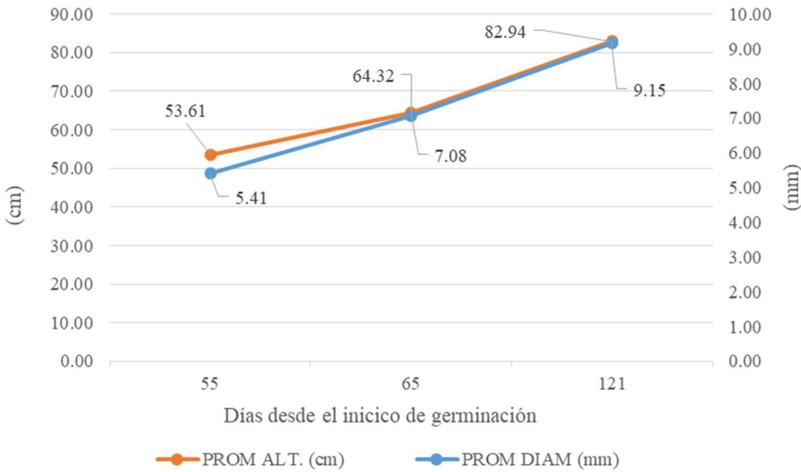


Figura 4. Desarrollo de diámetro a diez cm del suelo y la altura de *S. parahyba*, en camas de vivero, a partir del inicio de germinación.

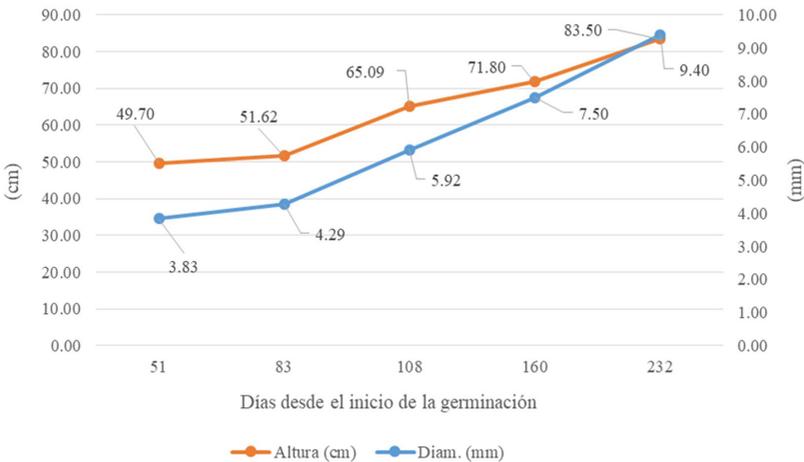


Figura 5. Desarrollo de diámetro a diez cm del suelo y la altura de *H. courbaril*, en camas de vivero, a partir del inicio de germinación.

Evaluación de prendimiento y sobrevivencia

En concordancia con el protocolo de Méndez (s.f.) a los 24 días de realizado el injerto, se eliminó los amarres en los injertos tipo parche, mas no se quitó en los injertos de púas, en este momento se realizó el conteo de los injertos prendidos o viables, siendo el indicador de viabilidad que tanto el parche o la púa se encontraban verdes, señal de que estaban vivas. De la

misma manera, la evaluación de sobrevivencia de los injertos viables se hizo en vivero a los 30 días después de retirados los amarres, el criterio para esta evaluación fue de que el injerto tenía que mantener su viabilidad es decir no estar seca o muerta. En el caso de los injertos de yema tipo parche, sobrevivientes, se procedió a podar las plantas porta injertos a los 10 cm por encima del injerto, para inducir el brote.

Tipos de Injertos	<i>Schizolobium parahyba</i>		<i>Hymenaea courbaril</i>	
	Prendimiento (*) (%)	Sobrevivencia (**) (%)	Prendimiento (*) (%)	Sobrevivencia (**) (%)
Injerto de púa tipo inglés (T1)	37	3	0	0
Injerto de púa tipo hendidura simple (T2)	67	1	0	0
Injerto de yema tipo parche (T3)	1	0	33	33
injerto de yema tipo astilla (T4)	0	0	0	0

(*) Evaluación realizada a los 24 días de ejecutado el injerto y retirado los amarres (Injertos de yema) y retirados la cubierta (injertos de púas).

(**) Evaluación realizada a los 30 días después de retirados los amarres (Injertos de yema) y retirados la cubierta (injertos de púas).

Cuadro 1. Prendimiento y sobrevivencia de injertos en las especies de *S. parahyba* e *H. courbaril* como respuesta a cuatro tipos de injerto

De acuerdo a Venturini y López (2010) los meristemas hasta los siete días ya formaron callo por lo tanto el injerto ya está prendido.

Los datos limitados, dos tratamientos con resultados irrelevantes en *S. parahyba* y el resultado de un solo tratamiento en *H. courbaril*, no permitió hacer análisis de varianza y comparación de medias.

Resultados

Producción de porta injertos (Plantones tardíos)

La germinación de *S. parahyba* fue rápida, iniciándose a los cinco días después de la siembra, a los tres días siguientes ya presentaba el 85,6 % de germinación, concluyendo a los 13 días con el 95,02 % de éxito; en cambio, *H. courbaril* inicio a germinar a los 14 días, a los nueve días después alcanzó el 70,83 % y concluyendo a los 16 días de iniciada la germinación con el 74,36 % de éxito. Los plantones de la especie de *S. parahyba*, después de los 140 días de iniciada la germinación lograron un diámetro de 9,15 mm en promedio (Figuras 4), mientras que el desarrollo de *H. courbaril*, fue de menor velocidad, alcanzando un diámetro de 9,4 mm en promedio a los 7 meses de germinadas (Figura 5).

Prendimiento y sobrevivencia de los injertos

La respuesta de prendimiento y sobrevivencia de los diferentes tipos de injertos fue variado en las dos especies, observándose que en la especie *S. parahyba* los injertos de púa tipo inglés (T1) y el de hendidura simple (T2) presentaron éxito en el prendimiento, obteniéndose un mayor prendimiento con el injerto tipo hendidura simple (67 %), pero una deficiente sobrevivencia de apenas el 3 % en los injertos T1; en tanto que en la especie *H. courbaril* fue el injerto de yema tipo parche (T3) el único que presentó prendimiento y sobrevivencia con un 33 %. Los demás tipos de injertos no presentaron resultado alguno (Cuadro 1).

El tratamiento T4, que consistió en un injerto de yemas con astilla, que es muy empleado en cítricos, en las dos especies estudiadas no tuvieron resultados, notándose ser repelidos por la planta. De los resultados se puede inferir que los injertos de púas presentan mayores tasas de prendimiento pero una deficiencia sobrevivencia para *S. parahyba*, en cambio para *H. courbaril*, fue la técnica de injerto de yema tipo parche la única que presentó prendimiento y sobrevivencia.

Discusión

El desarrollo de los porta injertos de *S. parahyba* fue óptimo lo que indica que la fertilización estuvo adecuada, habiéndose logrado a los 65 días de germinadas un diámetro en la base del plantón de 7,08 mm y una altura de 64,32 cm (Figura 4) lo que es superior al reportado por Vieira *et al.* (2006) que a los 90 días, con una fertilización 100-60-25 mg/kg de suelo, un sombreado de 50 % (cercano al utilizado en esta investigación), obtuvieron un desarrollo de 6,55 mm de diámetro en la base de la planta y una altura de 50,85 cm de altura. Respecto al desarrollo de los plantones de *H. courbaril*, también se tuvo un buen desarrollo, propio de especies de madera duras, lográndose a los 108 días después de germinadas un desarrollo de 5,92 mm de diámetro en la base y 65,09 cm de altura (Figura 5) lo que es ligeramente superior al obtenido por Duboc (1994) a los 100 días (4,46 mm diámetro en la base y 37,38 cm de altura) y con una fertilización de 125 mg/kg de N, 120 mg/kg de P, 50 mg/kg de K, 80 mg/kg de Ca, 20 mg/kg de Mg, 30 mg/kg de S, 1 mg/kg de B y 5 mg/kg de Zn.

El relativo alto prendimiento pero baja sobrevivencia de los injertos tipo púa en la especie de *S. parahyba*, así como los resultados obtenidos en *H. courbaril*, tendrían explicación en múltiples factores, entre ellos: el manejo de sombra, la hidratación, la coincidencia con fases lunares, el manejo de los ramet después de la extracción y el tiempo de espera para iniciar el injerto, como también en el nivel de fertilización de los porta injertos, entre otros. Inclusive Kalil Filho *et al.* (2007) experimentaron que el prendimiento varía dentro de una misma especie, habiendo obtenido diferentes prendimientos en injertos de *Liquidambar styraciflua* L., variando del 30 % al 100 % con la técnica de injerto de púa central (injerto de púa tipo hendidura simple).

El sombreado utilizado de 45 % probablemente haya tenido una influencia en la tasa de prendimiento y sobrevivencia, porque está reportado que el prendimiento de injertos

está relacionado a la exposición de sombra al propiciar una baja temperatura y alta humedad relativa. En este sentido, SAGARPA (2013) y Paredes *et al.* (2010) sugieren sombreamientos de 60-80 % como óptimas para injerto de empalme para la especie de *Pinus pseudostrobus* Brongn y *Guazuma crinita*.

Respecto a la influencia de las fases lunares, la mayoría de autores indican que la mejor fase lunar para injertar es el cuarto creciente y luna llena (Restrepo 2005, citado por Rosas 2019), mientras que una minoría indican que la mejor fase es la de fase de luna nueva. Tal como reporta Unaicho (2014), quien logró en Ecuador, el máximo prendimiento de injerto en cacao (95,71 %) en fase de luna nueva, seguido de luna llena y cuarto creciente. En este experimento, los injertos fueron ejecutados sin considerar las fases lunares. Sin embargo, el bajo porcentaje de sobrevivencia logrados en *S. parahyba* puede ser debido a la interacción entre los factores referidos, dado que los injertos realizados coinciden con la fase cuarto creciente, que es donde Unaicho (2014) reportó menor prendimiento en cacao, pero si tiene relativa coincidencia con el resultado logrado en la especie *H. courbaril* que fue en la fase de luna nueva.

En cuanto al manejo de los ramet, la desinfección del material vegetativo es clave en el éxito del cultivo in vitro por que libera de patógenos que interfieren en la formación de callos, la misma lógica es aplicable en el proceso de injerto. Una rama o yema desinfectada debería asegurar un mejor éxito; el hipoclorito de sodio es uno de los desinfectantes más usados en concentraciones de hasta el 3 % y que su efectividad está relacionado al tiempo de exposición, tal como reporta Campos *et al.* (2020), quienes tuvieron mejor éxito en su investigación de cultivo in vitro desinfectando material vegetativo de *Swietenia macrophylla* con hipoclorito de sodio al 3 % y una exposición de 15 minutos y que 10 minutos fueron insuficientes. En el presente estudio, sin bien la concentración fue similar el tiempo de exposición solo fue de 5 minutos, pareciendo indicar que fue totalmente insuficiente. También, dentro el

manejo, está la conservación del material vegetativo desde su extracción hasta la ejecución del injerto; como no se pueden realizar los injertos el mismo día de extracción de los ramet, debido a que los donantes estuvieron distantes de donde se realizarían los injertos (bosque natural), se tenían que conservar con frío para así disminuir la proliferación de patógenos y la actividad metabólica. Las temperaturas de conservación varían de acuerdo a especies, Sisaro y Hagiwara (2016) recomiendan entre 3 a 10°C, siendo más específico Keller *et al.* (2006), citado por Sánchez-Chiang y Jiménez (2010), quienes recomiendan temperaturas alrededor de los 4 °C para especies de clima templado y entre 10 y 15 °C para las tropicales. Los 4 °C logrados con los paquetes de gel congelado, probablemente haya contribuido en los bajos prendimientos y casi nula sobrevivencia en *S. parahyba* y el relativo éxito en *H. courbaril*. Sin embargo, en ninguno de los casos estudiados se encontró indicios de infecciones o enfermedades en los tejidos del injerto o la porta injerto. Asimismo, para lograr una mejor sobrevivencia del injerto en *S. parahyba* se debe buscar condiciones ideales de sombra y temporalidad del injerto.

Conclusiones

Basados en el porcentaje de sobrevivencia podemos indicar que ninguna de las técnicas para injertar la especie forestal *S. parahyba* (Pashaco blanco) tuvo éxito. Además, las técnicas de yema tipo parche y astilla presentaron porcentajes de prendimientos nulos.

Asimismo, para la especie forestal *H. courbaril* (Azúcar huayo) la única técnica que obtuvo resultados de prendimiento y sobrevivencia fue el injerto de yema tipo parche, y el resto de técnicas presentaron nulos resultados.

Agradecimientos

Se agradece al SERFOR-CAF, por el apoyo financiero que hizo posible, conocer qué técnica de injerto es aplicable para clonar, con miras de establecimiento de huertos semilleros de las

especies forestales de *Schizolobium parahyba* e *Hymenaea courbaril*.

Bibliografía

Alvarado, MAV; Solano, JAS. 2002. Producción de sustratos para Viveros. Costa Rica. 46 p.

Aucahuasi, ASA. 2019. Análisis de tendencias de precipitación y temperatura (1970–2017) en la ciudad de Puerto Maldonado, Perú. Para optar el grado académico de Maestro en Cambio Climático y Desarrollo Sostenible. Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco. Escuela de Posgrado Maestría en Cambio Climático y Desarrollo Sostenible. 117p.

Aparicio-Rentería, A; Viveros-Viveros, H; Rebolledo-Camacho, V. 2013. Huertos semilleros clonales: una alternativa para los programas de reforestación en Veracruz. Revista mexicana de ciencias forestales 4(20):90-97.

Bauer, G; Francis, J K. 2000. Bioecología de Arbóreas Nativos y Exóticos de Puerto Rico y las Indias Occidentales. Gen. Tech. Rep. IITF-15. Río Piedras, Puerto Rico: Departamento de Agricultura de los Estados Unidos, Servicio Forestal, Instituto Internacional de Dasonomía Tropical. p. 492-498.

Bedoya-Pérez, JC; Sánchez-Jaramillo, CY; Bermúdez-Gómez, SM; Ramirez, SR. 2016. Estandarización de un protocolo de desinfección y establecimiento de cultivo in vitro de *Aloysia tryphilla*. Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial. 14(2):38-46.

Bravo, CV; López, JA. 2016. Ajuste de un protocolo de injertación de *Corymbia citriodora* subespecie variegata. Quebracho - Revista de Ciencias Forestales 24(1-2): 36-40. Consultado 18 jul. 2018. Disponible en https://www.redalyc.org/pdf/481/Resumenes/Resumen_48150051004_1.pdf.

Cabello, L. 2012. Fundamentos biológicos de un injerto. Consultado 17 jul. 2018. Disponible en <http://pe.globedia.com/fundamentos-biologicos-injerto>.

- Campos, JR; Arteaga, MC; Campos, SR; Chico, JR; Cerna, LR. 2020. Establecimiento de un protocolo de desinfección y micropropagación in vitro de "caoba" *Swietenia macrophylla* King (Meliaceae). *Arnaldoa*, 27(1):141-156. DOI: <https://dx.doi.org/10.22497/arnaldoa.271.27107>.
- Corvera, RG; del Castillo, DT; Suri, MP; Cusi, EA; Canal, AZ. 2010. La Castaña (*Bertholletia excelsa*), Manual de Cultivo. INCAGRO; IAP. 70 p.
- Cruz, NR; Morante, JC; Acosta, MA. 2008. Propagación Vegetativa de Fernansánchez (*Triplaris guayaquilensis*) Mediante la Utilización de Hormonas de Enraizamiento (ANA Y AIB). *Ciencia y Tecnología* 1:7-10.
- Duboc, E. 1994. Requerimientos nutricionales de especies nativas: *Hymenaea courbaril* L. var. *stilbocarpa* (Hayne) Lee et Lang (Jatobá), *Copaifera langsdorffii* Desf. (óleo copaiba) e *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub. (canafistula). Lavras: ESAL 68 p.
- Elliott, SD; Blakesley, D y Hardwick, K. 2013. Restauración de Bosques Tropicales: un manual práctico. Royal Botanic Gardens, Kew. 344 p.
- Ferrari, MP; Grossi, F; Wendling, I. 2004. Propagação Vegetativa de Espécies Florestais. Colombo: Embrapa Florestas. Documentos, 94. 22 p.
- Gárate, MHD. 2010. Técnicas de propagación por estacas. Para optar el Título de Ingeniero Agrónomo. Universidad Nacional de Ucayali. Escuela Profesional de Agronomía. 157 p.
- Gil, L; Pérez-Borrego, V; Palomar, J. 1986. El injerto en los pinos. Hoja Divulgativa MAPA 20/86.
- Hartmann, H, Kester, D. 1995. Propagación de Plantas. 760 p. 2ª ed., Compañía Editorial Continental, S.A. de C.V. México. DF, México
- Jacomino, A; Minami, K; Scarpari, J; Kluge, R. 2000. Los casos de protección por injerto de mango (*Mangifera indica* L.). *Scientia Agrícola*. Piracicaba, Revista Brasileña Científica de agricultura 57 (1):1-6.
- Kalil Filho, AN; Hoffmann, HA; Wendling, J. 2007. Propagação Vegetativa de *Liquidambar* por inxertia. Colombo: Embrapa Florestas. Circular Técnica, 137. 7 p. Consultado 15 ene. 2020. Disponible en <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/313860/1/Circular137.pdf>.
- Maradiaga, R. 2017. Manual técnico para el manejo de viveros certificados de aguacate. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura, Unión Europea. San José, C.R.: IICA. 65 p.
- Montgomery, DC. s. f. Diseño y análisis de experimentos. Segunda edición. LIMUSA S.A., Ed. Balderas 95, México D.F. 681 p.
- Paredes, O; Soudre, M; Chávez, J; Guevara, W. 2010. Propagación vegetativa de bolaina blanca (*Guazuma crinita* Mart.) mediante injerto, bajo condiciones ambientales controladas. *Folia Amazónica* 19(1-2):69-77.
- Rathge, W. 2018. Basacote Plus 6 meses. Consultado nov. 2018. Disponible en <https://jardisen.cl/basacote.html>.
- Rosas, LJ. 2019. Influencia de las fases lunares y tipos de injerto en el prendimiento y crecimiento del cultivo de cacao (*Theobroma cacao* L.) Clon ICS - 95. Tesis Ingeniero Agrónomo. Tingo María, Perú. UNAS. 151 p.
- Sánchez, JZ; Ortega, UL; Majada, JG; Txarterina, KU; Miren Duñabeitia, MA. 2008. Optimización de la propagación vegetativa por estaquillado de genotipos de interés comercial de *Pinus radiata*. *Soc. Esp. Cienc. For.* 28:201-205.
- Sánchez-Chiang, N; Jiménez, VM. 2010. Técnicas de conservación in vitro para el establecimiento de bancos de germoplasma en cultivos tropicales. *Agronomía mesoamericana* 21(1):193-205.
- SAGARPA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, México). 2013. Técnicas de injertado "Enchape lateral" y "Fisura terminal" en *Pinus Pseudostrobus* Lindl. Folleto técnico N° 60. 56 p.
- SERFOR (Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre). 2016. Anuario Forestal 2015 «Perú Forestal en Números 2015». s.l., s.e. 218 p.

- Sisaro, D; Hagiwara, JC. 2016. Propagación vegetativa por medio de estacas de tallo. Primera ed. Ediciones INTA. 12 p.
- Soudre, M; Cachique, D; Yepes, F; del Castillo, D; Guerra, H; Lino, K; Rio K. 2008. Bases Técnicas para la propagación vegetativa de árboles tropicales mediante enraizamiento de estaquillas. Memoria del Curso Internacional. Pucallpa 06-09 de mayo. 108 p.
- Unaicho, MN. 2014. Evaluación de prendimiento de injerto de (*Theobroma cacao* L.) del cacao trinitario utilizando la influencia lunar en el Cantón Pujili año 2012- 2013. Tesis Ingeniero Agrónomo. La Maná-Ecuador. UTC. 65 p. Consultado 12 feb. 2020. Disponible en <http://repositorio.utc.edu.ec/bitstream/27000/3536/1/T-UTC-00813.pdf>.
- Valdés, AE; Fernández, B; Centeno, ML. 2003. Alteration in endogenous levels of cytokinins following grafting of *Pinus radiata* support ratio of cytokinins as an index of ageing and vigour. J. Plant Physiol. 160:1407-1410.
- Vargas Hernández, JJ; Bermejo Velásquez, B; Ledig, FT. 1995. Manejo de Recursos Genéticos Forestales, Segunda Edición. Colegio de Postgraduados, Montecillo, Edo. de México, y Comisión Nacional Forestal, Zapopan, Jalisco.
- Velarde, NGK; Vásquez, TZ; del Castillo, DT; Mattos, LLC. 2010. El cultivo de la shiringa en Perú. Manual. INCAGRO; IIAP. 60 p.
- Venturini, M; López, C. 2010. Propagación de árboles selectos por injerto de púas de *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh. Quebracho - Revista de Ciencias Forestales 18 (1-2):101-105.
- Vieira, AH; Locatelli, M; de França, JM; de Carvalho, JOM. 2006. Crescimento de mudas de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* (Huber ex Ducke) Barneby sob diferentes níveis de nitrogênio, fósforo e potássio. - Porto Velho: Embrapa Rondônia (Série Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento. Embrapa Rondônia 17 p.
- Wightman, KE; Cornelius, JP; Ugarte-Guerra, LJ. 2006. ¡Plantemos Madera! Manual sobre el establecimiento, manejo y aprovechamiento de plantaciones maderables para productores de la Amazonía Peruana. ICRAF. Manual Técnico 04. Perú. 183 p.

Evaluación poblacional de *Dipteryx micrantha* en la cuenca del río Las Piedras, Madre de Dios (Perú)

Population evaluation of *Dipteryx micrantha* in the Las Piedras river basin, Madre de Dios (Peru)

Tatiana Espinosa^{1,*} y Daniel Valle²

Recibido: 28 agosto 2020 | **Aceptado:** 08 diciembre 2020 | **Publicado en línea:** 18 diciembre 2020
Citación: Espinosa, T; Valle, D. 2020. Evaluación poblacional de *Dipteryx micrantha* en la cuenca del río Las Piedras, Madre de Dios (Perú). Revista Forestal del Perú 35 (3, Número Especial): 76-85. DOI: <http://dx.doi.org/10.21704/rfp.v35i3.1603>

Resumen

El Shihuahuaco (*Dipteryx* spp.) es una de las especies emergentes conspicuas de los bosques amazónicos. Actualmente, su futuro está amenazado por la sobre-extracción comercial y aparente baja tasa de regeneración. Esta investigación tiene por objetivo gestionar información primaria de una población de Shihuahuaco (*Dipteryx micrantha*) en un área boscosa en la cuenca del río Las Piedras – Madre de Dios, con la finalidad de evaluar su viabilidad en el tiempo. El área de estudio forma parte de una concesión forestal, que antiguamente estuvo sujeta a la tala selectiva de especies maderables valiosas como el cedro (*Cedrela odorata*) y caoba (*Swietenia macrophylla*). Utilizando métodos mixtos relacionados con el inventario poblacional y el cálculo alométrico de la edad se determinó la capacidad de regeneración, reclutamiento, estructura de edades y clases diamétricas para *Dipteryx micrantha*. El estudio se llevó a cabo en un área de 155 ha para el muestreo de individuos juveniles y adultos. Dentro de esta área se realizaron los muestreos de latizales, regeneración natural y plantones. Se estimó que existen 275 ind/ha de regeneración natural, 0,91 ind/ha de plantones, cero latizales, 0,06 ind/ha juveniles, y 0,71 ind/ha de árboles adultos. El promedio de DAP fue de 87,66 cm (SDE +/- 2.99cm), y las clases de diamétricas presentaron una distribución normal, por lo que esta población de *Dipteryx micrantha* es representativa de toda la concesión. El DAP promedio ha permitido estimar la edad promedio de estos árboles en 684.83 años (SDE +/- 29,50). La principal conclusión de esta investigación es que los árboles de *Dipteryx micrantha* de esta área son muy antiguos, y que su regeneración y reclutamiento es bajo. Asimismo, no sería sostenible ninguna forma de extracción con fines maderables.

Palabras clave: Shihuahuaco, estado de conservación, bosque amazónico, cumarú, regeneración natural

¹ Arbio Perú. Asociación para la Resiliencia del Bosque frente a la Interoceánica.

² Universidad Científica del Sur. Carrera de Turismo Sostenible y Hotelería.

* Autor de Correspondencia: tatiana@arbioperu.org

Abstract

The Shihuahuaco (*Dipteryx* spp.) is one of the most conspicuous emerging species in Amazon forests. Currently, its future is threatened by commercial over-extraction, which is complicated by its apparent low regeneration rate. The objective of this research is to manage primary information on a population of Shihuahuaco (*Dipteryx micrantha*) in a wooded area in the Las Piedras - Madre de Dios river basin, in order to evaluate its diameter structure, and thereby infer its viability and sustainability over time. The study area is part of a forest concession, which was formerly subject to logging of valuable timber species such as cedar (*Cedrela odorata*) and big leaf mahogany (*Swietenia macrophylla*). Using mixed methods related to the population inventory and the allometric calculation of age, the regeneration capacity, recruitment, age structure and diameter classes for *Dipteryx micrantha* were determined. The study was carried out in an area of 155 ha for the sampling of juvenile and adult individuals. Within this area the sampling of latizales, natural regeneration and seedlings were carried out. It was estimated that there are 275 ind/ha of natural regeneration, 0.91 ind/ha of seedlings, zero latizales, 0.06 ind/ha juveniles, and 0.71 ind/ha of adult trees. The mean DBH was 87.66 cm (SDE +/- 2.99 cm), and the diameter classes presented a normal distribution, so this population of *Dipteryx micrantha* is representative of the entire concession. The average DBH has made it possible to estimate the average age of these trees at 684.83 years (SDE +/- 29.50). The main conclusion of this investigation is that the *Dipteryx micrantha* trees in this area are so old, and that their regeneration and recruitment is low. Likewise, any form of extraction for timber purposes would not be sustainable.

Palabras clave: Shihuahuaco, conservation status, Amazon forest, cumarú, natural regeneration

Introducción

Los bosques húmedos en la Amazonía peruana son complejos y heterogéneos, y en especial los bosques amazónicos de tierras bajas inundables, que son ecosistemas que contienen una considerable diversidad de especies arbóreas (OSINFOR 2013). Estos bosques tienen una composición florística muy compleja o altamente heterogénea, que se ha estimado en más de 6 727 especies diferentes de árboles (Cardoso *et al.* 2017). Actualmente, la autoridad nacional forestal y de fauna silvestre de Perú – SERFOR, ha identificado 275 especies arbóreas con fines maderables (RDE n°118-2019-MINAGRI-SERFOR-DE). De este universo de especies forestales, el comercio nacional de maderas se limita a 120 especies maderables, de las cuales solo 20 han sido debidamente estudiadas e identificadas, por lo que un elevado porcentaje son consideradas como maderas corrientes (OSINFOR 2013).

La creciente demanda de madera para cubrir los mercados nacionales e internacionales ha ocasionado que se incremente la presión de la tala sobre las pocas especies consideradas de

valor comercial (Putzel 2010), pero las actividades y alteraciones de origen antropogénico pueden impactar la estructura del bosque, así como su funcionamiento y composición (Oliveira *et al.* 2007). En los bosques amazónicos fragmentados, la tasa de mortalidad de los grandes árboles se incrementa debido a una baja en su fecundidad. Con esto, se disminuye la estructura y complejidad del bosque, alterando los ciclos biogeoquímicos, la evapotranspiración, ciclo de carbono, entre otros (Laurance *et al.* 2000).

Putzel (2010) mostró que en el año 2006 las declaraciones ante la SUNAT de los cargamentos de madera aserrada ascendían a 56 425 m³. De este volumen total de madera, el 63% era embarcado a China, y de este volumen de madera exportada, el 95% corresponde a especies de tres géneros de árboles de madera dura varias especies del género *Dipteryx* spp. y las especies *Myroxylon balsamum* (L.) Harms, y *Manilkara bidentata* (A. DC.) A. Chev. Además de tener un valor económico alto, las especies de estos géneros demuestran una importancia alta para los procesos ecológicos del bosque (Putzel

et al. 2008), aunque no son categorizados bajo amenaza. De los tres, la alta extracción de *Dipteryx* spp. es sumamente preocupante por las observaciones que cada año hay menos árboles en el bosque.

De acuerdo con la Lista oficial de Especies Forestales del Perú (RDE n°118-2019-MIN-AGRI-SERFOR-DE), el árbol conocido como Shihuahuaco corresponde a dos especies *Dipteryx charapilla* (J.F. Macbr.) Ducke y *Dipteryx micrantha* Harms. Sin embargo, Aldana *et al.* (2016) lograron diferenciar tres grupos de especies del género *Dipteryx* en los bosques naturales de la Amazonía peruana. Según Aldana *et al.* (2016), estos grupos presentan características morfológicas particulares y distribución geográfica distintos. De acuerdo con Díaz (2018), las poblaciones de *Dipteryx micrantha* presentan una gran semejanza genética entre ellas, aunque también existe una diferenciación de entre las poblaciones ubicadas en Madre de Dios (Manu e Iñapari) respecto al resto de localidades.

Mientras que recientes estudios reconocen por los menos tres taxa, la autoridad forestal estatal reconoce solo *D. micrantha* y *D. charapilla* (RDE n°118-2019-MINAGRI-SERFOR-DE). Por este motivo, la determinación de especies de uso forestal es crucial, dado que, en términos económicos, la identificación taxonómica inadecuada puede conducir a una sobreestimación de la abundancia de algunas especies, ya que consideraría la abundancia de dos taxones diferentes como uno y los pondría en riesgo de sobreexplotación (García-Davila *et al.* 2019).

En este sentido, García-Davila *et al.* (2019) consideran que la determinación de las especies de Shihuahuaco debe reorientar el establecimiento de cuotas de explotación diferenciadas de acuerdo con la especie y su densidad de población de manera que permita el uso sostenible del bosque centrado en las especies abundantes y ampliamente distribuidas.

Un aspecto necesario para considerar en el aprovechamiento forestal sostenible es la determinación de las edades de la población de Shihuahuaco. En este sentido, científicos como Chambers *et al.* (1998) integraron el cálculo para estimar edades en árboles tropicales en

base a anillos de crecimiento con la datación de Carbono 14 en los troncos. Así, Jenkins (2009) estudió la relación entre la formación de anillos de crecimiento anual y acumulación del isótopo carbono 14 (¹⁴C) en especímenes de *Dipteryx micrantha* colectados en Madre de Dios, determinando la tasa de envejecimiento anual del árbol en relación con la formación de anillos de crecimiento. Jenkins (2009) encontró que en los primeros 50 años de vida, *D. micrantha* crece entre un rango de 2 a 5mm/año, con un promedio de 3 a 3,5 mm/año, y luego de los 200 años sólo crecían un promedio de 1 mm/año.

Para Chambers *et al.* (1998), las edades de los árboles de las selvas tropicales proporcionan información crítica para comprender su dinámica poblacional, determinar los patrones históricos de los ciclos de perturbación, así como para desarrollar prácticas forestales sostenibles y calcular las tasas de ciclo del carbono. Sin embargo, la historia de vida ecológica de la mayoría de estos árboles tropicales es aún desconocida. Incluso, las edades de los grandes árboles del bosque aún no han sido determinadas. Para este estudio, se consideró realizar una evaluación poblacional de la especie *Dipteryx micrantha*, con la finalidad de evaluar su estado y viabilidad poblacional a futuro en la cuenca del río Las Piedras, provincia Tambopata, departamento Madre de Dios. Específicamente, se buscó determinar estructura diamétrica y determinación de las edades cronológicas de los árboles evaluados.

Materiales y Métodos

Área de estudio

Arbio-Perú administra la concesión forestal con fines de conservación que está ubicada en la parte media cuenca del río Las Piedras, distrito de Las Piedras, departamento de Madre de Dios; y se ubica a 48,75 km al noroeste de Puerto Maldonado.

En los últimos 30 años, los bosques que actualmente son parte de esta concesión forestal de Arbio-Perú fueron sometidos a la tala selectiva de especies valiosas como la caoba (*Swie-*

tenia macrophylla King) y el cedro (*Cedrela odorata* L.), quedando en el área especies de bajo valor comercial.

De acuerdo con el mapa climático del Perú elaborado por SENAMHI (2020), la zona de estudio mantiene la caracterización climática de Puerto Maldonado, con una temperatura media histórica entre 32,2°C (setiembre) a 16,6°C (julio), y con una precipitación acumulada promedio de 2 062,6 mm. Esta es una selva muy lluviosa y calidad clasificada como Selva Tropical Muy Húmeda - A(r) A' H4. La estación biológica de Arbio-Perú, que se ubica dentro de la concesión, está a una altitud de 215 msnm. El terreno en la concesión es ligeramente ondulado con una altitud máxima de 235 msnm.

De acuerdo con lo indicado en el mapa de ecosistemas del Perú (MINAM 2019), la concesión gestionada por Arbio-Perú le corresponde los ecosistemas de Bosque Aluvial Inundable (B-ai) y el Bosque de Colina Baja (B-cb). Los suelos están sometidos a inundación temporal (semanas o pocos meses) o casi permanente; el bosque con sotobosque ralo o abierto puede presentar 3 o 4 estratos con un dosel o cúpula de árboles que alcanzan entre 20 a 25 metros de alto e individuos emergentes de hasta 30 metros de altura (MINAM 2019).

Evaluación en campo

Para la evaluación de individuos de *D. micrantha*, se realizaron tres expediciones entre los meses de abril a setiembre 2019. Se identificaron árboles de *D. micrantha* en toda su gradiente de tamaño, clasificándolos de acuerdo con las categorías propuestas por Romo *et al.* (2004) y MINAGRI (2013) en cinco clases de tamaño diferentes: regeneración natural (< 1 cm de diámetro del tallo), plántones (diámetro del tallo \geq 1 cm y < 4 cm), latizales (diámetro a la altura del pecho, DAP \geq 4 cm y < 10 cm), fustales o juveniles (DAP \geq 10 cm y < 40 cm), y árboles adultos (DAP \geq 40 cm).

Para la medición y registro de los árboles se usó la red de caminos y vías de la concesión, que en total tienen 15,5 km. Estos caminos se usaron como transectos para la evaluación.

Los latizales se evaluaron a ambos lados de los transectos, hasta una distancia de 5 metros por lado. Para la evaluación de árboles adultos y juveniles se realizaron los registros en transectos. Sin embargo, a diferencia de la evaluación de los latizales, los árboles adultos evaluados fueron individuos ubicados hasta 50 metros a cada lado de los transectos, lo que representa un total de 155 hectáreas evaluadas.

Para la evaluación de regeneración natural (RN) y plántones se determinaron cuatro parcelas partiendo de un árbol madre hacia los puntos cardinales, completando un cuadrado de 10 m de lado con el árbol en la zona central. En estas parcelas realizamos un muestreo para la evaluación de RN y de plántones. La elección de árboles a evaluar siguió dos criterios i) Conteo de uno sí, dos no (captados visualmente en la trocha "Shihuahuaco"), es decir, por cada árbol evaluado en el transecto se dejó sin evaluar los dos árboles siguientes; ii) En aplicación al primer criterio, si se evidenciaba que algún árbol caía cerca o que puede entrecruzarse con las parcelas de otro árbol, entonces era descartado y se procedía pasar al siguiente árbol adulto. Luego, se ubicaron parcelas rectangulares de 50 por 10 m con orientación Norte, Sur, Este Oeste, siendo cuatro parcelas por árbol evaluado. A este arreglo de parcelas, los llamamos "parcelas centrales" y "parcelas rectangulares", siendo en total 8 parcelas por cada árbol evaluado (Figura 1).

Se evaluaron estos dos tipos de parcelas para obtener información sobre la existencia de diferencias significativas entre la presencia de RN y plántones muy cerca del árbol madre o en un gradiente de alejamiento de hasta 50 metros del árbol madre (debido a que la semilla de *Dipteryx micrantha* es pesada y generalmente cae cerca del árbol madre). A cada árbol adulto y juvenil se le colocó una etiqueta con un código único para poder realizar una reevaluación en el futuro.

Las mediciones de los individuos adultos incluyeron la circunferencia y estimación de la altura con un Hipsómetro digital Nikon Forestry Pro. Los datos de la medición fueron ingresados al aplicativo Censa Árbol 1.2. Solo

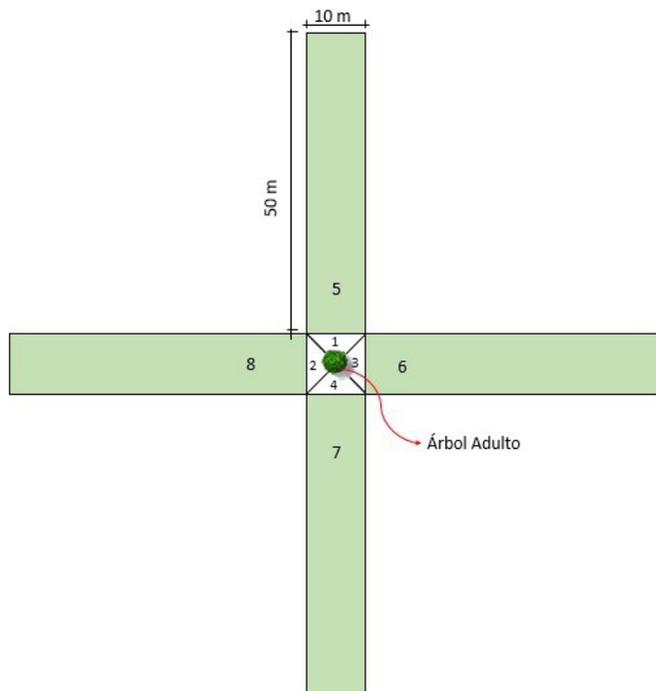


Figura 1. Diagrama de parcelas de evaluación de Regeneración Natural en la concesión Arbio Perú.

para los árboles de aletas grandes, se hizo una proyección del diámetro usando una vara, ubicada en horizontal a la altura del pecho.

Las variables registradas para árboles adultos fueron la posición de cada árbol, expresada en coordenadas UTM con ayuda de una Tablet Galaxy Tab S2 y GPS externo GlobalSat BT-821 Bluetooth GPS Receiver, diámetro a la altura del pecho (DAP), altura en metros. Luego, del total de árboles registrados, se seleccionaron 12 individuos para realizar la evaluación de la regeneración natural. Para toma de datos de campo se usó Censa Arbol 1.2, aplicación basada en tecnología ESRI Survey 123 para censo de árboles

Análisis de datos

Para el análisis estadístico en la determinación de las clases de edades diamétricas se usó el aplicativo PAST3.18 (Hammer *et al.* 2001). Este análisis incluyó la prueba de normalidad Shapiro-Wilks.

Para la estimación de las edades cronológicas de los árboles de *D. micrantha* se usaron los resultados del estudio realizado por Jenkins (2009), pudiendo proyectar la siguiente fórmula alométrica para la estimación de edades:

$$\text{Edad} = -181.651 + (0.988) \cdot \text{DAP}$$

Donde DAP = Diámetro a la Altura del Pecho que se expresa en mm.

Resultados

Estructura de clases diamétricas

En total se evaluaron 120 árboles (DAP \geq 10 cm). Se clasificaron en siete clases diamétricas de 20 cm cada una (Figura 2). Del análisis de las clases diamétricas, se registró que el 71,93% de árboles tiene diámetros mayores a 70 cm, obteniéndose un promedio poblacional estimado de 87,66 cm (Std +/- 2,993 cm). Además, el 38,6 % de los individuos tienen DAP igual o mayor a 100 cm. La distribución de las clases

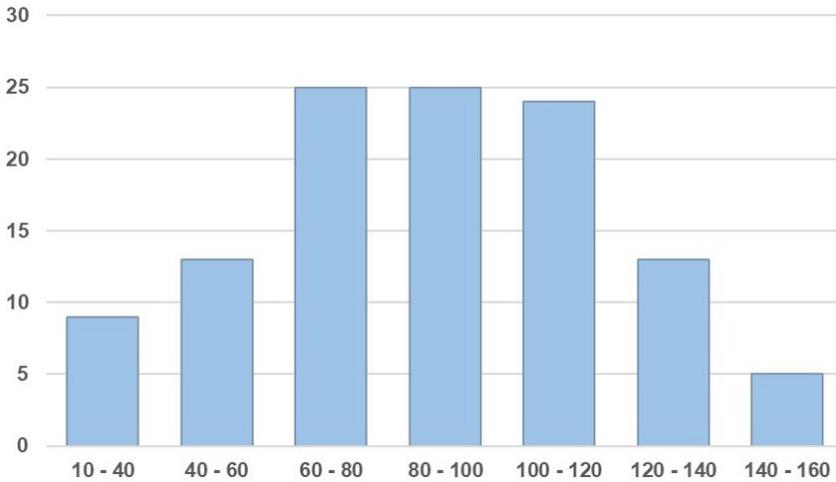


Figura 2. Diagrama de clases diamétricas de *Dipteryx micrantha* en la concesión Arbio Perú.

diamétricas presentó una distribución normal (el valor de la prueba de normalidad Shapiro-Wilks fue 0,947 ($p = 0,05$)).

Estimación de edades en *D. micrantha*

En aplicación de la fórmula alométrica proyectada del estudio de Jenkins (2009), la edad promedio estimada de *Dipteryx micrantha* en el área de estudio fue de 684,83 años (Std +/- 29,5). Lo importante de este análisis es que el 87,5% de los árboles adultos evaluados tendrían más de 300 años, 68,33% tendría más de 500 años, y el 15,83% de los árboles evaluados tendrían más de 1000 años. La edad estimada del individuo más viejo sería de 1 327,9 años (DAP = 152 cm).

Regeneración Natural y Plantones

La evaluación de la regeneración natural (RN) se realizó en 12 puntos de muestreo, cada uno correspondiente a árboles adultos. En todo el muestro se encontró un total de 605 plantas de RN, y dos plantones de Shihuahuaco, uno con 88 cm de altura y 1,3 cm de diámetro, y el segundo con una altura de 160 cm, y 1,5 cm de diámetro. En relación con la evaluación de RN, todas las plantas encontradas registraron alturas por debajo de los 50 cm, con un promedio de 30 cm.

El resultado estimado de RN es de 274 ind/ha. Los plantones dieron una densidad 0,9 ind/ha (Cuadro 1). La distribución de la RN no fue regular, porque un solo árbol entre los 120 evaluados presentó 496 plantas de RN, es decir, el 82% de las plantas de RN registradas estuvieron concentradas en un árbol madre.

Latizales, árboles juveniles y adultos

Durante la evaluación no se encontraron individuos dentro de la categoría de latizales. Con relación a los individuos juveniles, se contaron 10 individuos, los que representan el 8,3% de los individuos encontrados y equivale a 0,07 ind/ha. La cantidad de árboles adultos fue de 110 individuos, lo cual equivale a 0,71 ind/ha. (Cuadro 1).

Discusión

En base a recientes estudios realizados sobre el género *Dipteryx* en el Perú (Aldana *et al.* 2016; Garcia-Davila *et al.* 2019), ahora se posee evidencia suficiente para indicar que lo que conocemos como Shihuahuaco se trataría de tres entidades: *D. charapilla* (distribuido en Loreto), *D. micrantha* "morfotipo 1" (distribuido en Loreto y Ucuyali) y *D. micrantha* "morfotipo 2" (distribuido en Ucuyali y Madre de Dios). Asimismo, Honorio *et al.* (2020) usando

Tipo	Característica	Método de muestreo	Área evaluada (ha)	Número de individuos	Densidad Ind/ha	Densidad Ind/ha PN Manu (Romo 2004)
Regeneración Natural	< 1 cm de diámetro del tallo	Parcelas centrales y rectangulares en árboles adultos	2.2	605	275	1-167
Plantones	Diámetro del tallo ≥ 1 cm y < 4 cm	Parcelas centrales y rectangulares en árboles adultos	2.2	2	0.91	1.42-12.82
Latizales	DAP ≥ 4 cm y < 10 cm	A lo largo de transectos (5 m a cada lado)	15.5	0	0	0.018
Fustales (juveniles)	DAP ≥ 10 cm y < 40 cm	A lo largo de transectos (10 m a cada lado)	155	10	0.06	0.053
Adultos	DAP ≥ 40 cm	A lo largo de transectos (50 m a cada lado)	155	110	0.71	0.65

Cuadro 1. Resultado consolidado de las evaluaciones de regeneración natural, plantones, latizales, fustales e individuos adultos. Comparativo con estudio realizado por Romo (2004).

marcadores moleculares han demostrado que la entidad denominada *D. micrantha* "morfofoto 1" en realidad corresponde a *D. ferrea* (Ducke) Ducke. Por lo tanto, la población de Shihuahuaco evaluada en este trabajo corresponderían a *Dipteryx micrantha* "morfofoto 1" (= *D. ferrea*) (Aldana *et al.* 2016; Garcia-Davila *et al.* 2019; Honorio *et al.* 2020). Sin embargo, debido a los pocos estudios taxonómicos o dendrológicos en nuestra área de estudio se ha optado por continuar denominando a la población evaluada bajo el nombre de *D. micrantha*. Esperamos que futuros estudios en la concesión de Arbio-Perú sean enfocados en la caracterización morfológica de los individuos presentes para determinar con certeza a que entidad corresponden.

Por otro lado, y en relación con los resultados obtenidos del conteo de regeneración natural de Shihuahuaco en la concesión de Arbio-Perú, se ha encontrado que la distribución espacial de esta especie no es regular, el 82% de la RN se ha concentrado asociada con un solo árbol maduro. Además, la casi inexistente presencia de plantones (solo se encontraron 2

individuos) indicaría el bajo nivel de supervivencia de la RN. Adicionalmente, la ausencia de latizales (DAP ≥ 4 cm y < 10 cm), refuerza el hallazgo en relación con el bajo nivel de supervivencia de la RN de esta especie.

La densidad de individuos juveniles (DAP ≥ 10 cm y < 40 cm) en este bosque equivale a 0,06 ind/ha, ligeramente mayor al resultado obtenido por Romo (2004) en los bosques de Cocha Cashu (PN Manu), que fue de 0,053 ind/ha. Lo mismo sucedió en el caso de individuos adultos (DAP ≥ 40 cm), cuya densidad resultó de 0,71 ind/ha en comparación con aquellos de Cocha Cashu - PN Manu (0,65 ind/ha). Este contraste en la estructura poblacional de la especie *Dipteryx micrantha* entre estos dos sitios de Madre de Dios, podría ser resultado de las condiciones ecológicas antes que, por el estado de conservación del bosque, dado que el Parque Nacional del Manu tienen más 47 años desde su establecimiento como área protegida, implementando mecanismos de conservación, en comparación con el área de la concesión Arbio - Perú que inició sus actividades de conservación desde el 2010.

En base a los resultados de la evaluación de las edades estimadas en este estudio, es evidente que, bajo condiciones de bosques naturales, *Dipteryx micrantha* es una especie de muy lento crecimiento. Tanto así, que al aplicar la fórmula alométrica calculada en base a los estudios de Jenkins (2009), a esta especie le tomaría 322 años alcanzar el Diámetro Mínimo de Corta (DAP 51 cm – en concordancia con lo aprobado mediante Resolución Jefatural N°458-2002-INRENA). En definitiva, el aprovechamiento sostenible de esta población no es posible, dado que no se dan las condiciones para la renovación natural de los individuos adultos. En este sentido, queda pendiente realizar más estudios para determinar las edades de otras especies de árboles de madera dura del bosque amazónico para verificar la sostenibilidad de su aprovechamiento actual.

En condiciones similares, y de acuerdo con los estudios realizados por Chambers *et al.* (1998) en especies tropicales de madera dura, se confirma que la tasa de crecimiento de los árboles es muy lenta, llegando a tomar doscientos o trescientos años para que un árbol pequeño crezca, o que una plántula sobreviva y llegue a ser un árbol adulto. Por ejemplo, en aplicación a la Política Nacional Forestal y de Fauna Silvestre, aprobada mediante decreto supremo N°009-2013-MINAGRI, que en su eje de política 2 "Sostenibilidad", la que refuerza la conservación de los bosques inundables a través de prácticas de manejo sostenibles, la reposición de árboles para su cosecha es la base, por lo que cosechar árboles mayores de 51 cm de DAP (DMC) de *D. micrantha* no es posible en los ciclos de corta que duran entre 20-30 años que actualmente se utilizan.

El estudio de Jenkins (2009) coincide con las estimaciones alométricas para el cálculo de edades, que para la población de *Dipteryx micrantha* de la cuenca del Río Piedras tiene una distribución tipo "campana", con una media estimada en de 684,83 años (Std +/- 29,5). Esta distribución de edades no asegura la viabilidad de la especie en la zona (dado que existe muy poca capacidad de reclutamiento de individuos juveniles), lo que mostraría que esta población

tuvo un crecimiento poblacional y diamétrico notorio hace 600 años, luego de lo cual, el reclutamiento de adultos se redujo de manera significativa.

Conclusiones

Bajo las condiciones ecológicas actuales del bosque natural en la cuenca del río Las Piedras, las poblaciones *Dipteryx micrantha* no son viables a largo plazo, debido a la baja proporción de plántones e inexistencia de latizales, lo que no permite la supervivencia de la regeneración natural. Este hecho dificulta que la población existente tenga reemplazo de individuos en el futuro por falta de reclutamiento.

Con base en las clases diamétricas, y aplicando la fórmula alométrica, se estima que el 68,3% de la población de individuos adultos de *Dipteryx micrantha* evaluada en la cuenca del río Las Piedras tendría más de 500 años; y el 15,83% tendría más de 1000 años. Estos datos ratifican que esta población está conformada por individuos muy antiguos y longevas.

Agradecimientos

El presente trabajo se ha realizado gracias al financiamiento del Programa de Desarrollo Forestal Sostenible, Inclusivo y Competitivo en la Amazonia Peruana del SERFOR. Especialmente al Ingeniero Leoncio Julio Ugarte Guerra, quién acompañó el proceso de diseño metodológico del proyecto, así como la ejecución de este. Agradecemos el apoyo constante de Rocío y Gianella Espinosa Quiñones y del equipo de campo de Arbio Perú: Ronald Taboada, Emerito Ruiz, Luis Llerena Bermúdez y Consuelo Perdomo. También, la ayuda desinteresada de Mónica Romo y Robin Sears, quienes contribuyeron con información y referencias importantes para este estudio.

Bibliografía

Aldana, DR; García-Dávila, CR; Hidalgo, CG; Flores, GR; Del Castillo-Torres, D; Reynel, C; Pariente, E; Honorio-Coronado, EN. 2016. Análisis morfométrico de las especies de *Dip-*

teryx en la Amazonía peruana. *Folia Amazónica* 25(2):101–118.

Cardoso, D; Särkinen, T; Alexander, S; Amorim, AM; Bittrich, V; Celis, M; Daly, DC; Fiaschi, P; Funk, VA; Giacomini, LL; Goldenberg, R; Heiden, G; Iganci, J; Kelloff, CL; Knapp, S; Cavalcante de Lima, H; Machado, AFP; dos Santos, RM; Mello-Silva, R; Michelangeli, FA; Mitchell, J; Moonlight, P; Rodrigues de Moraes, PL; Mori, SA; Sacramento, TN; Pennington, TD; Pirani, JR; Prance, GT; Paganucci de Queiroz, L; Rapini, A; Riina, R; Vargas, CA; Roque, N; Shimizu, G; Sobral, M; Stehmann, JR; Stevens, WD; Taylor, CM; Trovó, M; van den Berg, C; van der Werff, H; Viana, PL; Zartman, CE; Campostrini, R. 2017. Amazon plant diversity revealed by a taxonomically verified species list. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 114(40):1-6. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1706756114>.

Chambers, JQ; Higuchi, N; Schimel, JP. 1998. Ancient trees in Amazon. *Nature* 391:135-136.

Díaz, R. 2018. Variabilidad genética de “Shihuahuaco” *Dipteryx micrantha* en poblaciones naturales de la Amazonía peruana, mediante el uso de marcadores microsatélites. Tesis Ing. Ecología de Bosques Tropicales. Iquitos, Perú, UNAP. 81 p.

García Davila, C; Aldana, DR; Renno, JF; Diaz, R; Hidalgo, G; Flores, G; Castro Ruiz, D; Mejía de Loayza, E; Angulo, C; Mader, M; Tysklind, N; Paredes Villanueva, K; Del Castillo, D; Degen, B; Honorio, EN. 2019. Molecular evidence for three genetic species of *Dipteryx* in the Peruvian Amazon. *Genetica: An International Journal of Genetics and Evolution* (148):1-11. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10709-019-00082-2>.

Hammer, H; Ryan PD. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software package for education and data analysis. *Paleontología Electrónica* 4(1):1-9.

Honorio, EN; Blanc-Jolivet, C; Mader, M; García-Dávila, CR; Aldana, D; Del Castillo, D; Flores, G; Hidalgo, G; Sebbenn, A; Me-

yer-Sand, B; Paredes-Villanueva, K; Tysklind, N; Troispoux, V; Massot, M; Carvalho, C; de Lima, H; Cardoso, D; Degen, B. 2020. SNP Markers as a Successful Molecular Tool for Assessing Species Identity and Geographic Origin of Trees in the Economically Important South American Legume Genus *Dipteryx*. *Journal of Heredity* 111(4):346-356. DOI: <https://doi.org/doi:10.1093/jhered/esaa011>.

Jenkins, HS. 2009. Amazon Climate Reconstruction Using Growth Rates and Stable Isotopes of Tree Ring Cellulose from the Madre de Dios Basin, Peru. Dissertation for Ph.D. North Carolina, United States of America, Graduate School of Duke University. 239 p.

Laurance, WF; Delamónica, P; Laurance, SG; Vasconcelos, HL; Lovejoy, TE. 2000. Rainforest fragmentation kills big tree. *Nature* 404:836.

MINAGRI (Ministerio de Agricultura y Riego, Perú). 2013. Metodología del inventario nacional forestal del Perú: diseño y planificación. Lima, Perú, INF. 38 p. Proyecto Inventario Nacional Forestal y Manejo Forestal Sostenible ante el Cambio Climático.

MINAM (Ministerio del Ambiente, Perú). 2019. Mapa nacional de ecosistemas del Perú. Lima, Perú. 63 p.

Oliveira, PJ; Asner, GP; Knapp, DE; Almeyda, A; Galván-Gildemeister, R; Keene, S; Raybin, RF; Smith, RC. 2007. Land-Use Allocation Protects the Peruvian Amazon. *Science* 317(5842):1233-1236. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1146324>.

OSINFOR (Organismo de Supervisión de los Recursos Forestales y de Fauna Silvestre, Perú). 2013. Distribución de las especies forestales del Perú. Lima, Perú. 294 p.

Putzel, L. 2010. The tree that held up the forest: Shihuahuaco (*Dipteryx* spp.) and the Chinese timber trade. New York, United States of America, City University of New York. 288 p.

Putzel, L; Padoch, C; Pinedo-Vasquez, M. 2008. The Chinese Timber Trade and the Logging of Peruvian Amazonia. *Conservation biology: the journal of the Society for Conservation Biology*

22(6):1659-61. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01065.x>.

Resolución de Dirección Ejecutiva n°118-2019-MINAGRI-SERFOR-DE. Lista oficial de especies forestales. Diario Oficial El Peruano. Perú. 27 may. 2019.

Romo, M. 2004. Regeneration ecology and population structure of the emergent tree *Dipteryx micrantha* (Fabaceae) in floodplain forests of the Manu river, Amazonian Peru. Turku, Finland, s.e. (Serie Annales Universitatis Turkuensis. Sarja-Ser. A11-Tom 180).

Romo, M; Roukolainen, K; Rajaniemi, S. 2004. Population structure and recruitment of an emergent tree, *Dipteryx micrantha*, in different habitats of a Peruvian floodplain forest. Ann. Univ. Turku. Sarja-Ser. AII IV, 1-19.

SENHAMI (Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú). 2020. Mapa climático. (en línea, sitio web). Consultado 20 jul. 2020. Disponible en <https://www.senamhi.gob.pe/?p=pronostico-detalle-turistico&localidad=0027>.

Agradecimiento a los revisores

La Revista Forestal del Perú (RFP) y Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Nacional Agraria La Molina (UNALM) agradecen a los revisores por su colaboración en el Volumen Especial N°1 (1) - 2020. Este compromiso de tiempo y esfuerzo por parte de los revisores es sinceramente apreciado y contribuye al continuo rigor científico de la RFP.

Adán Fernández Silva

Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre (SERFOR)

Eli Pariente Mondragón

Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza de Amazonas (UNTRM)

Italo Revilla Pantigoso

Instituto Científico Michael Owen Dillon (IMOD)

Javier Arce Baca

Investigador Independiente

José Eloy Cuellar Bautista

Universidad Nacional Agraria La Molina (UNALM)

José Javier Dancé Caballero

Universidad de San Martín de Porres (USMP)

Luis Enrique Toledo Gonzáles-Polar

Reforesta Perú S.A.C.

Manuel Soudre Zambrano

Reforestadora Amazónica S.A. (RAMSA)

Nelly Roxana Ramos Delgado

Proyecto USAID Pro-Bosques

Próspero Yance Tueros

Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre (SERFOR)

Robin Fernandez Hilario

División de Ecología Vegetal – CORBIDI

Rosalynn Yohanna Rivera López

Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza de Amazonas (UNTRM)

Velásquez Ramírez Manuel Gabriel

Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana (IIAP)

Ymber Flores Bendezú

Instituto Nacional de Innovación Agraria (INIA)