

De la parcela al paisaje: restauración forestal en los Andes ecuatorianos

Teodoro Bustamante y Jorge I. Zalles,
coordinadores



© 2020 FLACSO Ecuador

Junio de 2020

Cuidado de la edición: Editorial FLACSO Ecuador

ISBN FLACSO: 978-9978-67-532-8 (pdf)

<https://doi.org/10.46546/20203savia>

FLACSO Ecuador

La Pradera E7-174 y Diego de Almagro, Quito-Ecuador

Telf.: (593-2) 294 6800 Fax: (593-2) 294 6803

www.flacso.edu.ec

De la parcela al paisaje : restauración forestal en los Andes
ecuatorianos / coordinado por Teodoro Bustamante y
Jorje I. Zalles. Quito : Editorial FLACSO Ecuador. 2020

xii, 225 páginas : cuadros, figuras, mapas, tablas. - (Serie SAVIA)

Bibliografía : p. 218-220

ISBN: 9789978675328 (pdf)

GESTIÓN FORESTAL ; PROTECCIÓN FORESTAL ; RE-
CURSOS FORESTALES ; USO DE LA TIERRA ; ESTUDIOS
SOCIOAMBIENTALES ; GRUPOS ÉTNICOS ; BOSQUES
ANDINOS ; ECUADOR ; I. BUSTAMANTE, TEODORO,
EDITOR. II. ZALLES, JORJE I., EDITOR.

333.75153 - CDD

Índice de contenidos

Agradecimientos	VII
Siglas y abreviaturas	IX
Introducción	1
<i>Teodoro Bustamante y Jorge I. Zalles</i>	
Reforestación con especies nativas y exóticas: caso del valle de San Francisco, Zamora Chinchipe	16
<i>Ximena Palomeque, Sven Günter, Patrick Hildebrandt, Bernd Stimm, Nikolay Aguirre y Michael Weber</i>	
Superar las barreras para la revegetación a gran escala: estudio en el sur de Ecuador	37
<i>Antonio Crespo y Diana Inga</i>	
La restauración forestal como patrón de uso de suelo: turismo de naturaleza en Mindo	68
<i>Jorge I. Zalles</i>	
Dinámicas socioambientales del manejo de bosques: caso de la parroquia Cosanga, provincia de Napo	97
<i>Sara María Gómez de la Torre Arias</i>	

Restauración de paisajes para favorecer la conectividad entre áreas protegidas: el caso del Corredor Ecológico Llanganates-Sangay	117
<i>Jorge Rivas</i>	
Manejo y restauración en la zona de amortiguamiento del Parque Nacional Sumaco Napo-Galeras	137
<i>Ian Cummins</i>	
Restauración de bosques andinos en el noroccidente de Pichincha: implicaciones para la gobernanza	165
<i>Manuel Peralvo, María Fernanda López, Nina Duarte e Inty Arcos</i>	
Fondos de agua: una oportunidad de sostenibilidad para la restauración de bosques andinos	198
<i>Silvia Benítez-Ponce</i>	
Autoras y autores	216

Ilustraciones

Cuadros

3.1. Noroccidente de Pichincha: comparación de datos parroquiales	88
5.1. Uso actual del suelo del CELS por parroquias	121
5.2. Acciones de restauración en el CELS (2012-2013)	131
5.3. Acciones de restauración en el CELS (2014)	131

Figuras

1.1. Supervivencia (%) de las especies nativas	23
1.2. Crecimiento en altura (cm) de las especies nativas	24
1.3. Supervivencia (%) de las especies exóticas	25
1.4. Crecimiento en altura (cm) de las especies exóticas	26
2.1. Experimento de deshierbe y protección contra herbívoros en siembras directas	50
2.2. Experimento de mantillo del suelo en siembras directas.	52
2.3. Experimento de deshierbe y protección contra herbívoros	54
2.4. Experimento de mantillo del suelo	55
3.1. Mapa cognitivo de variables decisorias para restauración forestal en Mindo.	76
7.1. Sistema socioecológico y gobernanza en el marco de estrategias de restauración	168
7.2. Roles y actores principales en la coordinación e implementación del PRF	183

Mapas

1.1. Experimento de reforestación con especies nativas y exóticas en el valle de San Francisco, Zamora Chinchipe.	19
2.1. Valle del río Pamar	40
3.1. Cambios en cobertura forestal, noroccidente de Pichincha (1990-2014)	87
5.1. Ubicación del Corredor Ecológico Llanganates Sangay	120
5.2. Análisis multitemporal del CELS.	126
7.1. Territorio de la Mancomunidad del Chocó Andino.	170

Tablas

1.1. Características de especies utilizadas en la reforestación en el valle de San Francisco, Zamora Chinchipe.	21
2.1. Árboles nativos del valle del río Pamar según categoría, familia y especie	42
6.1. Especies seleccionadas para la siembra en plantaciones mixtas	150
6.2. Principales indicadores del proyecto	158
7.1. Cobertura y uso de la tierra en la MCA	170
7.2. Resumen de implementación de convenios firmados con el PRF en cinco parroquias de la MCA	173
7.3 Categorías y códigos relacionados con el entendimiento de manejo sostenible y restauración	176
7.4. Categorías y códigos relacionados con los problemas y éxitos de la implementación del PRF	178
7.5. Categorías y códigos relacionados con la participación futura en iniciativas de restauración	185
7.6. Tamaño y remanencia promedios de bosque en predios en el rango de áreas entre 5 y 250 ha en las seis parroquias de la MCA pertenecientes al DMQ	189
8.1. Fuentes de financiamiento para 32 fondos de agua en América Latina y el Caribe	208

Siglas y abreviaturas

Asacapum	Asociación Casa del Puma
BID	Banco Interamericano de Desarrollo
BPMN	Bosque Protector Mindo-Nambillo
CELS	Corredor Ecológico Llanganates Sangay
CESA	Central Ecuatoriana de Servicios Agrícolas
COA	Código Orgánico del Ambiente
Condesan	Consorcio para el Desarrollo Sostenible de la Ecorregión Andina
Cootad	Código Orgánico de Organización Territorial, Autonomía y Descentralización
DMQ	Distrito Metropolitano de Quito
FAO	Food and Agriculture Organization (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura)
FMAM	Fondo para el Medio Ambiente Mundial
Fonag	Fondo para la Protección del Agua
Fonapa	Fondo para la Conservación de la Cuenca del Río Paute
Foragua	Fondo Regional del Agua
FRA	Fondo Rotativo Agroforestal
Funan	Fundación Antisana
GAD	Gobierno Autónomo Descentralizado
GCF	Green Climate Fund (Fondo Verde para el Clima)
Ierac	Instituto Ecuatoriano de Reforma Agraria y Colonización

IGM	Instituto Geográfico Militar
IKI	International Climate Initiative (Iniciativa Internacional de Protección del Clima)
INDA	Instituto Nacional de Desarrollo Agrario
INEC	Instituto Nacional de Estadística y Censos
MAE	Ministerio del Ambiente de Ecuador
MCA	Mancomunidad del Chocó Andino
PKR	Pueblo Kichwa Rukullacta
PNRF	Plan Nacional de Restauración Forestal
PRF	Programa de Restauración Forestal
PSB	Programa Socio Bosque
REA	Reserva Ecológica Antisana
SNAP	Sistema Nacional de Áreas Protegidas
TNC	The Nature Conservancy
UICN	Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza
WWF	World Wildlife Fund (Fondo Mundial para la Naturaleza)

Superar las barreras para la revegetación a gran escala: estudio en el sur de Ecuador

Antonio Crespo y Diana Inga

La destrucción de ecosistemas en los trópicos continúa poniendo en riesgo a la biodiversidad y al sustento humano. Por ello, la restauración a gran escala es una prioridad a nivel local y regional (Chazdon 2008; Holl 2017). En este sentido, investigar métodos de bajo costo para restaurar amplias extensiones de terreno resulta estratégico, especialmente en zonas rurales, donde los conflictos entre la conservación de la biodiversidad y el uso productivo o extractivo suceden a grandes escalas (Shoo y Catterall 2013; Crespo 2014; Brancalion y Chazdon 2017; Brancalion y Van Melis 2017; Meli et. al 2018).

Este panorama se ajusta a las zonas rurales del sur del Ecuador, donde existen grandes necesidades de recuperación y, al mismo tiempo, barreras técnicas, financieras y de procedimiento para su aplicación (Crespo 2014; Knoke et al. 2014). Por ejemplo, en muchos escenarios rurales andinos, la participación voluntaria de los finqueros en la siembra de árboles es rara debido, entre otras razones, a los costos de oportunidad asociados con el trabajo voluntario, los altos precios de las plántulas y la operación de un vivero forestal, y la percepción de que no existen beneficios directos (Himley 2009; Crespo 2014; Murcia et al. 2016).

En este contexto, una buena alternativa para este tipo de intervenciones es la siembra directa de semillas debido a su bajo costo, comparado con el que tienen las plántulas de vivero (Engel y Parrotta 2001; Schmitz 2008; Cole et al. 2011; Campos-Filho et al. 2013). Esta opción permite superar la falta de dispersión de semillas y los bancos de semillas empobrecidos,

que son las barreras ecológicas más importantes para la regeneración natural de los bosques tropicales (Holl et al. 2000; Guariguata y Ostertag 2001). Sin embargo, la revegetación basada en esta técnica presenta retos debido a las altas tasas de mortalidad propias del establecimiento temprano de la vegetación (Schmitz 2008; Eichhorn et al. 2010; Bonilla-Moheno y Holl 2010; Bugalho, Ibáñez y Clark 2013; Pereira, Laura y Souza 2013). La emergencia y supervivencia de plántulas podrían ser muy bajas debido al estrés hídrico y térmico, la herbivoría, la competencia con vegetación exótica, la falta de humedad en el suelo, la fluctuación extrema de temperatura que es propia de hábitats degradados, entre otras causas (Doust, Erskine y Lamb 2006; Douterlungne et al. 2010; Doust 2011; Pereira, Laura y Souza 2013; Silva et al. 2015; Meli et al. 2018).

En consecuencia, aplicar de forma exitosa la siembra directa dependerá de cuán bien entendamos estos factores y qué tan eficazmente los podamos controlar. Por ejemplo, el establecimiento de plántulas podría mejorar al manejar la estructura del suelo, excluir a granívoros y herbívoros, aplicar riego y controlar la vegetación ruderal (Doust, Erskine y Lamb 2008; García-Orth y Martínez-Ramos 2008; Vieira et al. 2008; Douterlungne et al. 2010). Sin embargo, el conocimiento base para aplicar estas mejoras exitosamente es aún escaso y requiere desarrollarse (Silva et al. 2015; Crespo, Pintado y Pérez 2017). A pesar de los avances en documentar la propagación de especies en el neotrópico (Román et al. 2012; Vargas Ríos y Pérez-Martínez 2014), los experimentos documentados en el Ecuador sobre la siembra de flora nativa para la restauración aún son pocos (Rhoades, Eckert y Coleman 1998; Günter et al. 2009; Palomeque 2012; Crespo, Pintado y Pérez 2017). Es prioritario continuar realizando investigaciones que permitan asegurar el establecimiento exitoso de la vegetación sembrada, para así optimizar recursos y contribuir a la sostenibilidad de la restauración a largo plazo (Crespo 2014; Brancalion y Chazdon 2017).

Con base en esta problemática, en este estudio se analiza la respuesta de cinco árboles nativos a distintos tratamientos de siembra directa en terrenos degradados y se recomiendan estrategias para su aplicación a gran escala. Los experimentos fueron implementados en el valle del río Pamar, un paisaje agrícola cuyo régimen de uso y condiciones biofísicas se repiten

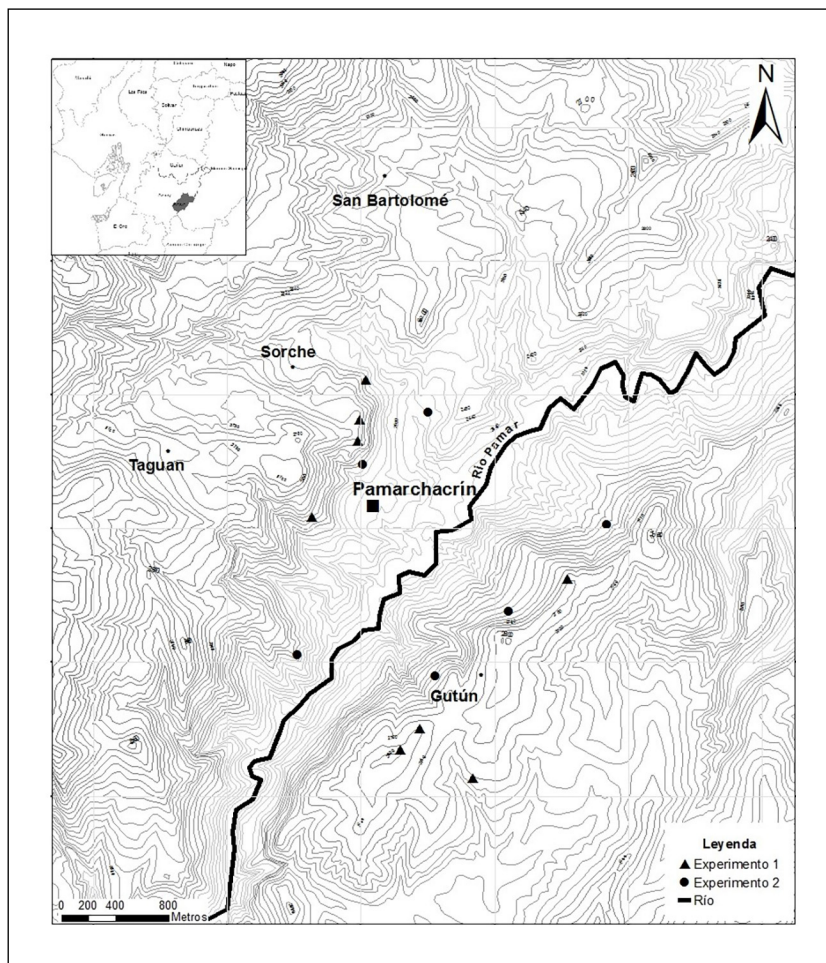
con frecuencia en los valles interandinos del Ecuador. El estudio se basó en dos experimentos principales que evaluaron la emergencia, supervivencia y crecimiento de plántulas en períodos de seis y doce meses. El primero se enfocó en el efecto de la herbivoría y el deshierbe; el segundo, en las consecuencias de la adición de mantillo o cubierta de suelo.

Metodología

Área de estudio

El valle del río Pamar es un paisaje agrícola típico de la provincia de Azuay, ubicado entre los 2300 a 2800 msnm (3°2,5'S, 78°50'O). Tiene una temperatura que oscila entre los 6 a 27 °C y una precipitación anual de 700 a 900 mm con un patrón bimodal (mapa 2.1) (MAE 2013). Los valores máximos de precipitación ocurren entre marzo y mayo, y luego entre octubre y noviembre. En su mayoría, los suelos del valle son *Typic Hapludands* (Andisols) (Collaguazo y Díaz 2013). Originalmente, las laderas que rodean el lugar estaban cubiertas por matorral húmedo montano de los valles interandinos (Valencia et al. 1999), dominado por especies leñosas arbóreas y arbustivas; sin embargo, a partir de la década de los setenta, esta vegetación fue talada y quemada para extraer madera y establecer parcelas agrícolas. Los incendios forestales se hicieron comunes entre 1980 y 1990. Para el final de esta década, este paisaje históricamente forestal fue convertido en un arbustal abierto dominado por gramíneas resistentes al fuego. Por el contrario, en la planicie del valle se evidencia un mosaico de pequeñas parcelas agrícolas, árboles frutales y rodales de eucalipto (Crespo 2014). Los pocos remanentes de vegetación nativa, ubicados en quebradas de difícil acceso y otras áreas marginales, están conformados por especies de árboles como *Clethra fimbriata* (Clethraceae), *Lomatia hirsuta* (Proteaceae), *Hesperomeles ferruginea* (Rosaceae), y arbustos como *Ageratina pseudohilca*, *Baccharis obtusifolia* (Asteraceae), *Brachyotum confertum*, *Miconia aspergillaris*, *Axinaea merianiae* (Melastomataceae) y *Morella parvifolia* (Myricaceae) (Pintado 2016).

Mapa 2.1. Valle del río Pamar



Nota: este valle se ubica en la provincia de Azuay, cantón Sigüig, parroquia San Bartolomé. Se muestra la ubicación de los terrenos. Experimento 1 (control de herbivoría y deshierbe) representado por triángulos. Experimento 2 (adición de mantillo) representado por círculos.

Selección de especies

Se trabajó con finqueros del sector para seleccionar árboles nativos de alto valor de uso y que podrían establecerse exitosamente en las laderas deforestadas del valle. Para este proceso, se realizó un taller con la comunidad Pamarchacrín, la más grande del valle, con 32 familias que residían allí de forma permanente durante el período de estudio. El taller se basó en un análisis de una lista de 24 especies leñosas que habitan naturalmente en el valle y que fueron preseleccionadas con base en registros de herbario, así como en un muestreo de vegetación realizado tanto en remanentes de vegetación nativa como en las fincas. Durante el taller, se pidió a los finqueros que clasificaran las especies de la lista de acuerdo con su valor de uso y su potencial para establecerse en laderas deforestadas; también se solicitó que detallaran rasgos específicos para justificar sus respuestas. Para este ejercicio se utilizó una escala predefinida con tres categorías: preferible (P), menos preferible (M) y no recomendada (N) (tabla 2.1). Como resultado, se seleccionaron las siguientes especies para los experimentos: *Oreocallis grandiflora* (Lam.) R. Br (Proteaceae), *Prunus serotina* spp. *capuli* (Cv.) McVaugh (Rosaceae), *Caesalpinia spinosa* (Feuillée ex Molina) Kuntze, *Erythrina edulis* (Triana ex Micheli) e *Inga insignis* Kunth (Fabaceae).

Tabla 2.1. Árboles nativos del valle del río Pamar según categoría, familia y especie

<i>Especies</i>	<i>Familia</i>	<i>Nombre local</i>	<i>Clasificación</i>	<i>Criterio de clasificación</i>	<i>Tipo de fruto/ semilla</i>	<i>Usos locales; servicios ecológicos</i>
<i>Caesalpinia spinosa</i> (Feuillée ex Molina) Kuntze	Fabaceae	Algarrobo	P	No requiere riego o fertilización. Alto valor de uso	Frutos indehiscentes	Madera, forraje para animales y control de erosión
<i>Erythrina edulis</i> (Triana ex Micheli)	Fabaceae	Cañaro	P	No requiere riego o fertilización. Alto valor de uso	Frutos dehiscentes	Semillas comestibles, forraje para animales; mejoramiento de suelo
<i>Inga insignis</i> Kunth	Fabaceae	Guaba	P	No requiere riego o fertilización. Alto valor de uso	Frutos indehiscentes	Semillas comestibles, leña, mejoramiento de suelo
<i>Oreocallis grandiflora</i> (Lam.) R. Br.	Proteaceae	Gañal	P	No requiere riego o fertilización. Alto valor de uso	Folículos (Coráceos)	Medicinal, fibra, refugio para animales
<i>Prunus serotina</i> subsp. <i>capuli</i> (Cav.) McVaugh	Rosaceae	Capulí	P	No requiere riego o fertilización. Alto valor de uso	Drupa	Frutos comestibles, madera; control de erosión
<i>Sambucus mexicana</i> C. Presl ex DC.	Adoxaceae	Tilo	M	Valor de uso bajo	Drupa	Medicinal, leña
<i>Viburnum triphyllum</i> Benth.	Adoxaceae	Rañas	M	Valor de uso bajo	Drupa	Leña
<i>Ferreyranthus verbascifolius</i> (Kunth) H. Rob. & Brettell	Asteraceae	Cotac	M	Valor de uso bajo	Aquenos	Leña
<i>Alnus acuminata</i> Kunth	Betulaceae	Aliso	M	Necesita riego y sombra	Nuez alada	Madera, leña
<i>Delostoma integrifolium</i> D. Don	Bignonaceae	Guaylo	M	Valor de uso bajo	Cápsula dehiscente	Uso ornamental, forraje para animales
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	Bignonaceae	Cholán	M	Valor de uso bajo	Cápsula dehiscente	Ornamental, leña
<i>Clethra fimbriata</i> Kunth	Clethraceae	Tulapo	M	Valor de uso bajo	Cápsula dehiscente	Leña, refugio para animales
<i>Prosopis juliflora</i> (Sw.) DC.	Fabaceae	Algarobo	M	Prendimiento por debajo de los 2400 m.s.n.m	Frutos indehiscentes	Mejoramiento de suelos

Tabla 2.1. (continuación)

<i>Especies</i>	<i>Familia</i>	<i>Nombre local</i>	<i>Clasificación</i>	<i>Criterio de clasificación</i>	<i>Tipo de fruto/ semilla</i>	<i>Usos locales; servicios ecológicos</i>
<i>Vachellia macracantha</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Seigler & Ebinger	Fabaceae	Faique	M	Prendimiento por debajo de los 2400 m.s.n.m	Frutos dehiscentes	Mejoramiento de suelos
<i>Juglans neotropica</i> Diels	Juglandaceae	Nogal	M	Necesita riego	Drupa	Semillas comestibles
<i>Morella parvifolia</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	Myricaceae	Laurel de cera	M	Valor de uso bajo	Drupa	Leña, refugio para animales
<i>Lomatia hirsuta</i> (Lam.) Diels	Proteaceae	Garau	M	Valor de uso bajo; necesita sombra	Folículo (coriáceo)	Leña
<i>Hesperomeles ferruginea</i> (Pers.) Benth.	Rosaceae	Sachamanzana	M	Valor de uso bajo	Drupa	Semillas comestibles, madera, refugio para animales
<i>Salix humboldtiana</i> Willd.	Salicaceae	Sauce	M	Necesita riego	Cápsula	Leña
<i>Vallea stipularis</i> L. f.	Elaeocarpaceae	Sachacapuli	N	Disponibilidad de semillas baja; necesita sombra	Cápsula	Leña, refugio para animales
<i>Escallonia myrtilloides</i> L. f.	Escalloniaceae	Chachaco	N	Disponibilidad de semillas baja; necesita sombra	Cápsula dehiscente	Refugio para animales
<i>Cedrela montana</i> Moritz ex Turcz.	Meliaceae	Cedro	N	Necesita riego y sombra	Cápsula dehiscente	Madera
<i>Myrcianthes rhopaloides</i> (Kunth) McVaugh	Myrtaceae	Huahaul	N	Necesita riego y sombra	Baya	Refugio para animales
<i>Podocarpus sprucei</i> Parl.	Podocarpaceae	Guabisay	N	Baja disponibilidad de semillas, necesita riego y sombra	Drupa esférica ²	Madera, refugio para animales

Nota: las categorías corresponden al valor de uso local de cada especie y al potencial percibido para establecerse en laderas deforestadas: preferible (P), menos preferible (M) y no recomendada (N).

*Especies seleccionadas para los experimentos.

Especies de estudio

Oreocallis grandiflora, conocido localmente como gañal, se distribuye en toda la zona andina de Perú y Ecuador desde los 1400 a los 3600 msnm (Torre et al. 2008). Prefiere suelos ácidos y poco profundos, es frecuente en bosques de sucesión temprana. El gañal es ecológicamente importante porque sirve de alimento para muchas especies de colibríes como *Coeligena iris*, *Heliangelus viola*, *Metallura tryanthina*, etc. (Minga Ochoa y Verdugo Navas 2016). Las comunidades rurales utilizan sus flores para la venta, como medicina tradicional y para crear artesanías (Torre et al. 2008).

El capulí, *Prunus serotina* spp. *capuli*, es un árbol de fruto comestible y madera de alta calidad (Ulloa y Jørgensen 1995). La especie es nativa de México y fue introducida en Sudamérica por su valor de uso; en la región andina ha sido cultivada entre los 2500 y 3500 msnm. Se establece en suelos profundos y bien drenados, posee una gran capacidad de rebrote y regeneración; además, es una especie pionera, poco tolerante a la sombra, por lo que se establece en ambientes abiertos (Minga Ochoa y Verdugo Navas 2016). Su madera es utilizada para elaborar cabezas de arado, postes, estacas, vigas y umbrales para casas e instrumentos musicales (Torre et al. 2008).

Caesalpinia spinosa, conocido localmente como vainillo, es un árbol pequeño, nativo de Sudamérica, que produce una vaina indehisciente, oblonga y comprimida. Se adapta a suelos arenosos y profundos, y es tolerante a la sequía. Sus frutos son utilizados para obtener taninos y gomas para la industria alimenticia, así como en curtidos de pieles (Sánchez de Lorenzo-Cáceres 2009).

Erythrina edulis, conocido localmente como cañaro, es un árbol nativo de los Andes que produce una gran vaina suave donde se albergan semillas comestibles (Minga Ochoa y Verdugo Navas 2016). Se distribuye en la zona andina desde Venezuela hasta Bolivia (Acero Duarte y Barrera Marín 1996). Prefiere suelos franco-arenosos de textura suelta, aunque es posible que se adapte a suelos arcillosos de textura pesada. Tolerancia poco el encharcamiento (Minga Ochoa y Verdugo Navas 2016). Es una especie muy apreciada y cultivada en huertos, cercas vivas y sitios agrícolas por sus propiedades para fijar nitrógeno y mejorar el suelo; además, es empleada

como forraje para el ganado debido a su alto valor nutritivo (Reynel y León 1990; Minga Ochoa y Verdugo Navas 2016).

Inga insignis, conocido localmente como guaba, es un árbol con ramas pubescentes que produce una legumbre coriácea cuyas semillas están rodeadas de un arilo succulento y comestible (Ulloa y Jørgensen 1995). Se distribuye naturalmente en los Andes de Colombia, Ecuador y Perú entre los 1500 y 3000 msnm; también es cultivado ampliamente en huertos y jardines. La guaba es tolerante a la sequía pero no a la sombra; prefiere suelos franco-arenosos bien drenados (Pennington y Revelo 1997).

Experimentos de siembra directa

Con las especies seleccionadas, se realizaron evaluaciones de imbibición y germinación en laboratorio, así como de emergencia, supervivencia y crecimiento en el campo. Para estas pruebas se colectaron semillas de poblaciones del mismo valle, seleccionando al azar de 10 a 15 individuos por especie, y manteniendo una distancia de entre 200 a 2000 m entre árboles. Se colectaron solamente frutos maduros de diferentes posiciones del dosel, incluyendo vainas secas y cafées (*C. spinosa*); vainas con la sutura parcialmente abierta (*E. edulis*, *O. grandiflora*); vainas ensanchadas (*I. insignis*); y drupas no verdes (*P. serotina*). Todas las semillas fueron sembradas 48 horas después de la colección con la excepción de *O. grandiflora*. Para esta última, se colectaron los folículos (vainas) al inicio de su dehiscencia y se secaron a temperatura ambiente durante 48 a 72 horas para facilitar su extracción.

Previo a la siembra directa, se realizaron pruebas de imbibición y germinación en laboratorio para establecer la viabilidad y la necesidad de tratamientos de escarificación para cada especie (resultados no incluidos). De esta forma, se sembraron semillas intactas de *E. edulis*, *I. insignis* y *O. grandiflora*; semillas extraídas del endocarpo para *P. serotina*; y semillas escarificadas de *C. spinosa*.

Para la siembra directa se realizaron dos experimentos principales, el primero entre los años 2012 y 2013 y el segundo en 2016. Para ambos se

preparó el terreno removiendo toda la vegetación de forma manual y se labró el suelo a una profundidad de 30 cm; estas labores se realizaron 10 días antes de la siembra. Las semillas de cada especie fueron plantadas por separado (Woods y Elliot 2004; Sovu, Tigabu y Odén 2010).

El primer experimento fue implementado con las especies *O. grandiflora*, *P. serotina*, *C. spinosa* y *E. edulis*, y se basó en un diseño de dos factores con dos niveles por cada uno. Se evaluó el efecto del deshierbe y del control de herbívoros sobre la emergencia, supervivencia y crecimiento de plántulas de cada especie. Se aplicaron cuatro tratamientos: protegido con deshierbe, no protegido con deshierbe, protegido sin deshierbe y no protegido sin deshierbe. Cada uno fue replicado 16 veces en el espacio y tres veces en el tiempo. Para las réplicas en el espacio, implementamos 16 parcelas experimentales agrupadas en ocho sitios (dos parcelas por cada uno) (ver mapa 2.1). Para las repeticiones temporales se realizaron tres siembras para cada tratamiento y especie, en marzo y octubre de 2012 y marzo de 2013. Los datos de las tres siembras se juntaron para realizar los análisis estadísticos, omitiendo el efecto de la época de siembra.

Las parcelas instaladas tuvieron un tamaño de 150 × 300 cm. Dentro de cada una se ubicaron cuadrantes de 30 × 30 cm, donde se sembraron 10 semillas de cada especie. Para el factor “deshierbe”, la mitad de las parcelas fueron deshierbadas manualmente cada mes. Para el factor “control de herbívoros”, la mitad de los cuadrantes fueron protegidos con jaulas cúbicas hechas de malla de alambre (0,01 cm de apertura) de 30 × 30 × 30 cm; el resto no tuvo protección. En cada cuadrante se registró la emergencia de plántulas cada dos semanas durante 10 semanas; la supervivencia se registró cada mes hasta la semana 24. Para los datos de crecimiento, se tomó una sola medida a la semana 24. Para esta última variable, se registró la altura de la plántula desde el suelo hasta la base del meristema terminal.

El segundo experimento se realizó con las especies *P. serotina*, *E. edulis* e *I. insignis*. Se basó en analizar cómo la adición de una cubierta de suelo luego de la siembra directa (mantillo) afecta a las mismas variables del primer experimento. Aquí se implementaron dos tratamientos: con y sin mantillo. Cada uno fue replicado mediante 12 parcelas experimentales que

se agruparon en seis sitios (dos parcelas por cada uno), y se realizó una sola siembra en mayo de 2016. Las parcelas tuvieron una dimensión de 800 × 400 cm, y dentro de cada una se prepararon subparcelas circulares de 40 cm de diámetro, donde se sembraron cinco semillas de cada especie por separado. Para este experimento, todas las subparcelas circulares estuvieron protegidas por un cilindro hecho de malla metálica hexagonal o malla de gallinero (0,16 cm de apertura) de 40 cm de diámetro y 50 cm de altura. Para el factor “mantillo” se cubrió el suelo de la mitad de las parcelas con una capa de entre 3-5 cm de material vegetal seco (sobre todo *Calamagrostis aff. intermedia*), colectado manualmente en los alrededores. En cada subparcela circular se registró la emergencia de plántulas cada dos semanas durante doce semanas. La supervivencia se registró cada mes hasta la semana 24. El crecimiento se registró en tres momentos: semanas 24, 32 y 48, después de la siembra.

Análisis de datos

Se realizaron dos tipos de análisis para los datos de emergencia y supervivencia de plántulas y para los datos de crecimiento. Los datos de emergencia y supervivencia fueron tratados con un test de supervivencia basado en el método de Kaplan-Meier, utilizando el *software* SigmaPlot (v. 12.0, Systat Software). Este análisis estima la probabilidad de que un evento de interés no ocurra dentro de un período definido, en relación con él o los factores de diseño (McNair, Sunkara y Frobish 2012). En nuestro caso, se estimaron las probabilidades de que las semillas no germinasen hasta la semana 10 o 12 (dependiendo del experimento), y que las plántulas no murieran hasta la semana 24. Los valores se presentan gráficamente mediante curvas de probabilidad para los datos de emergencia, y como valores únicos de probabilidad para los de supervivencia. Los valores de probabilidad se estratificaron por tratamiento de siembra con base en una prueba *long-rank* (χ^2) para determinar si las probabilidades de emergencia o supervivencia de plántulas variaron significativamente con respecto a los distintos tratamientos de siembra. En los casos en los que las diferencias

fueron significativas, se aplicó una prueba de comparaciones múltiples por pares con el método Bonferroni (Day y Quinn 1989) para discernir el efecto de uno u otro factor de diseño ($p < 0,05$).

Los datos de crecimiento fueron analizados en el mismo paquete estadístico con análisis ANOVA (F) o pruebas Kruskal-Wallis (H) de una vía, dependiendo de si la información pasó o no falló un test Shapiro-Wilk de normalidad ($p < 0,05$). De la misma forma, cuando el análisis dio como resultado diferencias significativas, se realizaron comparaciones múltiples por pares usando el método Holm-Sidak ($p < 0,05$).

Resultados

Patrones de emergencia de plántulas

En ambos experimentos las semillas de las especies sembradas emergieron como plántulas, unas en mayor proporción que otras y cada una de forma particular en el tiempo.

Para el primer experimento con los factores de deshierbe y de protección contra herbivoría, los valores máximos de emergencia de plántulas se presentaron en distintas semanas después de la siembra. En *C. spinosa* el valor máximo ocurrió en la segunda semana, mientras que en *E. edulis* sucedió en la cuarta. En *O. grandiflora* la emergencia fue mayor entre las semanas 8 y 10, pero presentó una tasa baja en relación con las otras especies (15 % en promedio hasta el final de la semana 10). Por último, en *P. serotina* se registró una emergencia relativamente homogénea a lo largo de las 10 semanas, con un incremento mínimo en la cuarta (figura 2.1).

Para las cuatro especies, la probabilidad de emergencia varió significativamente con respecto a los tratamientos de siembra ($\chi^2 = 31,6-80,3$; $p < 0,001$). La prueba de comparaciones múltiples por pares identificó diferencias significativas entre los tratamientos con y sin protección ($p < 0,002$), pero no entre aquellos con deshierbe y sin él ($p = 1,000$) (figura 2.1). Esta tendencia se reflejó también en el número total de plántulas emergentes, que brotaron más en los tratamientos con protección. En el caso de *C. spinosa* un

53,3 % de las semillas sembradas con protección emergieron como plántulas, frente a un 37,4 % en los tratamientos sin ella. En cuanto a *E. edulis* esta diferencia fue de 63,5 % versus 40,6 %; para *O. grandiflora*, 18 % y 7,1 %, respectivamente; mientras que para *P. serotina*, 47,4 % y 29,7 %.

Para el segundo experimento, con el factor de cubierta de suelo con un mantillo de paja, los patrones temporales de emergencia también variaron entre las tres especies. En *I. insignis* y *E. edulis* la emergencia inició en la cuarta semana y alcanzó su valor máximo en la sexta rápidamente. *P. serotina* siguió un patrón similar pero con un pico más abrupto de emergencia a la semana seis (figura 2.2).

Para las tres especies de este experimento, las probabilidades de emergencia no variaron significativamente entre los dos tratamientos de siembra ($\chi^2 = 0,07-0,26$; $p > 0,07$). No obstante, para *I. insignis* y *P. serotina* el número de plántulas emergentes fue ligeramente mayor en los tratamientos con mantillo en comparación con aquellos sin él: 59,1 % versus 56,67 % y 63,75 % versus 60 %, respectivamente. En *E. edulis* no se registró ninguna diferencia (40,83 % en ambos tratamientos).

Figura 2.1. Experimento de deshierbe y protección contra herbívoros en siembras directas

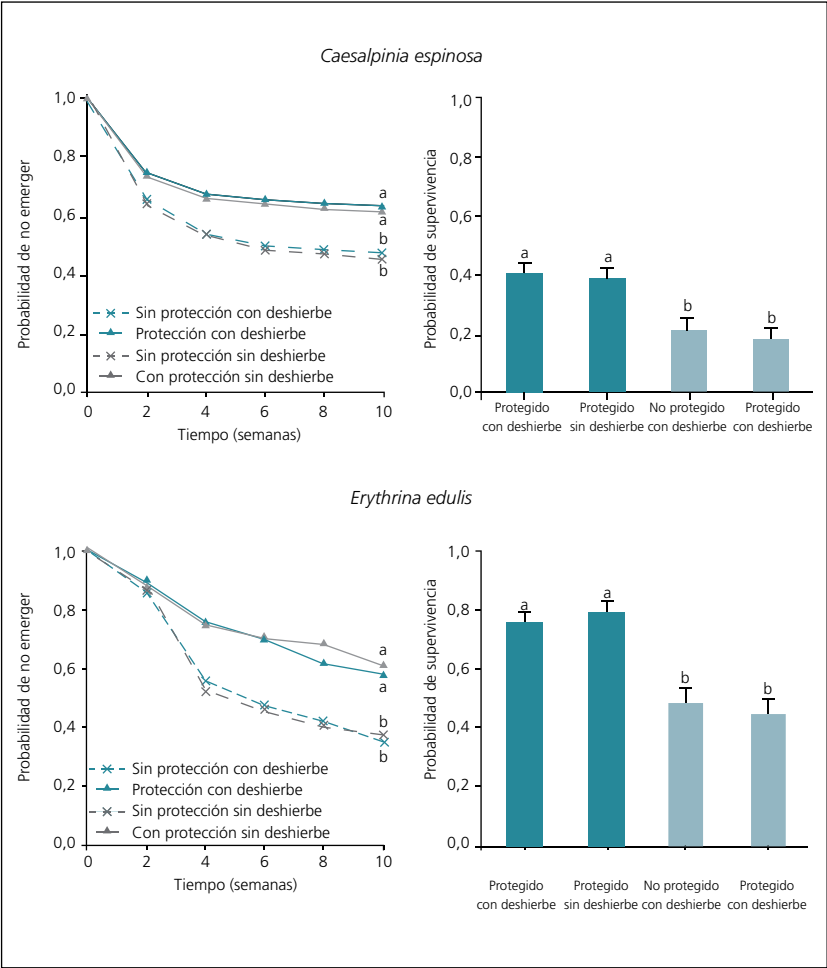
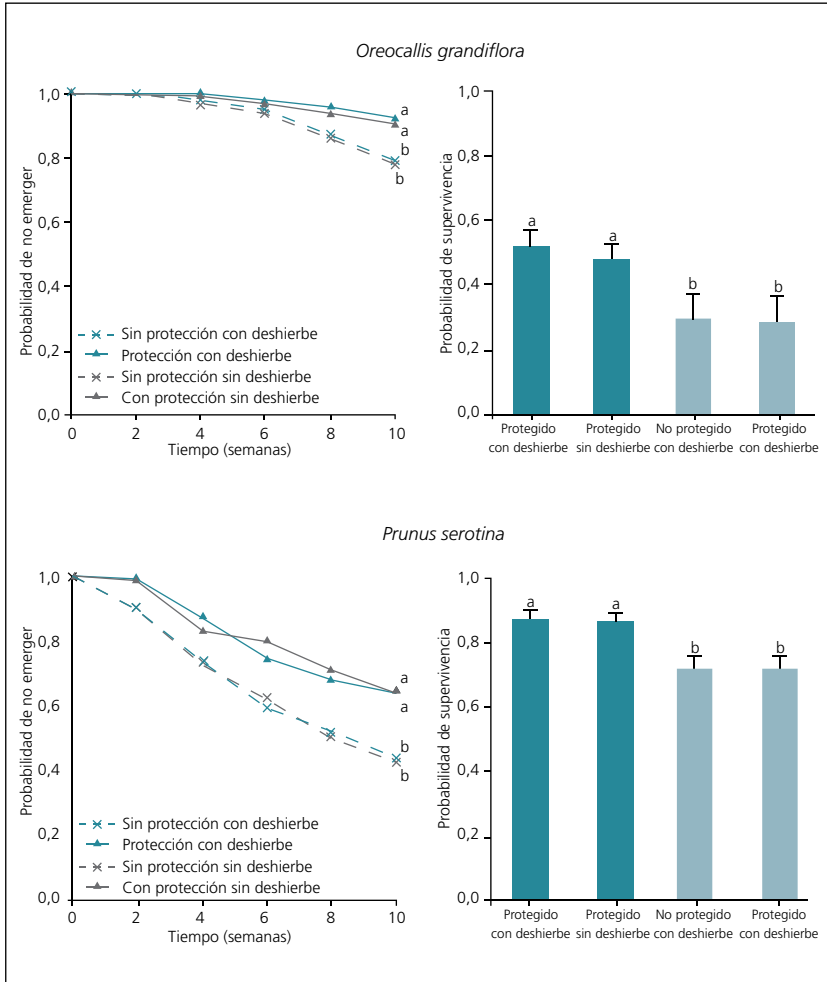
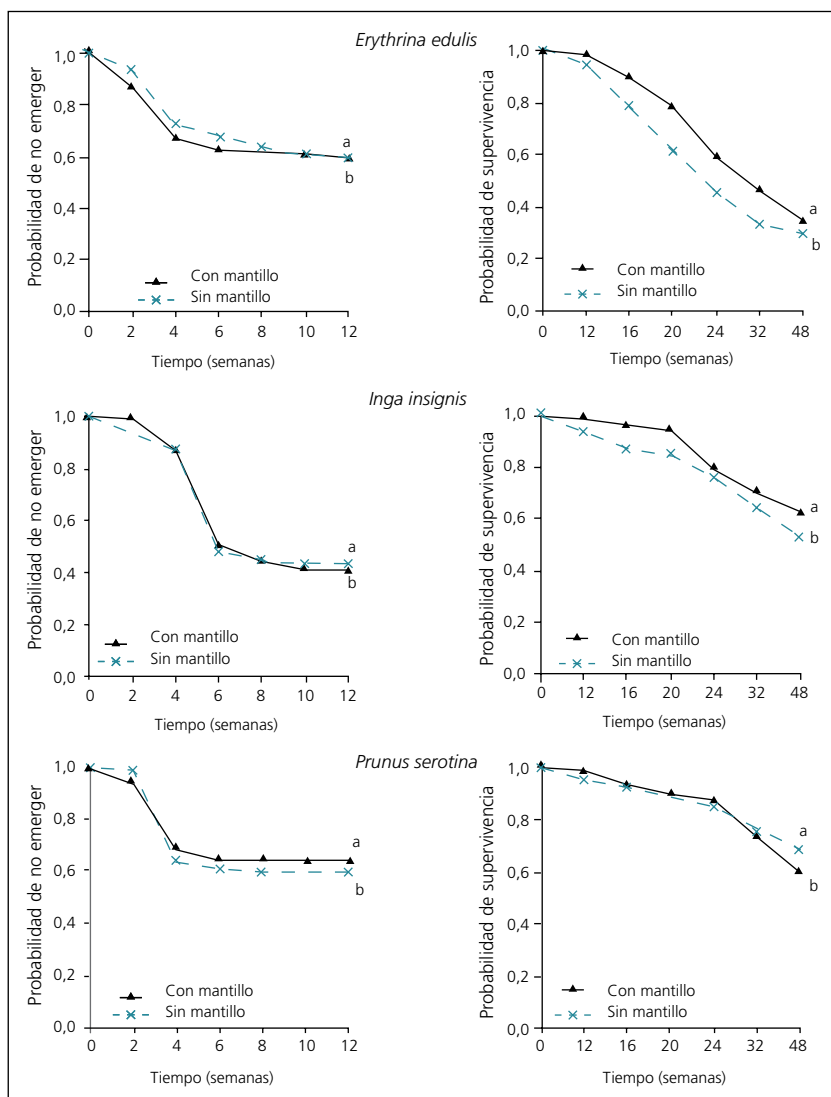


Figura 2.1. (continuación)



Nota: la columna izquierda presenta las probabilidades de emergencia nula de plántulas en un período de 10 semanas bajo cuatro tratamientos distintos. La columna derecha muestra las probabilidades de supervivencia de plántulas en un período de 24 semanas después de la siembra. Curvas o barras con la misma letra no difirieron significativamente ($p < 0,05$).

Figura 2.2. Experimento de mantillo del suelo en siembras directas



Nota: la columna izquierda presenta las probabilidades de emergencia nula de plántulas en un período de 12 semanas bajo dos tratamientos distintos. La columna derecha muestra las probabilidades de supervivencia de plántulas en un período de 48 semanas después de la siembra. Curvas con la misma letra no difirieron significativamente ($p < 0,05$).

Patrones de supervivencia de plántulas

Este análisis tomó como base cuantitativa el número de plántulas vivas registradas al final del período de emergencia para cada especie: 10 semanas para el primer experimento y 12 para el segundo. En el primero se calculó la probabilidad de supervivencia de esta población seis meses después de la siembra. En el segundo se realizó el análisis en varios períodos: cada cuatro semanas durante seis meses, luego a los ocho meses y, por último, a los 12 meses después de la siembra.

En el primer experimento, y para las cuatro especies, los tratamientos de siembra tuvieron un efecto significativo sobre las probabilidades de supervivencia ($\chi^2 = 10,80-49,65$; $p \leq 0,01$). Al igual que en los resultados de emergencia, el análisis de comparaciones múltiples por pares dio como resultado diferencias significativas entre los tratamientos con y sin protección ($p \leq 0,008$) y ninguna entre los tratamientos con deshierbe y sin él ($p = 1,00$) (figura 2.2). De igual forma, se registró un mayor número de plántulas sobrevivientes en los tratamientos con protección que en aquellos sin ella; para *C. spinosa*, 39,6 % frente a 19,9 %; para *E. edulis*, 72,4 % versus 46,6 %; en *O. grandiflora*, un 49,7 % frente a 29,3 %; y en *P. serotina*, un 87 % versus 71,9 %, respectivamente.

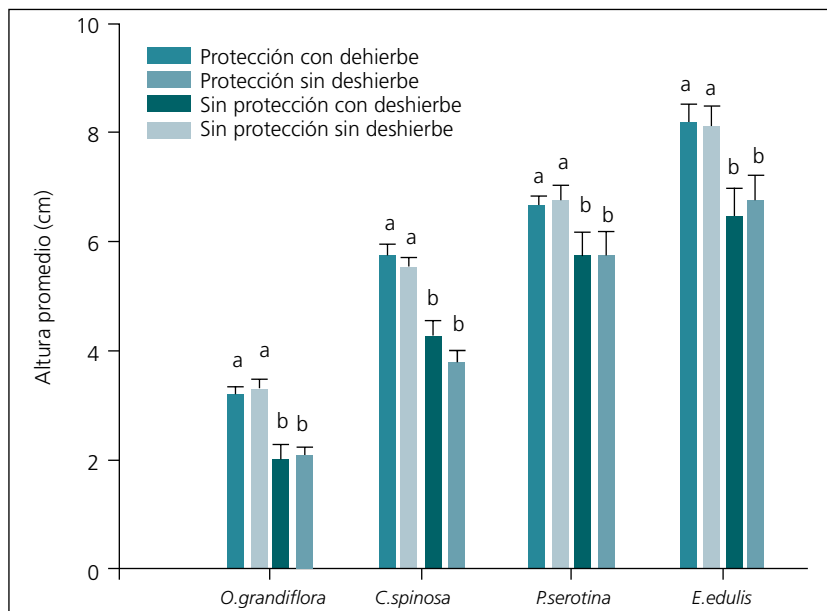
En el segundo experimento, las probabilidades de supervivencia no tuvieron diferencias significativas para las tres especies con respecto a la adición o ausencia de mantillo ($\chi^2 = 0,07-0,26$; $p > 0,07$) (figura 2.2). Sin embargo, para *E. edulis* y *P. serotina* se registró un mayor número de plántulas sobrevivientes en el tratamiento con mantillo en comparación con el que no lo tuvo: 34,92 % versus 29,82 % en *E. edulis* y 40,23 % versus 31,25 % en *P. serotina*. Para *I. insignis* se registró la tendencia contraria, es decir, más plántulas sobrevivientes en el tratamiento sin mantillo: 47,14 % versus 38,03 %.

Patrones de crecimiento

El primer experimento comparó los promedios de crecimiento de cada especie a las 24 semanas después de la siembra. En el segundo se tomaron tres medidas para cada especie a las 24, 32 y 48 semanas después de la siembra.

Para el primer experimento, los análisis ANOVA presentaron tendencias similares a los de emergencia y supervivencia de plántulas con respecto a los tratamientos de siembra. Es decir que el promedio de crecimiento para las cuatro especies difirió significativamente entre los tratamientos con y sin protección: *C. spinosa* ($F=15,385$; $p < 0,001$); *E. edulis* ($H= 47,652$; $p \leq 0,001$); *O. grandiflora* ($H = 6,861$; $p = 0,009$); *P. serotina* ($H = 41,54$; $p < 0,05$), y no se diferenció entre los tratamientos con y sin deshierbe ($p \leq 0,005$) (figura 2.3). En todos los casos, las plántulas crecieron más cuando fueron protegidas contra herbívoros.

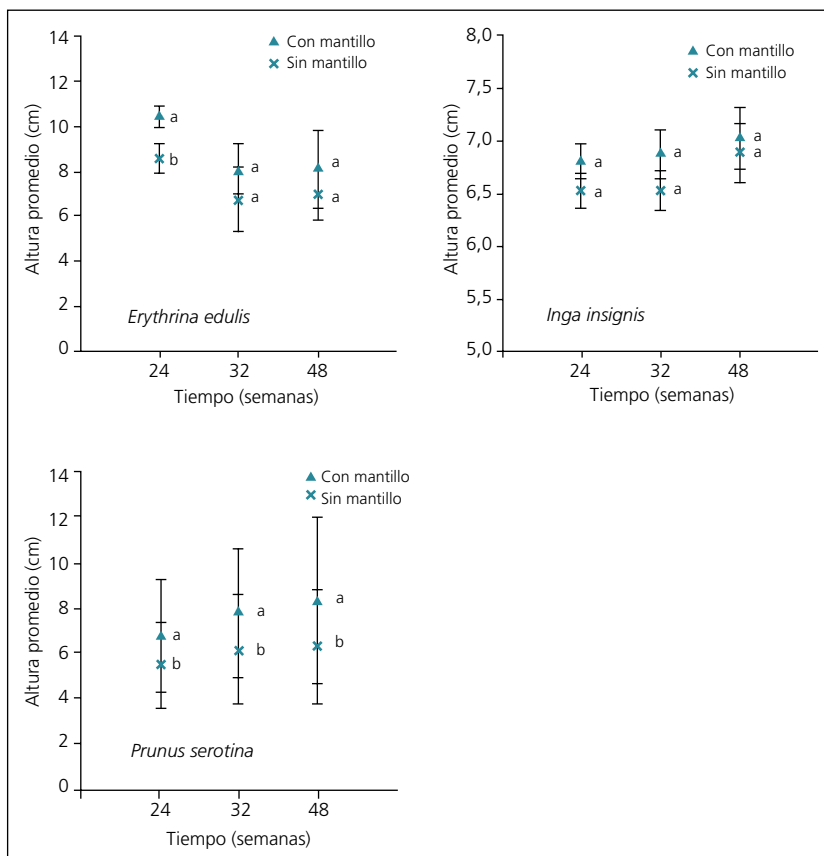
Figura 2.3. Experimento de deshierbe y protección contra herbívoros



Nota: altura promedio en un período de 24 semanas bajo cuatro tratamientos distintos de siembra directa. Barras con la misma letra no difirieron significativamente ($p \leq 0,05$).

Para el segundo experimento, los tratamientos de siembra (con mantillo y sin él) tuvieron efectos diferentes en los promedios de crecimiento de cada especie. Para *I. insignis* no hubo divergencias significativas entre los dos tratamientos en ninguno de los momentos de observación ($F = 0,09-0,47$; $p < 0,30$) (figura 2.4). En contraste, en *P. serotina* los promedios de crecimiento fueron significativamente mayores en los tratamientos con mantillo para los tres momentos de observación ($H = 11,0-12,47$; $p \leq 0,001$).

Figura 2.4. Experimento de mantillo del suelo



Nota: altura promedio en un período de 24, 32 y 48 semanas bajo dos tratamientos distintos de siembra directa. Barras con la misma letra no difirieron significativamente ($p \leq 0,05$).

Para *E. edulis* las diferencias se dieron solo en la semana 24 ($F = 5,261$ $p = 0,027$), siendo las plántulas con mantillo significativamente más altas. En esta especie no se registraron diferencias para las semanas 32 ($H = 26,0$; $p = 0,13$) y 48 ($F = 0,20$; $p = 0,66$), seguramente debido al descenso de crecimiento en estos dos últimos momentos.

Discusión

Los resultados de este estudio permiten recomendar la siembra directa como una técnica viable y de bajo costo para recuperar la cubierta forestal nativa en paisajes rurales de los Andes ecuatorianos. Este método de revegetación podría acomodarse fácilmente a la realidad financiera y geográfica de los agricultores del sur del país porque omite todos los costos asociados a la producción de plántulas en vivero (Woods y Elliot 2004; Sovu, Tigabu y Odén 2010; Cole et al. 2011; Crespo, Pintado y Pérez 2017; Meli et al. 2018). Dicho procedimiento también facilita el transporte del material vegetal a través de la geografía irregular de la serranía ecuatoriana. Por ejemplo, compárese los requerimientos de trasladar a una ladera empinada 10 000 plántulas en funda, cada una de 50 cm de alto y 2000 g de peso, con los de movilizar 10 000 semillas de 2 cm de diámetro y 0,05 g de peso cada una.

Las respuestas de las especies *Caesalpinia spinosa*, *Erythrina edulis*, *Inga insignis*, *Oreocallis grandiflora* y *Prunus serotina* a los tratamientos experimentales de estudio, permiten recomendarlas para la siembra directa en terrenos degradados con características biofísicas similares a las del valle del río Pamar, siguiendo las consideraciones que se describen a continuación.

Como primer paso, es imprescindible preparar correctamente los terrenos para la siembra. Esto implica remover completamente la vegetación herbácea o malezas y el labrado superficial del suelo. Estos procesos sencillos garantizan que las plantas sembradas no compitan con otra vegetación para acceder a la luz del sol, al agua y a nutrientes del suelo (Doust, Erskine y Lamb 2006; Schmidt 2008). Adicionalmente, y si existe financiamiento suficiente, se podría añadir un gel hidrofílico durante la siembra para aumentar la retención de agua en el suelo y evitar la muerte de plántulas por estrés hídrico (Chirino, Vilagrosa y Vallejo 2011; Minnick y Alward 2012).

En segunda instancia, se debe considerar la protección que requieren las plántulas en estadios iniciales para asegurar su supervivencia. Esta es una práctica de manejo común en ecosistemas áridos como el de este estudio (Aerts et al. 2007; Dick, Alexander y Moczygamba 2016). Los resultados del primer experimento resaltan el rol prominente que pueden tener los herbívoros para impedir la regeneración natural o asistida de vegetación en este tipo de ecosistemas, lo cual podría ser síntoma de una estructura trófica degradada (Davidson 1993; Schmitz 2008; Doust 2011). Los efectos negativos de la herbivoría son muy comunes en ecosistemas tropicales degradados como el sudoeste de Sri Lanka (Goodale et al. 2014), el centro-norte de Chile (Cuevas et al. 2013), el sur de México (García-Orth y Martínez-Ramos 2008) y el norte de Etiopía (Aerts et al. 2007), entre otros. En el presente estudio, la emergencia de plántulas, en promedio, fue 1,5 veces mayor en los cuadrantes con protección que en aquellos sin ella; la supervivencia, 2,6 veces mayor; y el crecimiento, 1,3 veces mayor. Por lo tanto, cualquier actividad de revegetación, sea con siembra directa o con plántulas de vivero, debería incluir estructuras de protección contra herbívoros. Recomendamos utilizar cilindros de malla de gallinero similares a los ya descritos.

La adición de un mantillo en la superficie del suelo también se recomienda como una estrategia para mejorar el éxito de la siembra directa (Schmidt 2008). A pesar de que las diferencias en la emergencia y supervivencia de plántulas no fueron significativas entre el suelo descubierto y el que fue cubierto con mantillo, los porcentajes de emergencia para *I. insignis* y *P. serotina* y de supervivencia para *E. edulis* y *P. serotina* fueron ligeramente mayores cuando el suelo contó con esta protección. Con respecto al crecimiento, los promedios fueron significativamente mayores con el suelo cubierto para las especies *E. edulis* y *P. serotina*. Estas diferencias podrían deberse a la creación de un microclima más estable en donde se reducen los extremos de temperatura y la evapotranspiración, que son factores de riesgo en etapas tempranas para establecer la vegetación (González-Sosa et al. 2001; Cook et al. 2011; Mollard, Naeth y Cohen-Fernández 2014; Silva y Vieira 2017). Además, la adición de un mantillo reduce el riesgo de invasión de malezas y evita que exista una competencia por agua y nutrientes

que podría incidir en la supervivencia y crecimiento de las plantas sembradas (Pereira, Laura y Souza 2013; Silva y Vieira 2017). Por estas razones, se recomienda cubrir el suelo con un mantillo vegetal, especialmente si este se puede conseguir fácilmente en los sitios de siembra.

Con respecto a las tasas de crecimiento, registramos un descenso en el promedio de altura para *E. edulis* en las semanas 32 y 48 luego de la siembra, que pudo deberse a una prolongada sequía en este período que afectó negativamente a la biomasa aérea de las plántulas. Sin embargo, en el último registro de crecimiento, a la semana 48, se puede observar un ligero incremento de altura por el apareamiento de nuevos brotes aéreos, confirmando el gran potencial de crecimiento de *E. edulis* señalado en otros estudios (Crespo 2014).

Con respecto al deshierbe como parte de la siembra directa, los resultados del primer experimento sugieren que las malezas no ejercen una presión competitiva importante en el valle del río Pamar. Por lo tanto, sería suficiente removerlas durante la preparación del terreno y después de un año de la siembra. Es probable que el potencial competitivo de la vegetación ruderal se deba a un bajo volumen anual de precipitación comparado con otros ecosistemas tropicales (Ewel 1999). Esta tendencia se ve reflejada en estudios realizados en ecosistemas con precipitación similar a la del valle del río Pamar (700-900 mm/año). Por ejemplo, el análisis realizado por Meli et al. (2018) en bosques semidecíduos de Brasil (1300 mm/año), en donde no fue necesario el deshierbe durante 24 semanas de observación. Asimismo, el estudio de Cabin et al. (2002) en bosques secos de Hawái, donde el deshierbe no afectó a la siembra directa de árboles (500 mm/año), y el de Pereira, Laura y Souza (2013), que concluye que el deshierbe no es necesario en la siembra directa de semillas mayores a 100 g de peso (1500 mm/año). En contraste, en estudios realizados en ecosistemas tropicales húmedos como Costa Rica y el sur de México, donde la precipitación anual supera los 2400 mm, el deshierbe se considera indispensable y fue aplicado dos o más veces por mes (Holl y Quiros-Nietzen 1999; García-Orth y Martínez-Ramos 2008).

Las inversiones para recuperar paisajes andinos degradados pueden tener un éxito limitado debido a barreras ecológicas (microclimas extremos,

herbivoría), socioeconómicas (altos costos, tenencia de tierra insegura) o tecnológicas (falta de conocimiento sobre manejo de especies) (Crespo 2014; Knoke et al. 2014). En este sentido, estudios como este pueden contribuir a superar estas barreras, al generar nuevo conocimiento sobre el manejo *in situ* de flora nativa, que contempla procesar semillas de manera adecuada; y al proponer técnicas de siembra que garanticen el prendimiento de las plantas, los requerimientos de mantenimiento y el tipo de especies que se adapten a las condiciones particulares de un ecosistema.

Finalmente, es importante recalcar que la información práctica e intuitiva de los finqueros del valle permitió que el conocimiento presentado aquí se generara de forma más rápida e eficiente. Sus recomendaciones fueron un excelente punto de partida para esta investigación y permitieron evitar un costoso proceso de prueba y error con docenas de especies. Por ende, consideramos que las iniciativas de restauración deben involucrar a los actores locales en todas sus etapas, de tal forma que estas logren sus objetivos sociales y ecológicos y sean sostenibles a largo plazo.

Referencias

- Acero Duarte, Luis Enrique, y Nancy Barrera Marín. 1996. *Chachafruto o balú* (*Erythrina edulis*, T.): *cultivo y aprovechamiento*. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia / Universidad Distrital Francisco José de Caldas.
- Aerts, Raf, Aklilu Negussie, Wouter Maes, Eva November, Martin Hermy y Bart Muys. 2007. "Restoration of Dry Afromontane Forest Using Pioneer Shrubs as Nurse-Plants for *Olea europaea* ssp. *cuspidata*". *Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration* 15 (1): 129-38. doi:10.1111/j.1526-100X.2006.00197.x
- Bonilla-Moheno, Martha y Karen D. Holl. 2010. "Direct Seeding to Restore Tropical Mature-Forest Species in Areas of Slash-and-Burn Agriculture". *Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration* 18 (S2): 438-45. doi:10.1111/j.1526-100X.2009.00580.x

- Brancalion, Pedro H. S., y Robin L. Chazdon. 2017. "Beyond hectares: four principles to guide reforestation in the context of tropical forest and landscape restoration". *Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration* 25 (4): 491-96. doi:10.1111/rec.12519
- Brancalion, Pedro H. S., y Juliano Van Melis. 2017. "On the Need for Innovation in Ecological Restoration". *Annals of the Missouri Botanical Garden* 102 (2): 227-36. doi:10.3417/2016034
- Bugalho, Miguel N., Inés Ibáñez y James S. Clark. 2013. "The effects of deer herbivory and forest type on tree recruitment vary with plant growth stage". *Forest Ecology and Management*, 308: 90-100. doi:10.1016/j.foreco.2013.07.036
- Cabin, Robert J., Stephen G. Weller, David H. Lorence, Susan Cordell y Lisa J. Hadway. 2002. "Effects of microsite, water, weeding, and direct seeding on the regeneration of native and alien species within a Hawaiian dry forest preserve". *Biological Conservation* 104 (2): 181-90. doi:10.1016/S0006-3207(01)00163-X
- Campos-Filho, Eduardo M., José N. M. N. Da Costa, Osvaldo L. De Sousa y Rodrigo G. P. Junqueira. 2013. "Mechanized Direct-Seeding of Native Forests in Xingu, Central Brazil". *Journal of Sustainable Forestry* 32 (7): 702-27. doi:10.1080/10549811.2013.817341
- Chazdon, Robin L. 2008. "Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands". *Science* 320 (5882): 1458-60. doi:10.1126/science.1155365
- Chirino, Esteban, Alberto Vilagrosa y V. Ramón Vallejo. 2011. "Using hydrogel and clay to improve the water status of seedlings for dryland restoration". *Plant and Soil* 344 (1-2): 99-110. doi:10.1007/s11104-011-0730-1
- Cole, Rebecca J., Karen D. Holl, C. L. Keene y Rakan A. Zahawi. 2011. "Direct seeding of late-successional trees to restore tropical montane forest". *Forest Ecology and Management* 261 (10): 1590-97. doi:10.1016/j.foreco.2010.06.038
- Collaguazo, José y Darío Díaz. 2013. "Generación de geoinformación para la gestión del territorio a nivel nacional". Perfil PN4-P135. <https://bit.ly/2Psv1zt>

- Cook, Kerri L., Wesley W. Wallender, Caroline S. Bledsoe, Gregory Pasternack y Shrini K. Upadhyaya. 2011. "Effects of Native Plant Species, Mycorrhizal Inoculum, and Mulch on Restoration of Reservoir Sediment Following Dam Removal, Elwha River, Olympic Peninsula, Washington". *Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration* 19 (2): 251-60. doi:10.1111/j.1526-100X.2009.00559.x
- Crespo, Antonio. 2014. "Direct seeding with native trees in south central Ecuador: Enhancing restoration potential with local knowledge". Tesis doctoral, Universidad de Florida.
- Crespo, Antonio, Karla Pintado y Héctor Pérez. 2017. "Influencia de la herbivoría y el deshierbe en la siembra directa de árboles nativos en un valle interandino del sur del Ecuador". En *Restauración del paisaje en Latinoamérica: Experiencias y perspectivas futuras*, editado por Marina Mazón, Juan Maita y Nikolay Aguirre, 97-108. Loja: Universidad Nacional de Loja / Condesan.
- Cuevas, Jaime G., Sergio I. Silva, Pedro León-Lobos y Rosanna Ginocchio. 2013. "Nurse effect and herbivory exclusion facilitate plant colonization in abandoned mine tailings storage facilities in north-central Chile". *Revista Chilena de Historia Natural* 86 (1): 63-74. doi:10.4067/S0716-078X2013000100006
- Davidson, Diane W. 1993. "The Effects of Herbivory and Granivory on Terrestrial Plant Succession". *Oikos* 68 (1): 25-35. doi:10.2307/3545305
- Day, Robert William, y Gerry P. Quinn. 1989. "Comparisons of Treatments After an Analysis of Variance in Ecology". *Ecological Monographs* 59 (4): 433-63. doi:10.2307/1943075
- Dick, Krysten, Heather D. Alexander y Jonathan D. Moczygemba. 2016. "Use of shelter tubes, grass-specific herbicide, and herbivore exclosures to reduce stressors and improve restoration of semiarid thornscrub forests". *Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration* 24 (6): 785-93. doi:10.1111/rec.12373
- Doust, Susan J. 2011. "Seed Removal and Predation as Factors Affecting Seed Availability of Tree Species in Degraded Habitats and Restoration Plantings in Rainforest Areas of Queensland, Australia". *Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration* 19 (5): 617-26. doi:10.1111/j.1526-100X.2010.00681.x

- Doust, Susan J., Peter D. Erskine y David Lamb. 2006. "Direct seeding to restore rainforest species: Microsite effects on the early establishment and growth of rainforest tree seedlings on degraded land in the wet tropics of Australia". *Forest Ecology and Management* 234 (1-3): 333-43. doi:10.1016/j.foreco.2006.07.014
- 2008. "Restoring rainforest species by direct seeding: tree seedling establishment and growth performance on degraded land in the wet tropics of Australia". *Forest Ecology and Management* 256 (5): 1178-88. doi:10.1016/j.foreco.2008.06.019
- Douterlungne, David, Samuel I. Levy-Tacher, Duncan J. Golicher y Francisco Román Dañobeytia. 2010. "Applying Indigenous Knowledge to the Restoration of Degraded Tropical Rain Forest Clearings Dominated by Bracken Fern". *Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration* 18 (3): 322-29. doi:10.1111/j.1526-100X.2008.00459.x
- Eichhorn, Markus P., Reuben Nilus, Stephen G. Compton, Sue E. Hartley y David F. R. P. Burslem. 2010. "Herbivory of tropical rain forest tree seedlings correlates with future mortality". *Ecology* 91 (4): 1092-101. doi:10.1890/09-0300.1
- Engel, Vera Lex, y John A. Parrotta. 2001. "An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central São Paulo state, Brazil". *Forest Ecology and Management* 152 (1-3): 169-81. doi:10.1016/S0378-1127(00)00600-9
- Ewel, Jack J. 1999. "Natural systems as models for the design of sustainable systems of land use". *Agroforestry Systems* 45 (1-3): 1-21. doi:10.1023/A:1006219721151
- García-Orth, Ximena, y Miguel Martínez-Ramos. 2008. "Seed Dynamics of Early and Late Successional Tree Species in Tropical Abandoned Pastures: Seed Burial as a Way of Evading Predation". *Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration* 16 (3): 435-43. doi:10.1111/j.1526-100X.2007.00320.x

- González-Sosa, Enrique, Isabelle Braud, Jean-Louis Thony, Michel Vauclin y Jean-Christophe Calvet. 2001. "Heat and water exchanges of fallow land covered with a plant-residue mulch layer: A modelling study using the three year MUREX data set". *Journal of Hydrology* 244 (3-4): 119-36. doi:10.1016/S0022-1694(00)00423-6
- Goodale, Uromi M., Graeme P. Berlyn, Timothy G. Gregoire, Kushan U. Tennakoon y Mark S. Ashton. 2014. "Differences in Survival and Growth Among Tropical Rain Forest Pioneer Tree Seedlings in Relation to Canopy Openness and Herbivory". *Biotropica: The Scientific Journal of the ATBC* 46 (2): 183-93. doi:10.1111/btp.12088
- Guariguata, Manuel R., y Rebecca Ostertag. 2001. "Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics". *Forest Ecology and Management* 148 (1-3): 185-206. doi:10.1016/S0378-1127(00)00535-1
- Günter, Sven, Paul González, Guido Álvarez, Nikolay Aguirre, Ximena Palomeque, Frank Haubrich y Michael Weber. 2009. "Determinants for successful reforestation of abandoned pastures in the Andes: Soil conditions and vegetation cover". *Forest Ecology and Management* 258 (2): 81-91. doi:10.1016/j.foreco.2009.03.042
- Himley, Matthew. 2009. "Nature conservation, rural livelihoods, and territorial control in Andean Ecuador". *Geoforum* 40 (5): 832-42. doi:10.1016/j.geoforum.2009.06.001
- Holl, Karen D. 2017. "Restoring tropical forests from the bottom up". *Science* 355 (6324): 455-56. doi:10.1126/science.aam5432
- Holl, Karen D., Michael E. Loik, Eleanor H. V. Lin e Ivan A. Samuels. 2000. "Tropical Montane Forest Restoration in Costa Rica: Overcoming Barriers to Dispersal and Establishment". *Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration* 8 (4): 339-49. doi:10.1046/j.1526-100x.2000.80049.x
- Holl, Karen D., y Edgar Quiros-Nietzen. 1999. "The effect of rabbit herbivory on reforestation of abandoned pasture in southern Costa Rica". *Biological Conservation* 87 (3): 391-95. doi:10.1016/S0006-3207(98)00051-2

- Knoke, Thomas, Jörg Bendix, Perdita Pohle, Ute Hamer, Patrick Hildebrandt, Kristin Roos, Andrés Gerique, María L. Sandoval, Lutz Breuer, Alexander Tischer, Brenner Silva, Baltazar Calvas, Nikolay Aguirre, Luz M. Castro, David Windhorst, Michael Weber, Bernd Stimm, Sven Günter, Ximena Palomeque, Julio Mora, Reinhard Mosandl y Erwin Beck. 2014. "Afforestation or intense pasturing improve the ecological and economic value of abandoned tropical farmlands". *Nature Communications* 5 (5612). doi:10.1038/ncomms6612
- MAE (Ministerio del Ambiente de Ecuador). 2013. *Modelo bioclimático para la representación de ecosistemas del Ecuador continental*. Quito: MAE.
- McNair, James N., Anusha Sunkara y Daniel Frobish. 2012. "How to analyze seed germination data using statistical time-to-event analysis: Non-parametric and semi-parametric methods". *Seed Science Research* 22 (2): 77-95. doi:10.1017/S0960258511000547
- Meli, Paula, Ingo Isernhagen, Pedro H. S. Brancalion, Elaine C. C. Isernhagen, Maurel Behling y Ricardo R. Rodrigues. 2018. "Optimizing seeding density of fast-growing native trees for restoring the Brazilian Atlantic Forest". *Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration* 26 (2): 212-19. doi:10.1111/rec.12567
- Minga Ochoa, Danilo, y Adolfo Verdugo Navas. 2016. *Árboles y arbustos de los ríos de Cuenca*. Cuenca: Universidad del Azuay / Editorial Don Bosco.
- Minnick, Tamera J., y Richard D. Alward. 2012. "Soil moisture enhancement techniques aid shrub transplant success in an arid shrubland restoration". *Rangeland Ecology & Management (Journal of Range Management Archives)* 65 (3): 232-40. doi:10.2111/REM-D-10-00133.1
- Mollard, Federico P. O., M. Anne Naeth y Anayansi Cohen-Fernández. 2014. "Impacts of mulch on prairie seedling establishment: Facilitative to inhibitory effects". *Ecological Engineering*, 64: 377-84. doi:10.1016/j.ecoleng.2014.01.012

- Murcia, Carolina, Manuel R. Guariguata, Ángela Andrade, Germán Ignacio Andrade, James Aronson, Elsa Matilde Escobar, Andrés Etter, Flavio H. Moreno, Wilson Ramírez y Elena Montes. 2016. "Challenges and Prospects for Scaling-up Ecological Restoration to Meet International Commitments: Colombia as a Case Study". *Conservation Letters: A Journal of the Society for Conservation Biology* 9 (3): 213-20. doi:10.1111/conl.12199
- Palomeque, Ximena. 2012. "Natural succession and tree plantation as alternatives for restoring abandoned lands in the Andes of Southern Ecuador: Aspects of facilitation and competition". Tesis doctoral, Universidad Técnica de Múnich.
- Pennington, Terrence D., y Nixon Revelo. 1997. *El género Inga en el Ecuador: morfología, distribución y usos*. Londres: Royal Botanical Gardens, Kew.
- Pereira, Silvia Rahe, Valdemir A. Laura y Andréa L. T. Souza. 2013. "Establishment of Fabaceae Tree Species in a Tropical Pasture: Influence of Seed Size and Weeding Methods". *Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration* 21 (1): 67-74. doi:10.1111/j.1526-100X.2011.00858.x
- Pintado, Karla Estefanía. 2016. "Influencia del microclima y labrado del suelo en la siembra directa de *Oreocallis grandiflora* en dos ecosistemas degradados del sur del Ecuador". Trabajo de grado, Universidad del Azuay.
- Reynel, Carlos, y Jaime León. 1990. *Árboles y arbustos andinos para agroforestería y conservación de suelos*. Lima: Dirección General de Forestal y Fauna / Ministerio de Agricultura.
- Rhoades, Charles C., Gregory E. Eckert y David C. Coleman. 1998. "Effect of Pasture Trees on Soil Nitrogen and Organic Matter: Implications for Tropical Montane Forest Restoration". *Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration* 6 (3): 262-70. doi:10.1046/j.1526-100X.1998.00639.x
- Román, Francisco, Rivieth de Liones, Adriana Sautu, José Deago y Jefferson S. Hall. 2012. *Guía para la propagación de 120 especies de árboles nativos de Panamá y el neotrópico*. Cali: Environmental Leadership and Training Initiative / Yale School of Forestry and Environmental Studies.

- Sánchez de Lorenzo-Cáceres, José. 2009. *Guía de las plantas ornamentales*. Murcia: Mundi-Prensa Libros.
- Schmidt, Lars. 2008. "A review of direct sowing versus planting in tropical afforestation and land rehabilitation". *Development and Environment Series*, 10. <https://bit.ly/2lXGMja>
- Schmitz, Oswald J. 2008. "Herbivory from Individuals to Ecosystems". *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 39: 133-52. doi:10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173418
- Shoo, Luke P., y Carla P. Catterall. 2013. "Stimulating natural regeneration of tropical forest on degraded land: Approaches, outcomes, and information gaps". *Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration* 21 (6): 670-77. doi:10.1111/rec.12048
- Silva, Raíssa R. P., Daniel R. Oliveira, Gustavo P. E. da Rocha y Daniel Luís Vieira. 2015. "Direct seeding of Brazilian savanna trees: Effects of plant cover and fertilization on seedling establishment and growth". *Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration* 23 (4): 393-401. doi:10.1111/rec.12213
- Silva, Raíssa R. P., y Daniel Luís Vieira. 2017. "Direct seeding of 16 Brazilian savanna trees: Responses to seed burial, mulching and an invasive grass". *Applied Vegetation Science: Conservation, Restoration and Survey of Plant Communities* 20 (3): 410-21. doi:10.1111/avsc.12305
- Sovu, Patrice Savadogo, Mulualet Tigabu y Per Christer Odén. 2010. "Restoration of Former Grazing Lands in the Highlands of Laos Using Direct Seeding of Four Native Tree Species". *Mountain Research and Development* 30 (3): 232-43. doi:10.1659/MRD-JOURNAL-D-10-00031.1
- Torre, Lucía de la, Hugo Navarrete, Priscilla Muriel M., Manuel J. Macía y Henrik Balslev, eds. 2008. *Enciclopedia de las Plantas Útiles del Ecuador*. Quito: Herbario QCA de la Escuela de Ciencias Biológicas de la Pontificia Universidad Católica del Ecuador / Herbario AAU del Departamento de Ciencias Biológicas de la Universidad de Aarhus.
- Ulloa, Carmen, y Peter Jørgensen. 1995. *Árboles y arbustos de los Andes del Ecuador*. 2.^a ed. Quito: Editorial Abya-Yala.

- Valencia, Renato, Carlos Cerón, Walter Palacios y Rodrigo Sierra. 1999. "Las formaciones naturales de la Sierra del Ecuador". En *Propuesta preliminar de un sistema de clasificación de la vegetación para el Ecuador continental*, editado por Rodrigo Sierra, 79-108. Quito: Proyecto INEFAN-GEF-BIRF / EcoCiencia.
- Vargas Ríos, Orlando, y Laura Pérez-Martínez, eds. 2014. *Semillas de plantas de páramo: Ecología y métodos de germinación aplicados a la restauración ecológica*. Bogotá: Grupo de Restauración Ecológica / Universidad Nacional de Colombia.
- Vieira, Daniel Luís, Victor Vinícius de Lima, Anderson Cassio Sevilha y Alidicir Scariot. 2008. "Consequences of dry-season seed dispersal on seedling establishment of dry forest trees: Should we store seeds until the rains?". *Forest Ecology and Management* 256 (3): 471-81. doi:10.1016/j.foreco.2008.04.052
- Woods, Kevin, y Stephen Elliott. 2004. "Direct seeding for forest restoration on abandoned agricultural land in northern Thailand". *Journal of Tropical Forest Science* 16 (2): 248-59. <https://bit.ly/2NJ8WKP>