



**CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL
DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA**

DIVISIÓN DE EDUCACIÓN

PROGRAMA DE POSGRADO

**Composición y diversidad de especies leñosas y patrones de regeneración natural
en potreros activos y bosques secundarios en Rivas, Nicaragua**

**Tesis sometida a consideración de la División de Educación y el Programa de
Posgrado
como requisito para optar al grado de**

MAGISTER SCIENTIAE

en

Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad

María Alejandra Chamorro Incer

Turrialba, Costa Rica

2020

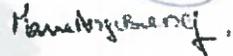
Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma por la División de Educación y la Escuela de Posgrado del CATIE y aprobada por el Comité Consejero de la estudiante, como requisito parcial para optar por el grado de

**MAGISTER SCIENTIAE EN MANEJO Y CONSERVACIÓN
DE BOSQUES TROPICALES Y BIODIVERSIDAD**

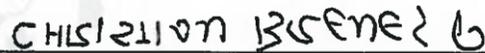
FIRMANTES:



Bryan Finegan, Ph.D.
Director de tesis



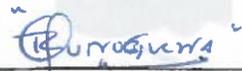
Marie Ange Ngo-Bieng, Ph.D.
Miembro Comité Consejero



Christian Brenes, M.Sc.
Miembro Comité Consejero



Diego Delgado, M.Sc.
Miembro Comité Consejero



Roberto Quiroz Guerra, Ph.D.
Decano, Escuela de Posgrado



María Alejandra Chamorro Incer
Candidata

DEDICATORIA

Dedico esta tesis a Dios, por haberme dado la fortaleza y permitirme alcanzar este logro profesional.

A mi hijo, Mario Alejandro, por ser la razón de mis días, por ser el motivo para levantarme cada día y esforzarme por ser mejor.

A mi abuelita, María Teresa, por ser el mejor ejemplo de sabiduría, fortaleza y amor, por su apoyo de manera incondicional.

A mi papá Rodolfo Antonio (†), porque ahora eres una estrella brillante en el cielo que iluminará mi camino, este triunfo es tuyo.

AGRADECIMIENTO

Agradezco al Servicio Alemán de Intercambio Académico (DAAD) y al Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE) por la oportunidad brindada para realizar mis estudios de Maestría.

A la Universidad Internacional Antonio de Valdivieso (UNIAV), por la oportunidad brindada y su colaboración en todo este proceso.

Agradezco a mi profesor consejero, Bryan Finegan, por poner a disposición su conocimiento, por todo su apoyo y paciencia durante el desarrollo de esta tesis.

Agradezco a los miembros del Comité Consejero, el profesor Diego Delgado, Marie Ange Ngo Bieng y Christian Brenes, por sus comentarios y aportes para la elaboración de este documento.

A Sergio Vílchez, por su apoyo en el análisis estadístico.

A los productores ganaderos de Rivas, por su disposición y tiempo para compartir su conocimiento.

ÍNDICE DE CONTENIDO	
DEDICATORIA	III
AGRADECIMIENTO	IV
ÍNDICE DE CUADROS	VII
ÍNDICE DE FIGURAS	VIII
LISTA DE ACRÓNIMOS, ABREVIATURAS Y UNIDADES	IX
INTRODUCCIÓN	1
OBJETIVOS DEL TRABAJO DE INVESTIGACIÓN	4
1.1 OBJETIVO GENERAL	4
1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
1.3 HIPÓTESIS DE INVESTIGACIÓN	4
MARCO REFERENCIAL	5
1.1 La ecología de la regeneración natural	5
1.1.1 Concepto de regeneración natural	5
1.1.2 Dispersión de la semilla	5
1.1.3 Germinación de la semilla	6
1.1.4 Desarrollo de plántulas y juveniles	6
1.1.5 La regeneración natural en potreros con árboles dispersos	7
1.2 Los bosques secundarios neotropicales	8
1.2.1 La sucesión secundaria en bosques tropicales estacionalmente secos	8
1.2.2 Factores limitantes de regeneración natural en potreros: quemas y pastoreo	9
1.2.3 Vulnerabilidad al cambio climático en Centroamérica: Corredor Seco	10
1.3 Influencia de la configuración del paisaje en la sucesión secundaria	11
1.4 La regeneración natural como estrategia de restauración en bosques tropicales	12
1.5 Importancia de los árboles dispersos en potreros y toma de decisiones del productor sobre el uso del suelo de la finca	12
BIBLIOGRAFÍA	14
ARTICULO	19
1.1 COMPOSICIÓN Y DIVERSIDAD DE ESPECIES LEÑOSAS Y PATRONES DE REGENERACIÓN NATURAL EN POTREROS ACTIVOS Y BOSQUES SECUNDARIOS EN RIVAS, NICARAGUA.	19

1.2 RESUMEN	19
1.3 INTRODUCCIÓN	21
1.4 METODOLOGÍA	23
1.1.2 Ubicación geográfica y descripción del área del estudio	23
1.1.3 Área de muestreo y establecimiento de parcelas	24
1.4.3 Caracterización del manejo de los potreros y uso de suelo anterior del bosque secundario	28
1.4.4 Caracterización del mecanismo de dispersión	29
1.4.5 Caracterización de las propiedades del suelo	29
1.4.6 Caracterización de la composición del paisaje	30
1.5 Análisis de los datos	31
1.6 RESULTADOS	33
1.6.1 Características generales de las fincas	33
1.6.2 Características y manejo de los potreros	33
1.6.3 Características y manejo del bosque secundario	35
1.6.4 Panorama general	36
1.6.5 Comparación del área basal, dominancia relativa e índice de valor de importancia en árboles adultos por tipo de cobertura	37
1.6.6 Diversidad taxonómica	39
1.6.7 Composición de especies	42
1.6.8 Mecanismo de dispersión de las especies	44
1.6.9 Propiedades físicas y químicas del suelo	46
1.6.10 Relación de la diversidad con la composición del paisaje	48
1.7 DISCUSIÓN	49
1.7.1 Las especies encontradas son típicas de fincas ganaderas de la zona seca de Centroamérica	49
1.7.2 Riqueza y diversidad y su relación con el paisaje circundante	50
1.7.3 Comparaciones del área basal entre los tipos de uso de suelo	52
1.8 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	53
1.9 BIBLIOGRAFÍAS	55
ANEXOS	63

ÍNDICE DE CUADROS

<i>Cuadro 1. Listado inicial de 23 productores para la selección de los sitios de muestreo.....</i>	<i>25</i>
<i>Cuadro 2. Tipos de uso, categorías de tamaño, dimensiones, áreas y numero de parcelas por tipo de uso en el muestreo de la regeneración natural en Rivas, Nicaragua.</i>	<i>27</i>
<i>Cuadro 3. Familia, nombre científico, nombre común y numero de ganaderos que reportaron el uso (Ma: madera, Co: construcción, Le: leña, Po: postes y Fo: forraje) de las especies en regeneración más importantes para los ganaderos del municipio de Rivas, Nicaragua.....</i>	<i>35</i>
<i>Cuadro 4. Especies de árboles adultos (dap > 10 cm) con mayor área basal y dominancia relativa en fincas ganaderas del municipio de Rivas, Nicaragua.</i>	<i>38</i>
<i>Cuadro 5. Análisis de varianza para riqueza, diversidad de Shannon y dominancia de Simpson en juveniles y árboles adultos (dap > 10 cm) registrados en bosque secundario, potreros con pasto mejorado y con pasto natural en fincas ganaderas del municipio de Rivas, Nicaragua.</i>	<i>39</i>
<i>Cuadro 6. Media de los estimadores de riqueza: Chao 1 y ACE para juveniles y árboles adultos (dap > 10 cm) registrados en bosque secundario (BS), potreros con pasto mejorado (PM) y con pasto natural (PN) en fincas ganaderas del municipio de Rivas, Nicaragua.....</i>	<i>42</i>
<i>Cuadro 7. Análisis de varianza entre el mecanismo de dispersión de las especies (Fau: fauna voladora y no voladora; FaunNVol: fauna no voladora; FaunVol: fauna voladora; Vie: viento; Aut: autodispersión y Cul: cultivada) en bosque secundario (BS), potreros con pasto mejorad (PM) y potrero con pasto natural (PN).....</i>	<i>46</i>
<i>Cuadro 8. Análisis de la varianza entre las propiedades del suelo y los tipos de uso de suelo en fincas ganaderas del municipio de Rivas, Nicaragua.</i>	<i>47</i>
<i>Cuadro 9. Coeficiente de determinación, estimador y p-valor de las métricas de paisaje significativas en la diversidad de juveniles y arboles adultos en los tipos de uso de suelo en Rivas, Nicaragua. .</i>	<i>48</i>

ÍNDICE DE FIGURAS

<i>Figura 1. Diagrama de proceso simplificado de la metodología aplicada en el estudio</i>	23
<i>Figura 2. Mapa de ubicación de las 37 parcelas de muestreo en fincas ganaderas del departamento de Rivas, Nicaragua.</i>	27
<i>Figura 3. Número y distribución de parcelas para el muestreo de árboles juveniles y adultos en potreros de Rivas, Nicaragua.</i>	27
<i>Figura 4. Número y distribución de parcelas para el muestreo de árboles juveniles y adultos en bosques secundarios en Rivas, Nicaragua.</i>	28
<i>Figura 5. Diagrama de proceso para elaborar buffers</i>	30
<i>Figura 6. Ejemplo de la caracterización del paisaje en Rivas, Nicaragua. Para cada una de las 37 parcelas, se hizo una caracterización a tres escalas: 100 m, 250 m y 500 m (en el ejemplo se muestran dos escalas).</i>	31
<i>Figura 7. Area basal ($m^2 ha^{-1}$) de árboles adultos ($dap > 10$ cm) registrados en bosque secundario (BS), potreros con pasto mejorado (PM) y potreros con pasto natural (PN) en fincas ganaderas del municipio de Rivas, Nicaragua.</i>	38
<i>Figura 8. Curvas de rarefacción de especies en arboles adultos ($dap > 10$ cm) registrados en bosque secundario, potreros con pasto mejorado y potreros con pasto natural en fincas ganaderas del municipio de Rivas, Nicaragua.</i>	40
<i>Figura 9. Curvas de rarefacción de especies en juveniles registrados en bosque secundario, potreros con pasto mejorado y potreros con pasto natural en fincas ganaderas del municipio de Rivas, Nicaragua.</i>	40
<i>Figura 10. Curvas de extrapolación de especies en arboles adultos ($dap > 10$ cm) registrados en bosque secundario, potreros con pasto mejorado y potreros con pasto natural en fincas ganaderas del municipio de Rivas, Nicaragua.</i>	41
<i>Figura 11. Curvas de extrapolación de especies en juveniles registrados en bosque secundario, potreros con pasto mejorado y potreros con pasto natural en fincas ganaderas del municipio de Rivas, Nicaragua.</i>	41
<i>Figura 12. Diagrama de ordenación (NMS) para la categoría juvenil que muestra la relación entre las parcelas de bosque secundario, potrero con pasto mejorado y con pasto natural y las especies más importantes.</i>	43
<i>Figura 13. Diagrama de ordenación (NMS) para la categoría de árboles adultos que muestra la relación entre las parcelas de bosque secundario, potrero con pasto mejorado y con pasto natural y las especies más importantes.</i>	44
<i>Figura 14. Gráfico Biplot del mecanismo de dispersión de las especies (Fau: fauna voladora y no voladora; FaunNVol: fauna no voladora; FaunVol: fauna voladora; Vie: viento; Aut: autodispersión y Cul: cultivada) en bosque secundario, potrero con pasto mejorado y pasto natural.</i>	45
<i>Figura 15. Gráfico Biplot de las propiedades físicas y químicas del suelo en bosque secundario, potrero con pasto mejorado y potrero con pasto natural en fincas ganaderas del municipio de Rivas, Nicaragua.</i>	47

LISTA DE ACRÓNIMOS, ABREVIATURAS Y UNIDADES

AFR: Iniciativa de restauración del paisaje africano
ANDEVA: análisis de varianza
BST: bosque seco tropical
CIAT: Centro Internacional de Agricultura Tropical
CSC: Corredor Seco Centroamericano
GPS: Sistema de Posicionamiento Global
ha año⁻¹: hectáreas por año
ha⁻¹: por hectáreas
INAFOR: Instituto Nacional Forestal
INETER: Instituto Nicaragüense de Estudios Territoriales
INIDE: Instituto Nacional de Información y Desarrollo
kg: kilogramos
km²: kilómetros cuadrados
LAC: América Latina y El Caribe
m² año⁻¹: metros cuadrados por año
MAG: Ministerio Agropecuario
MAGFOR: Ministerio Agropecuario y Forestal
MARENA: Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales
msnm: metros sobre el nivel del mar
ODS: Objetivos de Desarrollo Sostenible
PNUD: Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
Qeco: Quantitative ecology software
Qgis: Sistema de Información Geográfica
UNA: Universidad Nacional Agraria
UNIAV: Universidad Internacional Antonio de Valdivieso

INTRODUCCIÓN

El mundo ha perdido 178 millones de hectáreas de bosque desde 1990, la deforestación y degradación de los bosques a nivel mundial fue de 4,7 millones ha año⁻¹ para el periodo 2010 – 2020 (FAO 2020), siendo los trópicos el dominio climático que exhibió la mayor pérdida de bosque de 5,7 millones ha año⁻¹ (Keenan *et al.* 2015).

La deforestación a nivel mundial es impulsada por los cambios de uso de suelo, para la expansión de las tierras de cultivos y pasturas, además, la dinámica del cambio de uso de la tierra entre 2001 – 2012 evidencia que el 32% del cambio total del uso de la tierra a nivel mundial es debido al cambio en las tierras para cultivos (Borrelli *et al.* 2017). Lo anterior se ha convertido en una amenaza latente de conversión del bosque tropical a sabana, a su vez, ha originado cambios de uso de suelo, fragmentación de hábitat, la pérdida de conectividad y aislamiento, con la consecuente limitación de la dispersión y la pérdida de diversidad genética (Cleary *et al.* 2016).

Los cambios de uso de suelo y de la cobertura forestal también afectan el clima, aumentando la temperatura de la superficie terrestre a nivel mundial durante el verano; este calentamiento por la deforestación tropical se asocia, principalmente, con una disminución de la evapotranspiración (Chen y Dirmeyer 2020). Por zonas climáticas, la deforestación aumenta la temperatura de la superficie del aire en aproximadamente 1° C en las zonas templadas y tropicales, y en más de 2 ° C en las zonas áridas (Alkama y Cescatti 2016).

En América Latina y el Caribe (LAC), muchos estudios han documentado una extensa deforestación, pero también hay estudios locales que evidencian la recuperación forestal. Por su parte, Aide *et al.* (2013) informan que en LAC el cambio de tierras estuvo dominado por la deforestación (541.835 km²), particularmente en zonas de bosque húmedo, bosque seco y sabanas de América del Sur. Amplias áreas también evidencian la recuperación de cobertura forestal (362.430 km²), particularmente en regiones demasiado secas e inclinadas para la agricultura.

Queda claro que nuevos bosques se están regenerando a lo largo de los trópicos en zonas donde las tierras para la producción agropecuaria están siendo abandonadas o dejadas en descanso, asimismo, sistemas de barbechos forestales en paisajes de agricultura migratoria (Finegan y Nasi 2004, Chazdon *et al.* 2010).

En el caso de Nicaragua, para el periodo 2010 – 2015 la pérdida de cobertura forestal fue de aproximadamente 70.000 ha año⁻¹ y para el año 2015 la cobertura forestal correspondió al 24,2 % del territorio nacional (FAO 2015). Entre los principales impulsores de la deforestación están: el avance y la intensificación de la frontera agrícola, débiles e insuficientes políticas de fomento a la conservación y manejo de los bosques, extracción ilegal de madera y los incendios forestales (MARENA 2018).

Asimismo, en el país se reportan cambios en el clima, este se vuelve más estacional en términos de la variabilidad de la temperatura y las precipitaciones a través del año. Para el año 2050, predicen un aumento de la temperatura máxima anual de 2,1 ° C en el trimestre más cálido y reducciones en las precipitaciones, siendo las áreas más afectadas las que están ubicadas en la zona del corredor seco (CIAT 2012).

En Nicaragua, para el año 2015, se estimó que los principales usos de suelo corresponden a pasturas (33,3%), bosque primario (16,6%), bosque secundario (10,1%), cultivos anuales (3,9%) y cultivos perennes (1,8%); se registra una reducción en la cobertura de uso de suelo ocupada por pasturas, cultivos anuales y bosque primario; contrastando con una ganancia en la cobertura de bosques secundarios y cultivos perennes: café, tabaco, cacao y palma africana, esta última ocupa el 29% de la superficie agrícola en la Región del Caribe (MARENA 2018).

El agropaisaje del departamento de Rivas está conformado por grandes extensiones destinadas a pasturas (20.368,3 ha), cultivos anuales y perennes (150.644,83 ha), principalmente maíz y frijol (33% de la superficie agrícola), caña de azúcar y plátano (27 y 37% respectivamente), y vegetación leñosa en distintos estados sucesionales (20.391,79 ha) (INIDE y MAGFOR 2013).

Es evidente que, en paisajes altamente fragmentados, como el caso de Rivas, la cobertura forestal puede estar representada muchas veces solo por los árboles remanentes en potreros, cercas vivas, charrales, bosques secundarios y franjas angostas de bosques ribereños (Harvey *et al.* 2007). En Rivas, la cobertura forestal está representada en un 56,7% por árboles dispersos en potreros y cercas vivas, el 15,6 % es vegetación secundaria y ribereña, y el 13,9% son charrales (Sánchez *et al.* 2013).

Los árboles remanentes que los ganaderos conservan en sus potreros representan una fuente importante en la provisión de servicios para el sistema ganadero y la conservación de la biodiversidad. Funcionan como fuentes de semillas y “núcleos de regeneración”, desempeñando así un papel clave en los procesos ecológicos de sucesión secundaria (Esquivel-Mimenza *et al.* 2011).

En este sentido, los potreros con árboles dispersos tienen un importante potencial para la restauración y recuperación de la cobertura forestal, principalmente cuando se produce el abandono de la actividad ganadera y se inicia el proceso de sucesión secundaria. Los bosques secundarios en regiones tropicales están aumentando no solo en extensión, sino también en importancia, como sumideros de carbono, áreas para la conservación de la biodiversidad y como fuentes de madera y productos no maderables (Chazdon *et al.* 2010).

En general, los bosques secundarios son el resultado de los procesos ecológicos de sucesión, Rozendaal *et al.* (2019) analizaron datos de recuperación de riqueza y composición de especies durante la sucesión secundaria en 56 sitios en gradientes (bosque seco, húmedo

y lluvioso) del neotrópico, sus resultados sugieren que los bosques secundarios recuperan rápidamente la riqueza de especies (50 años para recuperar la riqueza del bosque maduro de referencia), sin embargo, recuperar la composición de especies puede llevar siglos.

Actualmente, la restauración de áreas degradadas y deforestadas es una prioridad global impulsada por ambiciosos compromisos internacionales. Entre las iniciativas más recientes se encuentra el Desafío de Bonn, que es un esfuerzo global para restaurar 150 millones de hectáreas de tierras degradadas del mundo para el año 2020 y 350 millones de hectáreas para el año 2030; más recientemente, en marzo del 2019, se declaró la Década de las Naciones Unidas para la Restauración de Ecosistemas (2020-2030).

Ante esto, Nicaragua se ha unido a dichas iniciativas y ha asumido el compromiso de reducir los cambios de uso del suelo, reducir las emisiones de CO₂ en 11 millones T CO₂ en 5 años, restaurar al menos 30,000 ha año⁻¹ y restaurar 2.8 millones de hectáreas degradadas al 2020 (MARENA 2018).

La regeneración natural constituye un proceso dinámico clave que puede predecir el futuro de la sucesión secundaria, particularmente en áreas abiertas y con disturbios, y se perfila como una estrategia exitosa para la restauración de áreas degradadas y deforestadas, siendo así una opción para el Antropoceno.

Por ello, es importante conocer la influencia de factores ambientales: agua y suelo (Lohbeck *et al.* 2013), factores espaciales: composición del paisaje (Santiago 2016) y factores humanos: manejo y preferencia de los ganaderos (Granda *et al.* 2015), sobre la dinámica de la regeneración natural y la recuperación de especies en potreros activos y bosques secundarios, puesto que existe escasa información acerca de estos procesos en zonas degradadas con bosque seco en el contexto nicaragüense. Este ecosistema presenta alta vulnerabilidad ante el cambio climático y el conocimiento de estos procesos es necesario para su conservación.

Esta investigación aportará nuevo conocimiento sobre la caracterización de especies leñosas y los patrones de regeneración natural en potreros activos y bosques secundarios en Rivas, Nicaragua. Se pretende determinar y comparar la composición y diversidad taxonómica de árboles juveniles y adultos en potreros activos y bosques secundarios; caracterizar el mecanismo de dispersión y el uso de las especies por parte de los ganaderos, asimismo, interpretar la influencia de la composición del paisaje sobre la diversidad de árboles juveniles y adultos en potreros activos y bosques secundarios.

OBJETIVOS DEL TRABAJO DE INVESTIGACIÓN

1.1 OBJETIVO GENERAL

Contribuir al conocimiento de los patrones de regeneración natural de especies leñosas de árboles juveniles y adultos en potreros activos y bosques secundarios en Rivas, Nicaragua.

1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Determinar y comparar la composición y diversidad taxonómica de árboles juveniles y adultos en potreros activos y bosques secundarios, así como su relación con factores de sitio y de manejo.

Caracterizar el mecanismo de dispersión y el uso de las especies por parte de los ganaderos en potreros activos y bosques secundarios.

Determinar la influencia de la composición del paisaje sobre la diversidad de árboles juveniles y adultos en potreros activos y bosques secundarios.

1.3 HIPÓTESIS DE INVESTIGACIÓN

La composición será más compleja y la diversidad mayor en bosques secundarios.

Los factores de sitio y manejo afectan la diversidad en los tipos de usos de suelo bajo estudio.

Las especies dispersadas por vertebrados voladores serán más abundantes en bosques secundarios y las especies dispersadas por el viento y el ganado serán más abundantes en potreros activos.

La proporción de especies con usos para los ganaderos será mayor en potreros activos que en bosques secundarios.

Las parcelas rodeadas por una matriz dominada por cultivos y potreros tendrán menor diversidad, en comparación con las que estén rodeadas por bosque.

MARCO REFERENCIAL

1.1 La ecología de la regeneración natural

1.1.1 Concepto de regeneración natural

La regeneración natural es un proceso ecológico mediante el cual las plantas mantienen sus poblaciones luego de eventos de perturbación naturales o antrópicos en diferentes ecosistemas (Esquivel *et al.* 2009). Por su parte, la vegetación resultante de este proceso es conocida con diferentes nombres: vegetación en barbecho, bosque secundario, sucesión, repoblación natural, restauración pasiva y recrecimiento secundario (Chazdon *et al.* 2018).

Finegan (1992) define la sucesión secundaria como el desarrollo de la vegetación leñosa en un área en la cual la vegetación original ha sido destruida por la actividad humana y luego se abandona o se deja en descanso. Esta vegetación leñosa es el bosque secundario, el cual debe tener un tamaño mínimo del parche de 100 m x 100 m, que presente una vegetación con un estrato de sotobosque y un dosel de 3 a 15 m de altura (Sánchez *et al.* 2003).

Decena *et al.* (2020) comparten la misma definición, indican que bosque secundario es un sitio en el que la vegetación original ha sido talada para fines agrícolas y que se ha regenerado desde su abandono.

1.1.2 Dispersión de la semilla

La dispersión es definida por Howe y Smmlwood (1982) como el proceso de salida o escape de los individuos de los sitios, territorios o hábitats ocupados por sus padres o vecinos.

Los mecanismos de dispersión son un factor esencial en la distribución natural de las especies y en la movilización e intercambio de material genético, dentro y fuera de las poblaciones (Noir *et al.* 2002). Su efectividad depende de varios factores: las características físicas y morfológicas de las unidades de dispersión, la presencia de barreras climáticas y edáficas, así como la competencia que limitan el crecimiento y desarrollo de nuevos individuos. Por ello es imprescindible conocer los patrones de dispersión de las especies que componen una comunidad para valorar sus posibilidades de regeneración natural (Noir *et al.* 2002).

La calidad de la dispersión vincula distintos aspectos, tales como características del sitio, de las unidades dispersantes y de los agentes. Los vertebrados son los agentes de dispersión más importantes en los trópicos húmedos, mientras que en ambientes más secos predomina la dispersión por el viento y animales, principalmente aves y mamíferos (Colombo Speroni y de Viana 2000).

La combinación de rasgos adaptativos para la dispersión por viento o anemocoria incluye semillas comprimidas, con bajo peso en relación con la superficie, con tegumentos alados de formas diferentes para favorecer distintos tipos de vuelo o rodeadas por un indumento fibroso (gran cantidad de fibra lanosa), que son adaptaciones que favorecen su traslado por el viento

(Colombo Speroni y de Viana 2000). La presencia de rasgos anemocóricos es común en especies de áreas abiertas o disturbadas, lo que se relaciona con la mayor capacidad de dispersión que estos caracteres, les otorgan para colonizar nuevos ambientes o ampliar límites de distribución (Colombo Speroni y de Viana 2000).

La limitación de dispersión es un principio ecológico clave, en la era del Antropoceno, esta es definida como el proceso que hace que la ubicación de un individuo se limite en cierto sentido por la ubicación de su árbol madre. Además, la limitación de la dispersión se da por el parámetro m , que mide la importancia relativa de los procesos de dispersión regional en una meta comunidad en comparación con los procesos locales de nacimiento y muerte en la comunidad (Rosindell *et al.* 2011).

Resultados de simulaciones de dispersión de semillas por viento planteados por Nathan y Muller – Landau (2000) indican que la mayoría de las semillas caen cerca del árbol madre entre los primeros 10 a 20 m de distancia.

1.1.3 Germinación de la semilla

Las especies de semillas pequeñas tienen una mayor variación en la fecundidad de año a año que las especies de semillas grandes, y esto se traduce en un mayor periodo de latencia y predicción eficiente de la germinación (Rees *et al.* 2001). Esta variación es consistente con la teoría de que la latencia y el gran tamaño de semilla son parcialmente estrategias de cobertura de apuestas sustituibles, de modo que especies con semillas pequeñas tienen una mayor germinación en años y mayor éxito reproductivo, además, limitan su pérdida cuando las condiciones son desfavorables (Rees *et al.* 2001).

Las especies con semillas grandes amortiguan la dinámica de la población porque un mayor aporte parental de nutrientes permite que las plántulas se establezcan en condiciones menos favorables, pero esto tiene un costo, porque se producen menos semillas cuando las condiciones son más favorables. Las especies con semillas pequeñas son buenos colonizadores, debido a la alta producción de semilla; pero son pobres competidores, debido a las escasas reservas de la semilla, en contraste con especies de semillas grandes que son buenos competidores, pero pobres colonizadores (Rees *et al.* 2001).

Una limitante de importancia en la germinación de semillas es la depredación de estas por roedores que las consumen, pero no las dispersan, como el saíno y el chanco de monte (*Tayassu pecari*). Mientras que existen otros mamíferos como la guatusa o agutí (*Dasyprocta punctata*) y roedores del mismo grupo que consumen semillas y dispersan una proporción, porque entierran semillas con una capa de 1-3 cm de tierra, sin dañarlas y una pequeña proporción la dejan olvidada (Peres y Baidier 1997).

1.1.4 Desarrollo de plántulas y juveniles

En la supervivencia, desarrollo y tasa de crecimiento de plántulas, tiene un profundo efecto el tamaño de la semilla, de modo que especies con semillas grandes tendrán un

establecimiento exitoso y una mayor capacidad competitiva (Rees *et al.* 2001). En la supervivencia de plántulas, también influye la cercanía a un individuo de la misma especie, de manera que las plántulas sufrirán una mayor mortalidad por herbívoros especialistas o patógenos que las que están más dispersas (Rees *et al.* 2001). Se sugiere que los herbívoros son atraídos por los adultos adyacentes y que tienden a alimentarse con mayor frecuencia y matar las plántulas cercanas (Hubbell 1979).

La supervivencia para el establecimiento y desarrollo de plántulas también depende de las condiciones de sitio, principalmente: cantidad de luz y nutrientes disponibles, frecuencia e intensidad de la sequía, la competencia con vegetación remanente existente como el caso de pastos y la herbívora, que determinan cuáles plántulas superaran esta fase y pasarán a un estado mayor de desarrollo que forme parte de la cobertura forestal (Janzen 1988).

1.1.5 La regeneración natural en potreros con árboles dispersos

En América Central, es muy común que los productores ganaderos conserven algunos árboles dispersos, posiblemente remanentes del bosque original; estos le proporcionan beneficios adicionales a la ganadería, tales como leña, madera, frutos, sombra y forraje para el ganado (Esquivel *et al.* 2009).

Esto es confirmado por Chamorro *et al.* (2018), los autores afirman que, en fincas ganaderas de Rivas, en Nicaragua, existen árboles dispersos en pasturas en el 100% de las fincas y el 97,1% de los potreros, y que el componente arbóreo es dominado por pocas especies muy comunes, como *Myrospermum frutescens*, *Cordia alliodora*, *Guazuma ulmifolia* y *Tabebuia rosea*. Estas cuatro especies se caracterizan tener múltiples usos, entre los principales están: construcción, muebles, postes, leña, medicinal y artesanías. Las tres últimas especies son características del bosque natural (Barrance *et al.* 2003); asimismo, son especies que tienen alta densidad de madera, siendo en promedio de 0,5 g/cm³ (Chave *et al.* 2006).

Asimismo, Harvey *et al.* (2007) aseveran que los potreros en Rivas, Nicaragua, son manejados con densidad arbórea media (16,9 árboles ha⁻¹), con un promedio de 23 especies por finca, en fincas que tienen una superficie media de 20,8 ha.

No obstante, las fincas ganaderas de Rivas carecen de áreas definidas exclusivamente para la ganadería, lo que hace que estas se roten con la agricultura, lo cual reduce la probabilidad del manejo de la regeneración natural y, por ende, de la cobertura arbórea; además, los productores de subsistencia tienden a proteger los árboles con valor comercial de mayor tamaño, tales como *Cedrela odorata*, *C. alliodora*, y *T. rosea* (López *et al.* 2006).

Con respecto a la regeneración de plántulas y juveniles en potreros de Matagalpa, en Nicaragua, Esquivel *et al.* (2009) plantean que en 0,5 ha de potrero es posible encontrar hasta 56 especies de plántulas, 22 especies de juveniles y 10 especies de árboles adultos. Siendo *Enterolobium cyclocarpum*, *Leucaena shannoni*, *Platymiscium parviflorus*, *C. alliodora*, *T.*

rosea y *G. ulmifolia* las especies más abundantes en los tres estados de desarrollo; para las especies *E. cyclocarpum* y *L. shannoni*, su principal uso es como forraje en la alimentación animal, aunque también la primera especie junto con *P. parviflorus* tienen usos en la construcción, muebles y aserríos (Barrance *et al.* 2003).

1.2 Los bosques secundarios neotropicales

Como resultado de los procesos de regeneración natural, los bosques nuevos o secundarios se han regenerado a tasas sin precedentes, aunque es difícil estimar con precisión su cobertura, se considera que muchos paisajes tropicales están dominados por estos bosques (Asner *et al.* 2009). Según la FAO (2015), solamente 11 de los 37 países neotropicales (29,7%) que aportan datos para la Evaluación de Recursos Forestales Mundiales (FRA) reportan más área de bosque primario que bosque secundario. Para 26 países (70,3%), los bosques en regeneración cubren más área que los bosques primarios.

En el caso de Nicaragua, para el año 2015 se registra un área de bosque secundario de 1.305.014 ha correspondiente al 10,1% del territorio nacional y para el periodo entre el 2010 – 2015, el área de bosque secundario registra un incremento del 1,4% (MARENA 2018).

De acuerdo con Rozendaal *et al.* (2019), los bosques secundarios neotropicales recuperan notablemente rápido la riqueza de especies, pero lentamente la composición de las especies. Los bosques secundarios toman un tiempo promedio de cinco décadas para recuperar la riqueza de especies del bosque original (80% de recuperación después de 20 años) basado en análisis de rarefacción. La recuperación completa de la composición de especies puede llevar siglos (solo el 34% de recuperación después de 20 años). Una estrategia dual que mantiene tanto los bosques antiguos como los bosques secundarios ricos en especies es, por lo tanto, crucial para la conservación de la biodiversidad en paisajes tropicales modificados por el hombre.

1.2.1 La sucesión secundaria en bosques tropicales estacionalmente secos

Para los bosques tropicales estacionalmente secos, no existe una teoría sobre la dinámica de claros y su papel en la regeneración de las especies, debido a ciertas características estructurales de la vegetación, como una menor altura, diámetro y tamaño de troncos y ramas, de reducida estratificación, una alta densidad de individuos, entre otros (Cecon 2014).

Una característica fundamental de los bosques tropicales estacionalmente secos es que estos ocurren en regiones con una marcada estacionalidad en la distribución de la precipitación, y por tener tres o más meses de absoluta sequía cada año, en los que la evapotranspiración potencial es mayor que la precipitación, de modo que la escasez de agua es el factor limitante más importante en la sucesión. La temperatura media anual es mayor a 25 °C y los rangos de precipitación total anual están entre 700 y 2000 mm (Holdridge 1967).

Poorter *et al.* (2019) aseveran que, al principio de la sucesión, la escasa cobertura arbórea da como resultado condiciones secas, calientes y expuestas al sol durante la temporada de

crecimiento. Las primeras especies sucesionales se caracterizan por la baja disponibilidad de agua, la alta carga de calor y por ser de madera densa, que en este entorno se asocia con una mayor resistencia a la cavitación, tolerancia a la sequía y el fuego, mayor supervivencia de los rebrotes y, por lo tanto, de la planta, que posiblemente aumenta la resistencia a hongos y patógenos y reduce la descomposición del tallo. Asimismo, el rebrote de tocones y raíces es un importante mecanismo de regeneración después de una perturbación como el fuego y la sequía.

La variación de la densidad de madera aumenta con mayor fuerza con el tiempo, tal vez porque los bosques más secos comienzan con menos especies o debido a una rápida acumulación de diferentes estrategias de lucha contra la sequía durante la sucesión (Poorter *et al.* 2019). En los bosques secos, la sucesión procede de valores de rasgos conservadores a adquisitivos (disminuyendo la densidad de madera de los individuos con el tiempo), que pueden acelerar el ciclo del agua y el carbono a través de un transporte de agua más rápido por los tallos, densidad de madera más bajos y mayor asimilación de carbono en las hojas que acelerara el ciclo de nutrientes a través de una descomposición más rápida (Poorter *et al.* 2019).

Según Granda *et al.* (2015), en bosques secos de la Península de Nicoya, Costa Rica, las primeras especies en colonizar potreros abandonados pueden ser dominantes durante décadas o hasta siglos, con una gran representación de especies de la familia Fabaceae y Sterculiaceae. Sus resultados indican que existe una relación directa entre la edad de abandono, que varía entre los 5 - 40 años, la diversidad de especies y el área basal. Ellos sugieren que, durante las primeras décadas de la sucesión, la densidad alcanza un pico para luego disminuir, mientras el área basal sigue aumentando, pero se va concentrando en un número menor de individuos dominantes. Con respecto a la riqueza y diversidad de especies, señalan que esta tiende a aumentar hasta los 15 años después del abandono y, a partir de esa edad, disminuye marcadamente.

En bosques secundarios recientemente perturbados y limitados por el agua, como los estacionalmente secos, las demandas de nitrógeno para el recrecimiento de la vegetación son satisfechas por especies de la familia Fabaceae, que tienen la capacidad de fijar nitrógeno atmosférico a través de interacciones con bacterias del género *Rhizobium*, lo cual les confiere tolerancia a la sequía y mayor eficiencia en el uso del agua. Por ello, durante las tres primeras décadas de la sucesión, el área basal de las leguminosas es dos veces más alta en bosque seco en comparación con los bosques húmedos (Gei *et al.* 2018).

1.2.2 Factores limitantes de regeneración natural en potreros: quemados y pastoreo

La acción del fuego es la mayor amenaza en la restauración de ecosistemas secos (Quesada 2008). Comúnmente, las áreas dominadas por pasturas representan un combustible vegetal que, al quemarse, produce suficiente calor para eliminar toda la vegetación existente incluyendo plántulas y árboles ya establecidos, especialmente durante la época seca. En sitios

donde las quemadas son frecuentes, la remanencia de la vegetación está asociada a la tolerancia a altas temperaturas y resistencia al fuego. Por demás, solo aquellas especies de pastos y arbustos con alta capacidad de rebrote son capaces de adaptarse a tales condiciones. En general, el fuego y la competencia con pastos son los dos limitantes que inhiben la sucesión ecológica en sitios que experimentan quemadas e incendios (Quesada 2008).

Esto es confirmado por Godinot (2019), en fincas ganaderas de Liberia, Costa Rica, el autor plantea que las causas más comunes que originan incendios no controlados dentro de los bosques secundarios son: quemadas de caña de azúcar (que sigue siendo una práctica común en las plantaciones cosechadas de forma manual) y de pastos, principalmente de fincas aledañas que realizan quemadas poco controladas, y donde pastos como *Hyparrhenia rufa* se caracterizan por su elevada inflamabilidad; y como segunda causa señalan la cacería. Las frecuencias de incendios (años entre dos perturbaciones de incendios) varían de un mínimo de uno a dos años a un máximo de 15 años en bosques secundarios dentro de fincas ganaderas.

Díaz y Delgado (2003), en un estudio realizado en un paisaje fragmentado con clima mediterráneo y donde predominan matorrales y bosques en Cataluña, España, plantean que la resiliencia de la vegetación en un área después del segundo fuego es significativamente menor que la obtenida después del primero, para un intervalo de tiempo de 70 meses (en torno a los seis años), de modo que la capacidad para recuperarse disminuye después de un segundo incendio. Por otro lado, en las áreas quemadas una sola vez, la resiliencia estimada a 70 meses después del incendio se ve significativamente afectada por el tipo de vegetación. La recuperación temprana de la vegetación por parte de las especies rebrotadoras o las especies pioneras ocurre igualmente después del primero y segundo fuego, sin embargo, el recubrimiento tardío se debe fundamentalmente a las especies arbóreas y arbustivas dominantes, adquieren una debilitada capacidad para crecer después de incendios consecutivos.

De acuerdo con Rusch y Sharpe (2009), en agropaisajes del trópico centroamericano dominados por potreros, el pastoreo del ganado provoca cambios en la disponibilidad de luz, la cual aumenta a nivel del suelo cuando el animal consume la vegetación, causando también un aumento de la temperatura de la superficie del suelo, y estos dos factores afectan el proceso de regeneración en potreros. El pastoreo excesivo dependiendo del grado de consumo modifica la abundancia relativa de las especies, el reclutamiento de especies también se ve afectado por el ganado que consume sus frutos, ramonea las plántulas y árboles pequeños, además, daña las plántulas por pisoteo.

1.2.3 Vulnerabilidad al cambio climático en Centroamérica: Corredor Seco

La vulnerabilidad al cambio climático es definida como el cambio esperado en los medios de vida agrícolas durante un período de tiempo determinado, en función de la exposición, la sensibilidad y capacidad de adaptarse (Bouroncle *et al.* 2017).

El término Corredor Seco Centroamericano (CSC) es definido por FAO (2012), como un grupo de ecosistemas localizados en la ecorregión del bosque tropical seco de Centroamérica, que inicia en Chiapas (México), y en una franja abarca las zonas bajas de la vertiente del Pacífico y gran parte de la región central premontana (0 a 800 msnm) de Guatemala, El Salvador, Honduras, Nicaragua y parte de Costa Rica (hasta Guanacaste). En Honduras, se extiende a través del centro y occidente del país, hasta aproximarse a la costa caribeña.

Esta condición ubica a la región del CSC en una alta vulnerabilidad a los eventos hidrometeorológicos extremos, principalmente la sequía, cuyos impactos más recurrentes se dan en la agricultura a nivel de granos básicos y en la ganadería a nivel del ganado vacuno, con grandes consecuencias socioeconómicas a nivel de país (Calvo - Solano *et al.* 2018).

En el CSC, la sequía tiene un comportamiento recurrente como atípico y complejo, es decir, que no tienen una frecuencia fija o determinada que se aparta de los modelos conocidos. Estos eventos de sequía se manifiestan con efectos de intensidades variables en daños o impactos sobre los ecosistemas, la disponibilidad del recurso hídrico de fuentes superficiales y subterráneas, la seguridad alimentaria y nutricional, así como la producción agrícola, siendo los granos básicos: maíz y frijol, donde las consecuencias de la sequía adquieren mayor relevancia (Bonilla 2014). En el caso de Nicaragua, el 11,5% (27 municipios) del país es afectado por la sequía de forma severa, el 36,9% (63 municipios) son afectados por un grado de sequía alto y en el 51,5% del país (88 municipios) el grado de sequía es bajo, en estas últimas dos categorías de severidad potencial de la sequía, se ubica el departamento de Rivas (FAO 2012).

Con respecto a los efectos potenciales de la sequía para el año 2030 en Nicaragua, Bouroncle *et al.* (2017) plantean que el país perderá el 6% de la idoneidad climática para mantener las combinaciones actuales de cultivos; siendo probablemente los cultivos más afectados: café, frijoles y plátano.

1.3 Influencia de la configuración del paisaje en la sucesión secundaria

La compleja configuración espacial de los parches de bosques secundarios tiene un efecto sobre la composición, diversidad, densidad y biomasa de plántulas, juveniles y árboles adultos (Santiago 2016). En un estudio en un paisaje de bosque lluvioso del norte de Costa Rica, cada etapa de reclutamiento se ve afectada diferencialmente con la variación en la composición del paisaje, siendo la densidad y diversidad de plántulas más afectada por los componentes del paisaje como la distancia euclídea al vecino más cercano, densidad de parches y tamaño del parche. La densidad y diversidad de juveniles se ve influenciada principalmente por la configuración del paisaje, mientras que la densidad de los árboles adultos es explicada, principalmente, por las características del suelo. La densidad de plántulas y la biomasa de árboles sobre el suelo disminuye con la edad del bosque (Santiago 2016).

La distancia entre bosques secundarios desempeña un papel importante en la dispersión de semillas. En el mismo estudio citado, a 1 km de radio, la frecuencia en la que aparecen pares de parches forestales secundarios juntos en el paisaje indica que esta fuente de propágulos cercanos es necesaria para la dispersión de semillas, la regeneración y para mantener una adecuada densidad de plántulas. De estas asociaciones, se desprende que existe un efecto recíproco entre la densidad de fragmentos y la densidad arbórea; es decir, que los sitios con densidad de fragmentos similares presentan también similitudes en la densidad arbórea y viceversa (Santiago 2016).

1.4 La regeneración natural como estrategia de restauración en bosques tropicales

La regeneración natural se inicia a través de la colonización de especies pioneras oportunistas y adaptadas localmente, resultando en un proceso estocástico dinámico de restauración forestal que, en última instancia, lleva a una mayor diversidad de especies de plantas nativas. En áreas con suficiente cobertura forestal circundante, la regeneración natural es, a menudo, una estrategia de restauración forestal apropiada y económicamente eficiente. Sin embargo, en áreas fragmentadas o degradadas que sufren limitación de dispersión, la siembra directa puede acelerar el establecimiento de una capa inicial (Crouzeilles *et al.* 2017).

Actualmente, la restauración de tierras deforestadas y degradadas es una prioridad global impulsada por ambiciosos compromisos internacionales, con el fin de promover la restauración y gestión sostenible de los bosques y los ecosistemas, tales como el Reto Bonn, la Iniciativa 20 x 20 y AFR 100; a estos se incorporan la Declaración de New York sobre los bosques, que agrega la restauración de 200 millones de hectáreas para el 2030. Por último, los objetivos 13 (Acción por el clima) y 15 (Vida de ecosistemas terrestres) de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) de la Agenda 2030 del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD), están ligados directamente a la restauración de los bosques (Delgado 2018).

1.5 Importancia de los árboles dispersos en potreros y toma de decisiones del productor sobre el uso del suelo de la finca

Los árboles dispersos desempeñan un papel importante en la diversificación de la productividad animal y en la finca, proveen sombra que favorece la disponibilidad de biomasa (Pezo e Ibrahim 1998), tienen un efecto positivo sobre las variables fisiológicas de los animales regulando la temperatura y frecuencia respiratoria, puesto que, bajo la copa de los árboles, estas disminuyen entre 2 – 3 ° C y 13% respectivamente (Osorio 2014; Pezo e Ibrahim 1998; Barragán 2015); aumentan el consumo voluntario de forraje en un 12% (Osorio 2014), incrementan la producción de leche/vaca hasta en un 13.3% (Souza de Abreu 2002), proveen una parte importante del consumo de leña (23,5%), postes muertos (48%), postes vivos (12%) y madera (14,6%) dentro de la finca (Pérez 2006), además, capturan y transfieren fósforo, potasio, magnesio y calcio hacia el suelo (Miranda *et al.* 2013).

De acuerdo con Harvey *et al.* (2007), a nivel de finca en Rivas y Matiguás, Nicaragua, los productores dedican la mayoría de sus tierras a pasturas, aunque en algunas también retienen pequeñas áreas para la producción de cultivos para el autoconsumo. Para la zona de Rivas en Nicaragua, definieron ocho usos de suelo: potreros (56,7%), bosque secundario (15,6%), charral (13,9%), bosque ripario y galería (5,9%), cultivos anuales (5,1%), caminos (0,7%), cultivos perennes (0,3%) y otros (1,8%); este último incluye agua y asentamientos; esto refleja que los principales usos de suelo por finca son potreros, bosques secundarios y charrales.

En general, los productores conservan pequeños parches de bosque en sus fincas como recurso para la obtención de productos maderables del bosque, principalmente leña, y para proteger las fuentes de agua; sin embargo, la mayoría de estas áreas están degradadas y abiertas para la entrada del ganado durante la época seca, en la que el crecimiento de los pastos se ve limitado; además, los parches de bosque han sido cosechados en algún momento y se componen de árboles jóvenes de copa pequeña (Harvey *et al.* 2007).

BIBLIOGRAFÍA

- Aide, T.M; Clark, M.L; Grau, R; López-Carr, D; Levy, M; Rode, D; Bonilla-Moheno, M; Riner, G; Andrade-Núñez, M.J y Muñiz, M. 2013. Deforestation and Reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). *Biotrópica* 45(2): 262-271.
- Alkama, R y Cescatti, A. 2016. Biophysical climate impacts of recent changes in global forest cover. *Science* 351 (6273): 600 – 605.
- Asner, GP; Rudel, TK; Aide TM; DeFries R; Emerson R. 2009. A contemporary Assessment of Change in Humid Tropical Forests. *Conservation Biology* 23(6):1386-1395.
- Barragán, W; Mahecha; Cajas, Y. 2015. Variables fisiológicas-metabólicas de estrés calórico en vacas bajo silvopastoreo y pradera sin árboles (en línea). *Agronomía Mesoamericana*. 26(2): 211-223. Disponible en <https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/agromeso/article/view/19277/19409>
- Barrance, A; Beer, J; Boshier, J; Chamberlain, J; Cordero, J; Detlefsen, G; Finegan, B; Galloway, G; Gómez, M; Gordon, J; Hands, M; Hellin, J; Hughes, C; Ibrahim, M; Leakey R; Mesen, F; Montero, M; Montero, M; Somarriba, E; Stewart, J. 2003. *Árboles de Centroamérica: Un manual para extensionistas (Disco compacto)*. Oxford Forestry Institute: Department of Plant Sciences, University of Oxford y Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, Costa Rica. 1 Disco compacto, 8 mm, sin sonido y confección del material a color.
- Bonilla, A. 2014. Patrones de sequía en Centroamérica: Su impacto en la producción de maíz y frijol y uso del Índice Normalizado de Precipitación para los Sistemas de Alerta Temprana. Global Water Partnership, Central America. Agencia Suiza para el Desarrollo y la Cooperación (COSUDE). Tegucigalpa, Honduras. 54 p.
- Borrelli, P; Robinson, DA, Fleischer, LR; Lugato, E; Ballabio, C; Alewell, C; Meusburger, K; Modugno, S; Schütt, B; Ferro, V; Bagarello, V; Van Oost, K; Montanarella, L y Panagos, P. 2017. An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. *Nature Communications* 8. Disponible en: <https://doi-org.acceso.biblioteca.iica.int/10.1038/s41467-017-02142-7>
- Bouroncle, C; Imbach, P; Rodríguez-Sánchez, B; Medellín, C; Martínez-Valle, A y Läderach, P. 2017. Mapping climate change adaptive capacity and vulnerability of smallholder agricultural livelihoods in Central. *Climatic Change* 141:123–137. Disponible en: <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007%2Fs10584-016-1792-0.pdf>
- Calvo-Solano, O; Quesada-Hernández, L; Hidalgo, H y Gotlieb, Y. 2014. Impactos de las sequías en el sector agropecuario del Corredor Seco Centroamericano. *Agronomía Mesoamericana* 29(3): 695-709. ISSN 2215-3608.
- Ceccon, E. 2014. *Restauración en bosques tropicales: Fundamentos ecológicos, prácticos y sociales*. Ediciones Diaz de santos. Distrito Federal, México. 283 p. ISBN: 978-84-9052-028-4
- Chamorro, M; Campos, R y González, A. 2018. Caracterización de árboles dispersos en pasturas en fincas ganaderas del departamento de Rivas, Nicaragua. *Revista Forestal del Perú* 33 (2): 133 – 146.

- Chave, JC; Muller Landau, HC; Baker, TR; Easdale, TA; ter Steege, H y Webb, CO. 2006. Regional and phylogenetic variation of wood density across 2,456 neotropical tree species. *Ecological Applications* 16: 2356 – 2367.
- Chazdon, R; Finegan, B; Capers, R; Salgado-Negret, B; Casanoves, F; Boukili, V y Norden, N. 2010. Composition and Dynamics of Functional Groups of Trees During Tropical Forest Succession in Northeastern Costa Rica. *BIOTROPICA* 42(1): 31–40. DOI: <http://10.0.4.87/j.1744-7429.2009.00566.x>
- Chazdon, R; Guariguata, M y Lamb, D. 2018. Una alianza con la naturaleza: el caso de la regeneración natural en la restauración de bosques y paisajes. El caso de la regeneración natural en la restauración de bosques y paisajes. Documento de política de FERI, Montreal, Canadá. 13 p.
- Chen, L y Dirmeyer, PA. 2020. Reconciling the disagreement between observed and simulated temperature responses to deforestation. *Nature Communications* 11: 202. Disponible en: <https://doi.org/10.1038/s41467-019-14017-0>
- CIAT (Centro Internacional de Agricultura Tropical). 2012. Escenarios del Impacto del Clima Futuro en Áreas de Cultivo de Café en Nicaragua: Informe Final Cali, Colombia y Managua, Nicaragua. 25 p.
- Cleary, K; Waits, L y Finegan, B. 2016. Agricultural intensification alters bat assemblage composition and abundance in a dynamic Neotropical landscape. *Biotropica* 0(0): 1-10. Disponible en: <http://repositorio.bibliotecaorton.catie.ac.cr/handle/11554/8481>
- Colombo, F y De Viana, E. 2000. Requerimientos de Escarificación en Semillas de Especies Autóctonas e Invasoras. *Ecología Austral* 10: 123-131. Disponible en: https://bibliotecadigital.exactas.uba.ar/download/ecologiaaustral/ecologiaaustral_v010_n02_p123.pdf
- Crouzeilles, R; Ferreira, M; Chazdon, R; Lindenmayer, R; Sansevero, J; Monteiro, L; Iribarrem, A; Latawiec, A y Strassburg, B. 2017. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. *Science advances* 3: 1-7. Disponible en: <https://advances.sciencemag.org/>
- Delgado, D. 2018. Manual para el monitoreo ecológico y productivo de bosques secundarios latifoliados de Mesoamérica. 1ª edición. Turrialba, Costa Rica. CATIE. 49 p: il. – (Serie técnica. Manual técnico n.º 143).
- Diaz-Delgado, R. 2003. Efecto de la recurrencia de los incendios sobre la resiliencia post - incendio de las comunidades vegetales de Cataluña a partir de imágenes de satélite. *Revista Científica y Técnica de Ecología y Medio Ambiente* 2(3): 1 – 11 p.
- Esquivel, MJ; Harvey, C; Finegan, B; Casanoves, F; Skarpe, C y Nieuwenhuyse, A. 2009. Regeneración natural de árboles y arbustos en potreros activos de Nicaragua. *Agroforestería de las Américas* (47): 76-84.
- Esquivel-Mimenza, H; Ibrahim, M; Harvey, C; Benjamin, T y Sinclair, F. 2011. Dispersed trees in pasturelands of cattle farms in a tropical dry ecosystem. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 14: 933 - 941.

- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). 2020. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020: Principales resultados. Roma, Italia. Disponible en: <https://doi.org/10.4060/ca8753es>
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). 2015. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2015: Principales resultados. Roma, Italia.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). 2012. Estudio de caracterización del Corredor Seco Centroamericano (Países CA – 4). Tomo I. Eds. Zee, Arias, A; Zee, J; Meyrat, A; Poveda, C y Picado, L. 1ra edición. Honduras. 92 p.
- Finegan, B. y Nasi, R. 2004. The biodiversity and conservation potential of shifting cultivation landscapes. *In* Schroth, G; Vasconcelos, H; Harvey, CA; Schroth, C y Vasconcelos, G (eds). *Agroforestry and Biological Conservation in Tropical Landscapes*. Washington, United States of America. Island Press. p. 153 – 197.
- Finegan, B. 1992. El potencial del manejo de los bosques húmedos secundarios neotropicales de las tierras bajas. Trad. R. Lujan. Turrialba, Costa Rica, CATIE. Cooperación Suiza al Desarrollo (COSUDE). 29 p. (Serie Técnica N° 5).
- Gei, M; Rozendaal, D; Poorter, L; Bongers, F; Sprent, J; Garner, J; Aide, T; Andrade, J; Balvanera, P; Becknel, J; Brancalion, P; Cabral, G; Gomes, R; Chazdon, R; Cole, R; Dalla, G; Jong, B; Denslow, J; Dent, D; DeWalt, S; Dupuy, J; Durán, S; Espírito Santo, M; Fernández, W; Ferreira, Y; Finegan, B; Granda, V; Hall, J; Hernández-Stefanoni, J; Junqueira, A; Kennard, D; Lebrija-Trejos, E; Letcher, S; Lohbeck, M; Marín-Spiotta, E; Martínez-Ramos, M; Meave, J; Menge, D; Mora, F; Muñoz, R; Muscarella, R; Ochoa-Gaona, S; Orihuela-Belmonte, E; Ostertag, R; Peña-Claros, M; Pérez-García, E; Piotto, D; Reich, P; Reyes-García, C; Rodríguez-Velázquez, J; Romero-Pérez, I; Sanaphre-Villanueva, L; Sanchez-Azofeifa, A; Schwartz, N; Silva de Almeida, A; Almeida-Cortez, J; Silver, J; De Souza, V; Sullivan, V; Swenson, N; Uriarte, M; Van Breugel, M; Van der Wal, H; Dores Magalhães, M; Vester, H; Guimarães, I; Zimmerman, J y Powers, L. 2018. Legume abundance along successional and rainfall gradients in Neotropical forests. *Nature Ecology & Evolution*: 1-10. Disponible en: <https://www.nature.com/articles/s41559-018-0559-6>
- Godinot, F. 2019. Dry season cattle grazing in the seasonally dry tropical forests of Costa Rica: importance in cattle ranching livelihoods and impacts on forest botanical composition and diversity. Tesis M. Sc. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 112 p.
- Granda, V; Finegan, B; Ramos, Z; Detlefsen, G y Molina, A. 2015. Potencial de manejo de bosques restaurados por sucesión natural secundaria en Guanacaste, Costa Rica: Composición, diversidad y especies maderables. *Boletín técnico no. 78*. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 52 p.
- Harvey, C; Villanueva, C; Ibrahim, M; Gómez, R; López, M; Kunth, S y Sinclair, L. 2007. Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica. Eds. Harvey, C; Sáenz, J. 1ra edición. Santo Domingo de Heredia, Costa Rica. INBio. 624 p. ISBN 978-9968-927-29-1
- Holdridge, LR. 1967. *Life zone ecology*. San José, Costa Rica, Tropical Science Center.
- Howe, H y Smallwood, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 13: 201 – 28.

- INIDE (Instituto Nacional de Información de Desarrollo) y MAGFOR (Instituto Agropecuario y Forestal). 2013. Informe del IV Censo Nacional Agropecuario del departamento de Rivas y sus municipios. Managua, Nicaragua. 70 p.
- Janzen, DH. 1988. Manejo de fragmentos de hábitat en un bosque tropical seco: crecimiento. *Anales del Jardín Botánico de Missouri* 75, 105–116.
- Keenan, R; Reams, G; Achard, F; Freitas, J; Grainger, A y Lindquist, E. 2015. Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. *Forest Ecology and Management* 352: 9 – 20. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2015.06.014>
- Lohbek, M; Poorter, L; Lebrija-Trejos, E; Martínez-Ramos, M; Meave, J; Paz, H; Pérez-García, E; Romero-Pérez, E; Tauro, A y Bongers, F. 2013. Successional changes in functional composition contrast for dry and wet tropical forest. *Ecology* 94 (6): 1211–1216.
- López, F; López, M; Gomez, R; Harvey, C; Villanueva, C; Gobbi, J; Ibrahim, M y Sinclair, F. 2006. Cobertura arbórea y rentabilidad de fincas ganaderas en Rivas y Matiguás, Nicaragua. *Agroforestería de las Américas* 45: 101-108
- MARENA (Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales). 2018. Estrategia Nacional Neutralidad en la Degradación de las Tierras (NDT): Hacia el 2030. Managua, Nicaragua. 37 p.
- MARENA (Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales). 2017. Estudio de las causas de la deforestación y la degradación forestal en Nicaragua. La problemática de las existencias de carbono forestal en el marco de la estrategia ENDE-REDD+. Dirección General de Cambio Climático. Managua, Nicaragua. 125 p.
- Miranda, J; Rusch, G; Casals, P; Declerck, F; Ibrahim, M; Casanoves, F y Jiménez, F. 2013. Efectos de los rasgos morfológicos y eco fisiológicos de árboles neotropicales en la transferencia de agua y nutrientes al suelo. *Agroforestería de las Américas* 50: 69-75.
- Nathan, R y Muller - Landau, HC. 2000. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Trends Ecol Evol.* 15 (7):278 - 285.
- Noir, FA; Bravo, S y Abdala, R. 2002. Mecanismos de dispersión de algunas especies de leñosas nativas del Chaco Occidental y Serrano. *Quebracho* 9: 140-150.
- Osorio, J. 2014. Efecto de la cobertura arbórea sobre la ganancia de peso y el desempeño reproductivo de vacas Brahman en trópico bajo. Tesis MSc. Medellín, Colombia. Universidad de Antioquia. 158 p.
- Peres, CA y Baidier, C. 1997. Seed dispersal, spatial distribution, and population structure of Brazil nut trees (*Bertholletia excelsa*) in southeastern Amazonia. *Journal of Tropical Ecology* 13: 595-616.
- Pezo, D; Ibrahim, M. 1998. Sistemas Silvopastoriles. Ed. rev. 2da edición. Proyecto agroforestal CATIE/GTZ. Turrialba, Costa Rica. 276 p.
- Poorter, L; Rozendaal, D; Bongers, Almeida-Cortez, J; Almeyda, M; Álvarez, F; Andrade, J; Arreola, J; Balvanera, P; Becknel, J; Bentos, T; Bhaskar, R; Boukili, V; Brancalion, P; Broadbent, E; César, R; Chave, J; Chazdon, R; Dalla, G; Craven, D; De Jong, D; Denslow, J; Dent, D; DeWalt, S; Díaz, E; Dupuy, J; Durán, S; Espírito Santo, M; Fandiño, M;

Fernandes, G; Finegan, B; Granda, V; Hall, J; Hernández-Stefanoni, J; Jakovac, C; Junqueira, A; Kennard, D; Lebrija-Trejos, E; Letcher, S; Lohbeck, M; Lopez, O; Marín-Spiotta, E; Martínez-Ramos, M; Martins, S; Massoca, P; Meave, J; Mesquita, R; Mora, F; De Souza, V; Müller, S; Muñoz, R; Muscarella, R; Nolasco de Oliveira, S; Nunes, Y; Ochoa-Gaona, S; Paz, H; Peña-Claros, M; Piotta, D; Ruíz, J; Sanaphre-Villanueva, L; Sanchez-Azofeifa, A; Schwartz, N; Steininger, M; Wayt, M; Toledo, M; Uriarte, M; Utrera, L; Van Breugel, M; Van der Sande, M; Van der Wal, H; Veloso, M; Vester, H; Vieira, I; Villa, P; Williamson, J; Wright, J; Zanini, K; Zimmerman, J y Westoby, M. 2019. Wet and dry tropical forests show opposite successional pathways in wood density but converge over time. *Nature Ecology & evolution*. Disponible en: www.nature.com/natecolevol

Quesada, R. 2008. Manual para promover la regeneración natural en pastos degradados en el Pacífico Central y Norte de Costa Rica. *Kurú* 4 (11-12): 1-67 p.

Rees, M; Condit, R; Crawley, M; Pacala, S y Tilman, D. 2001. Long-Term Studies of Vegetation Dynamics. *Science: Ecology Through Time*. 293 (5530) 650-655.

Rosindell, J y Cornell, S. 2011. The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography at Age Ten. *Trends in Ecology and Evolution* 26(7): 340-348.

Rusch, G y Skarpe, C. 2009. Procesos ecológicos asociados con el pastoreo y su aplicación en sistemas silvopastoriles. *Agroforestería de las Américas* 47: 12-19.

Sánchez, D; Harvey, C; Grijalva, A; Medina, A; Vélchez, S y Hernández, B. 2003. Diversidad, composición y estructura de la vegetación en un paisaje fragmentado de bosque seco en Rivas, Nicaragua. *Recursos Naturales y Ambiente* 45: 91-104.

Sánchez, D; Villanueva, C; Rusch, G; Ibrahim, M y DeClerck, F. 2013. Estado del Recurso Arbóreo en Fincas Ganaderas y su Contribución en la Sostenibilidad de la Producción en Rivas, Nicaragua. 1ra edición. Turrialba, Costa Rica. CATIE. Serie técnica n.º 60. 50 p. ISBN 978-9977-57-593-3

Santiago, R. 2016. Structural and functional characteristics of tropical secondary forest patches in northeastern Costa Rica. Tesis Ph. D. University of Idaho and in the Graduate School of the Tropical Agronomic Center for Research and Teaching. 142 p.

Souza de Abreu, M. 2002. Contribution of trees to the control of heat stress in dairy cows the financial viability of livestock farms in humid tropics. Tesis Ph.D. CATIE. Turrialba, Costa Rica. CATIE. 166 p.

ARTÍCULO

1.1 COMPOSICIÓN Y DIVERSIDAD DE ESPECIES LEÑOSAS Y PATRONES DE REGENERACIÓN NATURAL EN POTREROS ACTIVOS Y BOSQUES SECUNDARIOS EN RIVAS, NICARAGUA.

1.2 RESUMEN

El bosque seco tropical ha sido uno de los ecosistemas más degradados, se estima que en Nicaragua persiste solo el 3,4%, puesto que este ecosistema ha sufrido perturbaciones antrópicas en los últimos 11.000 años, debido a su ubicación geográfica (Alianza del Bosque Seco 2011). Actualmente, la restauración de tierras degradadas y deforestadas es una prioridad global impulsada por ambiciosos compromisos internacionales, sin embargo, en Nicaragua, la restauración del bosque seco ha sido poco considerado en los planes nacionales de restauración (MARENA 2018). El éxito de la restauración en bosques del trópico seco depende de factores ambientales (Lohbeck et al. 2013), factores espaciales (Santiago 2016) y factores humanos (Granda et al. 2015). En este sentido, existe una necesidad de investigación sobre las dinámicas de recuperación de especies y los patrones de regeneración natural del bosque seco en el contexto nicaragüense, puesto que existe muy poca información sobre estos procesos y es importante caracterizar la dinámica de la regeneración en zonas degradadas, con condiciones climáticas desfavorables y en función de la disponibilidad de los factores ambientales, espaciales y humanos; ofreciendo la zona de Rivas un excelente contexto de estas condiciones. El objetivo del estudio fue contribuir al conocimiento de los patrones de regeneración natural de especies leñosas de árboles juveniles y adultos en potreros activos y bosques secundarios en Rivas, Nicaragua. Se evaluaron los potreros activos con pasto mejorado y con pasto natural, así como bosques secundarios en fincas ganaderas en Rivas, Nicaragua. Se establecieron 24 parcelas de una hectárea cada una en potreros y 13 parcelas de 0,12 hectáreas cada una en bosque secundario distribuidas en 13 fincas ganaderas en los municipios de Tola y Rivas. En cada parcela de muestreo, se determinó la especie de todos los individuos por categoría de tamaño: juveniles (altura $> 0,3$ m y $< 1,5$ m y con dap < 10 cm) y adultos (dap ≥ 10 cm); en estos últimos se le midió el diámetro a la altura del pecho. Por categoría de tamaño y por tipo de cobertura, se realizaron curvas de rarefacción y extrapolación de especies, se calcularon los números de diversidad de Hill; para el análisis de la composición, mecanismo de dispersión de las especies y propiedades del suelo, se aplicó análisis multivariado y análisis de varianza. Para el análisis de la diversidad de la regeneración en relación con las variables del paisaje circundante, se realizaron regresiones lineales múltiples. Los resultados indican que no existen diferencias estadísticas significativas para la riqueza y diversidad de especies. Además, la composición de especies presenta una alta variación entre los tipos de uso de suelo y no existe una

diferenciación florística entre ellos. El análisis de componentes principales y el análisis de varianza sugieren que los suelos son homogéneos entre los tipos de cobertura. Para el mecanismo de dispersión, se encontraron diferencias significativas en el número de individuos dispersados por fauna no voladora ($p=0,0145$) y fauna voladora ($p=0,0063$). El análisis de regresión lineal muestra que la riqueza y diversidad de especies responde a dos variables de composición del paisaje a las escalas de 250 y 500 m. La riqueza y diversidad de especies tiene una relación positiva con el aumento del número y área de parches de bosque en el paisaje circundante, además, tiene una relación negativa con el aumento del área de cultivos.

Palabras claves: regeneración; potreros; bosque secundario; diversidad; paisaje.

1.3 INTRODUCCIÓN

Los bosques abarcan casi un tercio (31%) de la superficie total de la tierra y el 93% (3.750 millones de ha) de la superficie forestal en todo el mundo son bosques regenerados naturalmente, sin embargo, se estima que el mundo ha perdido 420 millones de hectáreas de bosques debido a la deforestación desde 1990, no obstante, el ritmo de pérdida de estos ha disminuido considerablemente (FRA 2020).

La deforestación a nivel mundial es impulsada por los cambios de uso de suelo, para la expansión de las tierras para cultivos y pasturas, la dinámica del cambio de uso de la tierra entre 2001 – 2012 evidencia que el 32% del cambio total del uso de la tierra a nivel mundial es debido al cambio en las tierras para cultivos (Borrelli *et al.* 2017).

Los cambios de uso de suelo no se producen en ninguna parte más rápidamente que en los trópicos, donde existe una dinámica contrastante entre la deforestación y la recuperación de cobertura forestal (Pooter *et al.* 2016), por lo que nuevos bosques se están regenerando en zonas donde las tierras para la producción agropecuaria son abandonadas o dejadas en descanso (Finegan y Nasi 2004).

Un estudio de Aide *et al.* (2013) ha permitido conocer que, a nivel centroamericano, en Honduras, Costa Rica y El Salvador hubo una recuperación de cobertura forestal (+ 3.460, + 1.628 y + 586 km² respectivamente), mientras que Guatemala y Nicaragua fueron los países con mayor superficie de pérdida de vegetación leñosa (- 3.019 y -7.961 km² respectivamente).

En Nicaragua, para el año 2015 se registra una reducción en la cobertura de uso de suelo ocupada por pasturas (- 12,4%), cultivos anuales (- 1,7%) y bosque primario (- 5,3%); contrastando con una ganancia en cobertura de bosques secundarios (+ 1,4%) y de cultivos perennes (+ 73,3%) (MARENA 2018).

El bosque seco tropical ha sido uno de los ecosistemas más degradados, se estima que en el país persiste solo el 3,4%, puesto que este ecosistema ha sufrido perturbaciones antrópicas en los últimos 11.000 años, debido a su ubicación geográfica, donde se ha concentrado históricamente el mayor porcentaje de la población del país y su topografía, que permitió fácilmente la conversión del bosque a tierras para uso agropecuario (Alianza del Bosque Seco 2011).

El bosque seco tropical es el ecosistema dominante en el departamento Rivas, siendo este un paisaje altamente fragmentado, con intenso uso agropecuario, por lo que la cobertura forestal está representada muchas veces solo por los árboles remanentes en potreros, cercas vivas, charrales, bosques secundarios y franjas angostas de bosques ribereños (Harvey *et al.* 2007).

Los árboles remanentes que los ganaderos conservan en sus potreros representan una fuente importante en la provisión de servicios para el sistema ganadero y la conservación de la biodiversidad. Funcionan como fuentes de semillas y “núcleos de regeneración”, desempeñado así un papel clave en los procesos de restauración (Esquivel-Mimenza *et al.* 2011).

Actualmente, la restauración de tierras degradadas y deforestadas es una prioridad global impulsada por ambiciosos compromisos internacionales. Entre las iniciativas más recientes se encuentra el Desafío de Bonn; ante esto, Nicaragua se ha unido a dichas iniciativas y ha asumido el compromiso de reducir los cambios de uso del suelo, restaurar al menos 30.000 ha año⁻¹ y 2,8 millones de hectáreas degradadas al 2020, sin embargo, en estas iniciativas de restauración, el bosque seco está poco considerado, puesto que solo incluye la restauración de 2.500 ha (MARENA 2018).

El éxito de la restauración en bosques del trópico seco depende de factores ambientales: agua y suelo, siendo el factor limitante el déficit en la disponibilidad del recurso hídrico (Lohbeck *et al.* 2013), factores espaciales asociados al grado de fragmentación del paisaje circundante, relacionado a presencia de fuentes de semillas y agentes dispersores (Santiago 2016) y factores humanos: el manejo, la preferencia y el cuidado de los ganaderos a ciertas especies (Granda *et al.* 2015).

En este sentido, existe una necesidad de investigación sobre las dinámicas de recuperación de especies y los patrones de regeneración natural del bosque seco en el contexto nicaragüense, puesto que existe muy poca información sobre estos procesos y es importante caracterizar la dinámica de la regeneración en zonas degradadas, con condiciones climáticas desfavorables y en función de la disponibilidad de los factores ambientales, espaciales y humanos; ofreciendo la zona de Rivas un excelente contexto de estas condiciones.

Esta investigación aportará nuevo conocimiento sobre la caracterización de especies leñosas y los patrones de regeneración natural en potreros activos y bosques secundarios en fincas ganaderas en Rivas, Nicaragua. Se pretende determinar y comparar la composición y diversidad taxonómica de árboles juveniles y adultos en potreros activos y bosques secundarios; caracterizar el mecanismo de dispersión y el uso de las especies por parte de los ganaderos, asimismo, interpretar la influencia de la composición del paisaje sobre la diversidad de árboles juveniles y adultos en potreros activos y bosques secundarios.

1.4 METODOLOGÍA

El siguiente diagrama (Figura 1) simplifica los principales procesos que se realizaron en el estudio y que serán descritos con detalle más adelante en cada acápite de la metodología.

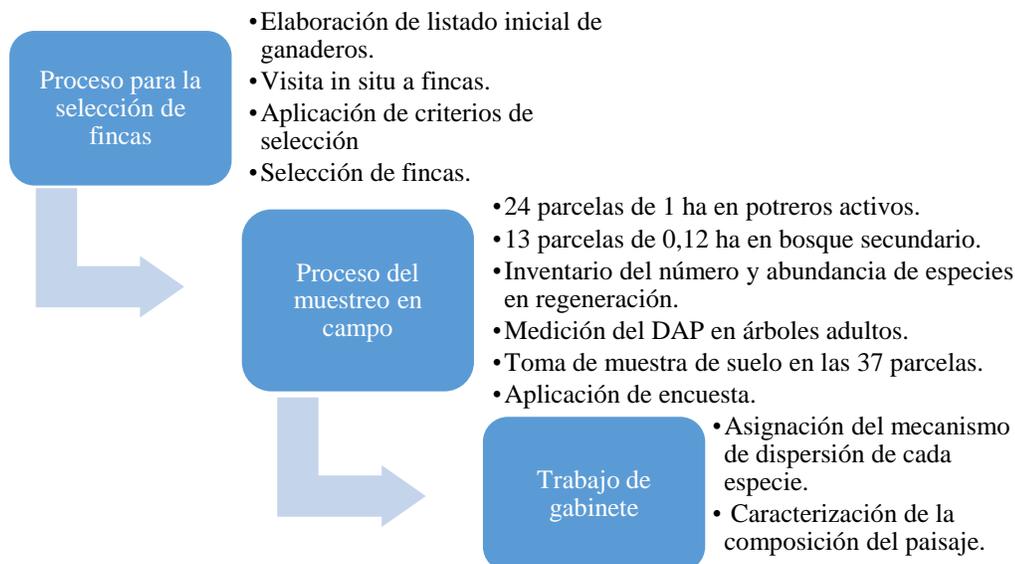


Figura 1. Diagrama de proceso simplificado de la metodología aplicada en el estudio

1.1.2 Ubicación geográfica y descripción del área del estudio

El estudio se llevó a cabo en los municipios de Rivas y Tola, del departamento de Rivas ubicado en la Región del Pacífico al suroeste de Nicaragua, limita al norte con los departamentos de Granada y Carazo, al sur con Costa Rica, al este con el Lago Cocibolca y al oeste con el Océano Pacífico. Rivas se localiza en las coordenadas 11°30' de latitud norte y 85°53' de longitud oeste (INIDE y MAGFOR 2013).

El departamento de Rivas tiene un área total de 2.161,82 km² que equivale al 1,7 % del territorio nacional, su población es de 174.589 habitantes, lo cual representan el 3% de la población total del país y el 64% de la población es rural (INIDE y MAGFOR 2013). El istmo de Rivas se encuentra entre los 0 a 500 msnm, la temperatura promedio anual oscila entre los 27° - 33° C y registra una precipitación promedio anual entre los 1.400 y 2.000 mm. La época seca se presenta en los meses de noviembre a abril y la época lluviosa en los meses de mayo a octubre (INETER 2015). De acuerdo con la clasificación de las zonas de vida de Holdridge (1967), el Bosque Seco Tropical (BST) es el tipo de vegetación dominante en el departamento de Rivas. Al pertenecer a esta zona de vida y ubicarse en la región del Pacífico, el departamento de Rivas forma parte del Corredor Seco Centroamericano (FAO 2012).

La topografía del terreno en la que se ubica Rivas es plana, predominando las pendientes menores al 2% (25,8% del departamento) y pendientes entre el 2 - 4% (16,5% del

departamento). La taxonomía de los suelos la conforman: suelos alfisoles, suelos inceptisoles, suelos vertisoles y suelos molisoles y con textura de tipo franco, franco arcilloso y franco arenoso, con limitaciones de drenaje interno y erosiones hídricas moderadas (Ibarra 2015).

El municipio de Rivas tiene una extensión territorial de 280,5 km² que equivale al 13% del departamento de Rivas y su población es de 50.684 habitantes, lo cual representa el 29% de la población del departamento. Se encuentra a los 57,7 msnm y se ubica geográficamente entre las coordenadas 11°26' latitud norte y 85°49' longitud oeste (INIDE y MAGFOR 2013).

Por su parte, el municipio de Tola tiene una extensión territorial de 476,5 km² que equivale a 22% del departamento de Rivas y su población es de 23.140 habitantes, lo cual representa el 13% de la población del departamento. Se encuentra a los 40 msnm y se ubica geográficamente entre las coordenadas 11°26' latitud norte y 85°56' longitud oeste.

Con respecto a la hidrografía, Rivas está inserto en cuatro cuencas hidrográficas: en el lado este, la Cuenca 69 del Río San Juan; en el centro del departamento y de manera única, la cuenca 70 del Río Brito; el lado noroeste la parte baja de la Cuenca 68, entre el Río Tamarindo y el Río Brito y en la parte sur oeste la parte baja de la Cuenca 72, entre el Río Brito y el Río Sapoa (INIDE y MAGFOR 2013).

Principales actividades productivas

La población de Rivas se dedica, principalmente, a las actividades agropecuarias, el 10% del área es aprovechada en cultivos anuales o temporales, 7% en cultivos permanentes o semipermanentes, 31% con pasturas mejoradas, 28% con pastos naturales, 8% son tierras en descanso o tacotales, 14% son bosques latifoliados y el 1% instalaciones diversas e infraestructura. Entre los principales cultivos de granos básicos (cultivos temporales) están: maíz, frijol, arroz de secano, sorgo, ajonjolí y soya; entre los cultivos permanentes destacan: musáceas, papaya, caña de azúcar, yuca, cítricos y pitahaya (INIDE y MAGFOR 2013).

Según INAFOR, MARENA, INETER y MAG (2017), se reporta una disminución del área dedicada a pasturas, ocupando estas el 32% (68.527,65 ha), ubicadas principalmente en los municipios de Rivas y Belén; en contraste, hay un incremento en el área con bosques latifoliados ralos, representando estos el 32,9% (70.560,72 ha) del departamento, y se sitúan mayoritariamente en los municipios de Tola y San Juan Sur.

1.1.3 Área de muestreo y establecimiento de parcelas

La selección de las fincas para la ubicación de los sitios de muestreo se realizó contactando, inicialmente, a 14 productores que se tenían identificados por la realización de un estudio previo donde se caracterizaron árboles dispersos en potreros (Chamorro et al. 2018). Posteriormente, el listado inicial de 14 se enriqueció con nueve productores más a través de una conversación personal sostenida con Ronier Solano, asistente de la Unidad de Extensión Rural de la Universidad Antonio de Valdivieso (UNIAV), quien viene trabajando

con los productores de la zona desde hace varios años; se le solicitó información en lo referido a fincas dedicadas a la ganadería que aseguran la presencia de potreros, existencia de áreas con bosque secundario, nombre de la finca y del propietario, así como ubicación de la finca; conformando así un grupo de 23 productores (Ver Cuadro 1).

Cuadro 1. Listado inicial de 23 productores para la selección de los sitios de muestreo.

Nº	Nombre del productor	Municipio	ATF (ha)	ACA (ha)	ACG (ha)	ACT (ha)
1	Juan José Víctor	Rivas	13,0	3,0	6,0	4,0
2	Alfredo Ulloa	Rivas	5,0	1,0	3,0	1,0
3	José Noguera	Rivas	18,0	8,0	8,0	2,0
4	Jaime Villareal	Rivas	6,3	3,5	1,4	1,4
5	Rolando Guzmán	Rivas	28,2	5,6	13,4	9,2
6	Rafael Canales	Rivas	14,1	4,2	5,6	4,2
7	Henry Villareal	Rivas	61,3	1,0	54,7	5,6
8	Eugenio Guido	Rivas	21,0	0,0	15,0	6,0
9	Paulino Rocha	Rivas	32,0	3,5	25,5	3,0
10	Edy Francisco Rojas	Rivas	15,5	0,0	7,1	8,4
11	Francisco Bello	Rivas	133,8	17,6	109,2	7,0
12	Francisco Rojas	Rivas	10,0	2,0	5,0	3,0
13	Noel Salinas	Rivas	79,0	0,0	76,2	2,8
14	Alberto Moraga	Rivas	13,0	1,4	10,2	1,4
15	Dimas Ibarra	Rivas	56,3	1,4	52,9	2,0
16	Sergio Cardenal	Rivas	47,0	5,0	28,0	14,0
17	Augusto Cordón	San Juan del Sur	13,4	0,0	10,6	2,8
18	Guillermo Moreno	San Juan del Sur	15,5	3,5	7,7	4,2
19	Francisco Bello	San Juan del Sur	112,7	7,0	52,8	52,8
20	Oldemar Jácamo	San Juan del Sur	6,3	0,0	4,9	1,4
21	Armando Ruiz	San Juan del Sur	17,6	1,4	13,4	2,8
22	Fidencio López	Tola	9,9	4,2	4,2	1,4
23	Alfredo Ruiz	Tola	22,5	7,0	14,1	1,4

Nota: ATF área total de la finca, ACA área con agricultura, ACG área con ganadería y ACT área con tacotales.

Posteriormente, se realizó una visita *in situ* a cada propietario para seleccionar aquellos que cumplieran con los criterios requeridos para el estudio: disposición a participar en el estudio, presencia de al menos una hectárea de potrero por tipo de pasto (mejorado y natural) y una hectárea con bosque secundario. En el caso de los potreros, se tomó en cuenta que tuvieran presencia de árboles dispersos (muy variables en cuanto a la densidad) y que presentaran una cobertura de pasto lo más uniforme posible; además, que el área mínima de potrero permitiera que cada parcela que se establecería estuviera separada a una distancia mínima de 200 m de las demás.

Para el estudio, se consideró un potrero con árboles dispersos, aquel tipo de uso de suelo dominado por pasto, con una cobertura lo más uniforme posible de al menos el 50% (observada de forma visual) y con área mínima de una hectárea (Harvey *et al.* 2007; Sánchez *et al.* 2003).

Se consideró pasto natural con árboles, a la vegetación de crecimiento natural con predominancia de gramíneas y herbáceas naturales o naturalizadas, con árboles dispersos, donde la cobertura de copas es mayor de 5% y menor al 20%. Por el contrario, se distinguió como pasto mejorado a aquellos que son cultivados y manejados por el hombre, ya sean pastos de corte o para pastoreo de ganado en un potrero (INAFOR 2009).

Se consideró como bosque secundario a la vegetación leñosa que se desarrolla en un área en la cual la vegetación original ha sido destruida por la actividad humana (uso agropecuario) y luego se abandona o se deja en descanso (Finegan 1992). Asimismo, se tomó en cuenta la definición de bosque latifoliado secundario, dada por el INAFOR (2009), la cual hace referencia a la vegetación donde más del 70% de las especies son de hoja ancha, presentan árboles con alturas mayores a los 5 m, pero que aún no han llegado a su estado de madurez.

Por todo lo anteriormente descrito, se seleccionó un total de 13 fincas, con tres tipos de uso de suelo: potrero con pasto mejorado, potrero con pasto natural y bosque secundario (sin restricción en cuanto a la edad de abandono). Las 13 fincas seleccionadas se ubicaron en ocho comunidades: La Chokolata, Las Pilas, El Coral, El Mononegro, La Tigrera, El Coyolito, Los Horconcitos y Veracruz; por cumplir estas con los criterios de selección y por razones logísticas de transporte.

El diseño de muestreo para el establecimiento de las parcelas en los potreros activos con pasto natural y pasto mejorado consistió en una parcela cuadrada de 1 ha o 10,000 m² (100 m x 100 m) para el muestreo de árboles adultos (individuos con dap > 10 cm), dentro de esta parcela se establecieron 9 subparcelas de 400 m² (20 m x 20 m) para el muestreo de juveniles (individuos con una altura > 0,3m y < 1,5 m y con dap < 10 cm) (Esquivel *et al.* 2009; Figura 1 y 2, Cuadro 2).

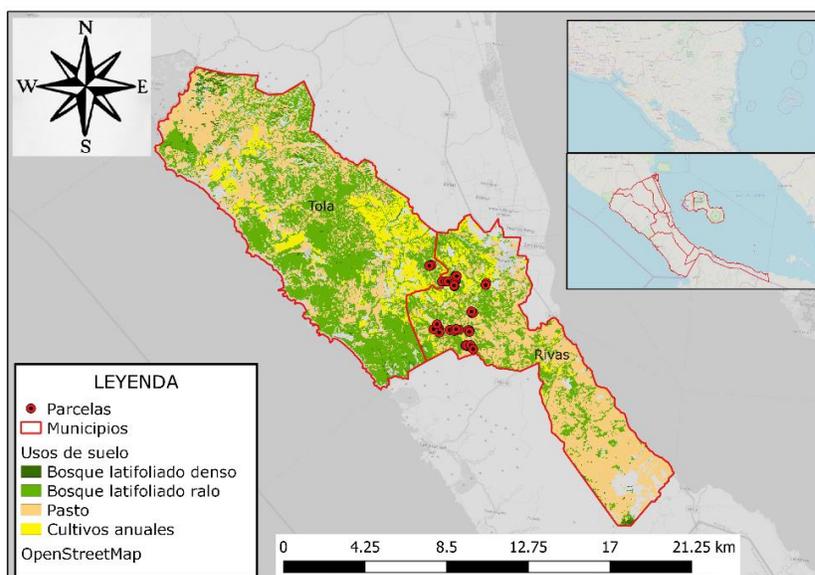


Figura 2. Mapa de ubicación de las 37 parcelas de muestreo en fincas ganaderas del departamento de Rivas, Nicaragua.

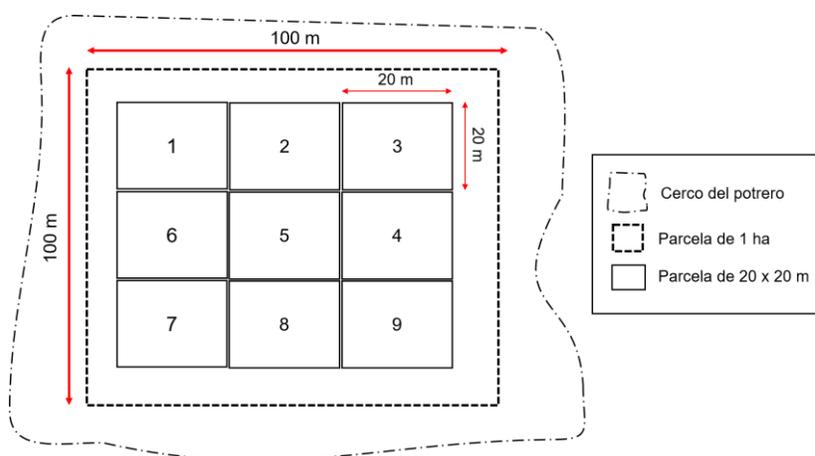


Figura 3. Número y distribución de parcelas para el muestreo de árboles juveniles y adultos en potreros de Rivas, Nicaragua.

Cuadro 2. Tipos de uso, categorías de tamaño, dimensiones, áreas y número de parcelas por tipo de uso en el muestreo de la regeneración natural en Rivas, Nicaragua.

Tipo de uso de suelo	Categoría de tamaño	Parcelas		Número total de parcelas	Área de muestreo (ha)
		Dimensiones (m)	Área (m ²)		
Pasto natural (PN)	Adulto	100 x 100	10.000	12	12
	Juvenil	20 x 20	400	108	4,32
Pasto mejorado (PM)	Adulto	100 x 100	10.000	12	12
	Juvenil	20 x 20	400	108	4,32
	Adulto	60 x 20	1.200	13	1,56

Bosque secundario (BS)	Juvenil	20 x 20	400	39	1,56
------------------------	---------	---------	-----	----	------

Para el establecimiento de las parcelas en bosques secundarios, se empleó la metodología propuesta por Granda *et al.* (2015), el diseño consistió en una parcela rectangular de 0,12 ha o 1.200 m² (60 m x 20 m) para el muestreo de árboles adultos y en su interior se colocaron tres parcelas cuadradas de 400 m² (20 m x 20 m) para el muestreo de árboles juveniles (Ver figura 3 y cuadro 2). Se estableció un total de 13 parcelas de 0,12 ha, donde se midió el dap de todos los árboles adultos mediante el uso de una cinta diamétrica de fibra de vidrio y se identificaron a nivel de especie. Todas las parcelas fueron georreferenciadas utilizando un GPS Garmin Etrex 20X.

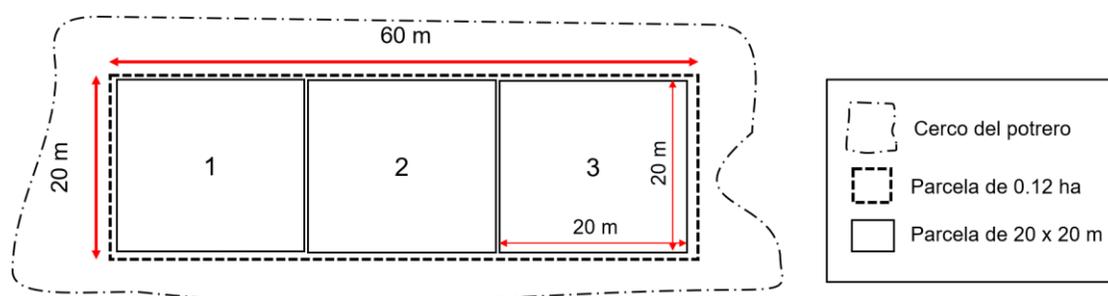


Figura 4. Número y distribución de parcelas para el muestreo de árboles juveniles y adultos en bosques secundarios en Rivas, Nicaragua.

Entre los meses de octubre y noviembre del año 2019, se registraron las especies y abundancias de juveniles y árboles adultos encontradas en las 12 parcelas de potreros con pasto mejorado, 12 parcelas en potreros con pasto natural y 13 parcelas en bosques secundarios. La identificación de las especies en campo se realizó con el apoyo del docente Francisco Chavarría de la UNIAV.

1.4.3 Caracterización del manejo de los potreros y uso de suelo anterior del bosque secundario

Las condiciones de manejo de cada potrero y uso de suelo anterior al bosque secundario fueron obtenidas por medio de la aplicación de una encuesta a cada propietario o, en caso de que no estuviese, se entrevistó al administrador o mandador de la finca.

La encuesta colectó información del manejo, en lo referente a tipos de pastos sembrados, grupo y número de ganado en pastoreo (cabezas), periodo de ocupación y de descanso, métodos de control de malezas, tales como número y frecuencia de chapeas, quemas y aplicación de herbicidas (Ver anexo 1).

También se consultó sobre el uso de las especies en el potrero y en bosques secundarios, preferencias por especies en regeneración y su cuidado; información relativa al uso de suelo

anterior al bosque secundario, la edad de abandono, existencia de ocupación del bosque para pastoreo durante la época seca y la ocurrencia de incendios.

1.4.4 Caracterización del mecanismo de dispersión

La asignación del mecanismo de dispersión de cada especie identificada se realizó mediante la revisión de fuentes de información secundaria (Anderson 2013; Burgos-Rodríguez *et al.* 2016; Chapman 1989; Janzen 1992; Esquivel *et al.* 2009; Griscom *et al.* 2009; Jara *et al.* 2011; Midgley y Nond 2001; Sánchez *et al.* 2005; Scherbaum *et al.* 2013; Silva *et al.* 2015; Valburg 1992; Van Der Pijl 1957; Williams-Linera *et al.* 2011; Salazar *et al.* 2014; Poretz y Davis 2018; Rymbai *et al.* s.f; CITES 2009; Solorzano *et al.* 2002; Guevara *et al.* 1994; Burns *et al.* 1998; Hilje *et al.* 2015; Hubbel 1979; Francis 1992; Calderón *et al.* 2000; Sabogal 1992; Schatz *et al.* 2018; Bolívar-Cime *et al.* 2014; Torres *et al.* 2016; Kowalewski *et al.* 2015).

El mecanismo de dispersión se dividió en seis categorías: autodispersión (autocoria), viento (anemocoria), fauna (dispersión por animales), fauna voladora (principalmente por aves y murciélagos), fauna no voladora (principalmente por mamíferos) y cultivadas (se refiere a las especies que son dispersadas voluntariamente por el hombre, mediante la plantación de la especie).

Para ello se emplearon las definiciones de Salgado Negret (2016), en las primeras cinco categorías:

- Autocoria: las especies se dispersan por sus propios medios principalmente a través de la gravedad.
- Anemocoria: semillas generalmente de tamaño pequeño con estructuras aladas, copetes o pelos son dispersadas por el viento.
- Fauna: dispersión por animales (vertebrados voladores y no voladores).
 - Fauna no voladora: principalmente mamíferos, las especies presentan frutos con alguna carnosidad atractiva para los animales.
 - Fauna voladora: principalmente aves y murciélagos, las especies presentan drupas o bayas carnosas.

1.4.5 Caracterización de las propiedades del suelo

Se realizó el análisis de las características físicas y químicas del suelo: textura, pH, potasio extraíble, fósforo, calcio, cobre, zinc, magnesio, hierro, manganeso y nitrógeno en el Laboratorio de Suelos y Aguas de la Universidad Nacional Agraria (UNA) en Managua, Nicaragua.

Para ello, en cada una de las 37 parcelas se colectaron cinco muestras de suelo a una profundidad de 40 cm (Santiago 2016), extrayendo una muestra en cada esquina y una en el centro de la parcela, despejando de material orgánico los primeros 2 cm antes de la

extracción; las muestras se entremezclaron para homogeneizarlas y obtener una muestra compuesta por parcela (Henríquez y Cabalceta 2012).

1.4.6 Caracterización de la composición del paisaje

Para caracterizar la composición del paisaje y su influencia sobre la diversidad de árboles juveniles y adultos, se utilizó la cartografía de uso de suelo del departamento de Rivas elaborada por el INAFOR, MARENA, INETER y el MAG en el año 2017, con base en imágenes satelitales Landsat de 30 m de resolución e imágenes Rapid Eye con una resolución de 5 x 5 m.

El mapa está clasificado en 17 tipos de cobertura: bosque latifoliado denso y ralo, bosque de conifera denso y ralo, bosque de mangle, bosque de bambú, plantación forestal, pasto, cultivo anual y permanente, poblados, vegetación arbustiva, tacotal, suelo sin vegetación, sabana y agua.

Cada una de las 37 parcelas donde se caracterizó la regeneración natural se ubicó geográficamente en el mapa de uso de suelos de Rivas en el programa Qgis 3.4.8. Se elaboraron círculos concéntricos (*Buffer*) de 100 m, 250 m y 500 m de radio alrededor de cada parcela. Estos círculos concéntricos sirvieron para determinar la escala a la que se quiere observar la relación de la diversidad de la regeneración natural con las variables del paisaje. El algoritmo *buffer* calcula múltiples anillos (radios) para todos los objetos espaciales (puntos geográficos de las parcelas) utilizando una distancia fija y un número de anillos (Figura 5).

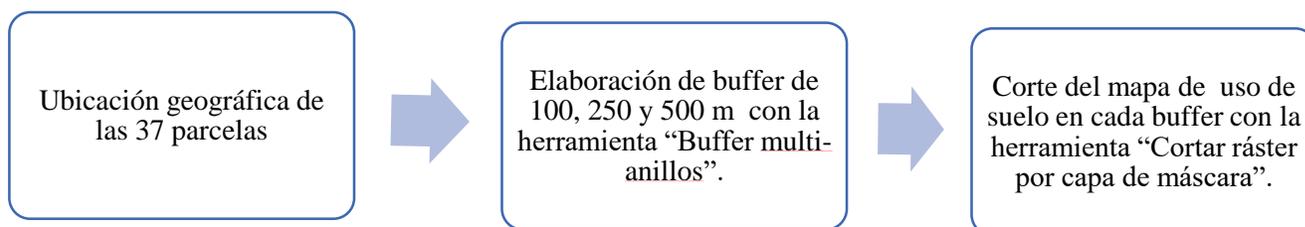


Figura 5. Diagrama de proceso para elaborar buffers

Este proceso se realizó en el intérprete de R del programa InfoStat, usando las librerías “raster”, “mapprools”, “rgdal”, “rgeos” y “geosphere” (Figura 5).

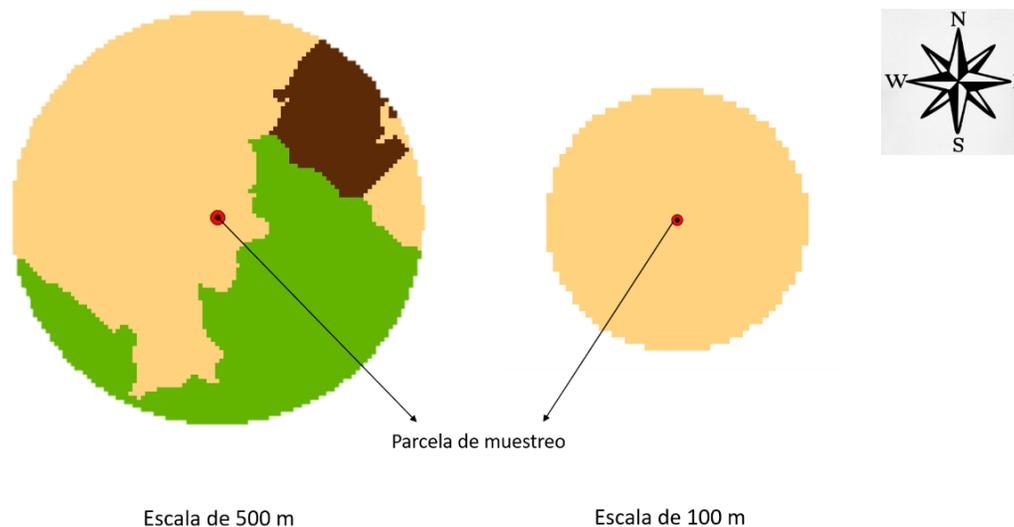


Figura 6. Ejemplo de la caracterización del paisaje en Rivas, Nicaragua. Para cada una de las 37 parcelas, se hizo una caracterización a tres escalas: 100 m, 250 m y 500 m (en el ejemplo se muestran dos escalas).

En el intérprete de R, usando la librería “landscapemetrics”, se caracterizó el paisaje circundante, a través del cálculo de métricas que puedan estar explicando los patrones de la composición y diversidad de la regeneración natural. Para el cálculo de métricas, se utilizó la regla de ocho vecinos, se cuantificaron tres métricas a nivel de paisaje: índice de diversidad de Shannon (SHDI), índice de equidad de Shannon (SHEI) e índice de diversidad de Simpson (SIDI); y cuatro métricas a nivel de clase: porcentaje del paisaje (PLAND), número de parches (NP), densidad de parches (PD), distancia euclídea o euclidiana al vecino más cercano (ENN) y área total (TA).

1.5 Análisis de los datos

Con los datos obtenidos de las 37 parcelas donde se registró el número de especies y su abundancia (número de individuos), se agruparon por categoría de tamaño: juveniles y adultos y por tipo de uso de suelo: potrero con pasto natural y con pasto mejorado y bosque secundario.

Usando el programa QEco (Di Rienzo et al. 2010), se estimaron los números de diversidad de Hill, donde $q=0$ corresponde a la riqueza ordinaria de especies o número de especies para un determinado número de individuos, $q=1$ es el equivalente a la medida de diversidad de Shannon y $Q=2$ es el equivalente al índice de Simpson (Gotelli y Colwell 200).

Se elaboraron curvas de rarefacción y extrapolación de especies basadas en individuos en el programa QEco, con el fin de estimar el número esperado de especies y comparar entre los tipos de uso de suelo usando un número fijo de individuos. De forma similar, a partir de la riqueza de especies y los datos de abundancia, se calcularon los estimadores de riqueza no paramétrica Chao 1 (basado en el número de especies raras, que están representadas solamente por un individuo “singletons” y especies representadas por dos individuos

“doubletons”), ACE (estimador de cobertura basado en la abundancia de especies: raras y frecuentes) y el número observado de especies.

Para comparar la diversidad de árboles juveniles y adultos por tipo de uso de suelo, se realizó un Análisis de Varianza (ANDEVA) con la prueba de comparación de medias de LSD Fisher en el programa estadístico InfoStat (Di Rienzo *et al.* 2012).

El análisis de la composición de especies en área basal, dominancia e índice de valor de importancia se realizó mediante estadística descriptiva, puesto que no existen grupos de especies claramente definidos en la composición entre los tipos de usos de suelos. Se realizó un análisis de varianza con prueba de comparación de medias de LSD Fisher para comparar el área basal entre los tipos de uso de suelo, mediante el programa estadístico InfoStat (Di Rienzo *et al.* 2012).

Se realizó un análisis de ordenación de escalamiento multidimensional no métrico (NMS), para visualizar y explorar la distribución o posición relativa y relaciones entre las unidades de muestreo (parcelas) y las especies más importantes asociadas a cada tipo de uso de suelo. Se utilizó la transformación de datos de Hellinger y como medida de distancia Euclídea para juveniles y Bray – Curtis para árboles adultos. También se realizó un análisis de similaridad (ANOSIM) utilizando como medida de distancia Bray – Curtis, este análisis es el equivalente no paramétrico del ANDEVA, y permitió definir la existencia de diferencias significativas en la composición de especies de juveniles y adultos entre los tipos de uso de suelo. Tanto el análisis de NMS como el ANOSIM se realizaron a través del programa QEco (Di Rienzo *et al.* 2010).

El mecanismo de dispersión de las especies (número de individuos por síndrome de dispersión) y las propiedades del suelo por tipo de cobertura fueron comparadas por medio de un ANDEVA para un Modelo lineal de clasificación (MLC). También se realizó un análisis de componentes principales (ACP), para conocer si el mecanismo de dispersión de las especies y las propiedades del suelo contribuyen de alguna manera a la variabilidad entre los tipos de uso de suelo. Ambos procedimientos se realizaron mediante el programa InfoStat (Di Rienzo *et al.* 2012).

La preferencia y el uso de las especies por parte de los ganaderos se analizó mediante estadística descriptiva. La información colectada en la encuesta en lo referente al manejo y las principales características del bosque secundario y de los potreros en las fincas se analizó mediante la metodología propuesta por Sibelet *et al.* (2013), que consiste en la creación del corpus de datos para el desarrollo del significado.

Para analizar el efecto de la composición del paisaje sobre la diversidad de juveniles y árboles adultos por tipo de uso de suelo, se realizaron modelos de regresión lineal múltiple, para ello las métricas de composición del paisaje (SHDI, SHEI, SIDI, PLAND, ENN, TA, NP y DP) medidas a distintas escalas (100, 250 y 500 m) y los tipos de uso de suelo fueron

las variables regresoras y las variables de diversidad (riqueza, índice de diversidad de Shannon e índice de Simpson) fueron las variables de respuesta.

Se realizaron dos modelos de regresión múltiple, el primero incluyó las variables de diversidad para juveniles y las métricas de composición de paisaje, y el segundo modelo incluyó las variables de diversidad para árboles adultos y las métricas de composición de paisaje. El algoritmo para la selección de las variables finales de paisaje para cada modelo fue el método Stepwise o selección paso a paso; este método realiza un proceso de selección automática de variables significativas, basados en la inclusión o exclusión de estas en el modelo de una manera secuencial.

El resultado final fueron aquellas variables de composición del paisaje, que tienen un efecto importante sobre la diversidad de juveniles y árboles adultos. Una vez seleccionadas las variables de cada uno de los modelos, se elaboró un modelo final mediante el análisis para modelos lineales generales mixtos (MLGM); el conjunto de variables regresoras retenidas en este modelo final fueron las variables del paisaje que tienen un efecto significativo sobre la diversidad de juveniles y árboles adultos en el paisaje.

1.6 RESULTADOS

1.6.1 Características generales de las fincas

Las 13 encuestas realizadas fueron respondidas por varones, de ellos, 11 eran propietarios y dos eran administradores de la finca. El rango de edad de los encuestados fue de 46 a 76 años. Todas las fincas tienen como principal actividad productiva la ganadería, manejando en 12 fincas ganado del tipo doble propósito, dedicado a la producción de carne y leche, y solo una finca tiene ganado dedicado a la producción de leche.

El área de la finca fue muy variable, oscilando entre 7 – 133,8 ha, en promedio el área total de la finca fue 39 ha. Todas las fincas tienen potreros con árboles dispersos, manejando un promedio de 9,6 potreros de los cuales 1,9 potreros son con pastos naturales y el restante con pasto mejorado. El área promedio de los potreros fue de 2,4 ha.

1.6.2 Características y manejo de los potreros

Los 13 encuestados reportaron un total de 10 tipos de pasto, de los cuales dos son naturalizados y naturales (*H. rufa* y *Paspalum ssp*) y el resto son mejorados (*Dichanthium aristatum*, *Panicum maximum cv. Mombasa*, *Andropogon gayanus*, *Cynodon plectostachyus*, *Brachiaria brizantha cv Toledo*, *Pennisetum purpureum*, *P. maximum cv Tanzania* y *Pennisetum sp*). De los ocho tipos de pasto mejorado, dos son usados principalmente como pasto de corte en los llamados bancos energéticos. Las tres especies de pasto con mayor presencia en las fincas fueron: *H. rufa* (nueve fincas), *D. aristatum* (ocho fincas) y *P. maximum cv. Mombasa* (siete fincas).

El tamaño del hato por finca osciló entre 6 – 200 cabezas, con un promedio de nueve vacas paridas y nueve vaquillas (vacas que están en desarrollo para entrar a la edad reproductiva y reemplazar a las vacas de descarte), así como 21 terneros por finca. Los ganaderos afirmaron que los animales tienen un peso promedio de 386,4 kg.

El manejo del pastoreo es muy variable en las fincas, debido a la variación en el área total y por potrero, y el tamaño del hato, por lo que estos datos no permitieron hacer cálculos de carga animal que se maneja por potrero en cada finca.

El periodo de ocupación del ganado por potrero osciló entre 2 – 15 días, dependiendo de la época del año (seca o lluviosa) y la cantidad de biomasa disponible para el consumo animal. El periodo de recuperación del potrero (igualmente está en dependencia de la época del año) osciló entre 15 – 35 días.

Con respecto a aquellas actividades de manejo encaminadas a mantener la productividad de la pastura, suprimiendo malezas que puedan mermar la producción de biomasa, los ganaderos de Rivas han venido implementando solo dos actividades: chapias y aplicación de herbicidas. En los potreros de nueve fincas se realizan chapias, seis las realizan una vez al año y tres dos veces al año. Solo seis realizan aplicaciones de herbicidas, los productos utilizados son glifosato, ácido 2-4 D y una combinación de piroclam y ácido 2-4 D, destinados principalmente al control de malezas de hoja ancha, tres ganaderos realizan aplicaciones una vez al año y tres aplican herbicidas dos veces al año.

Solamente en dos fincas se fertilizan los pastos y lo realizan en el pasto *D. aristatum*. En ambas aplican fertilizante del tipo nitrogenado, utilizando urea que contiene hasta un 46% de N.

Los encuestados mencionaron preferencia por un total de 17 especies arbóreas que se regeneran en los potreros, de estas sobresalen seis especies puesto que son mencionadas por más de tres encuestados: Laurel (*C. alliodora*), Roble (*T. rosea*), Guácimo (*G. ulmifolia*), Cedro (*C. odorata*), Pochote (*Pachira quinata*) y Cortez (*Tabebuia chrysantha*). Ver cuadro 3.

Estas especies reportaron cinco usos: madera, construcción, leña, postes y forraje. Trece especies fueron clasificadas con uso para postes, 12 con uso maderable y para leña, ocho especies con uso en la construcción y cinco para forraje. Las especies con mayor número de usos (cuatro en total) fueron: *P. quinata*, *C. alliodora*, *T. rosea*, *E. cyclocarpum* y *T. chrysantha*. Solo la especie *Swietenia macrophylla* la clasificaron con un solo uso (madera). Un ganadero expresó que las especies *P. quinata* y *C. odorata* no las utiliza porque es prohibido por la ley (Cuadro 3). En cuatro fincas no se les da ningún cuidado y manejo a estas especies, el resto realiza actividades tales como caseo, limpieza y poda de ramas bajas.

Cuadro 3. Familia, nombre científico, nombre común y número de ganaderos que reportaron el uso (Ma: madera, Co: construcción, Le: leña, Po: postes y Fo: forraje) de las especies regeneradas en potreros más importantes para los ganaderos del municipio de Rivas, Nicaragua.

Nº	Familia	Nombre científico	Nombre común	Ma	Co	Le	Po	Fo
1	Mimosaceae	<i>Albizia adinocephala</i>	Gavilán	1	1	1	0	0
2	Mimosaceae	<i>Albizia guachapele</i>	Guachipilín	6	0	1	2	0
3	Rubiaceae	<i>Calycophyllum candidissimum</i>	Madroño	0	0	1	1	0
4	Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i>	Cedro	7	6	0	2	0
5	Boraginaceae	<i>Cordia alliodora</i>	Laurel	6	5	1	6	0
6	Boraginaceae	<i>Cordia dentata</i>	Tigüilote	0	0	2	2	2
7	Mimosaceae	<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	Guanacaste	2	0	2	3	4
8	Fabaceae	<i>Gliricidia sepium</i>	Madero negro	1	0	2	0	3
9	Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	Guácimo	0	0	4	4	6
10	Euphorbiaceae	<i>Hura crepitans</i>	Jabillo	1	0	1	1	0
11	Fabaceae	<i>Lonchocarpus miniflorus</i>	Chaperno	0	1	0	1	0
12	Fabaceae	<i>Myrospermum frutescens</i>	Chiquirín	0	1	0	2	0
13	Malvaceae	<i>Pachira quinata</i>	Pochote	4	6	1	2	0
14	Mimosaceae	<i>Samanea saman</i>	Genízaro	1	0	0	0	1
15	Meliaceae	<i>Swietenia macrophylla</i>	Caoba	1	0	0	0	0
16	Bignoniaceae	<i>Tabeuia chrysantha</i>	Cortes	3	3	1	1	0
17	Bignoniaceae	<i>Tabeuia rosea</i>	Roble	6	5	1	5	0

1.6.3 Características y manejo del bosque secundario

Las fincas ganaderas de Rivas mantienen entre uno y cinco parches de bosque secundario, con un área promedio por parche de 2,6 ha. La edad de abandono o de descanso del bosque secundario es muy variable, los encuestados sugieren que la edad oscila entre 10 a 50 años, sin embargo, debido a la composición y estructura observada del bosque, se considera que la edad es mucho menor y que se trata de bosques muy jóvenes. Se reconoce que el uso anterior de la tierra y la edad de abandono del bosque es un factor importante e incontrolado en este estudio.

En siete fincas la topografía del área boscosa es del tipo ondulada, en tres es plana, en dos está entre plana y ondulada, y solo en una finca la topografía es quebrada. Seis ganaderos coinciden en que el tipo de suelo predominante en el bosque es arcilloso, siendo este un suelo que es muy pegajoso, tiende a formar fango cuando llueve y grietas en verano; dos ganaderos describieron el suelo de su bosque como “*suelto*”, pudiendo considerarse este un suelo del tipo franco arenoso o franco arcilloso, asimismo, dos ganaderos lo clasificaron como suelos francos.

Con respecto a los incendios, todos los ganaderos afirmaron que no realizan quemas en el bosque. En años anteriores, solo tres registran incendios, ocurridos aproximadamente hace 8 a 30 años, uno de ellos expresó: “*el incendio de hace 8 años fue porque se cruzó del vecino donde prendieron fuego a un árbol de jabillo para sacar un garrobo, en ese incendio se*

quemaron completamente madroños y pochotes”. Otro ganadero afirmó: “el dueño anterior quemaba porque sembraba chagüite”, chagüite es un término empleado en Rivas para designar al cultivo de musáceas.

Doce de los 13 ganaderos introducen el ganado al bosque en época seca para pastoreo, ante la inminente escasez de alimento asociado a la baja productividad de biomasa de los pastos por los impactos de la sequía. Algunos de los ganaderos expresaron lo siguiente: “los animales tienen acceso al bosque para ir a fresquear”, “el bosque proporciona a los animales algunas hojitas y descansan un poco” y “las vacas caminan guacimeando en el bosque”, o dicho en otras palabras, que el ganado ramonea los árboles de guácimo que están en el bosque. Uno de los ganaderos manifestó que, durante la época seca, traslada el ganado a otra finca con mejores condiciones para el mantenimiento del ganado, con el inconveniente de que se aumentan los gastos de producción porque la finca no es de su propiedad, sino que es arrendada.

Los usos de suelo anterior al bosque reportados fueron agricultura (arroz y musáceas) en cuatro fincas, potreros principalmente con *H. rufa* en tres fincas y en seis fincas afirmaron que esa área siempre fue bosque secundario. Estos usos precedieron al bosque durante aproximadamente 10 a 15 años.

Las razones por las cuales los ganaderos tomaron la decisión de abandonar o dejar en descanso esas áreas que estaban con uso agropecuario fueron: recuperar la fertilidad de esa área y usarla para establecer pasto, obtener madera para uso dentro de la finca, conservar esa área y obtener madera a futuro, conservar el bosque, recuperar los suelos de esas áreas y obtener alguna madera.

Los ganaderos mencionaron 21 especies como las más abundantes en el bosque, de estas sobresalen las siguientes especies: guácimo (*G. ulmifolia*), madroño (*Calycophyllum candidissimum*), laurel (*C. alliodora*), espavel (*Anacardium excelsum*), chaperno (*Lonchocarpus minimiflorus*), guanacaste (*E. cyclocarpum*) y madero negro (*Gliricidia sepium*) que fueron mencionadas por más de cuatro ganaderos.

Con respecto al uso de las especies del bosque secundario, cuatro ganaderos manifestaron que no le dan ninguno uso, el resto las utiliza dentro de la finca principalmente para madera, construcción, forraje para el consumo del ganado, obtención de postes, elaboración de implementos (agujetas, reglas) que se emplean en el mantenimiento de la infraestructura de la finca y, por último, señalaron la obtención leña.

1.6.4 Panorama general

En el estudio se registró un total de 447 adultos (dap > 10 cm) y 6 770 juveniles (altura > 0,3 m y < 1,5 m y con dap < 10 cm), pertenecientes a 39 familias, 82 géneros y 105 especies en un área de muestreo de 1,56 ha de bosque secundario y 24 ha de potreros activos evaluados

en fincas ganaderas del Municipio de Rivas, Nicaragua (Anexo 1). Las familias con mayor número de especies fueron: Mimosaceae (10,4% del total), Fabaceae (7,5%), Caesalpiniaceae (5,7%) y Anacardiaceae (5,7%). El número máximo de especies registradas por género fue de tres, estos géneros fueron: *Albizia*, *Acacia*, *Cordia*, *Lonchocarpus* y *Thevetia*; de los géneros restantes, el 26,5% registran dos especies y el 59,2% una sola especie (Anexo 2).

En los adultos se encontraron un total de 42 especies pertenecientes a 37 géneros y 24 familias. Las diez especies más abundantes se presentan en el Anexo 3, sobresalen *G. ulmifolia* (familia Malvaceae), *C. alliodora* (familia Boraginaceae), *T. rosea* (familia Bignoniaceae).

De las 42 especies encontradas como árboles adultos, seis no registran presencia como juveniles en ninguno de los tres tipos de uso de suelo: *Albizia niopoides*, *Cecropia peltata*, *Hymenaea courbaril*, *Mangifera indica*, *Samanea saman* y *Terminalia oblonga*. Se encontró que 11 especies de árboles adultos registran solo un individuo, las especies *A. excelsum*, *Annona glabra*, *Brosimum alicastrum*, *C. peltata*, *T. oblonga* y *Trichilia americana* se encontraron solo en bosque secundario; las especies *Psidium guajava* e *H. courbaril* se presentaron como adultos solo en potreros con pasto mejorado y las especies *Anacardium occidentale* y *Citrus sinensis* en potreros con pasto natural.

En los juveniles se encontraron un total de 99 especies pertenecientes a 77 géneros y 37 familias, entre las especies más abundantes destacan *M. frutescens* (familia Fabaceae), *Acacia hindsii* (familia Mimosaceae) y *Bauhinia divaricata* (familia Caesalpiniaceae). Ver anexo 4.

Entre los adultos del bosque secundario se encontraron 31 especies y 20 familias, mientras que los potreros con pasto mejorado y con pasto natural registraron igual número de especies (23) y entre 14 a 15 familias (Anexo 5). Similar fue entre los juveniles del bosque secundario, donde se registraron un total de 68 especies y 31 familias, 70 especies e igual número de familias (31) en los potreros con pasto mejorado, diferenciándose de los potreros con pasto natural que registraron menor número de especies (57) y familias (27). Ver anexo 6.

Con respecto al número de individuos, en los adultos se registraron un total de 191 individuos en bosque secundario, 117 en potreros con pasto mejorado y 139 en potreros con pasto natural (Anexo 4). Entre los juveniles se registraron 2 314 individuos en bosque secundario, 2 746 en potreros con pasto mejorado y 1 710 en potreros con pasto natural (Anexo 6).

1.6.5 Comparación del área basal, dominancia relativa e índice de valor de importancia en árboles adultos por tipo de cobertura

El análisis de varianza con prueba de comparación de medias de LSD Fisher para el área basal de árboles adultos muestra diferencias estadísticas significativas ($p=0,0001$), siendo el

bosque secundario el que acumula mayor área basal, mientras que el área basal en ambos tipos de potreros no difiere entre sí (Figura 6).

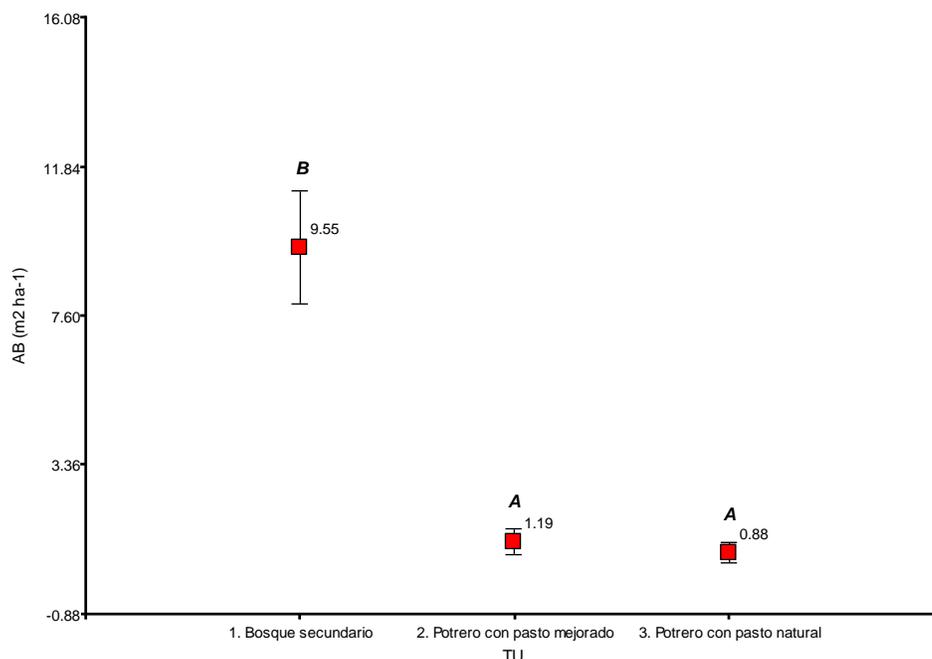


Figura 7. Área basal ($m^2 ha^{-1}$) de árboles adultos ($dap > 10 cm$) registrados en bosque secundario (BS), potreros con pasto mejorado (PM) y potreros con pasto natural (PN) en fincas ganaderas del municipio de Rivas, Nicaragua.

El área basal total en 25,6 ha de muestreo fue de 39,1 m^2 . Las 10 especies (23,8% del total de especies registradas como adultos) con mayor área basal y dominancia relativa se muestran en el cuadro 3, estas en su conjunto aportan 31,96 m^2 de área basal (81,6% del área basal total). En contraste, las 32 especies restantes (76,2%) presentaron un área basal que osciló entre 0,01 – 1,27 m^2 , presentando, por lo tanto, dominancias relativas bajas correspondientes al 18,4% (Cuadro 3). Las tres especies con mayor área basal, dominancia relativa e IVI fueron: *G. ulmifolia*, *E. cyclocarpum* y *C. odorata*. Ver cuadro 4.

El valor medio del índice de valor importancia (IVI) fue de 17,44, el 33,3% (14 especies) registraron valores de IVI superiores a la media, mientras que las 28 especies restantes presentaron valores inferiores (Cuadro 4).

Cuadro 4. Especies de árboles adultos ($dap > 10 cm$) con mayor área basal y dominancia relativa en fincas ganaderas del municipio de Rivas, Nicaragua.

N.º	Especie	AB (m^2)	DR (%)	IVI	% IVI
1	<i>Guazuma ulmifolia</i>	10,69	27,33	113,47	15,49
2	<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	3,48	8,90	35,24	4,81
3	<i>Cedrela odorata</i>	2,82	7,20	27,89	3,81
4	<i>Tabebuia rosea</i>	2,69	6,87	75,93	10,37
5	<i>Cordia dentata</i>	2,53	6,48	40,68	5,55

6	<i>Cordia alliodora</i>	2,33	5,97	64,67	8,83
7	<i>Gliricidia sepium</i>	2,31	5,90	42,56	5,81
8	<i>Albizia niopoides</i>	1,87	4,78	18,28	2,50
9	<i>Hura crepitans</i>	1,77	4,54	15,55	2,12
10	<i>Calycophyllum candidissimum</i>	1,46	3,75	36,81	5,03
Total		31,95	81,71	471,09	64,31

1.6.6 Diversidad taxonómica

No se encontraron diferencias estadísticas significativas ($p > 0,05$) para la riqueza (H0), índices de diversidad Shannon (H1) y Simpson (H2), al comparar los tres tipos de uso de suelo tanto en adultos como en juveniles (Cuadro 5).

Cuadro 5. Análisis de varianza para riqueza, diversidad de Shannon y dominancia de Simpson en juveniles y árboles adultos (dap > 10 cm) registrados en bosque secundario, potreros con pasto mejorado y con pasto natural en fincas ganaderas del municipio de Rivas, Nicaragua.

Variable	Juveniles					Adultos				
	BS	PM	PN	F	p valor	BS	PM	PN	F	p valor
H0	15,38 A	16,75 A	13,75 A	0,72	0,49	6,08 A	5,25 A	5,08 A	0,47	0,63
H1	6,93 A	8,26 A	6,85 A	0,83	0,44	4,69 A	4,53 A	4,04 A	0,34	0,72
H2	4,66 A	5,91 A	4,79 A	1,23	0,30	3,85 A	3,99 A	3,42 A	0,38	0,68

Nota: BS bosque secundario, PM potrero con pasto mejorado y PN potrero con pasto natural.

Se realizaron curvas de rarefacción de especies en adultos y en juveniles para comparar el número de especies usando un número fijo de individuos. Al comparar la curva de rarefacción de especies en juveniles y adultos para los tres tipos de uso de suelo, se observa que los límites de confianza se solapan indicando que no existen diferencias en la riqueza de especies entre los tres tipos de uso del suelo (Figura 8 y 9).

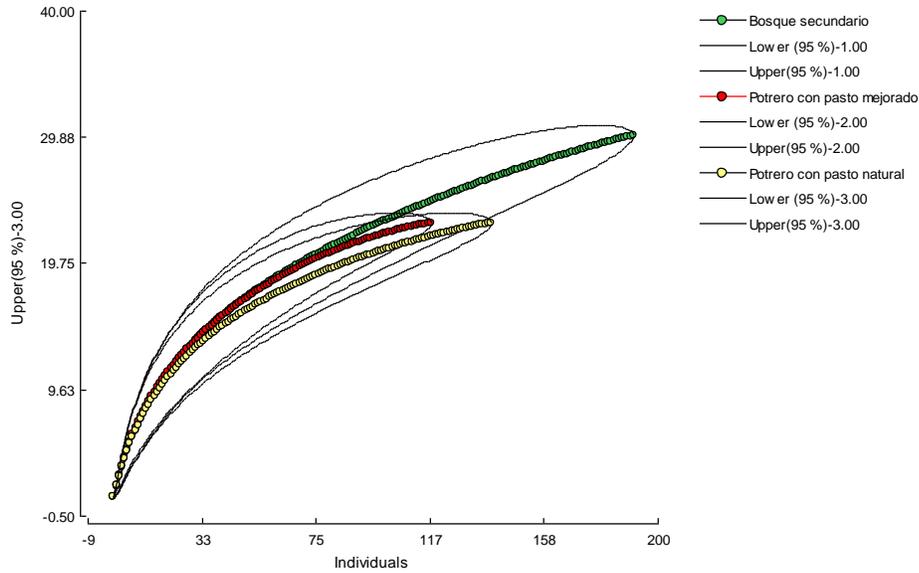


Figura 8. Curvas de rarefacción de especies en árboles adultos ($dap > 10\text{ cm}$) registrados en bosque secundario, potreros con pasto mejorado y potreros con pasto natural en fincas ganaderas del municipio de Rivas, Nicaragua.

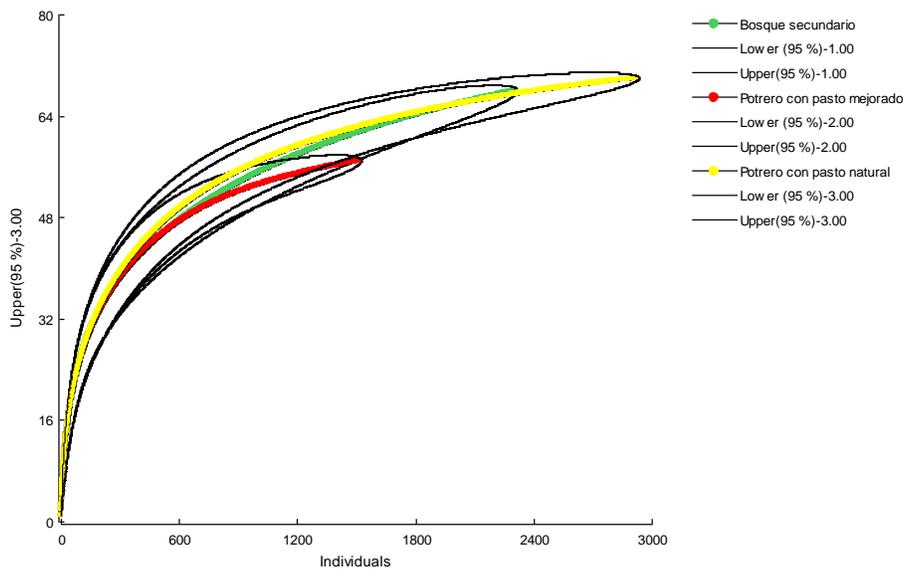


Figura 9. Curvas de rarefacción de especies en juveniles registrados en bosque secundario, potreros con pasto mejorado y potreros con pasto natural en fincas ganaderas del municipio de Rivas, Nicaragua.

Se realizaron también curvas de extrapolación de especies para adultos y juveniles, extrapolando cada muestra a 200 individuos para adultos y 3 000 individuos para juveniles. Al comparar las curvas de extrapolación en adultos para ambos tipos de potreros, se observa que hay traslape entre las curvas y, por lo tanto, no hay diferencias en riqueza de especies. En contraste, la curva para bosque secundario mantiene una ligera pendiente, indicando que faltan especies por ser detectadas. Este resultado indica que, para números de individuos

mayores a 100, la riqueza de especies del bosque secundario es mayor que la de los potreros (Figura 10).

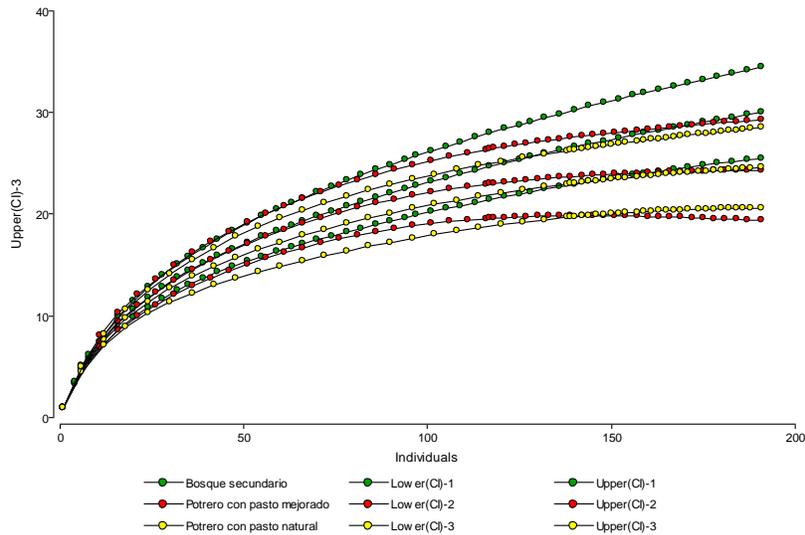


Figura 10. Curvas de extrapolación de especies en árboles adultos ($dap > 10$ cm) registrados en bosque secundario, potreros con pasto mejorado y potreros con pasto natural en fincas ganaderas del municipio de Rivas, Nicaragua.

Para la curva de extrapolación de especies en juveniles, se observa que tampoco hay diferencias en número de especies al comparar los tipos de uso de suelo, sin embargo, sí se observa que en la curva para bosque secundario falta alcanzar la asíntota y, por tanto, especies por ser detectadas (Figura 10).

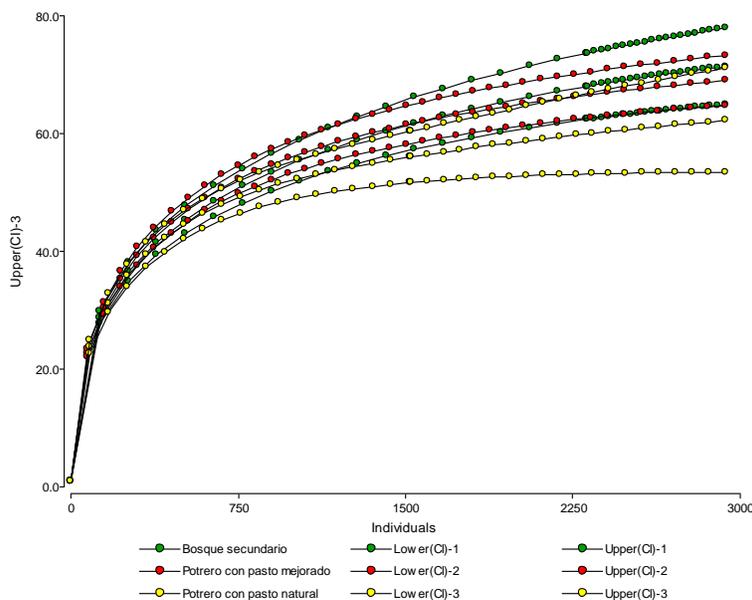


Figura 11. Curvas de extrapolación de especies en juveniles registrados en bosque secundario, potreros con pasto mejorado y potreros con pasto natural en fincas ganaderas del municipio de Rivas, Nicaragua.

De acuerdo con los estimadores de riqueza no paramétrica Chao 1, ACE y el número observado de especies, se observa que, para el bosque secundario, se estima una mayor diversidad máxima tanto en juveniles como en adultos en comparación con ambos tipos de potreros (Cuadro 6).

Cuadro 6. Media de los estimadores de riqueza: Chao 1 y ACE para juveniles y árboles adultos ($dap > 10$ cm) registrados en bosque secundario (BS), potreros con pasto mejorado (PM) y con pasto natural (PN) en fincas ganaderas del municipio de Rivas, Nicaragua.

Estimadores de riqueza	Chao 1			ACE			S. obs		
	BS	PM	PN	BS	PM	PN	BS	PM	PN
Juveniles	77,55	75	66	81,32	76,15	62,22	68	70	57
Adultos	37,86	24,11	25,14	46,49	26,76	28,72	30	23	23

1.6.7 Composición de especies

El análisis del escalamiento multidimensional no-métrico (NMS), a nivel de parcelas para los tres tipos de uso de suelo para las especies en regeneración (juveniles), con una solución bidimensional, reportó un ajuste de la ordenación de 21,71 y una tolerancia de 0,00001 con 10 iteraciones (Figura 11).

En la figura 11, se observa que los tipos de uso de suelo presentan una alta variación en la composición de especies juveniles y que, por lo tanto, no existe una diferenciación florística entre ellos. La ordenación permitió diferenciar cinco especies indicadoras del bosque secundario: *Chomelia spinosa*, *Spondias mombin*, *Stemmadenia obovata*, *A. hindsii* y *C. candidissimum*. Asimismo, se observa que las especies *C. alliodora*, *T. rosea*, *Senna skinneri*, *G. ulmifolia*, *Crescentia alta* y *T. chrysantha* están más asociadas a potreros.

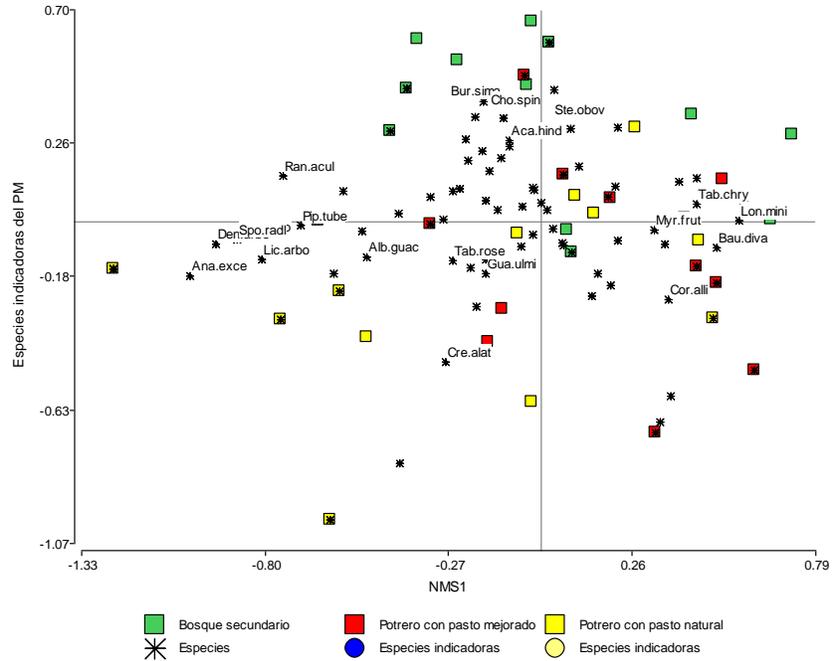


Figura 12. Diagrama de ordenación (NMS) para la categoría juvenil que muestra la relación entre las parcelas de bosque secundario, potrero con pasto mejorado y con pasto natural y las especies más importantes.

La ordenación de las parcelas para los tipos de uso de suelo para las especies de árboles adultos reportó un estrés final de 25,64 y una tolerancia de 0,0001 con 10 iteraciones. El diagrama de ordenación entre los tipos de uso de suelo y las especies de árboles adultos es aún menos claro que para juveniles, puesto que las parcelas están más dispersas. El análisis detectó solo cinco especies indicadoras: *G. ulmifolia*, *C. alliodora*, *T. rosea*, *Cordia dentata* y *C. odorata*, sin embargo, estas no están asociadas a un tipo de uso de suelo en específico. Ver figura 12.

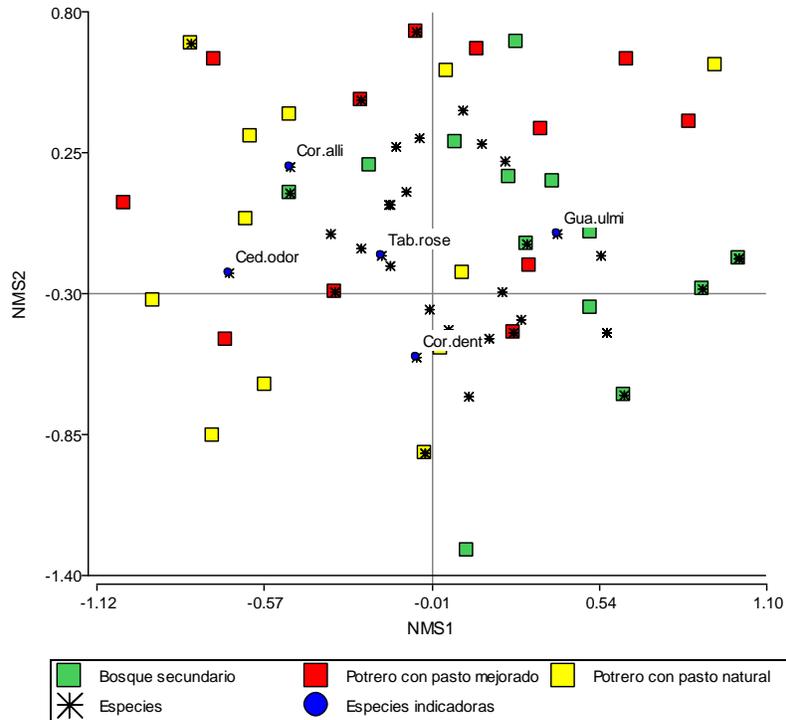


Figura 13. Diagrama de ordenación (NMS) para la categoría de árboles adultos que muestra la relación entre las parcelas de bosque secundario, potrero con pasto mejorado y con pasto natural y las especies más importantes.

El análisis de similitud (ANOSIM) mostró que los tipos de uso de suelo son estadísticamente diferentes en cuanto a su composición de especies juveniles ($p=0,001$) y de árboles adultos ($p=0,03$). Las comparaciones entre grupos muestran que la composición de especies de juveniles y árboles adultos entre ambos tipos de potreros no difieren ($p=0,6094$ y $p=0,05$). La composición de especies de árboles adultos entre bosque secundario y potrero con pasto mejorado no muestran diferencias ($p=0,05$), sin embargo, la comparación entre bosque y potrero con pasto natural sí fue significativa ($p=0,012$).

Con respecto a la comparación en la composición de especies juveniles, ambos tipos de potreros difieren del bosque secundario ($p=0,007$ y $p=0,004$).

1.6.8 Mecanismo de dispersión de las especies

Las 105 especies encontradas en las 37 parcelas presentaron seis diferentes mecanismos de dispersión: fauna, fauna voladora, fauna no voladora, autodispersión, viento y cultivadas.

El mecanismo de dispersión de las especies encontradas fue variable, de modo que no se puede establecer un mecanismo principal de dispersión en el paisaje ganadero de Rivas. Se encontró que 30 especies son dispersadas por fauna voladora, 24 especies por fauna no voladora, 18 especies dispersadas por el viento, 15 especies son dispersadas por fauna (voladora y no voladora) e igual número por autodispersión. Para las tres especies más abundantes, *M. frutescens* (18,6%), *A. hindsii* (13,1%) y *B. divaricata* (7,6%), sus

mecanismos de dispersión fueron el viento, fauna no voladora y autodispersión, respectivamente.

El análisis de componentes principales con los mecanismos de dispersión de las especies indican que los dos primeros ejes explican el 54,1% de la variación total en las observaciones. El componente 1 representa la dispersión por fauna no voladora y el componente 2 representa la dispersión por fauna, fauna no voladora, cultivadas, viento y autodispersión. Se observa que el bosque secundario está asociado a todos los mecanismos de dispersión, por lo que presenta una alta variabilidad en cuanto a los tipos de dispersión, mientras que los potreros están más asociados a la dispersión por fauna no voladora, viento y autodispersión (Figura 13).

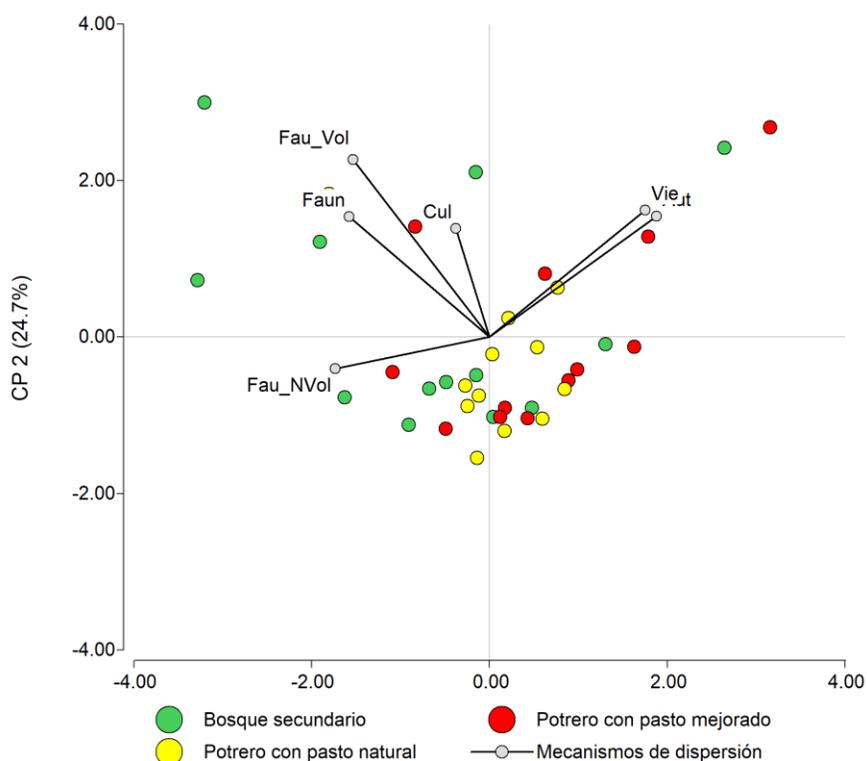


Figura 14. Gráfico Biplot del mecanismo de dispersión de las especies (Fau: fauna voladora y no voladora; FaunNVol: fauna no voladora; FaunVol: fauna voladora; Vie: viento; Aut: autodispersión y Cul: cultivada) en bosque secundario, potrero con pasto mejorado y pasto natural.

Se compararon los tres tipos de uso de suelo para determinar si hubo diferencias en el número de individuos dispersados por diferentes mecanismos. Hubo diferencias significativas en el número de individuos dispersados por fauna no voladora (ANDEVA, $p=0,0145$) y fauna voladora ($p=0,0063$). Para ambos tipos de dispersión, el bosque secundario registra el mayor número de individuos dispersados por estos mecanismos. Para los demás tipos de dispersión, no hubo diferencias estadísticas significativas (Cuadro 7).

Para el bosque secundario, el principal mecanismo de dispersión es por fauna no voladora, la dispersión por viento predomina en los potreros con pasto mejorado y en potreros con pasto natural domina la dispersión por fauna no voladora y viento (Cuadro 7).

Cuadro 7, Análisis de varianza entre el mecanismo de dispersión de las especies (Fau: fauna voladora y no voladora; FaunNVol: fauna no voladora; FaunVol: fauna voladora; Vie: viento; Aut: autodispersión y Cul: cultivada) en bosque secundario (BS), potreros con pasto mejorad (PM) y potrero con pasto natural (PN).

Variable	BS		PM		PN		F	P-valor
	Media	Letra	Media	Letra	Media	Letra		
Fau	21,08	AB	7,83	B	25.92	A	279	0,0756
FaunNVol	95,25	A	59,33	AB	44.64	B	4,8	0,0145
FaunVol	21,13	A	13,67	A	6.65	B	5,9	0,0063
Vie	38,38	A	77,29	A	43.07	A	2,25	0,121
Aut	22,22	A	35,78	A	11.39	A	1,64	0,2092
Cul	0,77	A	0,17	A	0.5	A	0,61	0,5502

1.6.9 Propiedades físicas y químicas del suelo

El análisis de componentes principales para las variables relacionadas con las propiedades físicas y químicas del suelo explica el 43,4% de la variabilidad total en las observaciones. El primer componente está representado por la textura, contenido de nitrógeno, potasio, magnesio, manganeso y fósforo; mientras que el segundo componente representa el pH, contenido de calcio, zinc, hierro, aluminio y cobre. La ordenación sugiere que los suelos son homogéneos entre los tipos de usos de suelos (Figura 13).

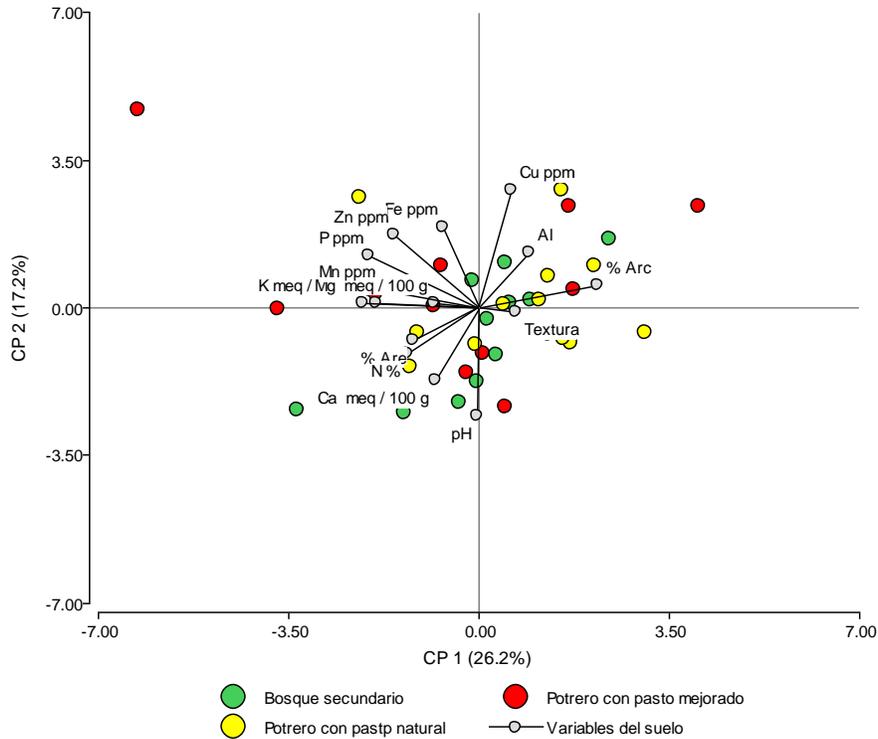


Figura 15. Gráfico Biplot de las propiedades físicas y químicas del suelo en bosque secundario, potrero con pasto mejorado y potrero con pasto natural en fincas ganaderas del municipio de Rivas, Nicaragua.

El análisis de varianza confirma lo expresado en el análisis de componentes principales, que los suelos son homogéneos para los tres tipos de usos de suelo, puesto que no hubo diferencias estadísticas significativas ($p=0,4558$).

En toda el área muestreada, se identificaron suelos con textura arcillosa y franco arcillo limoso, predominan suelos mediana a ligeramente ácidos, con altos contenidos de potasio ($> 0,3$ meq/100g), calcio ($> 5,5$ meq/100g), hierro (>21 ppm), cobre (2,2 – 3 ppm), manganeso (8 – 12 ppm), magnesio ($> 1,0$ meq/100g) y nitrógeno ($> 0,15\%$). Ver cuadro 8.

En el caso particular del contenido de fósforo en los suelos del bosque secundario y potreros con pasto natural, es bajo (< 10 ppm) y medio (10 – 20 ppm) para potreros con pasto mejorado. Igual condición se presenta para los niveles de zinc, cuyos niveles son bajos (2,1 – 3,1 ppm) en bosque secundario y potreros con pasto natural, mientras que en potreros con pasto mejorado existen altos niveles de zinc (4,2 – 5,3 ppm). Los tres tipos de uso de suelo presentan niveles óptimos de acidez intercambiable ($< 0,3$ meq/100 g). Ver cuadro 8.

Cuadro 8. Análisis de la varianza entre las propiedades del suelo y los tipos de uso de suelo en fincas ganaderas del municipio de Rivas, Nicaragua.

Variable	Bosque secundario	Potrero con pasto mejorado	Potrero con pasto natural
Textura	Arcilloso	Franco arcilloso limoso	Arcilloso
pH	6,27	6,16	6,07

N %	0,23	0,20	0,18
P ppm	2,17	11,03	1
Al meq / 100 g	0	0,01	0,01
K meq / 100 g	0,65	0,82	0,6
Ca meq / 100 g	15,04	13,95	13,63
Mg meq / 100 g	3,97	3,79	3,59
Fe ppm	37,02	35,45	49,09
Cu ppm	2,72	2,84	3,23
Mn ppm	55,39	65,69	52,08
Zn ppm	2,28	5,21	2,14
Letra	A	A	A

1.6.10 Relación de la diversidad con la composición del paisaje

El análisis de regresión lineal muestra que la riqueza y diversidad de juveniles y de árboles adultos responde a las variables de composición del paisaje; estas respuestas se dan a dos escalas, en la escala de 250 y 500 m.

La riqueza y la equidad de especies en juveniles es explicada en un 56 y 63%, respectivamente, por una variable de configuración del paisaje, como lo es el número de parches de bosque a una escala de 500 m, existiendo una relación positiva entre las variables. La diversidad de especies en juveniles es explicada en un 71% por una variable de configuración (número de parches) y una de composición del paisaje (área total), ambas a una escala de 500 m; se encontró una relación positiva entre la diversidad y el número de parches de bosque, así como una relación negativa entre la primera y el área total de cultivos perennes (Cuadro 9).

La riqueza de especies de árboles adultos tiene una relación negativa con el área total de cultivos anuales a una escala de 250 m, que explica el 46% de la variabilidad. Con respecto a la diversidad y equidad de especies en árboles adultos, es explicada en un 51 y 23% respectivamente por el porcentaje de área del paisaje cubierto por bosque a una escala de 250 m, existiendo una relación positiva entre las variables (Cuadro 9).

Cuadro 9. Coeficiente de determinación, estimador y p-valor de las métricas de paisaje significativas en la diversidad de juveniles y árboles adultos en los tipos de uso de suelo en Rivas, Nicaragua.

Variable de respuesta	Métrica-Esc (m)	TUS_PC	R2	R2 ajust	Estimador	P-valor
H0_JUV	NP_500m	Bosque	0,56	0,5	0,04	0,0008
H1_JUV	NP_500m	Bosque	0,71	0,63	0,04	0,0015
H1_JUV	TA_500m	Cultivos perennes	0,71	0,63	-0,003	0,0439
H2_JUV	NP_500m	Bosque	0,63	0,57	0,03	0,0324
H0_ADU	TA_250m	Cultivos anuales	0,46	0,4	-0,02	0,025
H1_ADU	PLAND_250m	Bosque	0,51	0,45	0,01	0,0074
H2_ADU	PLAND_250m	Bosque	0,23	0,17	0,01	0,0508

Nota: Esc escala, TUS_PC tipo de uso de suelo en el paisaje circundante, JUV juveniles y ADU adultos.

1.7 DISCUSIÓN

1.7.1 Las especies encontradas son típicas de fincas ganaderas de la zona seca de Centroamérica

La vegetación del paisaje del departamento de Rivas se encuentra altamente fragmentada, la cobertura arbórea en las fincas ganaderas está compuesta por extensas áreas de potreros con árboles dispersos y cercas vivas, algunos parches de bosques secundarios, pequeñas franjas de bosques riparios y charrales (Sánchez *et al.* 2013).

La composición de especies de estos agropaisajes propios de fincas ganaderas está caracterizada por pocas especies que son muy comunes con muchos individuos, y muchas especies con escasa abundancia; en este estudio, las especies más abundantes (*G. ulmifolia*, *C. alliodora*, *T. rosea*, *M. frutescens*, *A. hindsii* y *B. divaricata*) son típicas de fincas ganaderas de la zona seca de Centroamérica. Así lo confirman Pérez *et al.* (2005), en estudios realizados en fincas ganaderas de la región del Trópico Seco en las provincias de Guanacaste en Costa Rica; Choluteca en Honduras y el departamento de Rivas en Nicaragua.

Según Esquivel *et al.* (2003), las especies *G. ulmifolia*, *C. alliodora* y *T. rosea* son especies comunes en fincas ganaderas de Guanacaste en Costa Rica, donde el 37,4% del total de individuos están representados por las tres especies. Asimismo, Sánchez *et al.* (2013) señalan a estas especies como típicas y frecuentes en paisajes ganaderos de Rivas en Nicaragua. Chamorro *et al.* (2018) señalan a las mismas especies como las más abundantes en potreros de fincas ganaderas de Rivas, junto con la especie *M. frutescens*, que en su conjunto representan el 47,4% del total de especies.

Estas especies dominan el paisaje posiblemente porque son especies que se caracterizan por ser pioneras, típicas de áreas perturbadas, tolerantes a las condiciones de los potreros y su interacción con la presión del ganado: pastoreo, selectividad animal, pisoteo, ramoneo etc. (Esquivel *et al.* 2009).

Asimismo, estas especies predominan por varias décadas en la sucesión en bosques del Trópico Seco, porque las primeras especies en colonizar los sitios luego del abandono se caracterizan por ser especies conservativas (madera densa y hojas duras), que les permiten conservar los limitados recursos (tolerancia a la sequía y el fuego) y sobrevivir en condiciones de bajos recursos (capacidad de recuperarse luego de una intensa estación seca) (Pooter *et al.* 2019).

Según Lohbeck *et al.* (2013), los cambios en la composición de especies durante la sucesión en los bosques secos se determinan, principalmente, por el aumento de la disponibilidad de agua, lo que lleva a cambios funcionales comunitarios de estrategias conservadoras a adquisitivas. De manera que, durante la sucesión de bosques secos, los

rasgos conservadores relacionados con la tolerancia a la sequía y la evitación de la sequía disminuyen con el aumento de la edad de la masa forestal.

La frecuencia de estas especies también está asociada a las decisiones históricas de los ganaderos de mantener o eliminar especies e individuos de árboles particulares. Comúnmente, los ganaderos prefieren aquellas especies consideradas útiles y que les proporcionen beneficios y servicios adicionales para uso en la finca, tales como madera, leña, frutos, sombra y forraje para el ganado (Esquivel-Mimenza *et al.* 2011).

Además, los ganaderos tienen un amplio conocimiento acerca de la importancia, usos, relaciones y efectos sobre la conservación de los árboles dispersos en las pasturas, que se ha fomentado a través de la implementación de proyectos que permitan su conservación (Joya *et al.* 2004).

Queda claro cuáles especies son representativas en las fincas ganaderas de Rivas, pero la cobertura arbórea actual indica que los agricultores están manejando una baja diversidad, abundancia, cobertura y densidad de árboles (Esquivel-Mimenza *et al.* 2003). En este sentido, en el estudio se encontró un mayor número de individuos (191) y de especies (30) de árboles adultos en el bosque secundario, que en ambos tipos de potreros (117 - 139 individuos y 23 especies).

1.7.2 Riqueza y diversidad y su relación con el paisaje circundante

No se encontraron diferencias estadísticas significativas en la riqueza, índices de diversidad y composición de especies entre ambos tipos de potreros y el bosque secundario.

Esto se debe, posiblemente, a que la recuperación de la riqueza, diversidad y composición de especies durante la sucesión aumenta con la edad de abandono, las parcelas de bosque secundario en estudio no tienen una edad de abandono uniforme, en este sentido, Rozendaal *et al.* (2019) afirman que, para los bosques secundarios neotropicales (seco, húmedo y muy húmedo), la recuperación total de los valores de riqueza de especies del bosque antiguo o de referencia tarda 50 años (rango 11 a 228 años); mientras que la recuperación de la composición de especies del bosque de crecimiento antiguo puede llevar siglos.

Por otro lado, Chazdon *et al.* (2009) afirman que la historia del uso de la tierra, el tipo y extensión de la perturbación varían ampliamente entre paisajes y afectan fuertemente la naturaleza, tasa y heterogeneidad del rebrote secundario. Se considera que el grado y severidad de un incendio antes y después del abandono de los pastos afecta fuertemente las vías de sucesión.

Además, el fuego y los incendios continúan siendo uno de los principales impulsores de conversión del bosque seco tropical a otros usos de suelo, debido a que presenta una marcada estación seca con poca o ninguna precipitación que lo hace vulnerable al fuego (Powers *et al.* 2009).

Los incendios ocurrieron en tres de las 14 parcelas de bosque secundario en estudio, la agricultura y la cacería fueron mencionadas como las causas de los incendios, esto es confirmado por Godinot (2019). Por su parte, la riqueza y composición de especies también está condicionada por los efectos locales de filtrado ambiental (clima más benigno con mayor disponibilidad de agua y nutrientes del suelo) y la cubierta forestal en el paisaje circundante (Rozendaal *et al.* 2019).

Esto sugiere que la recuperación de la riqueza y composición de especies en los bosques bajo estudio será más lenta por pertenecer al Trópico seco (marcada estacionalidad y baja disponibilidad de agua), son sitios degradados y el análisis de las propiedades del suelo indica que son suelos ácidos y pobres en fósforo.

Al respecto, Rozendaal *et al.* (2019) afirman que el fósforo limita el crecimiento de las plantas en suelos tropicales altamente degradados y, por lo tanto, está fuertemente correlacionado con la recuperación de la biodiversidad de los bosques secundarios tropicales.

Los resultados sobre riqueza y diversidad de especies sugieren que estas responden positivamente al número de parches de bosques en el paisaje circundante y de manera negativa a la presencia de cultivos. Esto es confirmado por Rozendaal *et al.* (2019), quienes afirman que la recuperación de la riqueza de especies aumenta con la cubierta forestal del paisaje.

Asimismo, los parches de bosque secundario evaluados se encuentran en un paisaje altamente fragmentado, presentan aislamiento y están rodeados por parches de pasturas y cultivos; esto hace que exista una limitación en la dispersión y determina cuáles especies se establecen.

En este sentido, Rozendaal *et al.* (2019) aseveran que la recuperación de la riqueza de especies aumenta con la cobertura forestal del paisaje circundante, debido a que se asocia con una mayor disponibilidad de fuentes de semillas, agentes de dispersión y una mayor conectividad del paisaje.

La dinámica espacial y temporal del paisaje influye en el establecimiento, la composición de especies y la persistencia de los bosques secundarios. Las perspectivas de conservación de especies en bosques secundarios se maximizan cuando la perturbación antropogénica después del abandono es relativamente baja, hay fauna dispersora de semillas y los bosques maduros están cerca de los sitios abandonados. Se espera que el valor de conservación de un bosque secundario aumente con el tiempo, a medida que se acumulan las especies que llegan de los parches de bosques primarios restantes (Chazdon *et al.* 2009).

No se encontraron diferencias estadísticas significativas en la riqueza, índices de diversidad y composición de especies entre ambos tipos de potreros (pasto mejorado y pasto natural), sin embargo, esta es superior a la encontrada por Esquivel *et al.* (2009) en potreros de Matagalpa, Nicaragua.

1.7.3 Comparaciones del área basal entre los tipos de uso de suelo

Se encontró que los bosques secundarios acumulan mayor área basal ($9,55 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) en comparación con ambos tipos de potreros, sin embargo, esta es muy inferior a los $17 - 62,3 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ registrados en fragmentos de bosque seco en Estelí, Nicaragua (Siles *et al.* 2013); también es inferior al área basal de $17,7$ y $22,8 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ encontrados en dos fragmentos de bosque seco tropical que están bajo conservación en Ometepe y San Juan del Sur, Rivas (Gillespie *et al.* 2000).

Estas divergencias en área basal se deben posiblemente a las diferencias entre las edades de los bosques, puesto que los bosques secundarios en estudio son jóvenes, que se encuentran en un estado de sucesión temprano y, por lo tanto, poseen una baja riqueza de especies, menor densidad de individuos y área basal, las cuales tienden a aumentar con la edad de abandono.

En este sentido, Poorter *et al.* (2016) afirman que los bosques secundarios pueden ser resistentes, pero que la recuperación de la biomasa depende en gran medida de la disponibilidad de agua (mayor crecimiento en biomasa de los árboles), por lo que la resiliencia de la biomasa en bosques estacionalmente secos es naturalmente baja. En bosques secundarios neotropicales, se tarda un promedio de 66 años para recuperar el 90% de la biomasa del bosque de referencia. Asimismo, el grado de perturbación (incendios, extracción de leña, pastoreo del ganado en época seca, aislamiento), al que están sometidos año con año los bosques secundarios en este estudio, reduce el desarrollo de la composición y estructura de la vegetación.

Al respecto, Pooter *et al.* (2016) informan que la tasa de recuperación de los bosques secundarios puede disminuir en parches forestales aislados, debido a la reducción de la colonización y supervivencia de las plantas, las condiciones ambientales más duras y las perturbaciones frecuentes. Sin embargo, el uso previo del suelo (pastos y campos agrícolas) no influye en la recuperación de la biomasa.

El área basal en ambos tipos de potreros osciló entre $0,88 - 1,19 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, inferior a los $4,3 - 5,0 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ registrados en fincas ganaderas doble propósito de la zona seca de Esparza, Costa Rica, eso puede explicarse debido a que los ganaderos de Esparza mantienen una elevada densidad (51 individuos ha^{-1}) y una cobertura arbórea media ($16,8\%$), mientras que en Rivas los potreros son manejados con una baja densidad arbórea promedio de 11 individuos ha^{-1} (Villanueva *et al.* 2006).

G. ulmifolia y *E. cyclocarpum* son las especies dominantes de la vegetación (mayor área basal, dominancia relativa e IVI), de manera que estas dos especies son las que tienen mayor aporte de biomasa en las fincas. Esto es confirmado por Siles *et al.* (2013), Esquivel *et al.* (2009) y Granda *et al.* (2015), donde ambas especies están presentes en potreros de fincas ganaderas y bosques secundarios evaluados en zonas del trópico seco de Estelí y Matagalpa en Nicaragua y Guanacaste en Costa Rica.

El dominio de estas especies puede estar asociado a que producen frutos con muchas semillas que son consumidos por el ganado, de manera que este actúa como el principal dispersor, favoreciendo la regeneración natural de estas especies.

Si bien la especie *E. cyclocarpum* no fue registrada como una de las más abundantes, está representada por árboles grandes posiblemente remanentes del bosque original que los ganaderos seleccionaron para dejar en los potreros, no solo por su aporte de forraje para el ganado, sino también por la sombra que ofrecen sus anchas copas, debajo de las cuales el ganado descansa para tolerar el clima nefasto del verano y se aglomera para realizar el proceso de rumia luego del pastoreo.

Según Chazdon *et al.* (2009), afirman que, en paisajes de pastizales del Neotrópico, los árboles remanentes que quedan durante el establecimiento de los pastos pueden mejorar la regeneración del bosque secundario al atraer a los frugívoros vertebrados que contribuyen a la dispersión de las especies.

Asimismo, las semillas que se encuentran en el banco de semillas de suelo tienen un papel importante como donantes de propágulos que contribuyen a la regeneración natural, en este sentido, Uasuf *et al.* (2009) afirman que el número de especies del banco de semillas y la cantidad de semillas almacenadas en el suelo del bosque seco tropical de Nicaragua son relativamente bajos. Entre las especies arbóreas con representación significativa en el banco de semillas del suelo encontraron a *G. ulmifolia* y *Simarouba glauca*.

Dos de las especies de árboles adultos dominantes son especies de interés comercial para aserrío, como lo son las especies: *T. rosea* y *C. alliodora*. Las especies *B. alicastrum*, *P. quinata*, *Simarouba glauca*, *Lonchocarpus sp.*, *H. courbaril* y *Astronium graveolens* son también mencionadas como especies comerciales en el mercado centroamericano (Meza 2005).

Esto sugiere que, a pesar de que el bosque secundario se encuentra en las primeras etapas de la sucesión, con ausencia de un dosel superior cerrado y desarrollado, un sotobosque dominado por arbustos espinosos evidencia el pastoreo intensivo del ganado (pricipiante durante la época de verano), además, sometido a la extracción de madera y leña e incendios. Los bosques secundarios siguen albergando una amplia riqueza de especies típicas del bosque seco tropical, por lo que este ecosistema debería tener una alta prioridad de conservación.

1.8 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

- La riqueza y diversidad de especies no difiere entre potreros y bosques secundarios, sin embargo, el análisis de extrapolación muestra que, para el bosque secundario, faltaron especies por ser detectadas, para números de individuos mayores a 100, la riqueza de especies del bosque secundario es mayor que la de los potreros.
- En la composición de especies no se encontró una diferenciación florística clara entre potreros y bosques secundarios, sin embargo, para individuos juveniles, existen especies indicadoras para ambos tipos de usos.
- Las propiedades del suelo son homogéneas entre ambos tipos de potreros y el bosque secundario, sin embargo, presenta varias limitantes, son suelos arcillosos, propensos a la erosión, la compactación y el mal drenaje; son ácidos y con bajos contenidos de fósforo, esencial para el desarrollo de plantas en los trópicos.
- La dispersión por fauna voladora y fauna no voladora difiere entre los tipos de cobertura y es mayor en bosques secundarios que en potreros, esto coherente con lo que se esperaba.
- La riqueza de especies juveniles y adultos aumenta con la cobertura forestal en el paisaje circundante, y esto confirma la hipótesis del estudio.
- El presente estudio constituye uno de los primeros esfuerzos en la caracterización de los patrones de regeneración natural en potreros y bosques secundarios en el departamento de Rivas, Nicaragua; lo cual servirá de línea base para futuras investigaciones, por lo tanto, se recomienda generar más conocimiento acerca de la dinámica secundaria en el bosque seco y la diversidad faunística de los agentes dispersores asociada al bosque secundario.
- Dadas las continuas perturbaciones antrópicas a las que están sometidos estos bosques, tales como extracción de leña y madera, pastoreo del ganado en época seca, alternancia del uso de la tierra con potreros y cultivos e incendios, será muy difícil que estos bosques se desarrollen a una edad avanzada; además, reduce el desarrollo de la composición y estructura de la vegetación, por ello se recomienda implementar un plan de manejo y uso de fincas que permita separar y tener áreas exclusivas para uso agropecuario y que permitan preservar el bosque secundario.
- Vulnerabilidad de la regeneración y la dinámica secundaria del bosque seco en el contexto de la zona de Rivas, ante ello se recomienda que el bosque seco sea considerado de alta prioridad en los planes de restauración nacional.

1.9 BIBLIOGRAFÍAS

- Aide, T.M; Clark, M.L; Grau, R; López-Carr, D; Levy, M; Rode, D; Bonilla-Moheno, M; Riner, G; Andrade-Núñez, M.J y Muñiz, M. 2013. Deforestation and Reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). *Biotropica* 45(2): 262-271.
- Anderson, W. 2013. Origins of Mexican Malpighiaceae. *Acta Botánica Mexicana* 104: 107 - 156. ISSN: 0187-7151. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57427415007>
- Asner, GP; Rudel, TK; Aide TM; DeFries R; Emerson R. 2009. A contemporary Assessment of Change in Humid Tropical Forests. *Conservation Biology* 23(6):1386-1395.
- Barragán, W; Mahecha; Cajas, Y. 2015. Variables fisiológicas-metabólicas de estrés calórico en vacas bajo silvopastoreo y pradera sin árboles (en línea). *Agronomía Mesoamericana*. 26(2): 211-223. Disponible en <https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/agromeso/article/view/19277/19409>
- Barrance, A; Beer, J; Boshier, J; Chamberlain, J; Cordero, J; Detlefsen, G; Finegan, B; Galloway, G; Gómez, M; Gordon, J; Hands, M; Hellin, J; Hughes, C; Ibrahim, M; Leakey R; Mesen, F; Montero, M; Montero, M; Somarriba, E; Stewart, J. 2003. Árboles de Centroamérica: Un manual para extensionistas (Disco compacto). Oxford Forestry Institute: Department of Plant Sciences, University of Oxford y Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, Costa Rica. 1 Disco compacto, 8 mm, sin sonido y confección del material a color.
- Bolívar-Cimé, B; Laborde, J; MacSwiney GM; Sosa, C y Vinicio J. 2015. Effects of landscape matrix type, patch quality and seasonality on the diet of frugivorous bats in tropical semi-deciduous forest. *Wildlife Research* 41: 454 - 464.
- Bonilla, A. 2014. Patrones de sequía en Centroamérica: Su impacto en la producción de maíz y frijol y uso del Índice Normalizado de Precipitación para los Sistemas de Alerta Temprana. Global Water Partnership, Central America. Agencia Suiza para el Desarrollo y la Cooperación (COSUDE). Tegucigalpa, Honduras. 54 p.
- Bouroncle, C; Imbach, P; Rodríguez-Sánchez, B; Medellín, C; Martínez-Valle, A y Läderach, P. 2017. Mapping climate change adaptive capacity and vulnerability of smallholder agricultural livelihoods in Central. *Climatic Change* 141:123–137. Disponible en: <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007%2Fs10584-016-1792-0.pdf>
- Burgos-Rodríguez, JA; Avilés-Rodríguez, KJ y Kolbe, JJ. 2016. Effects of invasive Green Iguanas (*Iguana iguana*) on seed germination and seed dispersal potential in southeastern Puerto Rico. *Biol. Invasions* 18: 2775 – 2782. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1190-6>
- Burns, R; Mosquera, M y Whitmore, J. 1998. Useful Trees of the Tropical Region of North America. NAFC (North America Forestry Commission). Washington, DC, USA.
- Calderón, J y Barrantes, E. 2000. Estructura, dimensiones y producción de semilla de malezas del trópico húmedo. *Agronomía Mesoamericana* 11(1): 31 – 39. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=43711105>

- Calvo-Solano, O; Quesada-Hernández, L; Hidalgo, H y Gotlieb, Y. 2014. Impactos de las sequías en el sector agropecuario del Corredor Seco Centroamericano. *Agronomía Mesoamericana* 29(3): 695-709. ISSN 2215-3608.
- Ceccon, E. 2014. Restauración en bosques tropicales: Fundamentos ecológicos, prácticos y sociales. Ediciones Diaz de santos. Distrito Federal, México. 283 p. ISBN: 978-84-9052-028-4
- Chamorro, M; Campos, R y González, A. 2018. Caracterización de árboles dispersos en pasturas en fincas ganaderas del departamento de Rivas, Nicaragua. *Revista Forestal del Perú* 33 (2): 133 – 146. DOI: <http://dx.doi.org/10.21704/rfp.v33i2.1226>
- Chapman, C. 1989. Primate Seed Dispersal: The Fate of Dispersed Seeds. *Biotropica* 21(2): 148 - 55.
- Chave, JC; Muller Landau, HC; Baker, TR; Easdale, TA; ter Steege, H y Webb, CO. 2006. Regional and phylogenetic variation of wood density across 2,456 neotropical tree species. *Ecological Applications* 16: 2356 – 2367.
- Chazdon, R; Peres, C; Dent, D; Sheil, D; Luego, A; Lamb, D; Stork, N y Miller, S. 2009. The Potential for Species Conservation in Tropical Secondary Forests. *Conservation Biology* 23(6): 1406–1417.
- Chazdon, R; Finegan, B; Capers, R; Salgado-Negret, B; Casanoves, F; Boukili1, V y Norden, N. 2010. Composition and Dynamics of Functional Groups of Trees During Tropical Forest Succession in Northeastern Costa Rica. *BIOTROPICA* 42(1): 31–40. DOI: <http://10.1111/j.1744-7429.2009.00566.x>
- Chazdon, R; Guariguata, M y Lamb, D. 2018. Una alianza con la naturaleza: el caso de la regeneración natural en la restauración de bosques y paisajes. El caso de la regeneración natural en la restauración de bosques y paisajes. Documento de política de FERI, Montreal, Canadá. 13 p.
- CITES (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora). 2009. Fourteenth meeting of the Conference of the Parties the Hague (Netherlands). 15 p.
- Cleary, K; Waits, L y Finegan, B. 2016. Agricultural intensification alters bat assemblage composition and abundance in a dynamic Neotropical landscape. *Biotropica* 0(0): 1-10.
- Colombo, F y De Viana, E. 2000. Requerimientos de Escarificación en Semillas de Especies Autóctonas e Invasoras. *Ecología Austral* 10: 123-131. Disponible en: https://bibliotecadigital.exactas.uba.ar/download/ecologiaaustral/ecologiaaustral_v010_n02_p123.pdf
- Crouzeilles, R; Ferreira, M; Chazdon, R; Lindenmayer, R; Sansevero, J; Monteiro, L; Iribarrem, A; Latawiec, A y Strassburg, B. 2017. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. *Science advances* 3: 1-7. Disponible en: <http://advances.sciencemag.org/>
- Delgado, D. 2018. Manual para el monitoreo ecológico y productivo de bosques secundarios latifoliados de Mesoamérica. 1ª edición. Turrialba, Costa Rica. CATIE. 49 p: il. – (Serie técnica. Manual técnico n° 143).

- Desconocido. 2013. Notes on naturalised plants. *Bothalia* 43(1): 97–100.
- Di Rienzo, J; Casanoves, F; Balzarini, M; González, L; Tablada, M; Robledo, C. 2012. InfoStat version 2012. Grupo InfoStat, FCA. Córdoba, AR, Universidad Nacional de Córdoba.
- Di Rienzo, J; Casanoves, F; Pla, L; Vílchez, S; Di Rienzo, MJ. 2010. Qeco-Quantitative ecology software: A collaborative approach. *Latin America Journal of conservation* 1: 73-75 p.
- Diaz-Delgado, R. 2003. Efecto de la recurrencia de los incendios sobre la resiliencia post - incendio de las comunidades vegetales de Cataluña a partir de imágenes de satélite. *Revista Científica y Técnica de Ecología y Medio Ambiente* 2(3): 1 – 11 p.
- Esquivel, H; Ibrahim, M; Harvey, CA; Villanueva, C; Benjamín, T y Sinclair, F. 2003. Árboles dispersos en potreros de fincas ganaderas en un ecosistema seco de Costa Rica. *Agroforestería de las Américas* 10(39-40): 24 – 29.
- Esquivel, MJ; Harvey, C; Finegan, B; Casanoves, F; Skarpe, C y Nieuwenhuyse, A. 2009. Regeneración natural de árboles y arbustos en potreros activos de Nicaragua. *Agroforestería de las Américas* (47): 76-84.
- Esquivel-Mimenza, H; Ibrahim, M; Harvey, C; Benjamin, T y Sinclair, F. 2011. Dispersed trees in pasturelands of cattle farms in a tropical dry ecosystem. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 14: 933 - 941.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). 2010. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010. Roma, Italia. Disponible en www.fao.org/docrep/013/i1757s/i1757s.pdf
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). 2012. Estudio de caracterización del Corredor Seco Centroamericano (Países CA – 4). Tomo I. Eds. Zee, Arias, A; Zee, J; Meyrat, A; Poveda, C y Picado, L. 1ra edición. Honduras. 92 p.
- Finegan, B y Nasi, R. 2004. The biodiversity and conservation potential of shifting cultivation landscapes. In Schroth, G; Vasconcelos, H; Harvey, CA; Schroth, C y Vasconcelos, G (eds). *Agroforestry and Biological Conservation in Tropical Landscapes*. Washington, United States of America. Island Press. p. 153 – 197.
- Finegan, B. 1992. El potencial del manejo de los bosques húmedos secundarios neotropicales de las tierras bajas. Trad. R. Lujan. Turrialba, Costa Rica, CATIE. Cooperación Suiza al Desarrollo (COSUDE). 29 p. (Serie Técnica N° 5).
- Foley, J; DeFries, R; Asner, G; Barford, C; Bonan, G; Carpenter, S; Chapin, F; Coe, M; Daily, G; Gibbs, H; Helkowski, J; Holloway, T; Howard, E; Kucharik, C; Monfreda, C; Patz, J; Prentice, L; Ramankutty, N y Snyder, P. 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* 309: 570-574.
- Francis, J. 1992. *Melicoccus bijugatus* Jacq. Quenepa. Sapindaceae. Soapberry family. SO-ITF-SM 48. 4 p.
- Gei, M; Rozendaal, D; Poorter, L; Bongers, F; Sprent, J; Garner, J; Aide, T; Andrade, J; Balvanera, P; Becknell, J; Brancalion, P; Cabral, G; Gomes, R; Chazdon, R; Cole, R; Dalla, G; Jong, B; Denslow, J; Dent, D; DeWalt, S; Dupuy, J; Durán, S; Espírito Santo, M; Fernández, W;

Ferreira, Y; Finegan, B; Granda, V; Hall, J; Hernández-Stefanoni, J; Junqueira, A; Kennard, D; Lebrija-Trejos, E; Letcher, S; Lohbeck, M; Marín-Spiotta, E; Martínez-Ramos, M; Meave, J; Menge, D; Mora, F; Muñoz, R; Muscarella, R; Ochoa-Gaona, S; Orihuela-Belmonte, E; Ostertag, R; Peña-Claros, M; Pérez-García, E; Piotta, D; Reich, P; Reyes-García, C; Rodríguez-Velázquez, J; Romero-Pérez, I; Sanaphre-Villanueva, L; Sanchez-Azofeifa, A; Schwartz, N; Silva de Almeida, A; Almeida-Cortez, J; Silver, J; De Souza, V; Sullivan, V; Swenson, N; Uriarte, M; Van Breugel, M; Van der Wal, H; Dores Magalhães, M; Vester, H; Guimarães, I; Zimmerman, J y Powers, L. 2018. Legume abundance along successional and rainfall gradients in Neotropical forests. *Nature Ecology & Evolution*: 1-10. Disponible en: <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0559-6>

Godinot, F. 2019. Dry season cattle grazing in the seasonally dry tropical forests of Costa Rica: importance in cattle ranching livelihoods and impacts on forest botanical composition and diversity. Tesis M. Sc. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 112 p.

Gotelli, N y Colwell, R. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4: 379 – 391.

Granda, V; Finegan, B; Ramos, Z; Detlefsen, G y Molina, A. 2015. Potencial de manejo de bosques restaurados por sucesión natural secundaria en Guanacaste, Costa Rica: Composición, diversidad y especies maderables. *Boletín técnico no. 78*. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 52 p.

Griscom, H; Griscom, B y Ashton, M. 2009. Forest Regeneration from Pasture in the Dry Tropics of Panama: Effects of Cattle, Exotic Grass, and Forested Riparia. *Restoration Ecology* 17(1): 117–126.

Guevara, C; Meave, J; Moreno-Casasola, P; Laborde, J y Castillo, S. 1994. Vegetación y flora de potreros en la sierra de los Tuxtlas, México. *Acta Botánica Mexicana* 28: 1 - 27

Hansen, M.C; Potapov, P.V; Moore, R; Turubanova, S.A; Tyukavin, A; Thau, D; Stehman, S.F; Goetz, S.J; Loveland, T.R; Kommareddy, A; Egorov, A; Chini, L; Justice, C.O; Townshend, J.R. 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science* 342: 850-853.

Hardege, J. 2009. *Chemical Ecology: Encyclopedia of live support systems*. UNESCO. Oxford, United Kingdom. EOLLS Publishers.

Harvey, C; Villanueva, C; Ibrahim, M; Gomez, R; Lopez, M; Kunth, S y Sinclair, L. 2007. Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica. Eds. Harvey, C; Sáenz, J. 1ra edición. Santo Domingo de Heredia, Costa Rica. INBio. 624 p. ISBN 978-9968-927-29-1

Hilje, B; Calvo-Alvarado, J; Jiménez-Rodríguez, C y Sánchez-Azofeifa, A. 2015. Tree species composition, breeding systems, and pollination and dispersal syndromes in three forest successional stages in a tropical dry forest in Mesoamerica. *Tropical Conservation Science* 8 (1): 76 – 94.

Holdridge, LR. 1967. *Life zone ecology*. San José, Costa Rica, Tropical Science Center.

Howe, H y Smallwood, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 13: 201 – 28.

- Hubbel, S. 1979. Tree Dispersion, Abundance, and Diversity in a Tropical Dry Forest. *Science* 30(203): 1299 - 1309. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.203.4387.1299>
- Hubbell, S. 1979. Tree Dispersion, Abundance, and Diversity in a Tropical Dry Forest. *Science* 203 (4387): 1299-1309.
- Ibarra, S. 2015. Sistema de Información Geográfica del municipio de Rivas, departamento de Rivas: periodo 2015 – 2030. Universidad Nacional de Ingeniería (UNI). Managua, Nicaragua. 179 p.
- ICRAF y CIAT (World Agroforestry Center & International Center for Tropical Agriculture). 2011. The Land Degradation Surveillance Framework. Field guide. 14 p.
- INETER (Instituto de Estudios Territoriales). 2015. Datos meteorológicos del departamento de Rivas en el 2015 (en línea). Rivas, Nicaragua. Disponible en: <http://www.ineter.gob.ni/>
- INIDE (Instituto Nacional de Información de Desarrollo) y MAGFOR (Instituto Agropecuario y Forestal). 2013. Informe del IV Censo Nacional Agropecuario del departamento de Rivas y sus municipios. Managua, Nicaragua. 70 p.
- Janzen, D. 1992. Seeds in tapir dung in Santa Rosa national park, Costa Rica. *Brenesia* 19(20): 129 – 135.
- Janzen, DH. 1988. Manejo de fragmentos de hábitat en un bosque tropical seco: crecimiento. *Anales del Jardín Botánico de Missouri* 75, 105–116.
- Jara - Guerrero, A; De la Cruz, M y Méndez, M. 2011. Seed Dispersal Spectrum of Woody Species in South Ecuadorian Dry Forests: Environmental Correlates and the Effect of Considering Species Abundance. *BIOTROPICA* 43(6): 722 - 730.
- Joya, M; López, M; Gómez, R y Harvey, C. 2004. Conocimiento local sobre el uso y manejo de los árboles en las fincas ganaderas del municipio de Belén, Rivas (en línea). *Encuentro* 18: 1 – 17. UCA – CATIE. Managua, Nicaragua. Consultado 3 may. 2018. Disponible en <https://www.lamjol.info/index.php/ENCUENTRO/article/view/4256/3997>
- Kowalewski, M; Cortes-Ortiz, L; Youlatus, D; Garber, P y Urbani, B. 2015. *Howler Monkeys: Behavior, Ecology and Conservation*. Springer Science + Business Media New York. ISBN 978-4939-1959-8
- Lohbek, M; Poorter, L; Lebrija-Trejos, E; Martínez-Ramos, M; Meave, J; Paz, H; Pérez-García, E; Romero-Pérez, E; Tauro, A y Bongers, F. 2013. Successional changes in functional composition contrast for dry and wet tropical forest. *Ecology* 94 (6): 1211–1216.
- López, F; López, M; Gomez, R; Harvey, C; Villanueva, C; Gobbi, J; Ibrahim, M y Sinclair, F. 2006. Cobertura arbórea y rentabilidad de fincas ganaderas en Rivas y Matiguás, Nicaragua. *Agroforestería de las Américas* 45: 101-108.
- MARENA (Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales). 2018. Estrategia Nacional Neutralidad en la Degradación de las Tierras (NDT): Hacia el 2030. Managua, Nicaragua. 37 p.
- Meza, V. 2005. Modelación del manejo silvicultural en el crecimiento del bosque seco tropical, costa rica. *Zonas Áridas* 9: 1 – 17.

- Midgley, J y Bond, J. 2001. A synthesis of the demography of African acacias. *Journal of Tropical Ecology* 17: 871 - 886.
- Miranda, J; Rusch, G; Casals, P; Declerck, F; Ibrahim, M; Casanoves, F y Jiménez, F. 2013. Efectos de los rasgos morfológicos y eco fisiológicos de árboles neotropicales en la transferencia de agua y nutrientes al suelo. *Agroforestería de las Américas* 50: 69-75.
- Nathan, R y Muller - Landau, HC. 2000. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Trends Ecol Evol.* 15 (7) :278 - 285.
- Noir, FA; Bravo, S y Abdala, R. 2002. Mecanismos de dispersión de algunas especies de leñosas nativas del Chaco Occidental y Serrano. *Quebracho* 9: 140-150.
- Osorio, J. 2014. Efecto de la cobertura arbórea sobre la ganancia de peso y el desempeño reproductivo de vacas Brahman en trópico bajo. Tesis MSc. Medellín, Colombia. Universidad de Antioquia. 158 p.
- Peres, CA y Baider, C. 1997. Seed dispersal, spatial distribution, and population structure of Brazil nut trees (*Bertholletia excelsa*) in southeastern Amazonia. *Journal of Tropical Ecology* 13: 595-616.
- Pezo, D; Ibrahim, M. 1998. *Sistemas Silvopastoriles*. Ed. rev. 2da edición. Proyecto agroforestal CATIE/GTZ. Turrialba, Costa Rica. 276 p.
- Poorter, L; Rozendaal, D; Bongers, Almeida-Cortez, J; Almeyda, M; Álvarez, F; Andrade, J; Arreola, J; Balvanera, P; Becknell, J; Bentos, T; Bhaskar, R; Boukili, V; Brancalion, P; Broadbent, E; César, R; Chave, J; Chazdon, R; Dalla, G; Craven, D; De Jong, D; Denslow, J; Dent, D; DeWalt, S; Díaz, E; Dupuy, J; Durán, S; Espírito Santo, M; Fandiño, M; Fernandes, G; Finegan, B; Granda, V; Hall, J; Hernández-Stefanoni, J; Jakovac, C; Junqueira, A; Kennard, D; Lebrija-Trejos, E; Letcher, S; Lohbeck, M; Lopez, O; Marín-Spiotta, E; Martínez-Ramos, M; Martins, S; Massoca, P; Meave, J; Mesquita, R; Mora, F; De Souza, V; Müller, S; Muñoz, R; Muscarella, R; Nolasco de Oliveira, S; Nunes, Y; Ochoa-Gaona, S; Paz, H; Peña-Claros, M; Piotto, D; Ruíz, J; Sanaphre-Villanueva, L; Sanchez-Azofeifa, A; Schwartz, N; Steininger, M; Wayt, M; Toledo, M; Uriarte, M; Utrera, L; Van Breugel, M; Van der Sande, M; Van der Wal, H; Veloso, M; Vester, H; Vieira, I; Villa, P; Williamson, J; Wright, J; Zanini, K; Zimmerman, J y Westoby, M. 2019. Wet and dry tropical forests show opposite successional pathways in wood density but converge over time. *Nature Ecology & evolution*. Disponible en: www.nature.com/natecolevol
- Pruetz, J y Davis, H. 2018. Seed dispersal of a pioneer tree species, *Castilla elastica*, by mantle howling monkeys (*Alouatta palliata*) in regenerating forest in Costa Rica. *Neotropical Primates* 24(1): 21-25.
- Powers, J; Becknell, J; Irving, J y Perez-Aviles, D. 2009. Diversity and structure of regenerating tropical dry forests in Costa Rica: Geographic patterns and environmental drivers. *Forest Ecology and Management* 258: 959-970.
- Quesada, R. 2008. Manual para promover la regeneración natural en pastos degradados en el Pacífico Central y Norte de Costa Rica. *Kurú* 4 (11-12): 1-67 p.

- Rees, M; Condit, R; Crawley, M; Pacala, S y Tilman, D. 2001. Long-Term Studies of Vegetation Dynamics. *Science: Ecology Through Time*. 293 (5530) 650-655.
- Rimbai, H; Dutta, SK; Jha, AK; Deshmukh, NA; Verna, VK; War,GF; Patel, RS; Chaudhri, P; Mishra, LK; Roy, AR y Roy, D. sf. Star apple (*Chrysophyllum cainito*). *Breeding of Underutilized Fruit Crops*.
- Rosindell, J y Cornell, S. 2011. The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography at Age Ten. *Trends in Ecology and Evolution* 26(7): 340-348.
- Rozendaal, D; Bongers, F; Aide, T; Álvarez-Dávila, E; Ascarrunz, N; Balvanera, P; Becknell, J; Bentos, T; Brancalion, P; Cabral, G; Calvo-Rodríguez, S; Chave, J; César, R; Chazdon, R; Condit, R; Dallinga, J; Almeida-Cortez, J; Jong, B; Oliveira, A; Denslow, J; Dent, D; Walt, S; Dupuy, J; Durán, S; Dutrieux, L; Espírito-Santo, M; Fandino, M; Fernandes, W; Finegan, B; García, H; Gonzalez, N; Granda, V; Hall, J; Hernández-Stefanoni, J; Hubbell, S; Jakovac, C; Hernández, J; Junqueira, A; Kennard, D; Larpin, D; Letche, S; Licona, JC; Lebrija-Trejos, E; Marín-Spiotta, E; Martínez-Ramos, M; Massoca, P; Meave, J; Mesquita, R; Mora, F; Müller, S; Muñoz, R; Nolasco de Oliveira Neto, S; Norden, N; Nunes, Y; Ochoa-Gaona, S; Ortiz-Malavassi, E; Ostertag, R; Peña-Claros, M; Pérez-García, E; Piotta, D; Powers, J; Aguilar-Cano, J; Rodríguez-Buritica, S; Rodríguez-Velázquez, J; Romero-Romero, M; Ruíz, M; Sánchez-Azofeifa, M; Silva de Almeida, A; Silver, W; Schwartz, N; Wayt, W; Toledo, M; Uriarte, M; Valadares de Sá Sampaio, E; Van Breugel, M; Van der Wal, H; Venâncio, H; Veloso, M; Vester, H; Vicentini, A; Vieira, I; Villa, P; Williamson, G; Zanini, K; Zimmerman, J y Poorter, L. 2019. Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. *Science advances* 5: 1-10.
- Rusch, G y Skarpe, C. 2009. Procesos ecológicos asociados con el pastoreo y su aplicación en sistemas silvopastoriles. *Agroforestería de las Américas* 47: 12-19.
- Sabogal, C. 1992. Regeneration of tropical dry forests in Central America, with examples from Nicaragua. *Journal of Vegetation Science* 3(3): 407 – 416.
- Salazar, J; Mateo, A y León, Y. 2014. Diversidad de plantas leñosas y síndrome de dispersión de diásporas en Fondo Paradí, Parque Nacional Jaragua, República Dominicana. *Anuario de Investigaciones Científicas* 2(1): 6 – 17.
- Salgado-Negret, B., Paz, H. 2015. Escalando de los rasgos funcionales a procesos poblacionales, comunitarios y ecosistémicos. pp 12-35. En: Salgado-Negret, B. (ed.). *La ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt. Bogotá, D. C. Colombia. 236 pp.
- Sánchez, D; Harvey, C; Grijalva, A; Medina, A; Vílchez, S y Hernández, B. 2003. Diversidad, composición y estructura de la vegetación en un paisaje fragmentado de bosque seco en Rivas, Nicaragua. *Recursos Naturales y Ambiente* 45: 91-104.
- Sánchez, D; Villanueva, C; Rusch, G; Ibrahim, M y DeClerck, F. 2013. Estado del Recurso Arbóreo en Fincas Ganaderas y su Contribución en la Sostenibilidad de la Producción en Rivas, Nicaragua. 1ra edición. Turrialba, Costa Rica. CATIE. Serie técnica n° 60. 50 p. ISBN 978-9977-57-593-3

- Santiago, R. 2016. Structural and functional characteristics of tropical secondary forest patches in northeastern Costa Rica. Tesis Ph. D. University of Idaho and in the Graduate School of the Tropical Agronomic Center for Research and Teaching. 142 p.
- Schatz, GE; Maas, PJ; Maas-van de Kamer, H; Westra, LY y Wieringa, JJ. 2018. Revision of the Neotropical genus *Sapranthus* (Annonaceae). *Blumea* 63: 54 – 66.
- Scherbaum, C y Estrada, A. 2013. Selectivity in feeding preferences and ranging patterns in spider monkeys (*Ateles geoffroyi yucatanensis*) of northeastern Yucatan peninsula, Mexico. *Current Zoology* 59 (1): 125 – 134. Disponible en: <https://doi.org/10.1093/czoolo/59.1.125>
- Sibelet, N; Mutel M; Arragon P; Luye M. 2013. Métodos de investigación cualitativa aplicada al manejo de los recursos naturales. CIRAD, SupAgro, CIEAM. Disponible en: <http://entretiens.iamm.fr>
- Siles, P; Martínez, J; Rugama, F y Molina, L. 2013. Diversidad arbórea en cercas vivas y dos fragmentos de bosque en la comunidad de Santa Adelaida, Estelí. *Encuentro* 96: 60 – 76.
- Silva, C; De Faria López, S y Miranda de Melo, J. 2015. Floristic similarity and dispersal syndromes in a rocky outcrop in semi-arid Northeastern Brazil. *Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol. ISSN-0034-7744)* 63 (3): 827 - 843.
- Solórzano, S; Ibarra-Manriquez, G y Oyama, K. 2002. Liana diversity and reproductive attributes in two tropical forests in Mexico. *Biodiversity and Conservation* 11: 197 - 212.
- Souza de Abreu, M. 2002. Contribution of trees to the control of heat stress in dairy cows the financial viability of livestock farms in humid tropics. Tesis Ph.D. CATIE. Turrialba, Costa Rica. CATIE. 166 p.
- Valburg, L. 1992. Feeding Preferences of Common Bush-Tanagers for Insect-Infested Fruits: Avoidance or Attraction. *Oikos* 65 (1): 9 - 33. Disponible en: www.jstor.org/stable/3544884. Accessed 25 Apr. 2020
- Villanueva, C; Tobar, D; Ibrahim, M; Casasola, F; Barrantes, J y Arguedas, R. 2006. Árboles dispersos en potreros en fincas ganaderas del Pacífico Central de Costa Rica. *Agroforestería de las Américas* 45: 12 – 20.
- Williams-Linera, G; Álvarez-Aquino, C; Hernández-Ascensión, E y Toledo, M. 2011. Early successional sites and the recovery of vegetation structure and tree species of the tropical dry forest in Veracruz, Mexico. *New Forests* 42:131 - 148. DOI 10.1007/s11056-010-9242-8

ANEXOS

Anexo 1. Encuesta aplicada a los 13 propietarios de fincas ganaderas en Rivas, Nicaragua.

Fecha: ____/____/____ Municipio: _____ Comunidad: _____
 Nombre del encuestado: _____ Edad: _____
 Nombre de la finca: _____ Área total: _____

Presentación

Esta encuesta es parte de un estudio sobre regeneración natural de especies leñosas en potreros activos con pasto natural y pasto mejorado, así como bosques secundarios joven y desarrollado, llevado a cabo por una estudiante de Maestría del CATIE, Turrialba. Esta encuesta está dirigida a coleccionar información sobre las principales actividades de manejo que se realizan en los potreros y en bosques secundarios, así como la edad aproximada de abandono y el uso de suelo anterior al bosque secundario. Esta encuesta está calculada para tener una duración aproximada de 30-45 minutos.

Consentimiento informado de participación en la encuesta

En relación con lo anterior y al ser requerida su participación en el estudio, le solicito su consentimiento informado. De manera que los datos que usted nos indique serán utilizados única y exclusivamente para los fines científicos de la presente investigación. Si en algún momento le incomoda alguna de las preguntas, siéntase en la libertad de no responderlas. Estaré tomando notas y fotos si usted lo permite. Quiero estar segura de su aceptación a participar voluntariamente, ¿está usted de acuerdo?

Actualmente:

¿Cuál es la principal actividad productiva en su finca? _____

¿Cuántos potreros tiene? _____ ¿Cuál es el área promedio? _____

¿Cuántos potreros tienen árboles dispersos? _____

¿Cuáles especies son de mayor importancia para usted?

Señale en cuál de las categorías de uso se encuentran las especies utilizadas por usted

Especies	Usos de las especies									
	Madera	Construcción	Ebanistería	Carpintería	Leña y carbón	Artesanías	Postes	Mangos de Herramientas	Medicinal	Forraje

De las especies en regeneración dentro de los potreros, ¿cuáles especies prefiere o son de mayor importancia para usted? _____

¿Les da algún cuidado a estas especies de regeneración en el potrero?

¿Ha realizado algún tipo de poda en los árboles dispersos? _____

¿Qué pastos tiene en estos potreros? _____

¿Cuántos potreros con árboles dispersos tienen pasto natural? _____

¿Cuál es la finalidad del ganado y cuántas cabezas de ganado tiene según los grupos?
 Carne _____ Leche _____ Doble propósito _____ Reproducción _____

¿Qué grupos de ganado en pastoreo y cuántas cabezas de ganado tiene según los grupos?

Vacas paridas _____ Vacas horas _____ Vaquillas _____ Ternero de repasto _____

Aproximadamente

¿Cuántos animales pastorea por potrero y cuál es el peso promedio de sus animales?

¿Cuál es el periodo de ocupación (tiempo de pastoreo) del ganado en el potrero? _____

¿Cuál es el periodo de descanso (tiempo de recuperación) del potrero? _____

¿Cuál es la frecuencia de chapias, quemas y aplicaciones de herbicidas que realiza?

Chapias _____ Quemas _____ Aplicación de herbicidas _____

¿Cuáles herbicidas aplica? _____ Dosis _____

¿Fertiliza las pasturas? _____ ¿Qué fórmula aplica? _____

En lo referido al bosque secundario:

¿Cuántos parches de bosque secundario posee en su finca? _____

¿Cuál es el área promedio de estos parches? _____

Aproximadamente, ¿cuál es la edad de cada parche?

a)_____ b)_____ c)_____ d)_____ e)_____

Recuerda la secuencia de actividades en el pasado, antes de abandonar bosque:

Periodo de uso _____ Actividades _____

Periodo de uso _____ Actividades _____

Elija uno de los sitios con bosque secundario y seleccione cómo es la topografía de este parche: Plano _____ Ondulada _____ Quebrado _____

¿Qué tipo de suelo predomina (color, textura, qué piensa de su fertilidad, otros)?

¿Cuáles son las especies más abundantes en el bosque secundario?

¿Qué especies del bosque secundario son importantes para usted y por qué?

Señale en cuál de las categorías de uso se encuentran las especies utilizadas por usted

Especies	Usos de las especies									
	Madera	Construcción	Ebanistería	Carpintería	Leña y carbón	Artesanías	Postes	Mangos de Herramientas	Medicinal	Forraje

¿Cuántas veces incendió el bosque? _____ Frecuencia _____

Actualmente, ¿existe ocupación del bosque secundario para pastoreo durante la época seca?

Hablemos de la última actividad productiva en uno de los parches de bosque (agricultura o ganadería) _____

Si fue ganadería, diga:

Número de cabezas de ganado (inicio/año) _____ (final/año) _____

¿Con cuántos animales empezó su actividad? _____

¿Cuántos animales tuvo como máximo? _____
 ¿Cuántos animales tuvo al abandonar el sitio? _____
 ¿Cuántas rotaciones realizaba por año? _____
 ¿Implementó divisiones de potreros dentro de la finca? _____
 ¿Cuántas divisiones aproximadamente? _____
 ¿Cuántos animales pastorea por potrero y cuál es el peso promedio de sus animales?

¿Cuál era el periodo de ocupación (tiempo de pastoreo) del ganado en el potrero?

¿Cuál era el periodo de descanso (tiempo de recuperación) del potrero? _____

¿Cuál era la frecuencia de chapias, quemas y aplicaciones de herbicidas que realiza?

Chapias _____ Quemas _____ Aplicación de herbicidas _____

¿Cuáles herbicidas aplicaba? _____ Dosis _____

¿Fertilizaba las pasturas? _____ ¿Qué fórmula aplicaba? _____

¿Cuáles eran los tipos de pasto? _____

Actualmente, ¿ha realizado quemas en el bosque? ¿Por qué realiza quemas en el bosque?

Seleccione uno de los parches de bosque secundario y diga los años y los motivos de abandono _____

Anexo 2. Nombre común, científico y familia de las especies encontradas en 13 sitios con bosque secundario y 24 potreros activos en fincas ganaderas del municipio de Rivas, Nicaragua.

Nombre común	Nombre científico	Familia
Guanacaste blanco	<i>Acacia angustissima (Mill.) Kuntze</i>	Mimosaceae
Aromo	<i>Acacia farnesiana (L.) Willd.</i>	Mimosaceae
Cornízuelo	<i>Acacia hindsii Benth.</i>	Mimosaceae
Varilla negra	<i>Acalypha diversifolia Jacq.</i>	Euphorbiaceae
Gavilán	<i>Albizia adinocephala (Donn. Sm.) Britton & Rose ex Record</i>	Mimosaceae
Gavilán	<i>Albizia guachapele (Kunth) Dugand</i>	Mimosaceae
Guanacaste blanco	<i>Albizia niopoides (Spruce ex Benth.) Burkart</i>	Mimosaceae
Espavel	<i>Anacardium excelsum (Bert. & Balb.) Skell.</i>	Anacardiaceae
Marañón	<i>Anacardium occidentale L.</i>	Anacardiaceae
Anona	<i>Annona glabra L.</i>	Annonaceae
Sincolla	<i>Annona purpurea Moc. & Sessé ex Dunal</i>	Annonaceae
-	<i>Ardisia compressa Kunth</i>	Primulaceae
Uva de río	<i>Ardisia revoluta Kunth</i>	Primulaceae

Palo obero/ron-ron	<i>Astronium graveolens Jacq.</i>	Anacardiaceae
Neem	<i>Azadirachta indica A. Juss.</i>	Meliaceae
Casco de venado	<i>Bauhinia divaricata Lam.</i>	Caesalpiniaceae
Ojoche	<i>Brosimum alicastrum Sw.</i>	Moraceae
Sombra de armada	<i>Bumelia obtusifolia Humb. ex Roem. & Schult.</i>	Sapotaceae
Cerezo de monte	<i>Bunchosia nitida (Jacq.) DC.</i>	Malpighiaceae
Jiñocuabo	<i>Bursera simaruba (L.)</i>	Burseraceae
Nance	<i>Byrsonima crassifolia Nied.</i>	Malpighiaceae
Chaperno blanco	<i>Caesalpinea vetulina (B. & R.) Standl.</i>	Caesalpiniaceae
Madroño	<i>Calycophyllum candidissimum (Vahl) DC.</i>	Rubiaceae
Olivo	<i>Capparis indica (L.) Druce</i>	Capparaceae
Chirca silvestre	<i>Cascabela ovata (Cav.) H.Lippold</i>	Apocynaceae
Cerito	<i>Casearia corymbosa Kunth</i>	Salicaceae
Cerito	<i>Casearia silvestris Sw.</i>	Salicaceae
Carao	<i>Cassia grandis L. f.</i>	Caesalpiniaceae
Palo de hule	<i>Castilla elastica Sessé ex Cerv.</i>	Moraceae
Guarumo macho	<i>Cecropia peltata L.</i>	Urticaceae
Cedro	<i>Cedrela odorata L.</i>	Meliaceae
Espino del diablo	<i>Chomelia spinosa Jacq.</i>	Rubiaceae
Caimito silvestre	<i>Chrysophyllum mexicanum Brandegee ex Standl.</i>	Sapotaceae
Aguacatillo	<i>Cinnamomum triplinerve (Ruiz & Pav.) Kosterm.</i>	Lauraceae
Naranja	<i>Citrus sinensis (L.) Osbeck</i>	Rutaceae
Papaturro	<i>Coccoloba caracasana Meisn.</i>	Polygonaceae
Poroporo	<i>Cochlospermum vitifolium (Willd.) Spreng.</i>	Bixaceae
Laurel	<i>Cordia alliodora (Ruiz & Pav.) Oken</i>	Boraginaceae
Muñeco	<i>Cordia bicolor A.DC. ex DC.</i>	Boraginaceae
Tigüilote	<i>Cordia dentata DC.</i>	Boraginaceae
Cucaracha	<i>Cornutia pyramidata L.</i>	Lamiaceae
Jícara sabanero	<i>Crescentia alata Kunth</i>	Bignoniaceae
Jícara	<i>Crescentia cujete L.</i>	Bignoniaceae
Chaparro	<i>Curatella americana L.</i>	Dilleniaceae
Granadillo	<i>Dalbergia cubilquitzensis (Donn. Sm.) Pittier</i>	Fabaceae
Hoja chigüé	<i>Davila kunthii L.</i>	Dilleniaceae
Pan blanco	<i>Dendropanax arboreus (L.) Decne. & Planch.</i>	Araliaceae
Chocoyito	<i>Diospyros nicaraguensis (Standl.) Standl.</i>	Ebenaceae
Chocoyito	<i>Diospyros salicifolia Humb. & Bonpl. ex Willd.</i>	Ebenaceae
Guachipilín	<i>Diphysa americana (Mill.) M. Sousa</i>	Fabaceae
Guanacaste	<i>Enterolobium cyclocarpum (Jacq.) Griseb.</i>	Mimosaceae
Arrayan	<i>Eugenia salamensis (Standl.) McVaugh</i>	Myrtaceae
Iguatil	<i>Genipa americana L.</i>	Rubiaceae
Madero negro	<i>Gliricidia sepium (Jacq.) Steud.</i>	Fabaceae

Melina	<i>Gmelina arborea</i> Roxb. ex Sm.	Lamiaceae
Guayacan	<i>Guaiacum sanctum</i> L.	Zygophyllaceae
Guacimo	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Malvaceae
Cacho de venado	<i>Guettarda macrosperma</i> Donn. Sm.	Rubiaceae
Jabillo	<i>Hura crepitans</i> L.	Euphorbiaceae
Guapinol	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Caesalpiniaceae
Siempreviva	<i>Jacquinia longifolia</i> Standl.	Primulaceae
Wiliwiste	<i>Karwinskia calderonii</i> Standl.	Rhamnaceae
Alcornoque	<i>Licania arborea</i> Seem.	Chrysobalanaceae
Mampas	<i>Lippia myriocephala</i> Schltld. & Cham.	Verbenaceae
Chaperno negro	<i>Lonchocarpus minimiflorus</i> Donn. Sm.	Fabaceae
Chaperno	<i>Lonchocarpus parviflorus</i> Benth.	Fabaceae
Chaperno	<i>Lonchocarpus rugosus</i> Benth.	Fabaceae
Guácimo de molenillo	<i>Luehea candida</i> (DC.) Mart.	Malvaceae
Palo de mora	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.	Moraceae
Mango	<i>Mangifera indica</i> L.	Anacardiaceae
Mamón criollo	<i>Melicoccus bijugatus</i> Jacq.	Sapindaceae
-	<i>Mimosa pigra</i> (Barneby) Glazier & Mackinder	Mimosaceae
Chiquirín	<i>Myrospermum frutescens</i> Jacq.	Fabaceae
Pochote	<i>Pachira quinata</i> (Jacq.) W.S. Alverson	Malvaceae
Zorrillo	<i>Petiveria alliaceae</i> L.	Phytolaccaceae
Cordoncillo	<i>Piper amalago</i> L.	Piperaceae
Cordoncillo	<i>Piper tuberculatum</i> Jacq.	Piperaceae
Zopilote	<i>Piscidia carthagenensis</i> Jacq.	Fabaceae
Espino de playa	<i>Pithecellobium dulce</i> (Roxb.) Benth.	Mimosaceae
Espino negro	<i>Pithecellobium oblongum</i> Benth.	Mimosaceae
Guayaba	<i>Psidium guajava</i> L.	Myrtaceae
Crucito	<i>Randia aculeata</i> L.	Rubiaceae
-	<i>Randia nicaraguensis</i> Lorence & Dwyer	Rubiaceae
Genízaro	<i>Samanea saman</i> (Jacq.) Merr.	Mimosaceae
Jaboncillo	<i>Sapindus saponaria</i> L.	Sapindaceae
Palanco	<i>Sapranthus violaceus</i> (Dunal) Saff.	Annonaceae
Palo de rosa	<i>Semialarium mexicanum</i> (Miers) Mennega	Celastraceae
Vainillo	<i>Senna atomaria</i> (L.) H.S. Irwin & Barneby	Caesalpiniaceae
Ron	<i>Senna skinneri</i> (Benth.) H.S. Irwin & Barneby	Caesalpiniaceae
Aceituno	<i>Simarouba glauca</i> DC.	Simaroubaceae
Jobo	<i>Spondias mombin</i> L.	Anacardiaceae
Jobo	<i>Spondias radlkoferi</i> Donn. Sm.	Anacardiaceae

Cachito	<i>Stemmadenia obovata</i> K. Schum.	Apocynaceae
Cortez	<i>Tabebuia chrysantha</i> (Jacq.) G. Nicholson	Bignoniaceae
Roble	<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) DC.	Bignoniaceae
Guayabón	<i>Terminalia oblonga</i> (Ruiz & Pav.) Steud.	Combretaceae
Chilca extranjera	<i>Thevetia ahouai</i> (L.) A. DC.	Apocynaceae
Chilca	<i>Thevetia gaumeri</i> Hemsl.	Apocynaceae
Chilca	<i>Thevetia peruviana</i> (Pers.) K. Schum.	Apocynaceae
Carbón	<i>Trichilia americana</i> (Sessé & Mociño) T.D.Penn.	Meliaceae
Limoncillo	<i>Trichilia havanensis</i> C. DC.	Meliaceae
Tabacón/hormigo	<i>Triplaris melaenodendron</i> (Bertol.) Standl. & Steyerm.	Polygonaceae
Ojoche macho	<i>Trophis racemosa</i> (L.) Urb.	Moraceae
Aguja de arras	<i>Xylosma flexuosa</i> (Kunth) Hemsl.	Salicaceae
Naranjillo	<i>Ziziphus guatemalensis</i> Hemsl.	Rhamnaceae

Anexo 3. Abundancia específica de árboles adultos (dap > 10 cm) registrada en bosque secundario (BS), potreros con pasto mejorado (PM) y potreros con pasto natural (PN) en fincas ganaderas del municipio de Rivas, Nicaragua.

Especie	BS	PM	PN	N.º adultos
<i>Albizia guachapele</i>	0	2	0	2
<i>Albizia niopoides</i>	1	7	4	12
<i>Anacardium excelsum</i>	1	0	0	1
<i>Anacardium occidentale</i>	0	0	1	1
<i>Annona glabra</i>	1	0	0	1
<i>Brosimum alicastrum</i>	1	0	0	1
<i>Bursera simaruba</i>	1	2	1	4
<i>Byrsonima crassifolia</i>	2	2	3	7
<i>Caesalpinea vetulina</i>	9	0	0	9
<i>Calycophyllum candidissimum</i>	20	5	2	27
<i>Casearia corymbosa</i>	2	0	0	2
<i>Cassia grandis</i>	1	1	1	3
<i>Cecropia peltata</i>	1	0	0	1
<i>Cedrela odorata</i>	0	13	7	20
<i>Citrus sinensis</i>	0	0	1	1
<i>Coccoloba caracasana</i>	0	4	2	6
<i>Cochlospermum vitifolium</i>	3	0	1	4
<i>Cordia alliodora</i>	11	20	26	57
<i>Cordia bicolor</i>	2	0	0	2
<i>Cordia dentata</i>	11	1	8	20
<i>Crescentia alata</i>	0	0	2	2
<i>Diphysa americana</i>	2	3	9	14
<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	3	2	4	9

<i>Gliricidia sepium</i>	14	8	9	31
<i>Guazuma ulmifolia</i>	53	20	10	83
<i>Hura crepitans</i>	13	0	0	13
<i>Hymenaea courbaril</i>	0	1	0	1
<i>Karwinskia calderonii</i>	1	0	2	3
<i>Luehea candida</i>	0	2	0	2
<i>Mangifera indica</i>	1	2	0	3
<i>Myrospermum frutescens</i>	8	3	11	22
<i>Pachira quinata</i>	2	0	0	2
<i>Psidium guajava</i>	0	1	0	1
<i>Samanea saman</i>	0	2	1	3
<i>Simarouba glauca</i>	0	2	0	2
<i>Spondias mombin</i>	2	0	2	4
<i>Stemmadenia obovata</i>	4	0	0	4
<i>Tabebuia chrysantha</i>	5	1	2	8
<i>Tabebuia rosea</i>	12	13	30	55
<i>Terminalia oblonga</i>	1	0	0	1
<i>Trichilia americana</i>	1	0	0	1
<i>Trophis racemosa</i>	2	0	0	2
Total	191	117	139	447

Anexo 4. Abundancia específica de juveniles registrada en bosque secundario (BS), potreros con pasto mejorado (PM) y potreros con pasto natural (PN) en fincas ganaderas del municipio de Rivas, Nicaragua.

Especie	BS	PM	PN	N.º de juveniles
<i>Acacia angustissima</i>	0	10	1	11
<i>Acacia farnesiana</i>	1	8	57	66
<i>Acacia hindsii</i>	598	169	181	948
<i>Acalypha diversifolia</i>	5	0	0	5
<i>Albizia adinocephala</i>	0	2	0	2
<i>Albizia guachapele</i>	0	8	5	13
<i>Anacardium excelsum</i>	93	8	39	140
<i>Anacardium occidentale</i>	0	0	1	1
<i>Annona glabra</i>	3	12	0	15
<i>Annona purpurea</i>	0	1	0	1
<i>Ardisia compressa</i>	1	0	0	1
<i>Ardisia revoluta</i>	0	3	0	3
<i>Astronium graveolens</i>	9	0	0	9
<i>Azadirachta indica</i>	0	0	1	1
<i>Bauhinia divaricata</i>	69	370	111	550
<i>Brosimum alicastrum</i>	13	0	0	13

<i>Bumelia obtusifolia</i>	2	0	0	2
<i>Bunchosia nitida</i>	0	6	18	24
<i>Bursera simaruba</i>	17	2	3	22
<i>Byrsonima crassifolia</i>	2	17	4	23
<i>Caesalpinea vetulina</i>	0	1	0	1
<i>Calycophyllum candidissimum</i>	65	6	7	78
<i>Capparis indica</i>	0	0	2	2
<i>Cascabela ovata</i>	5	1	4	10
<i>Casearia corymbosa</i>	64	38	21	123
<i>Casearia silvestris</i>	1	1	0	2
<i>Cassia grandis</i>	0	5	1	6
<i>Castilla elastica</i>	1	0	0	1
<i>Cedrela odorata</i>	0	2	0	2
<i>Chomelia spinosa</i>	28	3	2	33
<i>Chrysophyllum mexicanum</i>	5	0	0	5
<i>Cinnamomum triplinerve</i>	1	2	0	3
<i>Citrus sinensis</i>	0	0	3	3
<i>Coccoloba caracasana</i>	12	3	21	36
<i>Cochlospermum vitifolium</i>	26	52	3	81
<i>Cordia alliodora</i>	24	173	44	241
<i>Cordia bicolor</i>	22	12	1	35
<i>Cordia dentata</i>	6	8	10	24
<i>Cornutia pyramidata</i>	0	13	0	13
<i>Crescentia alata</i>	3	76	82	161
<i>Crescentia cujete</i>	0	5	4	9
<i>Curatella americana</i>	1	0	0	1
<i>Dalbergia cubilquitzensis</i>	1	0	0	1
<i>Davila kunthii</i>	0	3	0	3
<i>Dendropanax arboreus</i>	1	1	0	2
<i>Diospyros nicaraguensis</i>	0	0	1	1
<i>Diospyros salicifolia</i>	5	12	5	22
<i>Diphysa americana</i>	0	1	3	4
<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	1	8	1	10
<i>Eugenia salamensis</i>	0	5	0	5
<i>Genipa americana</i>	53	35	13	101
<i>Gliricidia sepium</i>	21	108	19	148
<i>Gmelina arborea</i>	0	0	4	4
<i>Guaiacum sanctum</i>	4	0	0	4
<i>Guazuma ulmifolia</i>	38	85	110	233
<i>Guettarda macrosperma</i>	2	0	0	2
<i>Hura crepitans</i>	83	3	3	89

<i>Jacquinia longifolia</i>	55	8	4	67
<i>Karwinskia calderonii</i>	4	17	4	25
<i>Licania arborea</i>	4	7	4	15
<i>Lippia myriocephala</i>	0	43	0	43
<i>Lonchocarpus minimiflorus</i>	72	215	98	385
<i>Lonchocarpus parviflorus</i>	0	0	5	5
<i>Lonchocarpus rugosus</i>	0	4	0	4
<i>Luehea candida</i>	1	0	0	1
<i>Maclura tinctoria</i>	2	0	0	2
<i>Melicoccus bijugatus</i>	8	2	0	10
<i>Mimosa pigra</i>	0	1	0	1
<i>Myrospermum frutescens</i>	226	613	474	1313
<i>Pachira quinata</i>	2	0	0	2
<i>Petiveria alliaceae</i>	36	43	18	97
<i>Piper amalago</i>	1	2	0	3
<i>Piper tuberculatum</i>	2	21	0	23
<i>Piscidia carthagenensis</i>	0	3	0	3
<i>Pithecellobium dulce</i>	40	56	21	117
<i>Pithecellobium oblongum</i>	5	8	12	25
<i>Psidium guajava</i>	0	64	57	121
<i>Randia aculeata</i>	2	1	0	3
<i>Randia nicaraguensis</i>	1	0	7	8
<i>Sapindus saponaria</i>	1	0	0	1
<i>Sapranthus violaceus</i>	9	0	0	9
<i>Semialarium mexicanum</i>	0	0	1	1
<i>Senna atomaria</i>	0	0	1	1
<i>Senna skinneri</i>	0	8	4	12
<i>Simarouba glauca</i>	7	24	10	41
<i>Spondias mombin</i>	30	5	3	38
<i>Spondias radlkoferi</i>	2	3	0	5
<i>Stemmadenia obovata</i>	362	119	50	531
<i>Tabebuia chrysantha</i>	46	53	14	113
<i>Tabebuia rosea</i>	24	110	89	223
<i>Thevetia ahouai</i>	1	0	0	1
<i>Thevetia gaumeri</i>	70	15	39	124
<i>Thevetia peruviana</i>	0	1	0	1
<i>Trichilia americana</i>	7	11	3	21
<i>Trichilia havanensis</i>	2	0	0	2
<i>Triplaris melaenodendron</i>	2	2	2	6
<i>Trophis racemosa</i>	3	0	0	3
<i>Xylosma flexuosa</i>	0	8	5	13

<i>Ziziphus guatemalensis</i>	1	1	0	2
Total	2314	2746	1710	6770

Anexo 5. Número de especies e individuos para las familias registradas en árboles adultos (dap > 10 cm) en bosque secundario (BS), potreros con pasto mejorado (PM) y potreros con pasto natural (PN) en fincas ganaderas del municipio de Rivas, Nicaragua.

Familia	BS		PM		PN	
	Spp.	indiv.	Spp.	indiv.	Spp.	indiv.
Anacardiaceae	3	4	1	2	2	3
Annonaceae	1	1	0	0	0	0
Apocynaceae	1	4	0	0	0	0
Bignoniaceae	2	17	2	14	3	34
Bixaceae	1	3	0	0	1	1
Boraginaceae	3	24	2	21	2	34
Burseraceae	1	1	1	2	1	1
Caesalpiniaceae	2	10	2	2	1	1
Combretaceae	1	1	0	0	0	0
Euphorbiaceae	1	13	0	0	0	0
Fabaceae	3	24	3	14	3	29
Malpighiaceae	1	2	1	2	1	3
Malvaceae	2	55	2	22	1	10
Meliaceae	1	1	1	13	1	7
Mimosaceae	2	4	4	13	3	9
Moraceae	2	3	0	0	0	0
Myrtaceae	0	0	1	1	0	0
Polygonaceae	0	0	1	4	1	2
Rhamnaceae	1	1	0	0	1	2
Rubiaceae	1	20	1	5	1	2
Rutaceae	0	0	0	0	1	1
Salicaceae	1	2	0	0	0	0
Simaroubaceae	0	0	1	2	0	0
Urticaceae	1	1	0	0	0	0
Total	31	191	23	117	23	139

Anexo 6. Número de especies e individuos para las familias registradas en juveniles en bosque secundario (BS), potreros con pasto mejorado (PM) y potreros con pasto natural (PN) en fincas ganaderas del municipio de Rivas, Nicaragua.

Familia	BS		PM		PN	
	Nº spp	Nº indiv.	Nº spp	Nº indiv.	Nº spp	Nº indiv.
Anacardiaceae	4	134	3	16	3	43

Annonaceae	2	12	2	13	0	0
Apocynaceae	4	438	4	136	3	93
Araliaceae	1	1	1	1	0	0
Bignoniaceae	3	73	4	244	4	189
Bixaceae	1	26	1	52	1	3
Boraginaceae	3	52	3	193	3	55
Burseraceae	1	17	1	2	1	3
Caesalpiaceae	1	69	4	384	4	117
Capparaceae	0	0	0	0	1	2
Celastraceae	0	0	0	0	1	1
Chrysobalanaceae	1	4	1	7	1	4
Dilleniaceae	1	1	1	3	0	0
Ebenaceae	1	5	1	12	2	6
Euphorbiaceae	2	88	1	3	1	3
Fabaceae	4	320	6	944	5	599
Lamiaceae	0	0	1	13	1	4
Lauraceae	1	1	1	2	0	0
Malpighiaceae	1	2	2	23	2	22
Malvaceae	3	41	1	85	1	110
Meliaceae	2	9	2	13	2	4
Mimosaceae	5	645	9	270	7	278
Moraceae	4	19	0	0	0	0
Myrtaceae	0	0	2	69	1	57
Phytolaccaceae	1	36	1	43	1	18
Piperaceae	2	3	2	23	0	0
Polygonaceae	2	14	2	5	2	23
Primulaceae	2	56	2	11	1	4
Rhamnaceae	2	5	2	18	1	4
Rubiaceae	6	151	4	45	4	29
Rutaceae	0	0	0	0	1	3
Salicaceae	2	65	3	47	2	26
Sapindaceae	2	9	1	2	0	0
Sapotaceae	2	7	0	0	0	0
Simaroubaceae	1	7	1	24	1	10
Verbenaceae	0	0	1	43	0	0
Zygophyllaceae	1	4	0	0	0	0
Total	68	2314	70	2746	57	1710