



Madera y Bosques

ISSN: 1405-0471

mabosque@inecol.edu.mx

Instituto de Ecología, A.C.

México

Williams-Linera, Guadalupe; López-Barrera, Fabiola; Bonilla-Moheno, Martha  
Estableciendo la línea de base para la restauración del bosque de niebla en un paisaje  
periurbano

Madera y Bosques, vol. 21, núm. 2, 2015, pp. 89-101

Instituto de Ecología, A.C.

Xalapa, México

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=61740807007>

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

redalyc.org

Sistema de Información Científica

Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal

Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto



# Estableciendo la línea de base para la restauración del bosque de niebla en un paisaje periurbano

## Establishing the baseline for cloud forest restoration in a peri-urban landscape

Guadalupe Williams-Linera<sup>1,\*</sup>, Fabiola López-Barrera<sup>1</sup> y Martha Bonilla-Moheno<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Instituto de Ecología, A.C. Red de Ecología Funcional.  
Veracruz, México. fabiola.lopez@inecol.mx

<sup>2</sup> Instituto de Ecología, A.C. Red de Ambiente y Sosten-  
tabilidad. Veracruz, México. martha.bonilla@inecol.mx

\* Autor de correspondencia.  
guadalupe.williams@inecol.mx

### RESUMEN

La mayor amenaza al bosque mesófilo de montaña en los alrededores de Xalapa, Veracruz, es la conversión a asentamientos humanos y urbanización, por lo que la restauración ecológica de este bosque en áreas periurbanas representa una acción decisiva para la recuperación y reconexión de áreas verdes y remanentes de bosque. En este artículo se describen las condiciones ecológicas iniciales que constituyen la línea de base para impulsar un proyecto de restauración ecológica de un bosque a partir de un potrero abandonado en un paisaje periurbano. La línea de base se estableció con información sobre 1) la historia de uso del suelo, 2) la variabilidad temporal y espacial de las características abióticas (microclima) y bióticas (estructura de la vegetación y composición florística) y 3) la resiliencia del ecosistema reflejada en el potencial de regeneración a partir del banco y lluvia de semillas. La línea de base condujo a implementar acciones de restauración activa (*i.e.*, plantaciones multiespecíficas), y de restauración pasiva (*i.e.*, supresión del disturbio); estos ensayos formarán parte de las exhibiciones permanentes del Jardín Botánico Francisco Javier Clavijero para informar sobre el prolongado y complejo proceso de recuperar un bosque periurbano.

**PALABRAS CLAVE:** bosque mesófilo de montaña, bosque periurbano, potrero abandonado, restauración ecológica, sucesión secundaria.

### ABSTRACT

The greatest threat to the cloud forest around Xalapa, Veracruz, is the conversion to human settlements and urbanization, therefore ecological restoration of this forest in peri-urban areas represents a decisive action for recovery and reconnection of green areas and forest remnants. This article describes the initial ecological conditions or baseline of an ecological restoration project from an abandoned pasture in a peri-urban landscape. The baseline was established with information about 1) history of land use, 2) temporal and spatial variability of abiotic (climate) and biotic (vegetation structure and floristic composition) characteristics of the site, and 3) the ecosystem resilience as regeneration potential from soil seed banks and seed rain. The baseline results guided the active restoration (*i.e.*, multi-species plantations), and passive restoration (*i.e.*, suppression of disturbance) actions. Active and passive restoration areas will be part of public displays of the Francisco Javier Clavijero Botanical Garden to inform about the long and complex process to recover a peri-urban cloud forest.

**KEY WORDS:** cloud forest, peri-urban forest, abandoned pasture, ecological restoration, secondary succession.

### INTRODUCCIÓN

El bosque mesófilo de montaña (BMM) de los alrededores de Xalapa, Veracruz, México, es único por su alta biodiversidad y relevancia científica ya que más de 100 especies

fueron originalmente descritas a partir de ejemplares colectados en la localidad (Williams-Linera, 2007). Sin embargo, los últimos relictos de este bosque se encuentran degradados y fragmentados principalmente por activida-

des relacionadas con la expansión urbana (Williams-Linera *et al.*, 2002; Lemoine, 2012). Fomentar las condiciones que permitan la existencia y conectividad de los bosques periurbanos y áreas verdes, resulta una tarea de crítica importancia para la conservación de la biodiversidad en regiones con tasas aceleradas de urbanización (Grau *et al.*, 2008). De esta forma, la restauración ecológica del BMM en áreas periurbanas representa una acción decisiva para la recuperación y reconexión de áreas verdes y remanentes de bosque.

La restauración ecológica se define como el proceso de asistir en la recuperación de áreas que han sido degradadas o destruidas (SER, 2004). En las últimas décadas, la restauración de los bosques tropicales se ha convertido en una actividad prioritaria con el fin de recuperar la biodiversidad y servicios ambientales que se han mermado debido a la degradación, fragmentación y reducción de la superficie forestal mundial (SER, 2004; Chazdon, 2008). En general, las técnicas utilizadas para la restauración de bosques se dividen en dos grandes rubros: restauración pasiva y restauración activa. El principio de la restauración pasiva radica en que la protección del sitio contra los principales factores de estrés o disturbio facilitará que se detonen los procesos de sucesión y colonización natural (Lamb y Gilmour, 2003; Clewell *et al.*, 2005). La restauración activa, por otro lado, involucra además de la protección, la intervención por medio de manejo de la sucesión secundaria (*i.e.*, enriquecimiento o eliminación de especies), establecimiento de plantaciones, siembra directa de semillas o núcleos de establecimiento de una o varias especies (Holl *et al.*, 2000; Lamb y Gilmour, 2003; Reis *et al.*, 2010; Zahawi *et al.*, 2013).

Para garantizar el éxito de un proyecto de restauración, se debe llevar a cabo una evaluación previa a su ejecución en la que se caractericen tanto las condiciones ecológicas iniciales del sitio o la línea de base, como las del ecosistema de referencia (SER, 2004). La caracterización inicial ayudará a determinar las mejores prácticas, así como los indicadores más adecuados para seguir la trayectoria de recuperación del sitio (Holl y Aide, 2011; SER, 2004). Idealmente, esta caracterización inicial debe

incluir: 1) la historia de uso del suelo; 2) la descripción de variabilidad espacial y temporal de las características abióticas y bióticas del sitio; y 3) información sobre la capacidad de resiliencia del ecosistema (*e.g.*, disponibilidad de propágulos y regeneración de avanzada; Clewell *et al.*, 2005; Holl y Aide, 2011).

## OBJETIVOS

El objetivo de este estudio fue establecer las condiciones ecológicas que conforman la línea de base para la restauración de un BMM a partir de un potrero abandonado en un contexto periurbano. En el corto y mediano plazo, esta experiencia tendrá el doble propósito de establecer un experimento de ecología de la restauración y promover el valor y beneficio local que se obtiene a partir de la restauración del bosque de niebla regional.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El área de estudio está conformada por 2.9 ha localizadas a 2.5 km de la ciudad de Xalapa, Veracruz, México, a una altitud de 1280 m (Fig. 1). El sistema de referencia es la comunidad de bosque mesófilo del Santuario del Bosque de Niebla (Fig. 1). Ambas áreas pertenecen al Instituto de Ecología, A.C. (INECOL). El clima es templado y húmedo con tres estaciones bien definidas: seca-fría (noviembre a marzo), seca-cálida (abril y mayo) y húmeda-cálida (junio a octubre). El suelo, derivado de cenizas volcánicas, fue clasificado como Cambisol ándico (Quantin y Geissert, 1988; IUSS, 2006), sin embargo, fue severamente modificado en los sitios de estudio por procesos erosivos de origen antropogénico (García, 2015).

El sitio a restaurar fue potrero, al menos, por 60 años y nunca fue quemado. Inicialmente era de vacas lecheras, pero en los años siguientes se cambió a ganado de engorda y venta de carne. Antes de ser convertido a potrero, la cobertura dominante fue de bosque mesófilo de montaña. Dentro del sitio hay un manantial rodeado de árboles del dosel y sotobosque remanentes del bosque original (ca. 0.2 ha), lo que mantiene la suficiente humedad para que

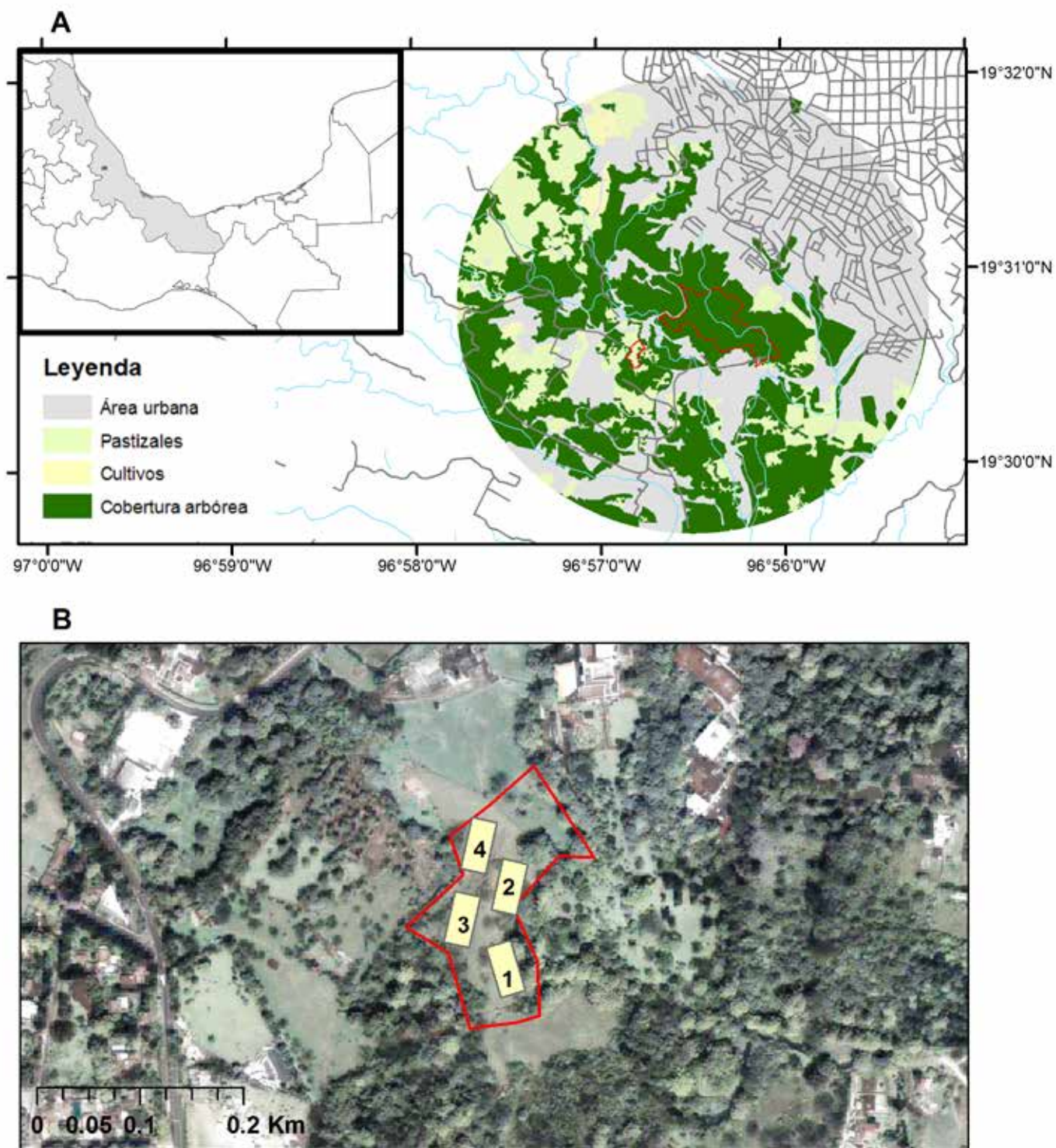


FIGURA 1. A. Ubicación del sitio de restauración (potrero de 2.9 ha) y el bosque de referencia (Santuario del bosque de Niebla de 30 ha; polígonos rojos) en el centro de Veracruz, México. Se muestran los ríos permanentes (líneas azules), calles (líneas grises) y los tipos de uso de suelo en un radio de 2 km de los sitios de estudio. B. Ubicación de las cuatro parcelas de estudio dentro del sitio de restauración sobre una imagen de satélite de alta resolución (IKONOS, 2007).

sigla brotando abundante agua. El ganado fue extraído en diciembre de 2011 para iniciar el proceso de restauración.

### Diseño experimental

Para evaluar las características iniciales del sitio, se establecieron cuatro parcelas permanentes de 40 m × 40 m rodeadas por una franja > 10 m para mitigar efectos de borde. Dentro de cada parcela se establecieron lotes pareados de 15 m × 15 m separados entre sí por una zona de amortiguamiento de 5 m de ancho. Estas parcelas posteriormente se utilizaron para establecer los ensayos de restauración ecológica activa y pasiva. El bosque de referencia se describió a partir de información sobre la composición de especies leñosas y estructura de la vegetación obtenida a partir de bases de datos, artículos y mediciones *in situ*.

Las variables utilizadas para caracterizar la línea de base del potrero incluyeron el microclima, la estructura y composición de la vegetación, la biomasa de pasto, y la disponibilidad de propágulos en el banco de semillas del suelo y en la lluvia de semillas. Las variables abióticas se midieron en las parcelas y en el bosque. Entre los lotes de cada parcela y en el bosque se colocó un sensor (*i-button*) de temperatura y otro sensor de temperatura y humedad relativa. Los sensores se colocaron a una altura de 1.5 m en troncos y registraron las variables de microclima (a intervalos de dos horas) de septiembre 2012 a enero 2014.

La caracterización inicial de la estructura de la vegetación leñosa y la composición florística del potrero se llevó a cabo en cada uno de los ocho lotes de 15 m × 15 m durante agosto y septiembre de 2012. En estos lotes, a todos los individuos de 1.5 m o más de altura se les colocó una etiqueta metálica numerada, se contaron y se les midió el diámetro a 1.3 m de altura (dap). La vegetación del estrato herbáceo se midió en un sublote de 2 m × 2 m ubicado al azar dentro de cada lote. En estos sublotes se estimó la altura y la cobertura de pasto y se contó el número de individuos de menos de 1.5 m de altura de otras formas de vida. Las plantas se colectaron y se identificaron en el herbario XAL del INECOL.

La estructura de la vegetación leñosa se describió como altura promedio (m) y altura máxima (m), área

basal (m<sup>2</sup>/ha) y densidad de árboles de 1.5 m de altura o mayores (número de individuos por hectárea). El índice de valor de importancia (IVI) de las especies leñosas se estimó mediante la fórmula:

$$IVI = (\text{frecuencia relativa} + \text{densidad relativa} + \text{dominancia relativa})/3.$$

Para explorar el papel del pasto estrella como supresor del proceso de regeneración del bosque, se determinó su biomasa aérea y subterránea. Se establecieron ocho repeticiones, cada una adyacente a los lotes de 15 m × 15 m mencionados arriba. La biomasa aérea se colectó cortando a ras de suelo el pasto en ocho muestras de 50 cm × 50 cm; la biomasa de raíces se colectó a partir de muestras de suelo hasta 40 cm de profundidad. Cada muestra de biomasa aérea y de raíces se colocó en una bolsa de plástico por separado y se transportó al laboratorio donde todas las raíces se extrajeron cuidadosamente del suelo mediante lavados con agua. Las muestras de biomasa aérea y subterránea se secaron al aire y se pesaron.

### Banco de semillas y lluvia de semillas

Para evaluar el papel potencial de los bancos de semillas como catalizadores de la recuperación del bosque, en cada lote de 15 m × 15 m, se colectó una muestra de suelo de 30 cm × 30 cm × 5 cm de profundidad. Las ocho muestras de suelo se transportaron a un invernadero donde se esparcieron en charolas de germinación. Diariamente, durante cinco meses, las charolas se regaron, y se contaron e identificaron las plántulas germinadas. Las plántulas se identificaron en el invernadero o se trasplantaron a macetas para que completaran su desarrollo y pudieran ser identificadas; se hicieron ejemplares testigo para el herbario XAL. A partir de estos datos se determinó la composición de las especies presentes en el banco de semillas y se calculó la densidad de semillas en el banco del suelo.

Con el fin de evaluar el potencial de recuperación a partir de la entrada de propágulos de especies leñosas, se determinó el número de semillas e identidad en la lluvia de semillas. La colecta de lluvia de semillas se realizó men-



sualmente mediante 16 trampas cónicas de 0.60 m de diámetro y 1.20 m de alto; se colocaron dos trampas en cada lote de 15 m × 15 m. Las semillas se identificaron con ejemplares en fructificación o en el herbario XAL.

Para evaluar si la remoción de pasto estrella facilitaría la germinación y el crecimiento de los propágulos, se establecieron tres tratamientos en lotes experimentales de 1 m × 1 m con ocho repeticiones adyacentes a los lotes donde se midió la biomasa de pasto. Los tratamientos fueron 1) testigo sin remoción de pasto; 2) remoción de pasto una vez al comienzo del experimento; y 3) con remoción mensual de pasto durante seis meses.

### Restauración pasiva y activa

Durante la estación húmeda-cálida del 2012, dentro de cada parcela de 40 m × 40 m, se seleccionó al azar uno de los dos lotes de 15 m × 15 m para representar el proceso de regeneración o restauración pasiva, mientras que el otro lote se utilizó para restauración activa. El lote destinado a restauración pasiva no fue manipulado con el fin de documentar un proceso de sucesión secundaria. En cambio, en cada lote de restauración activa se sembraron 100 plantas de 5 especies (20 plantas por especie), separadas 1.5 m con el fin de crear una plantación densa que sea capaz de competir con los pastos. Las especies leñosas seleccionadas fueron *Dendropanax arboreus* (cucharo), *Magnolia dealbata* (magnolia), *Juglans pyriformis* (nogal) y dos especies de encinos (*Quercus pinnatifidula* y *Q. sartorii*). El criterio de selección incluyó que fueran especies nativas al bosque, que representaran diferente estatus sucesional y su disponibilidad en el vivero local. Después de un año se monitoreó la supervivencia y crecimiento de cada planta. La tasa de crecimiento relativo en altura se calculó como:  $TCR = (\ln V_2 - \ln V_1) / (t_2 - t_1)$ , donde  $V_1$  y  $V_2$  son los valores de altura en tiempo 1 ( $t_1$ ) y tiempo 2 ( $t_2$ ).

### Análisis estadístico

Las variables de respuesta (cobertura y altura de pasto estrella, riqueza de especies, número de individuos, área basal, y altura de otras plantas) se analizaron mediante análisis de devianza (distribución  $X^2$ ) usando modelos

lineales generalizados (GLM) en el programa R versión 3.1.1 (R Core Team, 2014). Para las variables continuas se usó la distribución normal con liga identidad y para variables discretas se usó la distribución de Poisson con liga logaritmo. La diferencia en biomasa de pasto entre lotes se analizó con una prueba de rangos no paramétrica de Wilcoxon. Los valores que se presentan son media y error estándar entre paréntesis.

## RESULTADOS

### Calidad de la matriz del paisaje

Al trazar un radio de 2 km, tomando como centro el potrero a restaurar, se encontró que aunque en los alrededores dominan las áreas urbanas (44.27%), la cobertura arbórea es relativamente alta (40.26%), siendo menos dominantes los potreros (14.29%) y los cultivos (1.18%) (Fig. 1). La cobertura arbórea incluye bosques perturbados, cafetales, acahuals y bosques plantados, en algunos casos con especies introducidas (Fig. 1 b).

### Microambiente

En el potrero abandonado, la temperatura media anual fue de 17.8 °C (0.6 °C), mientras que en el bosque fue de 16.5 °C (0.7 °C). En el potrero, las temperaturas media máxima y mínima alcanzaron 24.8 °C (0.6 °C) y 12.7 °C (0.8 °C), mientras que en el bosque llegaron a 20.1 °C (0.7 °C) y 13.0 °C (0.8 °C) °C, respectivamente. La humedad relativa media fue de 87.9% (0.8%) en el potrero y de 94.9% (0.3%) en el bosque. A lo largo del año el intervalo de variación de la temperatura y la humedad relativa es mayor en el potrero que en el bosque.

A un año de que el ganado fue retirado del sitio, el pasto estrella alcanzó una biomasa aérea media de 1810 g/m<sup>2</sup> (180 g/m<sup>2</sup>) y una biomasa de raíces de 508 g/m<sup>2</sup> (71 g/m<sup>2</sup>). La heterogeneidad del potrero se apreciaba mediante la variación entre parcelas; sin embargo, no se detectaron diferencias estadísticas (prueba Wilcoxon,  $X^2 = 0.97$ ,  $gl = 7$ ,  $P = 0.99$ ).

### Estructura y composición de la vegetación

La línea de base de la composición de especies de árboles, arbustos, hierbas y bejucos registradas en el potrero aban-

donado se presenta en el Apéndice 1. La estructura de la vegetación se presenta por parcela debido al interés de detectar en tiempo cero la heterogeneidad del sitio. La alta heterogeneidad del sitio se puede apreciar tanto en la cobertura y la altura del pasto estrella como en la estructura de la vegetación leñosa (Tabla 1).

La cobertura del pasto estrella fue cercana a 100% excepto en la parcela 3 (análisis de devianza,  $X^2 = 20.8$ ,  $gl = 3$ ,  $P < 0.0001$ ), alcanzando una altura mayor a 1 m en tres de cuatro parcelas ( $X^2 = 21.7$ ,  $gl = 3$ ,  $P < 0.0001$ ). Para individuos menores a 1.5 m de altura, la riqueza de especies varió espacialmente, en general se registraron entre 8 y 17 especies, excepto en la parcela 3 donde la riqueza alcanzó 26 especies de diferentes formas de vida (análisis de devianza,  $X^2 = 14.4$ ,  $gl = 3$ ,  $P = 0.0024$ ; Tabla 1).

El área basal fue similar entre parcelas (análisis de devianza,  $X^2 = 1.35$ ,  $gl = 3$ ,  $P = 0.72$ ) aunque la densidad de plantas leñosas varió ( $X^2 = 209.2$ ,  $gl = 3$ ,  $P < 0.0001$ ), siendo mayor en la parcela 3. La altura media varió entre parcelas ( $X^2 = 12.3$ ,  $gl = 3$ ,  $P = 0.006$ ) siendo mayor en la parcela 2, mientras que la altura máxima ( $X^2 = 9.2$ ,  $gl = 3$ ,  $P = 0.026$ ) fue mayor en la parcela 3 (Tabla 1). De los 320 individuos medidos, 49% tuvieron un diámetro menor a 1 cm y solo 6% tuvieron un diámetro mayor a 5 cm y fueron 16 individuos de *Acacia pennatula*, y uno de cada especie de *Myrsine coriacea*, *Leucaena diversifolia*, *Miconia glaberrima* y *Clethra macrophylla* (Tablas 1 y 2).

### Banco y lluvia de semillas

El estudio del banco de semillas del suelo del potrero indica la presencia de gran número de semillas (8804). Las

TABLA 1. A. Pasto estrella y estrato herbáceo del potrero, cobertura (%) y altura (m) del pasto, y riqueza de especies < 1.5 m de altura de diferentes formas de vida. B. Vegetación leñosa > 1.5 m de altura y 1 cm dap, área basal (m<sup>2</sup>/ha), densidad (individuos/ha), altura media (m) y altura máxima (m). C. Número de individuos medidos en las parcelas de acuerdo con categoría diamétrica: < 1 cm, 1 cm a 4.9 cm y > 5 cm dap; solo para árboles > 5 cm dap se presenta la riqueza de especies. Los valores son media y error estándar entre paréntesis.

Parcela	1	2	3	4
A. Pasto estrella				
Cobertura (%)	97.5 (2.5)	100 (0.0)	40 (10)	91.25 (6.25)
Altura (m)	1.06 (0.03)	1.03 (0.04)	0.83 (0.04)	1.15 (0.00)
Riqueza (número de especies)	Árbol	1	1	3
	Arbusto	2	0	3
	Hierba	12	6	17
	Bejuco	1	2	3
B. Vegetación leñosa > 1.5 m altura				
Area basal (m <sup>2</sup> /ha)	3.62 (3.55)	3.64 (3.54)	6.08 (0.58)	8.48 (7.98)
Densidad (ind/ha)	1555 (1311)	213 (30)	2165 (274)	1067 (213)
Altura media	2.51 (0.29)	3.99 (0.26)	2.66 (0.30)	2.34 (0.12)
Altura máxima	6.25 (3.25)	7.75 (0.25)	12.00 (1.00)	5.5 (0)
C. Número de individuos en parcelas por categorías diamétricas				
< 1 cm	13	3	115	25
1 a 4.9 cm	44	5	65	30
> 5 cm	7	2	6	5
Riqueza	1	1	5	1



TABLA 2. Especies leñosas al tiempo cero de la restauración ecológica de un bosque peri-urbano. La forma de vida es árbol (A) y arbusto (ar). Ind es el número de individuos > 1.5 m de altura e IVI es el Índice de valor de importancia. X indica presencia, - indica especie no registrada en el tratamiento de remoción de pasto y como semillas en el banco de semillas del suelo y en la lluvia de semillas.

Especie	Forma	Vegetación		Remoción	Semillas	
		Ind	IVI	Pasto	Banco	Lluvia
<i>Acacia pennatula</i>	A	28	24.0	X	X	X
<i>Cestrum nocturnum</i>	ar	106	15.8	X	X	-
<i>Chamaecrista nictitans</i>	ar	1	11.8	-	-	-
<i>Conostegia xalapensis</i>	ar	65	8.3	X	-	-
<i>Mimosa albida</i>	ar	49	7.4	X	X	-
<i>Myrsine coriacea</i>	A	19	5.1	X	-	-
<i>Vernonia schiedeana</i>	ar	14	4.5	-	-	-
<i>Clethra macrophylla</i>	A	2	3.7	-	X	X
<i>Miconia glaberrima</i>	ar	2	2.9	-	-	-
<i>Heliocarpus appendiculatus</i>	A	6	2.9	X	X	X
<i>Cordia spinescens</i>	ar	10	2.5	-	-	-
<i>Leucaena diversifolia</i>	A	1	1.8	-	-	X
<i>Trema micrantha</i>	A	3	1.8	X	X	-
<i>Lippia myriocephala</i>	A	2	1.7	-	-	-
<i>Palicourea padifolia</i>	ar	6	1.4	X	-	-
<i>Telanthophora grandifolia</i>	ar	2	1.0	X	-	-
<i>Piper auritum</i>	ar	1	0.8	X	-	-
<i>Solanum diflorum</i>	ar	1	0.8	-	X	X
<i>Solanum schlechtendalianum</i>	ar	1	0.8	X	X	X
<i>Xylosma flexuosum</i>	ar	1	0.8	-	-	-
<i>Platanus mexicana</i>	A	-	-	-	-	X
<i>Trichilia havanensis</i>	A	-	-	X	-	X
<i>Cnidoculus sp.</i>	ar	-	-	-	X	-

formas de vida más abundantes fueron herbácea (48%) y pasto (33%). La presencia de especies leñosas en este banco de semillas fue alta (19%) debido a que se encontraron 1662 semillas germinadas de *Trema micrantha*.

Los resultados de la lluvia de semillas mostraron un alto arribo de propágulos (> 30 000 semillas) pertenecientes al menos a 15 familias y 18 especies. Las especies leñosas más abundantes fueron *Clethra macrophylla* (6707

semillas), *Platanus mexicana* (3869 semillas) y *Solanum* spp. (6770 semillas).

En el tratamiento de remoción mensual de pasto estrella, se establecieron 41 especies de plantas incluyendo cinco especies de árboles y cuatro de arbustos (Tabla 2, Fig. 2). En contraste, tanto en el testigo sin remoción como en el tratamiento de remoción única de pasto, el pasto estrella continuó dominando.



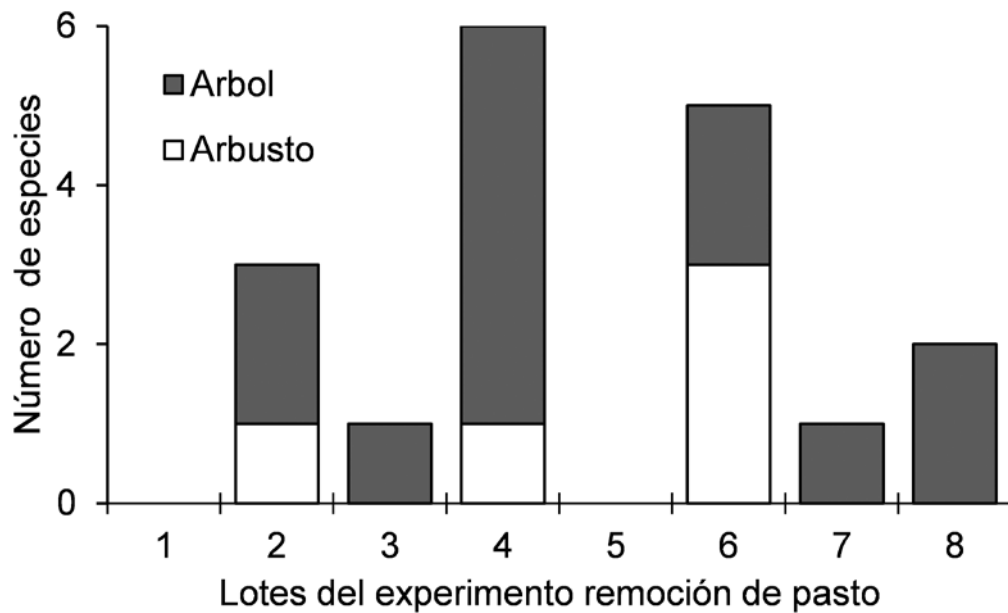


FIGURA 2. Número de especies de plantas leñosas que aparecieron en el tratamiento de remoción mensual de pasto *Cynodon plectostachyus*.

### Restauración

El establecimiento temprano de las especies fue exitoso, aunque se requirió la eliminación del pasto alrededor de las plántulas tres veces durante el primer año para disminuir la competencia y aumentar la probabilidad de supervivencia. Después de 12 meses, se registró una supervivencia de 90% y un crecimiento medio en altura de 53 cm/año. *Juglans pyriformis* y *Quercus sartorii* presentaron la mayor supervivencia (75%) seguidos por *Dendropanax arboreus* (73%), *Q. pinnativenulosa* (70%) y *Magnolia dealbata* (65%). La tasa relativa de crecimiento promedio en altura fue de 9 cm/cm/año siendo mayor para *D. arboreus*, *Q. pinnativenulosa* y *Q. sartorii* (11.5, 12.7 y 13.1) cm/cm/año, respectivamente y menor para *J. pyriformis* (3.5 cm/cm/año) y *M. dealbata* (5.3 cm/cm/año).

### DISCUSIÓN

El bosque en el área de estudio ha sido transformado por el crecimiento urbano de la ciudad de Xalapa y zona conurbada (Williams-Linera *et al.*, 2002; Lemoine, 2012). Recrear un bosque de niebla adyacente a una urbe repre-

senta una oportunidad única para beneficio de la conservación del bosque, de la biodiversidad, de los servicios ambientales y de la sociedad misma. En este escenario, los remanentes de vegetación, como el Santuario de Bosque de Niebla, representan ya islas de vegetación las cuales pueden funcionar como fuentes de propágulos para sitios cercanos con potencial de recuperación. De igual forma, estas islas representan conectores en el paisaje que facilitan el movimiento de diversos organismos (Lamb y Gilmour, 2003).

La presencia de propágulos tanto en el banco de semillas del suelo como los que arriban por lluvia de semillas sugiere que la disponibilidad de semillas no es una limitante para la recuperación del bosque periurbano. La cantidad de especies leñosas se encuentra en el intervalo publicado en otros estudios para banco de semillas del suelo que es entre 8% y 25% de especies leñosas en bosques de niebla (Alvarez *et al.*, 2005; Williams-Linera, 2007). Las semillas colectadas por lluvia de semillas fueron, en su mayoría, de tipo de dispersión por viento (anemocoría 65%), lo que asegura que la llegada de propágulos al sitio sucederá aun sin la ayuda de algún agente dispersor, y que la trayectoria sucesional puede llevar a la recuperación del bosque. Durante la



trayectoria de la sucesión secundaria del BMM, la proporción de especies e individuos dispersados por viento es alta al inicio (44%) y tiende a disminuir (23%), mientras que la proporción de especies de árboles con semillas dispersadas por aves se mantiene y la de especies de árboles con semillas grandes dispersadas por gravedad o animales aumenta (Muñiz-Castro *et al.*, 2012).

Los resultados indican que las condiciones ambientales iniciales del sitio a restaurar son más fluctuantes, más cálidas y menos húmedas que las del bosque de referencia. Esto concuerda con lo que se ya se ha documentado en otros sistemas, donde el microclima durante los primeros años de abandono de un potrero es una barrera potencial para el establecimiento de especies forestales que detonen el proceso de recuperación del bosque (Holl, 1999). Sin embargo, la barrera importante para el establecimiento de especies forestales es la dominancia de pasto estrella. La biomasa aérea equivale a 18 t/ha en el sitio de estudio, este valor está dentro de lo encontrado (15 t/ha a 30 t/ha) en potreros tropicales (Sánchez, 2007); esta biomasa *per se* es capaz de inhibir la sucesión secundaria. La presencia de pastos exóticos en potreros abandonados ha sido documentada como un impedimento para la recuperación del bosque debido a que genera competencia con el crecimiento de plantas leñosas, además de inhibir la germinación y establecimiento inicial de especies leñosas (Holl, 1998, 1999). El experimento de remoción de *Cynodon plectostachyus* en núcleos mostró que este pasto inhibe el establecimiento de otras plantas que iniciarían la sucesión secundaria y con ello la recuperación del bosque. Siendo la dominancia del pasto la principal limitante, deberán establecerse estrategias para su eliminación, ya sea en núcleos dispersos (Reis *et al.*, 2010; Zahawi *et al.*, 2013) o en áreas continuas para permitir la germinación y emergencia tanto de especies existentes en el banco de semillas como de aquellas dispersadas por diversos vectores (Muñiz-Castro *et al.*, 2012).

En cuanto a la composición de la vegetación, destaca que las mismas especies de árboles se encontraron en la vegetación inicial, en los experimentos de remoción de pasto y en el banco de semillas (Tabla 2, Apéndice 1).

Algunas de esas especies pueden detonar una trayectoria sucesional una vez que disminuya la dominancia del pasto (Muñiz-Castro *et al.*, 2012). Es notorio cómo la parcela con la menor dominancia de pasto (parcela 3), presenta la mayor riqueza y diversidad de formas de vida en su vegetación inicial. También es evidente que los árboles remanentes *in situ* funcionarán como núcleos de regeneración del bosque (Zahawi *et al.*, 2013; Sandor y Chazdon, 2014). Para el caso de este estudio, el fragmento remanente de bosque, los árboles aislados y la vegetación riparia adyacente tienen una influencia en la composición de la vegetación registrada en las parcelas. Por ejemplo, la presencia de especies de bosque como *Clethra macrophylla*, *Palicourea padifolia* o *Trichilia havanensis* en las parcelas y banco de semillas se explica por la proximidad del fragmento de bosque rodeando el manantial, mientras que la presencia de *Platanus mexicana* en trampa de lluvias de semillas por la presencia de estos árboles en la vegetación riparia.

De acuerdo con la recopilación de datos del ecosistema de referencia, la restauración deberá tener como guía desarrollar un bosque con árboles de 5 cm dap o mayores que alcancen un área basal de  $61 \text{ m}^2/\text{ha} \pm 10 \text{ m}^2/\text{ha}$ , una densidad de  $1120 \text{ árboles/ha} \pm 102 \text{ árboles/ha}$ , una altura de 20 m y riqueza de 20 especies de árboles (Williams-Linera *et al.*, 2013). Estudios de cronosecuencia llevados a cabo en la región, claramente sugieren que puede esperarse una trayectoria que lleve a la recuperación natural del bosque de niebla a través del proceso sucesional en ca. 35 años y más de 100 años dependiendo de las variables consideradas (Muñiz-Castro *et al.*, 2012).

Después de establecer la línea de base se debe decidir si se procede con técnicas de restauración activa o pasiva. Es importante partir de una caracterización inicial del sitio tomando en cuenta su heterogeneidad y aprovechando la presencia de microhábitats y vegetación remanente que ayudarán a acelerar el proceso de recuperación del bosque (Reis *et al.*, 2010; Zahawi *et al.*, 2013). La restauración activa daría resultados a menor tiempo y la pasiva, aunque pueda parecer apropiada, tiene ciertos inconvenientes. La restauración pasiva se considera como una técnica menos costosa que la activa, pero puede tener

costos indirectos altos como el aparente abandono del sitio que puede llevar a un menor compromiso con el mantenimiento a largo plazo del proyecto (Lamb y Gil-mour, 2003; Zahawi *et al.*, 2014).

Diversos estudios muestran que las plantaciones en potreros abandonados con dominancia de especies exóticas, como el pasto estrella, requieren del establecimiento de especies leñosas de rápido crecimiento y de la remoción frecuente del pasto exótico para lograr su erradicación y permitir el inicio de la sucesión (Ortega-Pieck *et al.*, 2011; Williams-Linera *et al.*, 2015). Otros estudios indican que se deben introducir especies intermedias y tardías de la sucesión desde un inicio y no solo introducir especies de rápido crecimiento (de la Peña-Domene *et al.*, 2013; Williams-Linera *et al.*, 2015). Este estudio muestra que la remoción cuatrimestral de pasto alrededor de las plantaciones durante el primer año es favorable para mantener la supervivencia de 90% de la plantación y que el rápido crecimiento de algunas especies tempranas e intermedias (*Dendropanax arboreus*) hace que funcionen como nodrizas para especies tardías o con menores tasas de crecimiento (*Magnolia dealbata*) en el mediano y largo plazo.

## CONCLUSIONES

Los resultados sugieren que al tiempo cero, la estructura y composición de la vegetación, la disponibilidad de propágulos en el banco de semillas del suelo y lluvia de semillas, documentan el alto potencial de regeneración del sitio. Sin embargo, la recuperación se encuentra limitada por la dominancia del pasto estrella, por lo que es necesario implementar técnicas de restauración activa como introducir plantaciones mixtas de especies pioneras, intermedias y tardías. El experimento de restauración ha sido establecido y, a dos años, la diferencia es evidente, ya que en las parcelas de restauración pasiva persiste una alta dominancia de pasto exótico. Dado que se trata de una experiencia en una zona periurbana conviene destacar que la presencia de parcelas pareadas de restauración pasiva y activa tendrá, adicionalmente, un fin didáctico al integrarse a una exhibición permanente del Jardín Botánico Francisco Javier Clavijero.

## RECONOCIMIENTOS

Reconocemos la valiosa participación en este proyecto de: Petra Galindo Jiménez, Teresa Fernández de Lara, Yureli García de la Cruz, Stéphanie Baltazar Hernández, Isis De la Rosa-Flores, Ma. de los Ángeles García Hernández, Miguel Angel Domínguez López. Un especial agradecimiento a Carlos Iglesias, Milton Díaz y los jardineros del Jardín Botánico Francisco Javier Clavijero por su inmensa ayuda. Las plantas fueron donadas por SEDEMA y PRONATURA Veracruz. Este trabajo es parte del proyecto Restauración de un Bosque Mesófilo de Montaña a Partir de un Pastizal (2011-2014, 20035 30860) financiado por Proyectos de Investigación de Alto Valor Estratégico para la Sociedad, Dirección General, INECOL.

## REFERENCIAS

- Alvarez-Aquino, C., G. Williams-Linera y A.C. Newton. 2005. Disturbance effects on the seed bank of Mexican cloud forest fragments. *Biotropica* 37(3):336-341.
- Chazdon, R. 2008. Beyond deforestation: Restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science* 320 (5882):1458-1460.
- Clewell, A., J. Rieger y J. Munro. 2005. Guidelines for developing and managing ecological restoration projects. 2a ed. Society for Ecological Restoration. <http://www.ser.org/resources/resources-detail-view/guidelines-for-developing-and-managing-ecological-restoration-projects>.
- De la Peña-Domene, M., C. Martínez-Garza y H.F. Howe. 2013. Early recruitment dynamics in tropical restoration. *Ecological Applications* 23(5):1124-1134.
- García C. A. 2015. Relación de la conductividad hidráulica con otras propiedades del suelo en sitios en restauración y con bosque mesófilo de montaña conservado. Tesis de licenciatura en Ingeniería Ambiental, Fac. de Ciencias Químicas, Universidad Veracruzana, Xalapa, Ver. 68 p.
- Grau, H.R., M.E. Hernández, J. Gutierrez, N.I. Gasparri, M.C. Casavecchia, E.E. Flores-Ivaldi, y L. Paolini. 2008. A peri-urban neotropical forest transition and its consequences for environmental services. *Ecology and Society* 13(1):35.
- Holl, K.D. 1998. Effects of above- and below-ground competition of shrubs and grass on *Calophyllum brasiliense*



- (Camb.) seedling growth in abandoned tropical pasture. *Forest Ecology and Management* 109(1-3):187-195.
- Holl, K.D. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica* 31(2): 229-242.
- Holl, K.D., M. Loik, E. H. V. Lin e I A. Samuels. 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: Overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology* 8(4):339-349.
- Holl, K. D. y T.M. Aide. 2011. When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management* 261(10):1558-1563.
- IUSS Working Group WRB. 2006. World reference base for soil resources 2006. World Soil Resources Reports No. 103. FAO, Rome.
- Lamb, D. y D. Gilmour. 2003. Rehabilitation and restoration of degraded forests. IUCN y WWF. Gland, Suiza.
- Lemoine R., R. 2012. Cambios en la cobertura vegetal de la ciudad de Xalapa-Enríquez, Veracruz y zonas circundantes entre 1950 y 2010. Tesis de Licenciatura. Facultad de Biología, Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz. 44 p.
- Muñiz-Castro, M. A., G. Williams-Linera y M. Martínez-Ramos. 2012. Dispersal mode, shade tolerance, and phytogeographical affinity of tree species during secondary succession in tropical montane cloud forest. *Plant Ecology* 213(2):339-353
- Ortega-Pieck, A., F. López-Barrera, N. Ramírez-Marcial y J. G. García-Franco. 2011. Early seedling establishment of two tropical montane cloud forest tree species: The role of native and exotic grasses. *Forest Ecology and Management* 261(7):1336-1343.
- Quantin P. y D. Geissert. 1988. Características químicas y mineralógicas de un andosol y de un suelo ferralítico de Xalapa, Veracruz, México. INIREB, Xalapa, Ver. 24 p.
- R Core Team. 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Viena, Austria. <http://www.R-project.org/>.
- Reis, A., F.C. Bechara y D.R. Tres. 2010. Nucleation in tropical ecological restoration. *Scientia Agricola* (Piracicaba, Brasil) 67(2):244-250.
- Sandor, M.E. y R.L. Chazdon. 2014. Remnant trees affect species composition but not structure of tropical second-growth forest. *PloS One* 9:e83284.
- Sánchez, J.M. 2007. Utilización eficiente de las pasturas tropicales en la alimentación del ganado lechero. XI Seminario Manejo y Utilización de Pastos y Forrajes en Sistemas de Producción Animal. Memoria. UPEL, Barquisimeto, 12-14 abril 2007. [http://www.avpa.ula.ve/eventos/xi\\_seminario/Seminario.htm](http://www.avpa.ula.ve/eventos/xi_seminario/Seminario.htm)
- SER. 2004. Society for Ecological Restoration International Primer on Ecological Restoration <http://www.ser.org/resources/resources-detail-view/ser-international-primer-on-ecological-restoration>
- Williams-Linera, G. 2007. El bosque de niebla del centro de Veracruz: ecología, historia y destino en tiempos de fragmentación y cambio climático. Instituto de Ecología, A.C.-CONABIO. Xalapa, Veracruz. 208 p
- Williams-Linera, G., R.H. Manson y E. Isunza-Vera. 2002. La fragmentación del bosque mesófilo de montaña y patrones de uso del suelo en la región oeste de Xalapa, Veracruz, México. *Madera y Bosques* 8(1):73-89.
- Williams-Linera, G., M. Toledo-Garibaldi y C. Gallardo Hernández. 2013. How heterogeneous are the cloud forest communities in the mountains of central Veracruz, Mexico? *Plant Ecology* 214(5):685-701
- Williams-Linera, G., C. Álvarez-Aquino, M.Á. Muñiz-Castro y R.A. Pedraza. 2015. Evaluación del éxito de la restauración del bosque mesófilo de montaña en la región de Xalapa, Veracruz. In: E. Ceccon y C. Martínez-Garza, comps. Experiencias mexicanas en restauración de ecosistemas. CRIM-CONABIO, México, D.F.
- Zahawi, R.A., K. D. Holl, R. J. Cole y J. L. Reid. 2013. Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. *Journal of Applied Ecology* 50(1):88-96.
- Zahawi, R.A., J.L. Reid, y K.D. Holl, 2014. Hidden Costs of Passive Restoration. *Restoration Ecology* 22(3):284-287.

Manuscrito recibido el 16 de junio de 2014.

Aceptado el 9 de abril de 2015.

Este documento se debe citar como:

Williams-Linera, G., F. López-Barrera y M. Bonilla-Moheno. 2015. Estableciendo la línea de base para la restauración del bosque de niebla en un paisaje periurbano. *Madera y Bosques* 21(2):89-101.

## APÉNDICE

APÉNDICE 1. Lista de especies registradas en el potrero abandonado en el tiempo cero de la restauración ecológica.

Especie	Familia
ARBOL	
1 <i>Cordia spinescens</i> L.	Boraginaceae
2 <i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Cannabaceae
3 <i>Clethra macrophylla</i> M. Martens & Galeotti	Clethraceae
4 <i>Acacia pennatula</i> (Schltdl. & Cham.) Benth	Fabaceae
5 <i>Heliocarpus appendiculatus</i> Turcz.	Malvaceae
6 <i>Trichilia havanensis</i> Jacq.	Meliaceae
7 <i>Psidium guajava</i> L.	Mirtaceae
8 <i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem.& Schult.	Primulaceae
9 <i>Rhamnus capraeifolia</i> Schltdl.	Rhamnaceae
10 <i>Lippia myriocephala</i> Schltdl. & Cham.	Verbenaceae
ARBUSTO	
11 <i>Calea urticifolia</i> (Mill.) DC.	Asteraceae
12 <i>Telanthophora grandifolia</i> (Less.) H. Rob. & Brettell	Asteraceae
13 <i>Chamaecrista nictitans</i> (L.) Moench	Fabaceae
14 <i>Leucaena diversifolia</i> (Schltdl.) Benth.	Fabaceae
15 <i>Mimosa albida</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	Fabaceae
16 <i>Conostegia xalapensis</i> (Bonpl.) D. Don.	Melastomataceae
17 <i>Miconia glaberrima</i> (Schltdl.) Naudin	Melastomataceae
18 <i>Rubus coriifolius</i> Liebm.	Rosaceae
19 <i>Palicourea padifolia</i> (Humb. & Bonpl. ex Schult.) C.M. Taylor & Lorence	Rubiaceae
20 <i>Randia xalapensis</i> M. Martens & Galeotti	Rubiaceae
21 <i>Xylosma flexuosa</i> (Kunth) Hemsl.	Salicaceae
22 <i>Cestrum nocturnum</i> L.	Solanaceae
23 <i>Solanum aphyodendron</i> S. Knapp	Solanaceae
24 <i>Solanum erianthum</i> D. Don	Solanaceae

25 <i>Solanum schlechtendalianum</i> Walp.	Solanaceae
26 <i>Solanum aphyodendron</i> S. Knapp	Solanaceae
27 <i>Solanum diflorum</i> Vell.	Solanaceae

BEJUCO	
28 <i>Ipomoea microsepala</i> Benth.	Convolvulaceae
29 <i>Ipomoea purpurea</i> (L.) Roth.	Convolvulaceae
30 <i>Rhynchosia minima</i> (L.) DC.	Fabaceae
31 <i>Vitis tiliifolia</i> Willd.	Vitaceae
HERBACEAE	
32 <i>Iresine diffusa</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	Amaranthaceae
33 <i>Acmella repens</i> (Walter) Rich.	Asteraceae
34 <i>Ageratina aschenborniana</i> (S. Schauer) R.M. King & H. Rob.	Asteraceae
35 <i>Baccharis trinervis</i> Pers.	Asteraceae
36 <i>Bidens alba</i> (L.) DC.	Asteraceae
37 <i>Bidens pilosa</i> L.	Asteraceae
38 <i>Cirsium raphilepis</i> (Hemsl.) Petr.	Asteraceae
39 <i>Eupatorium pycnocephalum</i> Lees.	Asteraceae
40 <i>Gnaphalium americanum</i> P. Mill.	Asteraceae
41 <i>Jaegeria hirta</i> (Lag.) Less.	Asteraceae
42 <i>Pseudelephantopus spicatus</i> (Juss. ex Aubl.) C.F. Baker	Asteraceae
43 <i>Roldana angulifolia</i> (DC.) H. Rob. & Brettell	Asteraceae
44 <i>Verbesina crocata</i> (Cav.) Less.	Asteraceae
45 <i>Vernonia schiedeana</i> Less.	Asteraceae
46 <i>Vernonia patens</i> Kunth	Asteraceae
47 <i>Lobelia xalapensis</i> Kunth	Campanulaceae
48 <i>Drymaria cordata</i> (L.) Willd. ex Schult.	Caryophyllaceae
49 <i>Tipantia erecta</i> Jacq.	Commelinaceae
50 <i>Dichondra argentea</i> Humb. & Bonpl.	Convolvulaceae
51 <i>Acalypha setosa</i> A. Rich.	Euphorbiaceae
52 <i>Mimosa pudica</i> L.	Fabaceae
53 <i>Clerodendrum philippinum</i> Schauer	Lamiaceae
54 <i>Hyptis atrorubens</i> Poit.	Lamiaceae
55 <i>Hyptis mutabilis</i> (Rich.) Briq.	Lamiaceae



56 <i>Salvia xalapensis</i> Benth.	Lamiaceae
57 <i>Sida rhombifolia</i> L.	Malvaceae
58 <i>Triumfetta bogotensis</i> DC.	Malvaceae
59 <i>Piper auritum</i> Kunth	Piperaceae
60 <i>Piper umbellatum</i> L.	Piperaceae
61 <i>Polygonum ferrugineum</i> Wedd.	Polygonaceae
62 <i>Borreria latifolia</i> (Aubl.) K. Shum	Rubiaceae
63 <i>Coccocypselum hispidulum</i> (Standl.) Standl.	Rubiaceae
64 <i>Crusea hispida</i> (Mill.) B.L. Rob.	Rubiaceae
65 <i>Pilea pubescens</i> Liebm.	Urticaceae
66 <i>Lantana camara</i> L.	Verbenaceae
67 <i>Lantana trifolia</i> L.	Verbenaceae

---

PASTO

68 <i>Cyperus seslerioides</i> Kunth	Cyperaceae
69 <i>Rhynchospora radicans</i> (Schltdl. & Cham.) H. Pfeiff.	Cyperaceae
70 <i>Cynodon plectostachyus</i> (K. Schum.) Pilg.	Poaceae

---