

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CHIRIQUÍ**  
**FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y EXACTAS**  
**ESCUELA DE BIOLOGÍA**

**TESIS**

**USO DE HIGOS ESTRANGULADORES [*FICUS* SP., (MORACEAE)] COMO  
AGENTE RECLUTADOR DE PLÁNTULAS LEÑOSAS EN UN SISTEMA  
PASTORIL BOVINO ACTIVO EN LA PROVINCIA DE CHIRIQUÍ**

**RUBY EDITH ZAMBRANO MUÑOZ**

**CIP: 8-296-991**

**ASESORA: Ph.D. SUNSHINE VAN BAEL**

**COASESORES: PROF. JUAN A. BERNAL VEGA, *Dr.rer.nat.***

**PROF. RAFAEL RINCÓN, *M.Sc.***

**Opción de tesis: Sometida a consideración  
de la comisión de tesis para optar al título de  
Magíster en Biología con especialidad en  
Biología Vegetal**

**2014**

**HOJA DE APROBACIÓN**

**“Esta tesis fue aprobada por el jurado de Tesis de Maestría en Biología, según los requerimientos de la Facultad de Ciencias Naturales y Exactas de la Universidad Autónoma de Chiriquí”**

**Prof. Sunshine Van Bael, *Ph.D.***

\_\_\_\_\_

**Director de Tesis**

**Prof. Juan A. Bernal Vega, *Dr.rer.nat.***

\_\_\_\_\_

**Miembro del Comité Asesor**

**Prof. Rafael Rincón, *M.Sc.***

\_\_\_\_\_

**Miembro del Comité Asesor**

**Lic. Ruby E. Zambrano M.**

\_\_\_\_\_

**Candidata**

B557219

## **DEDICATORIA**

Agradezco especialmente a Dios quien me regaló la oportunidad de llegar al final de este trabajo. Ofrezco con especial cariño a mi Papá Gerardo Zambrano Coronado, mi abuela Alejandra Castrejón y mi abuelo Juan Araúz, quienes ya no están conmigo para celebrar este triunfo. Muy especialmente a mi mamá Enidea de Zambrano, quien es la persona más fuerte que yo haya conocido. Gracias por mantenerte siempre fuerte.

## AGRADECIMIENTO

A **Sunshine Van Bael, Ph.D.**, profesora asistente de la Universidad de Tulane y Científica adjunta del Instituto de Investigaciones Tropicales (STRI) por haber sugerido y asesorado este trabajo. De igual forma, por haber financiado parte de esta tesis y sobre todo por enseñarme como ver un trabajo de investigación de la forma más sencilla.

A mis co-asesores Dr. Juan Bernal y M.Sc. Rafael Rincón, quienes brindaron su tiempo en la revisión del texto, en escucharme y aconsejarme con respecto al trabajo en general. E. Allen Herre, quien estuvo seguro de que los higos serían una buena opción de árbol para estudiar en potreros.

Oris Acevedo, Alex Espinosa, Yolani Holmes y Anayansi Valderrama, quienes durante esta maestría estuvieron brindándome su apoyo con una voz de aliento, enviándome material bibliográfico y corrigiendo anteproyectos y manuscritos en sus diferentes versiones.

Adalberto Gómez, Alex Espinosa, Salomón Aguilar, José Polanco e Irene Torres con quienes mantuve constante comunicación para corroborar el comportamiento de los higos, método de campo, identificación de plántulas y detalles concernientes a la escritura del manuscrito.

Mariana Valencia y Katherine Araúz Ponce quienes me ayudaron con el transporte para visitar de vez en cuando los higos, bajo experimentación, como de otras fincas con el fin de buscar más árboles para el estudio.

Muy especialmente a los finqueros Esteban Caballero, Daisy Rovira, Eduardo González, Gerardo López, Bello Miro Saira y José Eneido (Neyo) Araúz, quienes me ayudaron desde: prestarme sus tierras para hacer el trabajo pasando por la construcción del corral alrededor de los árboles en estudio, hasta visitar los árboles cuando no contaba con el tiempo para verificar el estado de los frutos.

A Felipe Montenegro quien fue mi colaborador más cercano durante los censos de aves, el transporte desde mi casa al sitio de estudio y el establecimiento de algunas cuadrículas de investigación, además de la construcción y reparación constante de los corrales.

A Erick Atencio, quien me asistió en algunas ocasiones con los censos de aves y plántulas como en el establecimiento de las cuadrículas debajo de los árboles de higo. A Carol Gantes y Xiomara Ostia, quienes me ayudaron en ocasiones con el censo de plántulas.

Isis Ochoa, James Coronado, Jorge Herrera, y Yolani Holmes, quienes me ayudaron con bibliografía. Muy especialmente a Ricardo Brown, quien fue un fiel colaborador en la adquisición de material bibliográfico "express".

Isis Tejada quien me ayudó con la elaboración del mapa del sitio.

Personal del Herbario Rosa Villarreal, Eyvar Rodríguez Quiel, Tina Hofmann quienes me facilitaron instrumentación y consejo para continuar con la tesis.

Al Coordinador de la Maestría Orlando Cáceres, Ph.D. y la secretaria Rosalín Ríos quienes estuvieron siempre anuentes en ayudar con todas nuestras necesidades concernientes a la maestría.

La familia Araúz Ponce especialmente a Marlenis Ponce Sanabria, Ariadna I. Araúz Ponce y Jorge O. Pitty por brindarme refugio, calor de hogar y apoyo durante la última etapa de mi tesis en Chiriquí.

A la Secretaria Nacional de Ciencia y Tecnología (SENACYT), quien financió la maestría en su totalidad.

A la Universidad Autónoma de Chiriquí (UNACHI) en donde realicé el estudio de esta maestría.

Al Instituto e Investigaciones Tropicales (STRI por sus siglas en inglés) por parte de la ayuda financiera a este proyecto y por mantener una biblioteca bien suplida con material bibliográfico.

A la Autoridad Nacional del Ambiente (ANAM) por brindarme permiso de recolecta.

Al Ministerio de Desarrollo Agropecuario de Chiriquí (MIDA), en especial a la Ingeniera Aminta Serrud, quien fue el primer contacto en Chiriquí para visitar las fincas de los alrededores y sus dueños.

## ÍNDICE GENERAL

	<b>Página</b>
HOJA DE APROBACIÓN .....	ii
DEDICATORIA .....	iii
AGRADECIMIENTO .....	iv
ÍNDICE GENERAL .....	viii
ÍNDICE DE CUADROS.....	x
ÍNDICE DE FIGURAS.....	xi
1- RESUMEN .....	1
2- INTRODUCCIÓN .....	3
3- OBJETIVOS .....	7
4- REVISIÓN DE LITERATURA .....	8
4.1.-Actividad antropogénica: ganadería .....	8
4.2.-Árboles aislados en potreros .....	11
4.2.1.-Higos estranguladores .....	12
4.2.2.-Higos dentro de un sistema pastoril .....	14
4.3.-Dispersión de semillas .....	17
4.3.1.-Definición.....	17
4.3.2.-Agentes dispersores de semillas .....	17
4.3.3.-Dispersión de semillas por aves .....	19
4.4.-Germinación de semillas y plántulas .....	21
4.5.-Pastoreo: factor limitante para la regeneración de sistemas pastoriles .....	24
5- MATERIALES Y MÉTODOS.....	26

5.1.- Área de estudio .....	26
5.2.-Selección y características de la especie arbórea .....	27
5.3.-Colocación de cercas de protección con alambre de púas para estudio de exclusión .....	30
5.4.-Establecimiento y delimitación de las cuadrículas de 1,0 m x 1,0 m para el muestreo de plántulas .....	31
5.5.-Censo de plántulas y medida de la intensidad lumínica .....	32
5.6.-Censo de aves.....	33
5.7.-Análisis estadístico.....	34
6- RESULTADOS .....	36
7- DISCUSIÓN .....	43
7.1.- Riqueza, diversidad, composición de plántulas y proximidad a la cercas vivas...	43
7.2.- Intensidad lumínica y altura de las plántulas .....	47
7.3.- Comunidad de aves .....	50
8- CONCLUSIONES.....	54
9- RECOMENDACIONES .....	56
10- BIBLIOGRAFÍA CITADA.....	57
11- ANEXOS .....	67

## ÍNDICE DE CUADROS

**Página**

Cuadro I. Comparación de diferentes índices ecológicos para considerar la similitud entre las áreas cercadas y no cercadas para los dos árboles de *F. americana* en la comunidad de Balita, corregimiento de Tinajas, provincia de Chiriquí.. 39

## ÍNDICE DE FIGURAS

	<b>Página</b>
Figura 1. Área de estudio, comunidad de Balita, corregimiento de Tinajas, provincia de Chiriquí, República de Panamá.....	29
Figura 2. Curva de acumulación de especies de plántulas encontradas en las áreas cercadas y no cercadas en potreros activos en la provincia de Chiriquí.....	37
Figura 3. Representación bidimensional para el escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de la comunidad de plántulas encontradas en las parcelas experimentales, bajo <i>Ficus americana</i> , basado en una matriz de similitud de Bray-Curtis. nc: cuadrículas en áreas no cercadas (con efecto del ganado), c: cuadrículas en áreas cercadas (sin efecto del ganado). .....	38
Figura 4. Relación entre la abundancia de plántulas y la intensidad lumínica bajo tratamiento de exclusión. Parcelas bajo tratamiento: ● cuadrículas en áreas cercadas, + cuadrículas en áreas no cercadas.....	40
Figura 5. Altura promedio (cm) de las plántulas censadas en las parcelas cercadas (n=15) y no cercadas (n=11).....	41
Figura 6. Curva de acumulación de especies de aves que visitaron <i>Ficus americana</i> en potreros activos en la provincia de Chiriquí. ....	42

## 1- RESUMEN

Actividades antrópicas como la ganadería, provocan pérdidas en cobertura boscosa, afectando la biodiversidad y fertilidad del suelo. Árboles aislados que permanecen en el pastizal podrían contribuir en el mantenimiento y regeneración de la biodiversidad en estos paisajes. En potreros activos de ganado bovino en Chiriquí, la regeneración vegetal fue evaluada por un año, alrededor de árboles aislados de *Ficus americana*, usando cercas vivas para manipular la perturbación provocada por el ganado. Un total de 32 cuadrículas de un metro cuadrado fueron colocadas debajo de los higos en observación, y fueron evaluados cada tres meses para registrar las nuevas plántulas reclutadas. La comunidad de aves fue documentada mediante censos visuales tres días consecutivos cada ciclo de fructificación por árbol. La intensidad lumínica y proximidad a las cercas vivas fue evaluada como parte del factor hábitat que estuvieran actuando. En un año de estudio se registraron 174 plántulas en 23 especies, incluyendo cinco morfoespecies. Un total de 2,919 aves fueron registradas, identificadas en 47 especies en 18 familias. Tyrannidae fue la familia más numerosa en cuanto al número de especies. Análisis estadísticos y cuatro índices ecológicos mostraron que la composición de especies fue diferente entre los tratamientos; mientras que la diversidad fue similar. La intensidad lumínica y proximidad de las cercas vivas contribuyeron, en parte, con la regeneración arbórea, estimulando la germinación de las semillas y la dispersión, respectivamente. Los resultados de este estudio sugieren que el ganado afectó parcialmente la regeneración de plántulas, posiblemente por el pisoteo. Sin embargo, el constante abastecimiento de semillas, por parte de las aves, proveyó de un suficiente número de propágulos para mantener la vegetación debajo de árboles de *F. americana*. Todo indica que los árboles de *F. americana* pueden resultar beneficiosos, no solo para reclutar semillas de árboles tropicales vía dispersión, sino también como medio para evaluar y monitorear el paisaje circundante.

## ABSTRACT

Anthropogenic activities, such as livestock rearing, cause losses in forest cover, which affects biodiversity and soil fertility. Isolated trees remaining in the pasture may contribute to the maintenance and regeneration of biodiversity in these landscapes. In active cattle pastures of Chiriqui, plant regeneration was evaluated for a year around isolated trees of *Ficus americana*, using fences to manipulate cattle disturbance. A total of 32 plots with 1 m<sup>2</sup> area were placed under the figs with and without fences, and were evaluated every three months to register new seedling recruits. The bird community was documented by visual census for three consecutive days each fruiting cycle per tree. Light intensity and proximity to live fence was evaluated as part of the habitat factors. In a one-year study, were recorded 174 seedlings in 23 species, including 5 morphospecies. A total of 2,919 birds were registered, identified in 47 species of 18 families. Tyrannidae was the largest in terms of number of species family. Statistical analysis and four ecological indexes showed that the species composition was different between fence treatments, while the diversity was similar. Light intensity and proximity of live fences contributed in part to tree regeneration, stimulating seed germination and dispersal, respectively. These results suggest that the cattle partially affected the regeneration of seedlings, possibly by trampling. The constant supply of seeds by birds, however, provided a sufficient number of propagules to maintain vegetation beneath of *F. americana*. The results indicate that fig trees can be beneficial, not only for recruitment of tropical tree seedlings via dispersal, but also as a means to evaluate and monitor the surrounding landscape.

## 2- INTRODUCCIÓN

La mayor pérdida de la cobertura boscosa se atribuye a actividades antrópicas como agricultura, ganadería, urbanismo, obtención de madera o de recursos minerales (Foley *et al.* 2005). De estas, el manejo de los sistemas de pastizales ocupa el 25 % de uso de suelo a nivel mundial (Asner *et al.* 2004) y se espera un aumento de esta actividad para el 2050, como consecuencia del crecimiento poblacional. Situación sustentada con los más 1.5 billones de “unidad de animales” producida en estos tipos de sistemas para el año 1990. Por lo que en el futuro, habrá mayor presión sobre la diversidad biológica y la fertilidad del suelo, principalmente en aquellos países en vía de desarrollo en donde se aglutinará la mayor población mundial. Bajo esta perspectiva, una serie de elementos inherentes a los potreros como los tipos de árboles o animales que persisten en el área han sido estudiados (Galindo-González *et al.* 2000, Sánchez *et al.* 2005, Bejarano-Castillo & Guevara 2008, Esquivel *et al.* 2008, Chazdon *et al.* 2009, Griscom *et al.* 2009, Garen *et al.* 2011), con el fin de entender las interacciones que ocurren en estos sistemas, para así ofrecer las mejores prácticas de manejo que contribuyan a mitigar su deterioro [Food and Agriculture Organization of the United Nations-Committee on Agriculture (FAO-COAG) 2007].

Los árboles aislados de los pastizales han probado ser importantes en la conservación de plantas y animales (Guevara & Laborde 1993, Harvey & Haber 1999, Harvey *et al.* 2004, Fischer *et al.* 2010), en el mantenimiento del ecosistema (Belsky 1994) y en la regeneración arbórea mediante el reclutamiento de propágulos (Guevara *et*

*al.* 2004, Slocum 2001). También, protegen al ganado contra el sol, por medio de la sombra y brindar leña, madera o frutos al ganadero (Esquivel *et al.* 2003, Harvey *et al.* 2004). Pero su presencia en los potreros los expone a fuerzas que en ocasiones limita o extinguen su labor como reclutador arbóreo. Una de estas fuerzas selectivas es el ganado (Manning *et al.* 2006, Esquivel *et al.* 2008, Gibbons *et al.* 2008). El ganado a medida que busca, detecta, selecciona e ingiere el material vegetal (Velásquez-Vélez *et al.* 2009), compacta paulatinamente el suelo mediante el pisoteo, con lo que cambia, entre otras cosas, la estructura y composición de la vegetación (Proffit *et al.* 1993, Fleischner 1994), así sea que los animales permanezcan por corto tiempo en el pastizal (Weigel *et al.* 1990).

Hasta el momento, una manera de evitar cambios significativos en la vegetación por la acción del ganado es colocar cercas de protección alrededor de terrenos de diferentes extensiones con o sin cobertura arbórea, incluyendo áreas delimitadas bajo grupos de árboles o árboles aislados (microaislamiento) (Petit *et al.* 1995, Jansen & Robertson 2001, Spooner *et al.* 2002, Manning *et al.* 2006, Wu *et al.* 2009). El aislamiento total o parcial del ganado bovino ha sido una buena estrategia para estudiar la regeneración arbórea (Sun & Liddle 1993, Vargas *et al.* 2002). Sin embargo, estudios comparativos entre áreas cercadas y no cercadas muestran una variedad de resultados (Petit *et al.* 1995, Hernández *et al.* 2000, Wu *et al.* 2009), principalmente porque los factores bióticos y abióticos no actúan de forma separada, sino como respuestas totales al medio en donde se realiza el estudio (Trimble & Mendel 1995, Belsky & Blumenthal 1997, Slocum 2001, Spooner *et al.* 2002). Esta situación, en ocasiones, dificulta brindar

las mejores recomendaciones de manejo para el pastizal y más aún cuando el sitio ha tenido una historia de manejo variada.

En Panamá, provincias como la de Chiriquí, que cuentan con un porcentaje alto de ganado vacuno (20 % del total del país) en su superficie (INEC Panamá 2013), poseen potreros que aún conservan árboles aislados dentro de la matriz pastoril (Poltz & Zotz 2011). Estos árboles podrían ser utilizados como reclutadores de plántulas para mantener o estimular la diversidad vegetal en estos potreros. Debido a esta posibilidad, la idea del reclutamiento de plántulas fue investigada en árboles de higos (*Ficus americana*), ya que éstos, al contar con individuos fuera de sincronía, pueden brindar frutos durante todo el año (Milton *et al.* 1982, McKey 1989, Windsor *et al.* 1989, Foster 1982) a una amplia variedad de dispersores (Guevara *et al.* 1992, Korine *et al.* 2000), no solo en bosques (Korine *et al.* 2000, Ipulet & Kasenene 2008), sino también en áreas abiertas como los potreros (Guevara *et al.* 2004, Galindo-González *et al.* 2000) en donde, comparablemente con otros árboles, han mostrado ser buenos reclutadores de plantas (Slocum 2001).

Para este estudio se predice una mayor abundancia, riqueza y diversidad de especies de plántulas bajo la copa de *F. americana*, al ser excluido el ganado bovino de sus inmediaciones, en comparación con aquellas áreas, bajo esta misma especie de árbol, en donde el ganado podría reducir el reclutamiento exitoso de las plántulas por efecto del pisoteo o forrajeo. Las aves fueron consideradas en este estudio, debido a que éstas pueden ser atraídas por los frutos de los árboles y contribuir con la regeneración arbórea mediante la dispersión de semillas.

Los resultados de esta investigación proveen información relacionada con la regeneración arbórea de forma natural en potreros utilizados activamente por ganado bovino en la república de Panamá, contribuyendo de esta manera, al mejor entendimiento del proceso de regeneración en estos usos de suelo localmente.

### 3- OBJETIVOS

#### 3.1. Objetivo general

3.1.1.- Evaluar la regeneración arbórea en áreas cercadas y no cercadas debajo de árboles aislados de *Ficus americana* localizados en potreros activos de ganado vacuno de la provincia de Chiriquí.

#### 3.2. Objetivos específicos

3.2.1.- Determinar si el pisoteo del ganado vacuno afecta la regeneración de las plántulas debajo árboles de *F. americana* que crecen en dos potreros experimentales.

3.2.2.- Investigar si factores de hábitat (por ejemplo, la intensidad lumínica y la proximidad a las cercas vivas) tiene un efecto sobre la regeneración de plántulas bajo árboles de *F. americana*.

3.2.3.- Describir la comunidad de aves, como dispersores que se alimentan y diseminan semillas en árboles aislados de *F. americana* en potreros activos de ganado bovino.

#### Hipótesis

Los árboles que existen en los pastos pueden ser utilizados para reclutar plantas y aumentar la diversidad en el potrero, siempre y cuando el ganado esté excluido.

#### Predicción

Se encontrará una mayor abundancia, riqueza y diversidad de especies de plántulas bajo la copa de árboles con exclusión de ganado bovino que en aquellas áreas en donde los mismos podrían reducir el reclutamiento exitoso de las plántulas por su presencia.

## 4- REVISIÓN DE LITERATURA

### 4.1.-Actividad antropogénica: ganadería

La superficie del suelo se modifica constantemente por acciones naturales y actividades antrópicas tales como la agricultura, la ganadería, el urbanismo, la obtención de madera o de recursos minerales (Foley *et al.* 2005), lo que afecta de forma tanto directa como indirectamente la diversidad biológica, la fertilidad del suelo o el ciclo hidrológico que rige en el planeta [DeFries *et al.* 2004, Meiyappan & Jain 2012, Global Land Cover Facility (GLCF) 2013]. A pesar de las modificaciones realizadas por el hombre sobre el suelo y el paisaje, las actividades antrópicas que se perpetran sobre el suelo (uso de suelo) son necesarias para cubrir las necesidades básicas de alimentación, vivienda o agua potable que requiere el ser humano para su sobrevivencia (Hall *et al.* 2001, Sanderson *et al.* 2002, Foley *et al.* 2005). Sin embargo, para el 2050, se deberá suplir estas necesidades básicas a 9,1 billones de personas que estarán poblando la superficie de la tierra [United Nations (UN) 2009], lo que ejercerá mayor presión sobre el bosque y sus recursos (servicios ecosistémicos), principalmente en aquellos países en vía de desarrollo en donde se aglutinará el mayor número de personas (UN 2009).

Con el aumento de la población se están desarrollando nuevas tecnologías con el fin de incrementar, entre otras cosas, la producción de alimento. Sin embargo, y a pesar de los avances tecnológicos, cerca del 40 % (más de 3,000 millones de hectáreas) de la superficie de la tierra (suelo no bajo hielo) se sigue utilizando para el cultivo y la ganadería (DeFries *et al.* 2004, Ramankutty *et al.* 2008, Ellis *et al.* 2010), con mayor

influencia por parte de la ganadería (DeFries *et al.* 2004, Steinfeld *et al.* 2009). No obstante, el efecto de la población sobre los recursos es variado y depende de la región de influencia. Por ejemplo, en América Latina el incremento de los pastizales infringió pérdidas anuales en cobertura boscosa de hasta un 0,4 % (FAO-COAG 2007), se liberó gases como óxido nitroso, amoníaco o dióxido de carbono, se afectó el ciclo del agua, como consecuencia de la compactación del suelo y hubo aumento en la erosión como acción del pastoreo, principalmente en los bordes de las riberas de los ríos (Steinfeld *et al.* 2009).

A pesar de los efectos negativos que la actividad ganadera produce sobre el recurso boscoso, América Latina contribuye, a nivel mundial, con un 25,2 % de la producción de carne, y todo indica que a pesar de que el ganado bovino ofrezca productos (leche, carne y cuero se espera un incremento mundial de 2,7 % para el 2017) y servicios (tracción animal en ciertos lugares), ésta actividad seguirá afectando el medio en la medida de su demanda (FAO 2010).

Lo crítico, en todo este escenario global y regional, son las repercusiones directas sobre la producción futura de este rubro, ya que no contaremos con superficie dispuesta para la ganadería debido a que el terreno ocupado para ésta actividad se habrá agotado para futuros usos (FAO 2010) y el bosque, que podría ser usado para la actividad ganadera, competirá con otras alternativas de usos como por ejemplo: conservación de la biodiversidad (parques nacionales), captación de carbono o producción de biocombustibles (FAO-COAG 2007). Por otro lado, el suelo que resta no será el más

apto, ya que serán superficies muy quebradas o poco accesibles para el ganado. Estas razones motivan para que la ganadería sea reorientada hacia las prestaciones de otros servicios a nivel ambiental, que la hagan autosostenible y productiva. De allí, se hace necesario conocer lo que existe en los potreros que son utilizados de forma activa, para así entender la interacción de los elementos que forman parte de este sistema y ofrecer directrices de posibles manejos que repercutan en el mejor aprovechamiento de los recursos intrínsecos del potrero.

A este respecto, en Panamá, con una superficie de 7 552 000 ha y 31 % (2 360 837 ha) de suelo dedicada a la actividad agropecuaria (Villalobos *et al.* 2010), se está trabajando más de cerca en los sistemas de pastizales, lo que ha ayudado a identificar que los finqueros, no solo mantienen árboles en sus potreros para cubrir diferentes usos, sino también, que están anuentes a prácticas de reforestación usando árboles nativos (Love & Spaner 2005, Griscom *et al.* 2009, Garen *et al.* 2011). Este avance en el conocimiento de las áreas pastoriles es importante, ya que en todas las provincias es posible observar ganado vacuno usando los árboles en los potreros.

En Chiriquí, con el mayor porcentaje de animales vacunos en su territorio [Instituto Nacional de Estadística y Censo (INEC), Contraloría General de la República de Panamá 2011], todavía, es posible observar árboles aislados en los potreros, por lo que trabajos de investigación de los elementos que conforman el pastizal serán vitales para el mejor entendimiento de estos sistemas y más aún cuando se espera un incremento de esta actividad en el futuro (UN 2009).

#### 4.2.-Árboles aislados en potreros

Un potrero es una extensión de suelo que en el momento de su establecimiento requiere del desmonte de la capa vegetal total o parcialmente. Si la opción es la eliminación parcial de la vegetación, el ganadero se dará a la tarea de conservar árboles en áreas sensitivas del potrero. Estas áreas son: las cercas vivas, las franjas riparias o dentro de la matriz del potrero en forma de árboles o grupos de árboles aislados (Esquivel *et al.* 2003). A diferencia de las cercas vivas que son utilizadas principalmente como delimitadores de linderos o como forraje para los animales (Harvey *et al.* 2004), los árboles aislados necesitan cubrir un amplio espectro de necesidades como lo son: dotadores de sombra para los animales que pastan, leña o madera para el ganadero o incluso para la dotación de frutos, por lo que podemos encontrar varias especies a lo largo y extenso del potrero (Esquivel *et al.* 2003, Harvey *et al.* 2004).

Entre las especies de árboles aislados que podemos observar en la matriz de un potrero están: *Tabebuia rosea* (Bertol.) A. DC., *Psidium guajava* L., *Guazuma ulmifolia* Lam, *Byrsonima crassifolia* (L.) Kunth o *Ficus* sp. (Harvey & Haber 1999, Esquivel *et al.* 2003). La presencia, ausencia o abundancia de una u otra especie depende, entre otras cosas, del tipo de estructura con que contaba el bosque originalmente, decisión del finquero, lo susceptible que sean las plantas que están creciendo bajo las nuevas condiciones bióticas y abióticas e incluso la habilidad de los dispersores para llegar a estos sitios abiertos y depositar semillas (Toh *et al.* 1999).

La atracción que ejercen estos árboles sobre los dispersores de semillas, los convierten en centros (núcleos) de reclutamiento de una diversidad de plantas que posteriormente, contribuirán con la regeneración arbórea de la pastura (Bejarano-Castillo & Guevara 2008). Esta regeneración se debe principalmente por que las condiciones microclimáticas bajo su copa, en comparación con la pastura abierta (sin cobertura arbórea), son más aptas para facilitar el establecimiento y crecimiento de las semillas dispersadas (Guevara & Laborde 1993, Harvey *et al.* 2004).

La diversidad florística que se logre alcanzar bajo los árboles aislados o grupos de árboles, depende también de la estructura y composición de la flora que existe en los alrededores, qué tan cerca o lejos estén los reservorios de nuevas semillas e incluso del tipo de árbol aislado que esté creciendo en el potrero (Griscom *et al.* 2009). Esta captación de vegetación permite explorar y explotar los beneficios de poseer árboles en estos sistemas pastoriles y lograr establecer futuros planes de manejos acorde con las necesidades que imperan en la localidad.

#### **4.2.1.-Higos estranguladores**

En el mundo existen cerca de 755 especies de árboles de higos, de los cuales el género *Ficus* comprende los subgéneros: *Ficus*, *Synoecia*, *Sycidium*, *Sycomorus*, *Pharmacosyceae* y *Urostigma*. Los higos son un grupo de plantas leñosas, de distribución pantropical, dentro de la familia Moraceae, con especies de hábito arbustivo, arborescente, lianas, epífitas y hemiepífitas. Consta de especies monoicas y dioicas, cuyas

flores se encuentran dentro de una estructura en forma de urna llamada sicono (Janzen 1979, Cook & Rasplus 2003, van Noort & Rasplus 2012).

En la región neotropical, los higos son de predominio en los subgéneros *Pharmacosycea* y *Urostigma*, siendo este último denominado “ficus estrangulador”. Los estranguladores se distribuyen desde México hasta Colombia, incluyendo Venezuela, Ecuador, Perú, Guyana, Brasil, Bolivia, y las Antillas Mayores (Croat 1978).

Los higos estranguladores se caracterizan por ser monoicos y porque en su ciclo de vida necesitan de un hospedero que le brinden el soporte inicial en su proceso de desarrollo. El hospedero sucumbirá debido a que las raíces del higo se irán anastomosando y engrosando dejando solo un espacio vacío entre sus raíces (Putz & Holbrook 1989). La muerte del hospedero a causa del eventual estrangulamiento, les ha ganado el nombre de “matapalo” (Standley 1917, Croat 1978). Sin embargo, una vez el higo llega a la madurez, permanecerá como un árbol de vida libre por la pérdida del árbol hospedero.

En Panamá, el subgénero *Urostigma*, cuenta con 19 especies de las 44 registradas para la república, dentro del cual está la especie *Ficus americana* Aubl., anteriormente llamado *Ficus perforata*. La especie *F. americana* ha sido informada para las provincias de Panamá Central, Chiriquí, Coclé, Colón, Darién, Herrera, Los Santos y Veraguas (Correa *et al.* 2004).

Las características morfológicas de *F. americana* incluyen: frutos globosos de 7,0-9,8 mm de diámetro, de color rojo cuando madura y masa de 0,4(±0,03) g, con un

tamaño de cosecha de 31475 ( $\pm 13812$ ) frutos (Croat 1978, Korine *et al.* 2000, Correa *et al.* 2004), sus hojas son alternas, obovadas y ápice obtuso, de color rojizo al madurar y dimensiones que van entre 4,0-9,0 cm de largo y de 2,0-4,5 cm de ancho (Croat 1978); látex blanco, estípula terminal rodeando el ápice. Los frutos pueden persistir hasta 18 días y ser asincrónicamente entre árboles (Korine *et al.* 2000). Además, puede ocupar un dosel de aproximadamente de 341 m<sup>2</sup> y alcanzar una altura de hasta 30 m ya establecido. A diferencia de otros árboles estranguladores como por ejemplo: *Ficus colubrinae* Standl., los frutos de *F. americana* son mayormente removidos por aves (Korine *et al.* 2000). Además, su presencia es registrada en bosques jóvenes y áreas abiertas (Croat 1978, Korine *et al.* 2000, Poltz & Zots 2011).

#### **4.2.2.-Higos dentro de un sistema pastoril**

El género *Ficus*, por incluir un amplio grupo de especies bajo una variedad de subgéneros, es posible encontrarlos en diferentes tipos de hábitats en todos los trópicos (Ipulet & Kasenene 2008). De esta manera, árboles de higo se han reportado en áreas boscosas como en los sistemas pastoriles (Korine *et al.* 2000, Guevara *et al.* 2004, Ipulet & Kasenene 2008, Poltz & Zots 2011), lo que permite evaluar aspectos generales en cuanto al comportamiento de los dispersores de semillas (Coates-Estrada & Estrada 1986, Korine *et al.* 2000) y el mecanismo detrás del establecimiento de semillas (propágulos) transportados por los frugívoros que los visitan (Guevara *et al.* 1992).

En los potreros, los árboles de higo pueden estar aislados como individuos de vida libre o tipo estrangulador; formar parte de las líneas de cercas vivas o entremezclarse con

los árboles que crecen en los bosques ribereños. Pueden proveer de sombra para animales como el ganado, y servir como fuente de alimentos para vertebrados como el ser humano, las aves y mamíferos (Jordano 1983, Estrada & Coates-Estrada 1984, Galindo-González *et al.* 2000, Ipulet & Kasenene 2008).

A pesar de poseer ciertas condiciones de usos, la diversidad y densidad de ciertas especies de higos declina progresivamente, tal es el caso de los higos estranguladores (Ipulet & Kasenene 2008, Poltz & Zots 2011). En términos generales, el declive paulatino del grupo de los higos tiene que ver con la pérdida de cobertura boscosa (Serio-Silva & Rico-Gray 2002), y en particular, para los higos estranguladores que crecen en áreas abiertas, su escasez se debe, entre otras cosas, a la tala de árboles que podrían ser utilizados como hospederos (Athreya 1999, Male & Robert 2005, Ipulet & Kasenene 2008). Además, por la eliminación directa de estas especies por ser consideradas “matapalos” (Poltz & Zots 2011) y porque su presencia no es prioritaria debido a que no ofrecen beneficios directos de madera, forraje o frutas para consumo del ganado vacuno o para el dueño del potrero (Esquivel *et al.* 2003). Esta condición no se presenta en todas las regiones del mundo; este es el caso en Bugnada, región central de Uganda, en donde las hojas de *Ficus natalensis* Hochst. (epífita obligada) y *Ficus thonningii* Blume (epífita facultativa) son usadas como alimento para animales domésticos (Ipulet 2007, Ipulet & Kasenene 2008).

Las eliminación de cualquiera de las especies de higos, sean terrestres o epífitas, podría afectar directamente la conservación de la poca diversidad que preservan los

potreros, principalmente por la amplia y comprobada evidencia de que mantienen una buena relación con dispersores de semillas como lo son aves (Jordano 1983), murciélagos (Kalko *et al.* 1996), o monos (Estrada & Coates-Estrada 1984) tanto en el Nuevo como del Viejo Mundo (Terborgh 1986, Windsor *et al.* 1989, Lambert & Marshall 1991, Milton 1991, Kalko *et al.* 1996, Goodman *et al.* 1997, Korine *et al.* 2000), no solo en áreas boscosas, sino también en áreas abiertas, salvo raras excepciones (Gautier-Hion & Michaloud 1989).

A pesar de la amplia documentación de la importancia de los higos para los animales (Guevara & Laborde 1993, Guevara *et al.* 2004, Harvey *et al.* 2004, Ipulet & Kasenene 2008, Roman *et al.* 2012), y de ser sugerido como especie para plantaciones por atraer dispersores de semillas que contribuyen con la recuperación de las áreas degradadas por el ser humano (Tucker 2001, Elliott *et al.* 2003), en Panamá las referencias de estudios con higos se centran principalmente en áreas boscosas (Milton *et al.* 1982, McKey 1989, Windsor *et al.* 1989, Milton 1991, Kalko *et al.* 1996, Korine *et al.* 2000, DeWalt *et al.* 2003, Heer *et al.* 2012). Sin embargo, en áreas de potreros solo se mencionan como parte de otros estudios en listados generales (Poltz & Zots 2011), por lo que aún se desconocen aspectos de su historia natural en cuanto a la ecología de la dispersión de semillas en estos árboles en los potreros panameños y cómo pueden ayudar en el mejoramiento de los usos de suelo en donde se están desarrollando.

### **4.3.-Dispersión de semillas**

#### **4.3.1.-Definición**

La dispersión de semillas se define como el proceso en el que las semillas se mueven, escapan o son transportadas lejos de la planta madre por un vector de dispersión o agente de dispersión externo, sea biótico (aves) o abiótico (viento), hasta un sitio adecuado en donde esa semilla o unidad de dispersión pueda crecer y posteriormente reproducirse (Howe & Estabrook 1977, van der Pijl 1982, Murray 1986, Nathan *et al.* 2008). El proceso de dispersión se ha estimado necesario dentro del ciclo de vida de las plantas, ya que mantiene en constante regeneración una población establecida. Además, contribuye espacialmente en la distribución de aquellas plantas que están conquistando otros territorios (Levey *et al.* 2002), y motiva el intercambio de material genético dentro y fuera de las poblaciones. Este proceso por tanto, ayuda de forma directa a que una semilla supere aspectos de competencia intra e interespecies, patógenos y acentuado herbivorismo cerca al árbol madre, lo que limita el crecimiento y desarrollo de los nuevos individuos.

#### **4.3.2.-Agentes dispersores de semillas**

Las plantas diseminan sus semillas utilizando diferentes agentes de dispersión, uno de ellos son los animales (zoocoria) (Murray 1986). En la zoocoria, las semillas son transportadas adheridas al cuerpo del dispersor (ectozoocoria) o dentro de su tracto digestivo (endozoocoria). Ambas condiciones son funcionales siempre y cuando el

dispersos pueda ser atraído por la fuente primaria de producción de semillas (fruto) producida por angiospermas o gimnospermas (Murray 1986, Schmidt 2007). Si las angiospermas son el caso, una serie de atributos como color, tamaño y densidad de frutos, época y duración de la fructificación, altura de la especie vegetal y cobertura de la copa o calidad; además del tipo de nutrientes que poseen los frutos, han de ser necesarias para que la especie vegetal logre la atención del frugívoro y que éste a su vez, pueda alcanzar, seleccionar, comer y finalmente dispersar las semillas (van der Pijl 1982, Murray 1986, Restrepo 2002, Schmidt 2007, Bejarano-Castillo & Guevara 2008).

A diferencia de las fuentes o agentes de dispersión como el viento y agua, los dispersores animales son variados (aves y mamíferos en general) y dominan diferentes paisajes, por lo que cada uno es importante al momento de “mover” (dispersar) semillas de un sitio a otro (Smythe 1970, Snow 1971, Morton 1973, van der Pijl 1982, Estrada & Coates-Estrada 1984, Guevara & Laborde 1992, Galindo-González *et al.* 2000). Por ejemplo, aves, mamíferos no voladores y murciélagos de gran tamaño son responsables, en su mayoría, de la dispersión de plantas con semillas grandes encontrados dentro de bosques. A su vez, animales pequeños predominan más en áreas degradadas dispersando, preferentemente, semillas de menor tamaño (Corlett 2002). Sin embargo, pueden ocurrir ligeros intercambios de animales entre hábitats degradados y bosques, utilizando cualquier elemento del área degradada, como por ejemplo las cercas vivas. Estas al conectar (corredor) a un bosque continuo con un fragmento, permiten el ingreso de nuevas semillas en hábitat degradados (Harvey *et al.* 2005). De aquí que el declive

paulatino de los dispersores hasta el punto de desaparecer, provocadas por la deforestación o incluso la desfaunación de un sitio particular (Corlett 2002, Jordano *et al.* 2011), plantean nuevas expectativas en cuanto a las condiciones bióticas y abióticas que se están generando en los paisajes recientemente formados (Corlett 2011), y su impacto en el medio, principalmente cuando ya se reconoce la importancia de los dispersores y de la dispersión de semilla en el ecosistema y de los servicios ecosistémicos que pueden prestar [Millenium Ecosystem Assessment (MEA) 2005].

#### **4.3.3.-Dispersión de semillas por aves**

Las aves son un grupo de vertebrados integrados por especies oportunistas, generalistas y especialistas, con adaptaciones anatómicas, fisiológicas y de comportamiento que les han permitido explorar y explotar el recurso alimenticio provisto por una diversidad de plantas de hábitos diferentes (Murray 1986). Un ave oportunista es una especie de ave que “necesita como alimento tanto plantas como animales (insectos) y que al pasar las semillas por su intestino pueden dañar gran parte de éstas” (Howe & Estabrook 1977). Aves oportunistas puede usar muchas especies frutales, cambiar de forma oportunista o complementar la dieta con insectos. Por otro lado, las aves especialistas son las que “en su totalidad necesitan de las frutas como recurso alimenticio por al menos parte de su vida y que las semillas pueden ser regurgitadas o vomitadas en condiciones viables antes de llegar a los intestinos” (Howe & Estabrook 1977).

La acción que ejerza cada una de estas aves, dentro de su categoría, afectarán de una u otra forma el resultado final de la dispersión, principalmente en lo que respecta al

establecimiento exitoso de una nueva planta en el lugar más apto (Murray 1986, Restrepo 2002, Jordano *et al.* 2007). Un estudio realizado en árboles de *Virola surinamensis* (Rol.) Warb. (Myristicaceae) en la Isla de Barro Colorado (bosque) documenta que aves especialistas como los tucanes, al regurgitar o defecar semillas viables, a una distancia mayor de 20 m, favorecían la sobrevivencia de las plántulas de este árbol. En el mismo estudio también se enfatiza que semillas del árbol de *V. surinamensis* depositadas por aves de menor tamaño, bajo su copa, morían en las siguientes 12 semanas, principalmente afectadas por gorgojos (Howe *et al.* 1985).

El efecto ejercido por el tracto digestivo del ave (desde el pico hasta la cloaca, incluyendo la molleja) sobre la semillas, al ser “limpiadas” del arilo y el transporte de semillas más allá de los límites del árbol de origen, provoca un efecto positivo conjunto sobre la sobrevivencia de las plántulas, aunque no se descarta el efecto que pueda ejercer otros factores abióticos como la falta o no de cobertura en el sitio de germinación (Howe *et al.* 1985). Por otro lado, las constantes visitas de las aves, aunado al tiempo que permanecen bajo la sombra del *V. surinamensis*, ya sea perchada o forrageando, provoca una lluvia de semillas (número de semillas dispersadas), que trae consigo la oportunidad que semillas viables de otros árboles (semillas extranjeras) en fructificación puedan llegar y encontrar, parcialmente, un sitio adecuado bajo la copa del árbol (Howe 1984, Schupp *et al.* 2002). Al menos en *Tachigali versicolor* Standl. & L.O. Williams, hay evidencia que una mezcla de genotipos brinda más probabilidades que las plántulas puedan sobrevivir por lo menos a los patógenos bajo la sombra del *T. versicolor* en los primeros dos meses después de la germinación (Augsburger & Kitajima 1992).

El mecanismo de dispersión descrito para *V. surinamensis* se repite en muchos árboles de especies boscosas (p.ej. *Casearia corymbosa* Kunth, *Ficus* sp.) y no menos en especies encontradas en áreas abiertas tipo potreros. Sin embargo, en los potreros la dispersión mediada por vertebrados, como aves, adquiere relevancia debido a la carencia de vegetación apta (árboles, arbusto o hierbas) que permita el reclutamiento de semillas (Slocum & Horvits 2000, Slocum 2001, Levi *et al.* 2003), la falta de dispersores que se arriesguen más allá de los límites del bosque (Uhl *et al.* 1981, Nepstad *et al.* 1996, Holl 1999, Zimmerman *et al.* 2000), y más aún, por la presencia de vertebrados, que por usar activamente el potrero, pueden afectar las semillas (Trimble & Mendel 1995, Bezkorowajnyj *et al.* 1993, Yates *et al.* 2000, Sosa & Zerpa 1997).

#### **4.4.-Germinación de semillas y plántulas**

Las espermatófitas (gimnospermas y angiospermas) utilizan básicamente dos formas para reproducirse: asexual y sexualmente. Con la reproducción asexual (vegetativa) una parte de la planta (tallos, rizoma o una rama) será la encargada de producir un individuo igual al de origen. A diferencia, en la reproducción sexual, las plantas originarán una unidad de dispersión llamada semilla que será única genéticamente por ser el resultado del intercambio de material genético entre las plantas adultas (Fenner & Thompson 2005, Simpson 2006).

La semilla, que es un óvulo maduro, se encuentra envuelta por una testa o cubierta que protege al embrión contra cualquier daño mecánico o desecación. Además, contienen, en algunos casos, un tejido nutritivo denominado endosperma que le provee al

embrión de alimento por un tiempo limitado. Finalmente, una semilla contiene dentro de sí un embrión muy bien acomodado en un sitio particular (Jara 1996, Simpson 2006).

Una semilla compuesta por cada una de estas partes está preparada para germinar (brotar y comenzar a crecer), siempre y cuando las condiciones de humedad, luz y temperatura, logren activar el mecanismo de germinación, el cual se mantendrá activo hasta cuando el embrión alcance parte de su independencia (generan su alimento por fotosíntesis), muera o entre en latencia (Jara 1996, Fenner & Thompson 2005).

Germinación, latencia o muerte por acción de diferentes agentes abiótico o biótico (parásitos, depredadores, etc.) corresponden a las vías de destino que tendrán las semillas una vez sea dispersada (postdispersión). Es de esta manera que la germinación se convierte en una de las etapas que debe superar una planta para lograr su supervivencia. (van der Pijl 1982), lo cual es un reto, porque dentro de una misma planta cada semilla es un ente único, que responde de formas diferentes al sitio en donde fue depositada (Jara 1996).

Por ejemplo, semillas de plantas que caen en bosques tropicales húmedos, en su mayoría, germinan inmediatamente después de haber caído al suelo (semillas recalcitrantes) debido en parte a las buenas condiciones de luz y humedad. De este grupo de semillas, algunas presentan latencia debido a la presencia de una cubierta dura, como en el caso de las leguminosas, o por que concentran inhibidores químicos en el fruto (Jara 1996, Smith *et al.* 2010). Por otra lado, semillas encontradas en los claros (semillas pioneras) mantienen latencia (semillas ortodoxas) y son incapaces de crecer bajo la

sombra del dosel de un bosque por presentar mayor afinidad con la luz (semillas heliófitas) (Vázquez-Yanez & Orozco-Segovia 1985). Esta situación provoca que las semillas pioneras se acumulen en grandes cantidades en el suelo (banco de semillas) (De Souza *et al.* 2006).

Por otro lado, semillas encontradas en áreas perturbadas tipo potrero son afectadas con más intensidad por el sol u otros agentes abióticos como bióticos, debido a que en su mayoría caen en un suelo carente de cobertura (Holl 1999). El pasto puede proveer de un buen microclima, pero no es comparable con el beneficio de la sombra que brinda los árboles (Holl 1999, Esquivel *et al.* 2008). Debido a esto, las semillas que tienen más ventajas en estos sistemas perturbados son las de plantas pioneras, las cuales preparan el entorno para los siguientes estados de sucesión.

Si las semillas dispersadas en las áreas abiertas o en bosque logran sobrevivir a todas las condiciones adversas del medio, una plántula será el siguiente paso del ciclo de vida de una especie vegetal para lograr su éxito reproductivo. Sin embargo, establecer donde termina esta etapa aún es difícil determinar debido a los criterios seguidos en cada rama de la ciencias y el comportamiento de las plántula (Garwood 1996). Por ejemplo, una plántula que crece en áreas abiertas se desarrolla más rápido que en bosque.

Hasta el momento, cuando el embrión logra romper la cubierta de la semilla y se observa la primera raíz (radícula) y un pequeño tallo, estamos frente al inicio del desarrollo de una plántula. Luego, se van expandiendo todos los primeros órganos hasta lograr las primeras hojas funcionales, lo que implica la pérdida del cotiledón, la plántula

ha logrado llegar a la etapa juvenil. El final de la etapa juvenil es aún más difícil de establecer (Garwood 1996). Lo importante es revisar las plántulas que dispone el sitio de estudio para reconocer si hay dimorfismo de las hojas, la forma de los cotiledones y el comportamiento general.

#### **4.5.-Pastoreo: factor limitante para la regeneración de sistemas pastoriles**

Los herbívoros que forman parte de un potrero, buscan, detectan, seleccionan e ingieren el material vegetal que crece en la superficie del suelo (Velásquez-Vélez *et al.* 2009). Los animales realizan estas actividades, compactan paulatina el suelo hasta disminuir la aireación e infiltración de nutrientes y agua. También se afectan las propiedades físicas y químicas del suelo, como su estructura y forma a causa del pisoteo (Trimble & Mendel 1995, Bezkorowajnyj *et al.* 1993, Yates *et al.* 2000). Estas condiciones afectan a las semillas que están sobre el suelo o enterradas (30 cm) a tal punto que no logran germinar (Trimble & Mendel 1995, Sosa & Zerpa 1997). Por otro lado, las plantas sufren lesiones mecánicas en diferentes partes de su morfología que a su vez provocan cambios en la forma de crecimiento o incluso la muerte (Vargas *et al.* 2002). Todos estos cambios alteran la estructura, composición y dinámica de las especies vegetales de la pastura en general (Proffitt *et al.* 1993).

De igual forma, el ganado puede convertirse en un agente promotor de regeneración arbórea. El trabajo de Eckert *et al.* (1986) muestra una tendencia de que el pisoteo (de moderado a fuerte) favorece la germinación de ciertas hierbas debido, más que todo, a la alteración de la estructura de los micrositos que se encuentran en la

superficie del suelo. Adicionalmente Roundy *et al.* (1992) explica que podría ser esperado un incremento temporal en la disponibilidad del agua y germinación de semillas con un fuerte pisoteo del ganado.

Por otro lado, con el forrajeo el ganado podría eliminar hierbas que compiten por espacio y nutrientes con otras plantas (Posada *et al.* 2000, Velásquez-Vélez *et al.* 2009). Y por último, el ganado también puede ser considerado un buen dispersor de semillas al trasladar semillas de un potrero a otro, incrementando la diversidad de plantas que crecen en los pastizales (Esquivel *et al.* 2008).

Adicionalmente, el pastoreo podría ejercer un efecto neutral, en donde la presencia del ganado no ejerce influencia alguna en el banco de semillas (De Souza *et al.* 2006) o en la vegetación (Márquez *et al.* 2002). De allí, la importancia de estudiar estas áreas de pastura, ya que, las variables que actúan en el medio podrían limitar o no la recuperación de estas áreas degradadas (Kobayashi & Nomoto 1997, Pitt *et al.* 1998).

Por ello, esta investigación se enfocó primordialmente en determinar si el pisoteo del ganado afecta la regeneración arbórea debajo de *F. americana*. Además de investigar si la intensidad lumínica o la proximidad a cercas vivas también afectan dicha regeneración. Debido a que todavía se observan aves en los alrededores se describe la comunidad de estos dispersores quienes podrían ser buenos dispersores de semillas.

## 5- MATERIALES Y MÉTODOS

### 5.1.- Área de estudio

El área de estudio se ubicó aproximadamente a 404 m al Este del poblado de Balita en el corregimiento Tinajas, distrito de Dolega, provincia de Chiriquí, Panamá ( $8^{\circ}32'08.31''N$ ,  $82^{\circ}26'49.01''O$ , a unos de 220 m.s.n.m.) (Fig. 1). El clima de la zona es tropical húmedo, influido fuertemente por vientos alisios, según Koppen, con una zona de vida correspondiente al bosque húmedo premontano (Tosi, 1971). La temperatura media anual es de  $25,4^{\circ}C$  (estación Paja de Sombrero) y la precipitación media anual de 3852 mm (estación Dolega Pueblo Nuevo) [Empresa de Transmisión Eléctrica, S. A. (ETESA) 2013].

El uso de suelo del área en estudio es de potreros contiguos pertenecientes al Señor Esteban Caballero y la Señora Daisy Rovira. Los dos potreros cubren un área total de 4,916 ha con pendiente de planas a intermedias. Ambas parcelas cuentan con árboles de *Genipa americana* L., *Ficus* sp., *Eugenia acapulcensis* Steud., *Hymenaea courbaril* L.) y palmas de *Acrocomia aculeata* (Jacq.) Lodd. ex Mart., solitarias dentro de la matriz pastoril y líneas de árboles (cercas vivas) que delimitan cada una de las dos parcelas, excepto una línea de cerca central dominada por postes secos. Una quebrada efímera bordea el lado "Este" de ambas parcelas protegidas por árboles de *Anacardium excelsum* (Kunth) Skeels en su mayoría, seguido de *Ocotea veraguensis* (Meisn.) Mez y un sotobosque de *Dieffenbachia* sp. (Fig. 1). El pasto que cubre el suelo son naturales o mejorados, tipo *Urochloa humidicola* (Rendle) Morrone & Zuloaga que pueden llegar a

alturas de 50 cm. Entremezclados con la hierba, hay plantas herbáceas como *Sida hirsutissima* Mill. *Pseudelephantopus spicatus* (Juss. ex Aubl.) C.F. Baker (Chicoria) y *Scleria melaleuca* Rchb. ex Schtdl. & Cham.

El área de estudio es usado para la cría de ganado y en la cual no se ha realizado quema o uso de herbicidas en los cinco años previo al inicio del estudio (octubre, 2011). Al menos para el área de estudio en el potrero perteneciente del Sr. Caballero, la parcela puede albergar de 15 a 20 animales de cría, los cuales pastan por ocho días, para luego ser movidos a otra parcela.

La rotación como método de manejo de la pastura ocurre durante todo el año. La poda con machete es practicada eventualmente como método de limpieza para evitar la presencia de “malas hierbas” que perjudiquen a los animales o el rendimiento del pasto usado como forraje. Con respecto al potrero de la Sra. Rovira, el patrón en cuanto a carga de animales, periodo de rotación y la poda fueron similares, mientras se estuvo realizando el trabajo de campo.

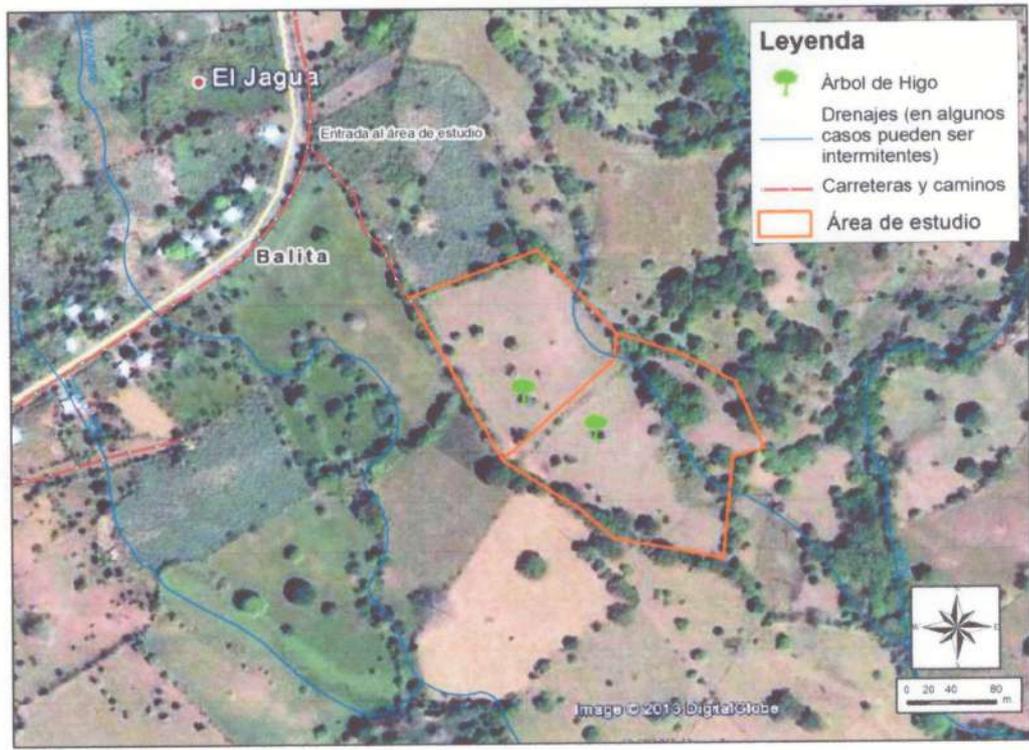
## **5.2.-Selección y características de la especie arbórea**

En julio de 2011, se realizaron visitas exploratorias a potreros en la provincia de Chiriquí como parte del proyecto “La diversidad de aves y los servicios ecosistémicos en paisajes modificados por el hombre”. Visitas posteriores a los mismos sitios en el mes de septiembre del mismo año, se enfocaron en la búsqueda, ubicación, verificación e identidad de los árboles de *Ficus* sp., que serían seleccionados para el proyecto de tesis:

Usos de higos estranguladores [*Ficus* sp., (Moraceae)] como agente reclutador de plántulas leñosas en un sistema pastoril bovino activo en la provincia de Chiriquí.

Dos árboles aislados de la especie *Ficus americana* Aubl., pertenecientes al subgénero *Urostigma*, fueron seleccionados. Estos árboles contaban con hojas obovadas de 6,8 cm ( $\pm 0,5$ ) de largo y ancho de 2,6 cm ( $\pm 0,5$ ), con frutos globosos de 5,8 cm ( $\pm 0,2$ ) de diámetro. Ambos árboles ocupan terreno sin inclinaciones pronunciada, distanciados aproximadamente 90 m entre ellos y separados de otro congéneres entre 20 m y 30 m. La altura de los árboles fue de 10,0 m y 12,5 m, con diámetros de copas de 13,0 m y 16,0 m, respectivamente.

El árbol dos se localizaba aproximadamente a 70 m de la quebrada efímera ubicada al "Este" y 60 m del costado más cercano de la cerca viva. La altura máxima de los árboles en la quebrada es de 19,0 m y de la cerca viva fue de 15,4 m. Mientras que el árbol uno estaba a 50 m del costado más cercano de la cerca viva y 84 m de la quebrada efímera, la cual no estaba protegida por vegetación (Fig. 1). Ambos árboles de higos ya habían perdido a su hospedero.



**Figura 1.** Área de estudio, comunidad de Balita, corregimiento de Tinajas, provincia de Chiriquí, República de Panamá.

### **5.3.-Colocación de cercas de protección con alambre de púas para estudio de exclusión**

Una vez seleccionado y localizado los árboles de *F. americana*, se procedió a colocar, dentro de ambas parcelas, un corral semicircular (área cercada) que cubrió la mitad de la sombra del follaje de cada árbol, dejando la otra mitad abierta a la acción del ganado (área no cercada).

Para la construcción de la cerca se usaron ramas gruesas (estacones) de los árboles del área [*Bursera simaruba* (L.) Sarg., *Gliricidia sepium* (Jacq.) Kunth ex Walp. y *Diphysa americana* (Mill.) M. Sous], cruzados por cuatro líneas de alambre de púas. Debido a que las copas de los árboles no eran simétricos, se trató de colocar el corral lo más equitativo posible considerando que debería dejarse un metro libre del borde de la cerca hacia adentro del corral (zona de protección).

La zona de protección se estableció con el fin de que las cuadrículas de 1,0 m x 1,0 m dentro del área cercada con alambres de púas no fueran afectadas por las vacas al momento de meter la cabeza entre las líneas de púas para alcanzar la hierba en crecimiento dentro del corral. La cerca fue establecida en el mes de septiembre antes del primer censo de aves (octubre) y fue revisada eventualmente para mantenimiento.

#### **5.4.-Establecimiento y delimitación de las cuadrículas de 1,0 m x 1,0 m para el muestreo de plántulas**

Bajo la sombra de cada uno de los árboles de *Ficus*, se colocaron aleatoriamente 16 cuadrículas de 1,0 m x 1,0 m por árbol, ocho cuadrículas en el área cercada y ocho más en el área no cercada. El área de muestreo total fue de 32,0 m<sup>2</sup>.

Las cuadrículas ubicadas dentro del corral (área cercada) fueron delimitadas usando tubos de policloruro de vinilo (pvc) de 12,0 cm de largo y cortado en uno de sus extremos en forma de cuña. Los tubos fueron pintados de color naranja y enterrado hasta 9,0 cm para localizarlas posteriormente. Se utilizaron, también, cuatro alambres de 2,0 mm de grosor y 60,0 cm de largo con una cinta de color rosado de 23,0 cm en longitud atada en uno de sus extremos. Este alambre fue utilizado para señalar el tubo de pvc enterrado. Colocados los alambres señalizadores, una cuerda de nylon fluorescente se utilizó para ligar cada una de ellos y así se evitaba pisar las fronteras de las cuadrículas en los momentos de censo. Además, ayudó a facilitar la localización de cada cuadrícula una vez la hierba hubiera crecido. Las cuadrículas ubicadas fuera del corral (área no cercada) fueron delimitadas sólo por los tubos de pvc. Se evitó colocar cintas de plástico por temor a causar daño al ganado que estuviera alimentándose en el potrero. Todas las cuadrículas fueron mapeados por cualquier pérdida inesperada de los tubos.

### **5.5.-Censo de plántulas y medida de la intensidad lumínica**

Se realizaron censos de plántulas en cada una de las 32 cuadrículas (16 por árbol) de 1,0 m x 1,0 m establecidas con anterioridad. Todas las plántulas fueron registradas excepto hierbas (malezas) y bejucos. El registro general incluyó: el nombre de la planta, hasta el nivel taxonómico más bajo posible, número de individuos y altura total (cm). Las plántulas censadas fueron marcadas con aros de plásticos enumerados y mapeadas. Los aros que se usaron fueron cortados a partir de espirales de plásticos de color blanco. El primer muestreo se realizó el 10 de diciembre de 2011 y se repitió cada tres meses hasta un año (diciembre 2011-diciembre 2012, cinco censos en total).

Todas las plántulas fueron revisadas cuidadosamente para evitar que fueran contadas como rebrotes de plantas que ya existían en el sitio de muestreo. Estas plantas eran de fácil determinación por presentar tallo(s) más fuerte y estar bien arraigadas al suelo. Se midió de igual forma, la cantidad de luz usando un luxómetro en ocho puntos bajo la copa del árbol: dos por cada punto cardinal (N, S, E, O), unos próximos al borde y otros bajo la copa del árbol.

Para determinar la identidad de las plántulas se recolectaron especímenes duplicados que estuviesen fuera de las parcelas preestablecidas, pero debajo del dosel de cada uno de los árboles de higos. A las plantas se les tomó fotografía (cámara Canon Power Shot D10, 12.1 Mega pixels, resistente al agua, 10 m/33 ft). También, se anotaron características morfológicas generales. Además, las plántulas recolectadas fueron mostradas a los finqueros que frecuentaban el área de estudio, para saber si ellos las

podían reconocer. Se realizaron revisiones exhaustivas debajo de las líneas de árboles que formaban las cercas vivas contiguas a los árboles experimentales y las que cubrían la quebrada, con el objetivo de localizar especies parecidas a las muestras recolectadas y así llegar a los posibles nombres de las plántulas. Para la identificación taxonómica se utilizaron: Seedling of Barro Colorado Island and the Neotropics (Garwood 1996), imágenes por internet de los individuos recolectados. Además, aquellas plantas que no pudieron ser identificadas usando todas las formas anteriores, fueron llevadas a los botánicos para tratar de identificarlas o al menos para determinar la forma de crecimiento. Y finalmente al no ser identificados se anotó como morfoespecie.

#### **5.6.-Censo de aves**

Para cada uno de los dos árboles de *F. americana* en estudio, se realizaron tres observaciones diurnas y consecutivas por cada temporada de fructificación por árbol (seis temporadas totales) Los días de observación empezaban temprano en la mañana y finalizaban dos horas más tarde (6:30-8:30 am, aproximadamente). Durante estas dos horas, las aves fueron cuidadosamente observadas con ayuda de binoculares (10X50) a 15 m de distancia desde los árboles en estudio. El inicio de las tres observaciones diurnas consecutivas se produjo cuando a simple vista el árbol presentaba la mayor cantidad de frutos maduros y las aves visitaban el árbol activa y frecuentemente. En este estudio, un fruto maduro fue definido como aquel fruto que exhibía una coloración roja carmesí y era suave al tacto. Bajo las condiciones antes mencionadas, todas las especies de aves observadas fueron registradas, así como también las veces que la especie visitó el árbol.

Un asistente a unos 15 m de distancia del árbol y con un reloj, mantenía comunicación constante con el observador. Cada treinta minutos se trataba de hacer un recuento general de las aves que estaban dentro del árbol asegurando de esta manera la cantidad de individuos que aún persistían dentro del árbol y de los que ingresaban nuevos.

El Censo se realizó desde octubre 2011 hasta diciembre de 2012, siguiendo los periodos de fructificación de cada árbol. Las aves en campo fueron identificadas con ayuda de la obra Ridgely y Gwynne (1989). Los nombres científicos siguieron las normas de “*the AOU Checklist of North and Middle America Birds*” emitida por “*the American Ornithologists' Union (AOU)*”.

#### **5.7.-Análisis estadístico**

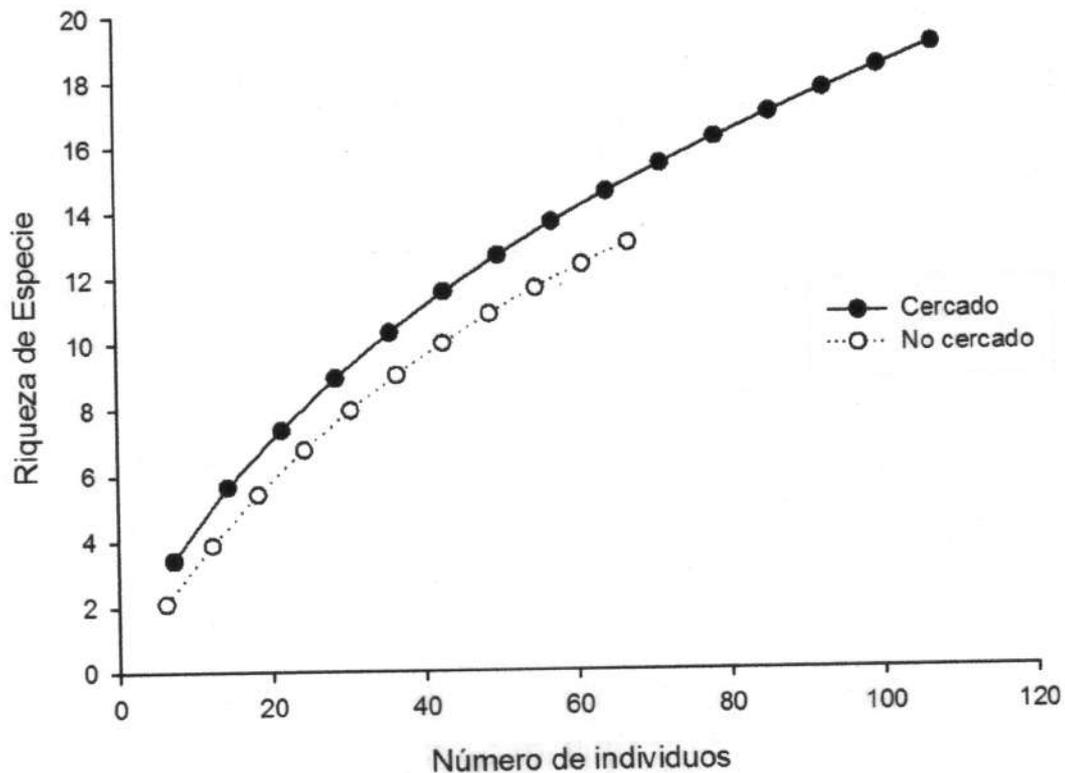
La riqueza de especie de plántulas encontradas en las áreas bajo tratamiento de exclusión fue calculada mediante Estimates V 7.5 (Colwell 2005). Con los valores generados para “Individuals” y los valores de la función de riqueza observada (“Sobs”), llamado “Mao Tau” se construyó una curva de acumulación de especies mediante el programa SigmaPlot. Para mostrar la similitud de la comunidad de plántulas en las áreas cercadas (sin vacas) y no cercadas (con vacas) se aplicó la técnica multivariante de escalamiento multidimensional no-métrico (NMDS) usando una matriz de similitud de Bray-Curtis usando el programa Past (Paleontological statistics software, Hammer *et al.* 2001). Para corroborar la similitud de las especies muestreadas bajo *F. americana* se compararon otros índices para valorar la similitud entre las parcelas: Jaccard, Bray-Curtis, Simpson y Morisita, generados desde el programa Past.

Se usó un análisis de covarianza (ANCOVA) como modelo lineal general (MLG) para conocer si la abundancia de las plántulas encontradas en las cuadrículas del tratamiento (áreas cercadas y no cercadas), podría ser explicada por el efecto de la intensidad lumínica o por la presencia del ganado vacuno. Debido a la falta de normalidad en las variables, se realizaron transformación logarítmica (Log) para la intensidad lumínica y Boxcox para la abundancia. Para aplicar la prueba y generar el gráfico se usó el programa Past. Además, se aplicó una prueba no paramétrica (U de Mann-Whitney) para evaluar la relación de la altura promedio de las plántulas censadas en el tratamiento de exclusión establecido bajo el *F. americana*. El diagrama de caja se construyó usando en programa SigmaPlot. Para conocer la riqueza de las aves que fueron censadas se construyó una curva de acumulación de especies usando EstimateS.

## 6- RESULTADOS

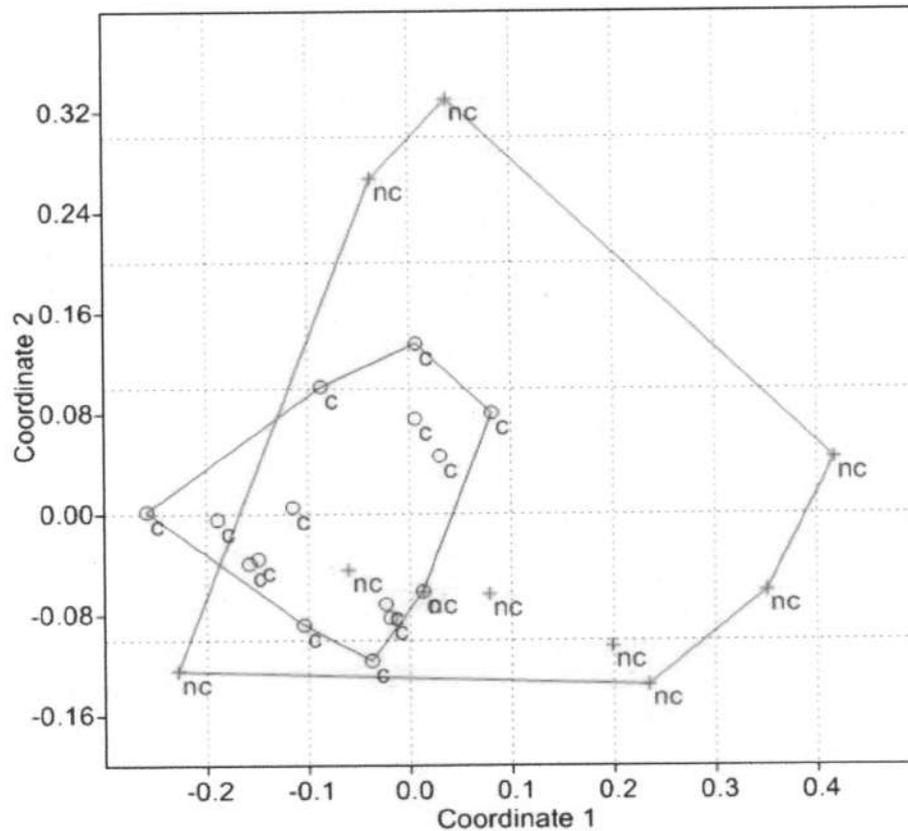
A un año del experimento de exclusión se registró un total de 174 individuos de plántulas representados por 23 especies, incluyendo cinco morfoespecies, agrupadas en 21 géneros, y 20 familias bajo el árbol de *F. americana*. Entre las especies más abundantes estuvieron *Senna obtusifolia* (L.) H.S. Irwin & Barneby, con 46 individuos, *Ocotea veraguensis* (Meisn.) Mez con 43 individuos, *Bursera simaruba* (L.) Sarg. con 28 individuos y *Xylopia frutescens* Aubl. con 12 individuos. El resto de las plantas (19 especies) estuvieron formadas por especies con registros de uno a ocho individuos, entre las cuales se pueden mencionar *Trichilia* sp. (3) y *Elaeis oleifera* (1) (Kunth) Cortés (Anexo 1).

La curva de acumulación de especies por tratamiento (cercado y no cercado) muestra un total de 107 individuos y 19 especies en las cuadrículas para las áreas cercadas (n=15). Mientras que en las cuadrículas de las áreas no cercadas (n=11) solo fueron cuantificados 67 individuos en 13 especies de plántulas, reflejando una tendencia en acumular una a dos especies nuevas dentro y entre tratamientos (cercado-no cercado), durante el año de muestreo (Fig, 2)



**Figura 2. Curva de acumulación de especies de plántulas encontradas en las áreas cercadas y no cercadas en potreros activos en la provincia de Chiriquí.**

El análisis de similitud no paramétrico (ANOSIM) mostró que la comunidad de plántulas censadas para cada uno de los dos árboles, diferían significativamente en la composición de especies ( $R=0.32$ ,  $P=0.001$ ). A pesar del traslape de los dos grupos (cercado y no cercado) en el NMDS con un valor para el índice de ajuste (STRESS) igual a 0.2996, algunas cuadrículas muestran bastante similares en composición de especie. (Fig. 3).



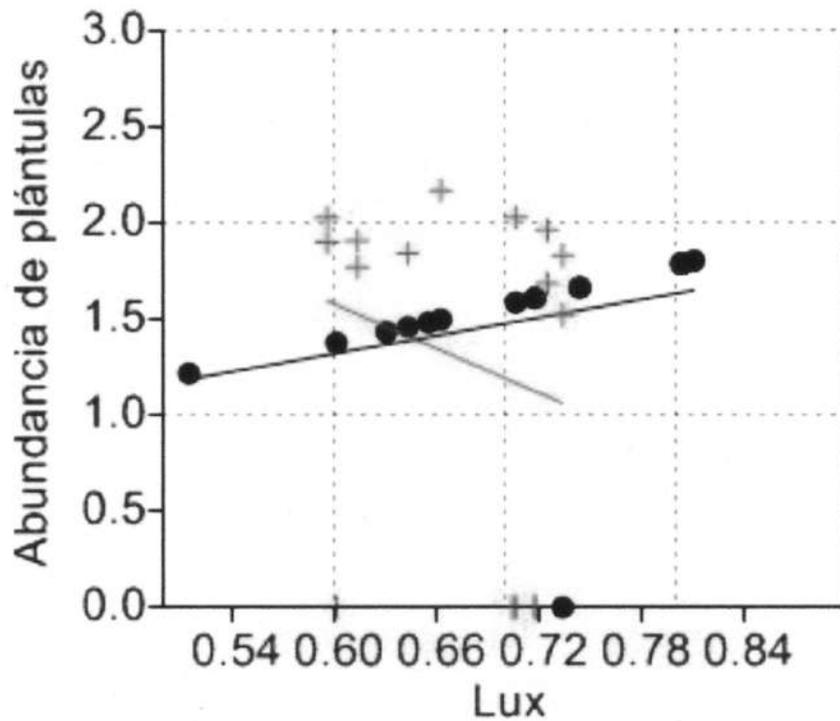
**Figura 3. Representación bidimensional para el escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de la comunidad de plántulas encontradas en las parcelas experimentales, bajo *Ficus americana*, basado en una matriz de similitud de Bray-Curtis. nc: cuadrículas en áreas no cercadas (con efecto del ganado), c: cuadrículas en áreas cercadas (sin efecto del ganado).**

Una comparación de cuatro diferentes índices ecológicos muestra una baja similitud en la composición de la comunidad de plántulas registrada bajo *F. americana*. Mientras que la diversidad fue alta entre los sitios bajo experimentación (Cuadro 1).

**Cuadro I. Comparación de diferentes índices ecológicos para considerar la similitud entre las áreas cercadas y no cercadas para los dos árboles de *F. americana* en la comunidad de Balita, corregimiento de Tinajas, provincia de Chiriquí.**

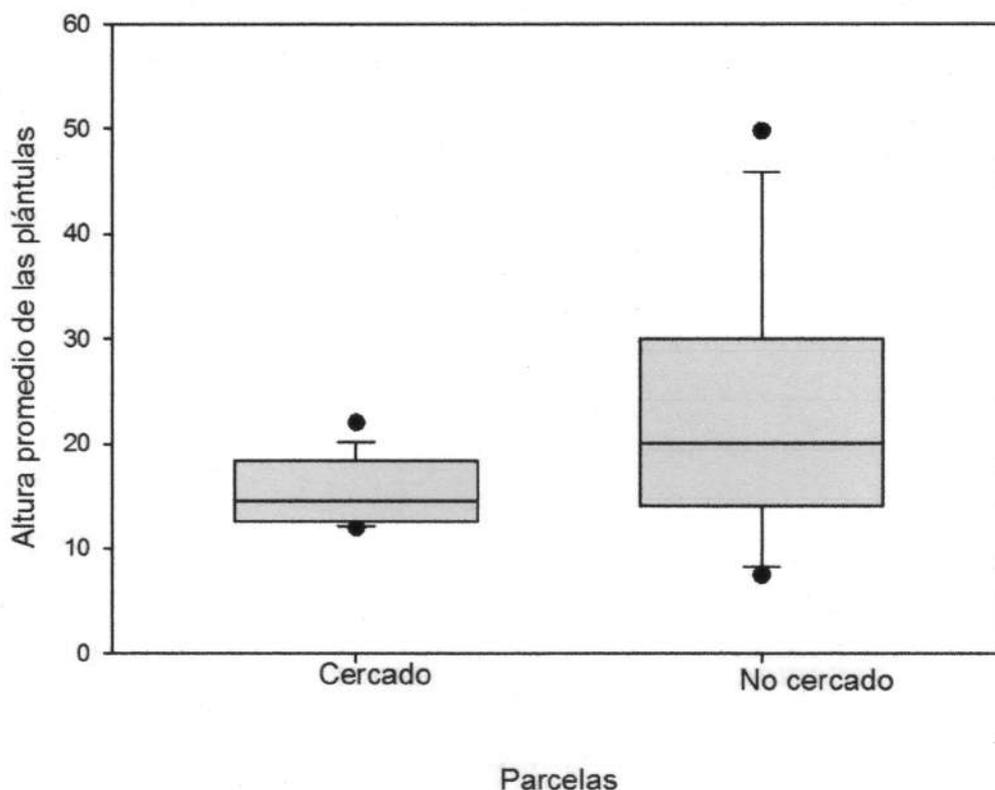
<b>Índice de Similitud</b>	<b>Valor</b>
Jaccard	0.39
Bray-Curtis	0.19
Simpson	0.69
Morisita	0.14

La prueba de ANCOVA de una vía indicó que la intensidad lumínica sobre los tratamientos (cercado y no cercado) no influyó significativamente en la abundancia de las plántulas encontradas dentro de las cuadrículas (ANCOVA.  $F=0.57$ , d.f.=1,29,  $p=0.46$ ). Sin embargo, los puntos de la figura 4 muestran que la abundancia de las plántulas fue influenciado fuertemente por la intensidad lumínica en las áreas en donde el ganado vacuno fue excluido, pero que esta relación fue afectada posiblemente por el pisoteo de las mismas en las parcelas no protegidas (Fig. 4).



**Figura 4. Relación entre la abundancia de plántulas y la intensidad lumínica bajo tratamiento de exclusión. Parcelas bajo tratamiento: ● cuadrículas en áreas cercadas, + cuadrículas en áreas no cercadas.**

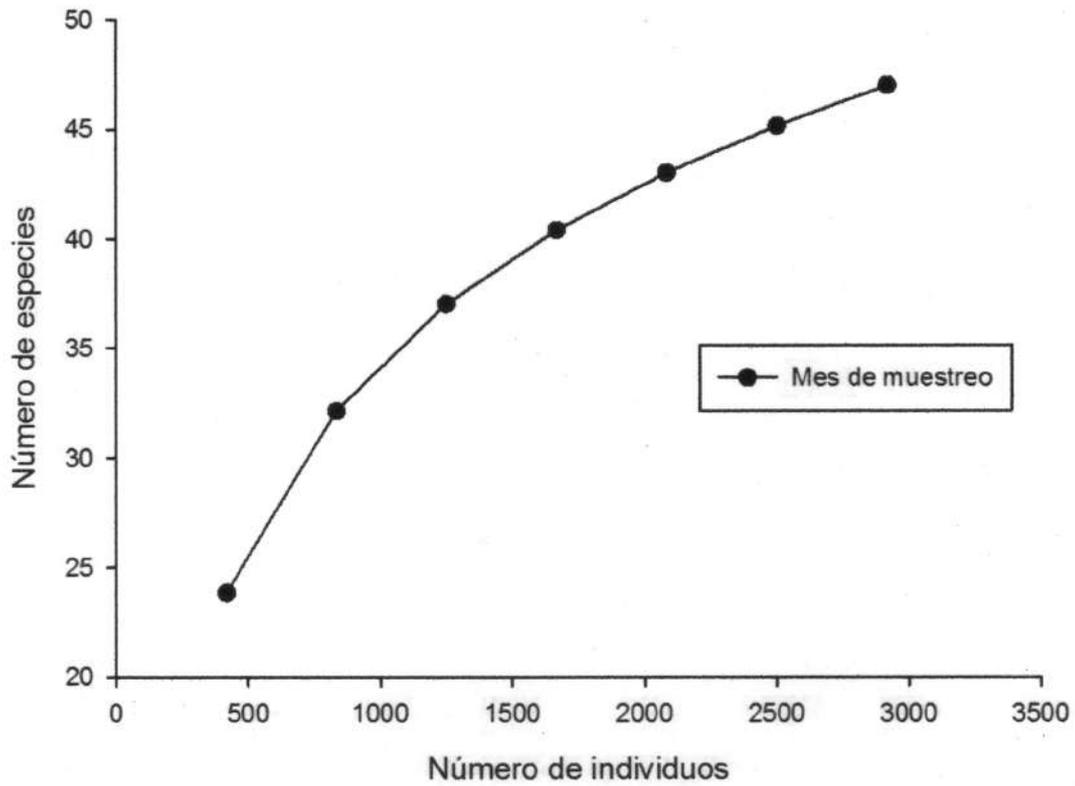
Por otro lado, la U de Mann-Whitney no mostró diferencias significativas entre las alturas promedio de las plántulas en las áreas que fueron accesible o inaccesibles para el ganado vacuno (Mann-Whitney U test,  $U=126.5$ ,  $P= 0.97$ ) (Fig. 5). A pesar de esto, en el diagrama de caja se observa una mayor variabilidad en cuanto a la altura promedio de las plántulas censadas en el tratamiento sin cerca en comparación al área cercada.



**Figura 5.** Altura promedio (cm) de las plántulas censadas en las parcelas cercadas (n=15) y no cercadas (n=11).

De los censos de aves realizados (2011 hasta el 2012) a los dos árboles de *F. americana* durante los ciclos de fructificación se cuantificó un total de 2,919 aves, identificadas en 47 especies, en 39 géneros, pertenecientes a 18 familias (Fig. 6, Anexo 2), con 10 especies de aves migratorias y 37 residentes. La familia *Tyrannidae* contó con el mayor número de especies (14). Las especies más abundantes fueron *Turdus grayi* (680 individuos), *Thraupis episcopus* (484), *Euphonia luteicapilla* (461) y *Melanerpes rubricapillus* (166) (Anexo 2.).

La curva de acumulación de especie muestra un aproximado de 400 individuos acumulados por mes, con una tendencia en alcanzar la asíntota (Fig. 6).



**Figura 6.** Curva de acumulación de especies de aves que visitaron *Ficus americana* en potreros activos en la provincia de Chiriquí.

## 7- DISCUSIÓN

### 7.1.- Riqueza, diversidad, composición de plántulas y proximidad a la cercas vivas

El trabajo realizado en potreros de la provincia de Chiriquí mostró que la riqueza y abundancia de las especies reclutas en las áreas experimentales bajo el árbol de *F. americana* fue mayor en las cuadrículas en donde no hubo presencia de ganado vacuno. Mientras que la composición de especies de la comunidad florística resultó ser diferente entre los tratamientos (cercado y no cercado), condición mostrada también por los índices de similitud que en conjunto con la diversidad entre tratamiento, sugiere que a pesar de la presencia del ganado vacuno, el potrero mantiene la potencialidad para regenerarse de forma natural, conservando parte de la estructura vegetal del paisaje circundante en el corto tiempo de la investigación. Los árboles aislados en ocasiones al formar parte de la vegetación de los potreros (Harvey & Haber 1999, Esquivel *et al.* 2003, Guevara *et al.* 2004) permiten la germinación de las semillas y el establecimiento inicial de plántulas debido a las buenas condiciones ambientales bajo su copa (Guevara *et al.* 1992, Guevara & Laborde 1993, Harvey *et al.* 2004). Sin embargo, la presencia de esta vegetación puede ser afectada en potreros activos por el pisoteo del ganado (Lull 1959, Bezkorowajnyj *et al.* 1993, Sun & Liddle 1993, Griscom *et al.* 2005) o el forrajeo (Griscom *et al.* 2005), distancia de los reservorios de propágulos (Griscom *et al.* 2009), falta de dispersores (Fleischner 1994, Holl 1999) o por otros factores abióticos como la intensidad lumínica.

El resultado de la investigación en los potreros en Chiriquí muestra el efecto positivo sobre la riqueza, abundancia, composición y diversidad vegetal que provoca al

ser colocada una cerca como medio de protección contra la intervención de herbívoros (Guevara *et al.* 1992, Petit *et al.* 1995, Spooner *et al.* 2002, Holz & Placci 2005, Griscom *et al.* 2009, Wu *et al.* 2009), a pesar del limitado espacio debajo de la copa de los dos árboles bajo experimentación. De igual forma, pone de manifiesto que la presencia del ganado no necesariamente debe ser sinónimos de pérdida total de la vegetación. Por ejemplo, en una investigación realizada en cuadrantes establecidos en potreros activos sin cobertura en la municipalidad de Muy Muy, Nicaragua por Esquivel *et al.* (2008), encontraron un gran número de plántulas (10,630) y juveniles (354) de especies potencialmente activas para la regeneración de estos usos de suelo, a pesar de la presencia del ganado. En este trabajo la riqueza y composición de las plántulas encontradas fue influida por el tipo de hierba que predominaba en el sitio de estudio, así como también, el manejo del ganado, la cercanía a parches de bosques, alta densidad y riqueza de árboles adulto.

En el caso de esta investigación, los sitios más cercanos a los árboles de *F. americana* eran una quebrada efímera y una cerca viva, en donde fue posible observar algunas de las especies registradas debajo del árbol *F. americana* como por ejemplo: *Ocotea veraguensis*, *Bursera simaruba* o *Elaeis oleífera*. Las dos primeras especies fueron observadas en la cerca viva (*B. simaruba* con 98 árboles y *O. veraguensis* con 39 árboles) o en la quebrada efímera (*O. veraguensis* con seis árboles) con excepción *E. oleífera*, que un solo adulto fue observado en la quebrada efímera. Todo indica que estos resultados, en términos generales, podrían ser explicados principalmente por la cercanía

del recurso de propágulos (cerca viva y quebrada efímera) y una historia de manejo del potrero como del ganado (ver descripción del sitio) (Guevara *et al.* 1992). Aunque según Bezkorowajnyj *et al.* (1993), no es necesaria larga permanencia del ganado vacuno o alta carga de animales en el potrero para encontrar cambios en la estructura del suelo a causa del pisoteo constante y por ende, en la respuesta total de las plántulas, por lo que otras variables podrían estar influyendo en la presencia de propágulos, debajo de la copa de los higos, principalmente en aquellas áreas carentes de protección (ver más adelante).

Hernández *et al.* (2000) en áreas boscosas de La Sierra de Manantlán en México, encontraron que la presencia del ganado bovino afectó el número de arbolitos y la composición florística de los reclutas al no encontrar ciertas especies de plantas en los sitios con ganado. Pero en la diversidad de las plántulas que crecían en zonas con ganado y sin ganado no se encontró diferencias en la mayoría de los sitios estudiados. Un hallazgo del trabajo de Hernández *et al.* (2000) fue que aquellas especies de plantas que estuvieron presentes en ambos sitios, coincidían entre otras cosas, con una alta fructificación. Esto coincide con algunas de las especies de plántulas registradas como por ejemplo *O. veraguensis* o *B. simaruba* (Roman *et al.* 2012).

Sin embargo, al estudiar ambas especies con más detalle fue posible detectar que *O. veraguensis* exhibe un periodo de fructificación que empieza en febrero con la producción de flores, y la maduración de frutos entre marzo y abril hasta junio a julio (Masís *et al.* 1998). Además, su germinación puede ser retardada hasta por 32 días, al menos en el invernadero (Flores-Vindas *et al.* 1985). Esta condición probablemente

ayudó a que se hubiera registrado en cada uno de los censos realizados de 2011 hasta el 2012, a pesar de la presencia del ganado. Esta situación permite sugerir la necesidad de estudiar el banco de semilla y en cómo está funcionando en estos potreros; esto incluye determinar las plantas que forman el banco de semillas detalladamente (Guevara *et al.* 2004, De Souza *et al.* 2006).

En este trabajo, a pesar que el forrajeo y pisoteo pudieran estar trabajando al unísono debajo de las áreas no cercadas, ha sido investigado que suelos más húmedos son más susceptibles a la compactación provocada por el pisoteo (ver descripción de sitio) (Weigel *et al.* 1990, Proffit *et al.* 1993, Trimble & Mendel 1995) y que la selectividad de material vegetal de estos animales es, más bien, dirigido hacia el consumo de pastos que hacia otras formas de crecimiento (Griscom *et al.* 2005, Pineda *et al.* 2009, Velásquez-Vélez *et al.* 2009). Sin embargo, es necesario experimentos enfocados a determinar el tipo de palatabilidad para algunas especies de plantas y así dilucidar el aporte que cada actividad ejerce en la regeneración de la vegetación, más aún cuando en las plantas sobrevivientes nunca fue observada señales de forrajeo por el ganado.

Independientemente de la acción del ganado, los árboles de higo están ayudando como agente reclutador de semillas de un buen número de plantas y muy posiblemente como árbol indicador de la vegetación arbórea más predominantes del sitio en un corto tiempo. Aunque faltaría un trabajo exhaustivo de reconocimiento arbóreo para el sitio y determinar el tipo de semillas que no están llegando debajo de los higos y por qué.

## 7.2.- Intensidad lumínica y altura de las plántulas

En el experimento de este trabajo, a pesar que la intensidad lumínica no influyó en la abundancia de las plántulas que crecían debajo de los higos, fue evidente que no hubo un efecto limitante en la presencia de dichas plántulas en las cuadrículas bajo estudio (Holl 1999). En las áreas cercadas y no cercadas, se observó un buen número de cuadrículas con plántulas (26 en total). Asumiendo que los sitios cercados y no cercados están bajo las mismas condiciones experimentales, por haber sido realizado a la misma vez debajo de los árboles de higo, se muestra que la intensidad lumínica fue suficiente para generar sobre las semillas, el estímulo necesario para desencadenar la germinación; y a su vez, mantener a las plántulas vivas hasta el momento del censo (Holl 1999, Fenner & Thompson 2005).

Sin embargo, un patrón ascendente en la abundancia de las plántulas en las áreas cercadas fue observado en este estudio, situación contraria en las áreas no cercadas, por lo que, el bajo registro en el número final de plántulas en las áreas no cercadas se le atribuye a la acción del ganado, más que por efecto de la intensidad lumínica.

En este caso, el constante pisoteo provocado por los animales podría estar afectando la germinación de las semillas al compactar el suelo. Esta compactación interrumpiría, entre otras cosas, el flujo de nutrientes y agua hasta las semillas enterradas o de aquellas que fueran enterradas por el ganado al momento de pastorear (Bezkorowajnyj *et al.* 1993, Trimble & Mendel 1995, Sosa & Zerpa 1997, Yates *et al.*

2000, Fenner & Thompson 2005). Además del pisoteo, no se descarta la acción del ganado por herbivoría, que pudo también estar afectando.

En cuanto a la altura de las plántulas, a pesar que no hubo diferencias significativas en el promedio de esta variable entre los tratamientos, el diagrama de caja mostró una amplia varianza y valores promedio de altura superior en las áreas no cercadas. Esta condición fue producto de la presencia de la especie *Senna obtusifolia*., una leguminosa de rápido crecimiento y que es dispersada principalmente por el ganado [Pacific Island Ecosystems at Risk (PIER), 2013]]. A pesar de esta influencia, un amplio rango de los promedios de alturas todavía se mantiene visible en el diagrama de cajas. Dos situaciones podrían estar pasando en nuestro sistema de forma simultánea: la primera, las plántulas eliminadas por acción del ganado, fueron aquellas que estuvieron, principalmente, en el paso de los animales (Esquivel *et al.* 2008). En campo fue visible caminos de usos por el ganado sobre algunos cuadrantes, huellas de pezuñas en el suelo y daños físicos en algunos tallos de las plántulas sobreviviente (Bezkorowajnyj *et al.* 1993, Trimble & Mendel 1995, Pitt *et al.* 1998). La segunda, las plántulas resistentes a la acción del herbívoro, “aprovecharon” que la hierba de los alrededores fue podada (Velásquez-Vélez *et al.* 2009), con lo que se redujo la competencia por recursos y pudieron crecer un poco más (Fenner & Thompson 2005), aunque se necesitaría más observación.

Además del pisoteo, no se descarta la acción de la ingesta parcial de plántulas por el ganado, debido a la distribución espacial de las semillas en el pastizal (Armesto *et al.* 1986) y no por una búsqueda selectiva de una especie de plantas en particular

(Velásquez-Vélez *et al.* 2009). El efecto ejercido por la ingesta parcial de plántulas podría explicar también estos resultados de abundancia para las plántulas en las áreas no cercadas bajo la influencia de la intensidad de luz, pero para verificar esta idea, sería necesario un estudio de palatabilidad para las especies de plantas que fueron encontradas debajo de los higos.

En lo que respecta a las áreas cercadas, la distribución de las alturas mostradas en el gráfico de caja, se ven más agrupados. Esto se debe posiblemente al efecto de la hierba que crece como forraje en el pastizal. Las plántulas en estas áreas alargan su tallo lo más pronto posible para alcanzar la luz. Una vez en la superficie, su tamaño se vería retardado. Esta condición de crecimiento estacional, ha sido observada en plantas de alguna Lauraceae (Flores-Vindas *et al.* 1985).

Un aspecto importante para destacar es que a pesar de la presencia de la pastura (forraje), todavía se pudo contar con plántulas para este estudio, por lo que, la formación de micrositios principalmente en las áreas cercada, en donde se mantuvo por más tiempo la pastura, es bien fundamentada (Aide & Cavelier 1994, Holl 1999, Posada *et al.* 2000, Esquivel *et al.* 2008). A pesar de la evidencia, no se descarta la influencia de otros factores como la humedad que prevalece en el suelo o micorrizas las cuales, trabajan concomitantemente con los ya estudiados, principalmente porque debajo de la copa de los árboles los aislados se mantienen las mejores condiciones ambientales para el desarrollo y establecimiento de plántulas en mayor cantidad que en las áreas sin cobertura (Guevara *et al.* 1992).

### 7.3.- Comunidad de aves

A pesar de que el estudio se realizó en un área de pastoreo activo, en solo dos árboles de higos, de copas pequeñas (diámetros 13,0 m y 16,0 m) y alturas que no superaron los 12,0 m, los valores para el número de visitas (2,919) y especies de aves (47) se ajustan en su mayoría al trabajo de Guevara & Laborde (1993) en los Tuxtlas, México. Estos autores registraron 2,529 individuos, pertenecientes a 57 especies de aves en dos árboles aislados de *Ficus aurea* Nutt. (subgénero *Urostigma*), cuyas dimensiones fueron mayores a los de este estudio, con un considerable registro de semillas zoócoras (>2000) depositadas debajo de la copa de estos árboles. Esta información sugiere que los árboles de higo de este estudio fueron capaces de atraer un buen número y especies de aves, aprovechando los atributos de altura y copa que poseían (Bejarano-Castillo & Guevara 2008). Además de brindar la posibilidad que del total de las aves visitantes, algunas pudieran actuar como dispersores de semillas para un buen número de plantas presentes en los potreros bajo estudio (ver más adelante). Estos aspectos son importantes, ya que la ausencia o escasez de dispersión de semillas como de dispersores de semillas, son factores que limitan la regeneración arbórea en áreas bajo acción antrópica (Holl 1999, Holz & Placci 2005, Jordano *et al.* 2007).

Bajo esta perspectiva y condiciones de manejo del pastizal en estudio, las especies de aves censada tales como: *Turdus grayi*, *Thraupis episcopus*, *Euphonia luteicapilla* y *Melanerpes rubricapillus*, asiduos visitantes de *F. americana*, han sido documentadas que se alimentan de la especie arbórea *Bursera simaruba* (Trainer & Will 1984, Griscom

*et al.* 2007). Esta especie arbórea resultó ser una de las especies con más plántulas registradas en los censos realizados debajo de los higos. De igual forma, la familia Tyrannidae cuenta con ciertas especies que se alimentan del género *Trichilia* sp. (Leck 1969), que contrariamente a *B. simaruba*, resultó con un registro bajo de plántulas (tres individuos) en los censos.

Un aspecto importante para *Trichilia* sp. fue que ningún árbol adulto pudo ser observado en las cercas vivas (~100 m) o quebrada efímera de los alrededores (~50 m), a diferencia de *B. simaruba*, en donde árboles de esta especie fueron reconocidos en la cerca viva (98 árboles). Si bien es cierto, la abundancia de plántulas de una especie en particular está influida por la abundancia de los árboles adultos, también es cierto que el resultado podría ser lo contrario (Griscom *et al.* 2009). Esta observación sugiere que a pesar de las limitaciones que presentan las áreas abiertas tipo pastizal, las aves residentes parecen no tener ningún tipo de restricciones para mover propágulos desde distancias mayores a 100 m (Jordano *et al.* 2007) y posiblemente de manera eficiente (Corlett & Hau 2000, Jordano 2000). Por otro lado, las aves migratorias, a pesar que no fueron tan persistentes en las visitas como grupo (10 especies), han sido informadas como buenos dispersores de semillas para plantas de pastizales (van Dorp 1985, Griscom *et al.* 2007).

Para este estudio, es importante revisar el aporte individual de propágulos hechos por las aves registradas en los censos, principalmente porque según Ridgely & Gwynne (1989) la gran mayoría de estas aves no dependen directamente del bosque para sobrevivir, por lo que sus regímenes alimenticios pueden ser frutos, insectos, granos o

combinaciones (van Dorp 1985, Guevara & Laborde 1993, Robinson *et al.* 2000), lo que podría influir en la permanencia o no de plantas con dispersión zoócoras. Por otro lado, también es necesario revisar los alrededores de los higos bajo experimentación para tratar de localizar árboles adultos de las plántulas registradas en menor cantidad, ya que su presencia podría ser limitada, en parte, por ausencia de sus dispersores (Holl 1999, Holz & Placci 2005, Jordano *et al.* 2007, Esquivel *et al.* 2008).

En general, es posible que el ganado vacuno no haya ejercido un fuerte efecto en corto tiempo sobre la diversidad y composición de los reclutas bajo *F. americana* en las áreas no cercadas por un conjunto de variables trabajando al unísono. En primer lugar, el abastecimiento constante y selectivo de semillas por parte de una activa y posible eficiente avifauna durante la época de fructificación de los higos (Corlett & Hua 2000, Jordano 2000). Según Korine *et al.* (2000) la época de fructificación de los higos resulta ser el momento de la mayor lluvia de semillas (dispersión), por parte de los dispersores. En segundo lugar, contar con un “saludable” banco de semillas producto del manejo del pastoreo (pastoreo rotativo) (Warren *et al.* 1986), y de la pastura al momento de evitar la quema o la aplicación de herbicida (ver descripción de sitio). Estos factores, quema, herbicidas e intensidad de pastoreo, según Holl (1999), Esquivel *et al.* (2008), Griscom *et al.* (2009) resultan ser limitantes para la regeneración arbórea en los potreros, pero que en el área de este estudio parece ser bien controlada.

Otra razón que puede explicar los resultados de este estudio es que el experimento merecía más tiempo para que la exclusión tuviera un real efecto, aunque como fue citado

anteriormente, "no es necesario que el ganado vacuno permanezca un largo tiempo en un sitio para que se registren cambios en la estructura del suelo y por ende, en la composición de la vegetación" (Bezkorowajnyj *et al.* 1993)

## 8- CONCLUSIONES

- 1) La evidencia del experimento de exclusión muestra la tendencia de que el ganado afecta parte de la regeneración arbórea, principalmente la abundancia, a causa, probablemente, del pisoteo. Sin embargo, es necesario revisar la palatabilidad de las especies que estuvieron bajo experimentación fuera del corral establecido alrededor de los dos árboles de higo.
- 2) Dos conjuntos de variables fueron parcialmente detectadas para que la composición y diversidad bajo *F. americana* se mantuviera en las áreas no cercadas: 1) el abastecimiento constante y selectivo de semillas facilitado por las aves como dispersores primarios para algunas de las plantas observadas en los alrededores, y 2) un "saludable" banco de semillas posiblemente como producto de las buenas prácticas de manejo para el pastoreo (pastoreo rotativo) y de la pastura al momento de evitar la quema o la aplicación de herbicida, condición observado al menos en *O. veraguensis* cuando fue la planta presente en todos los momentos que se realizó el censo.
- 3) La intensidad lumínica al no afectar negativamente la presencia de las plántulas, ayudó a verificar que el ganado estaba influyendo sobre la abundancia de las plántulas en las áreas no cercadas. Pero que a su vez, la presencia del ganado, contribuyó a que las plántulas sobrevivientes de las áreas no cercadas pudieran crecer ligeramente al ser eliminada la hierba que compite por los recursos del medio.

4) La presencia de árboles en los pastos, principalmente de tipo de los higos, que cuentan con largos periodos de fructificación, no solo pueden ser usados como entes para promover la regeneración arbórea en los potreros a través del reclutamiento de semillas, sino también, que poseen potencialidad para ser usados como árboles indicadores del comportamiento del paisaje circundante. Lo que se corrobora cuando algunas especies arbóreas censadas debajo de los higos fueron observadas en los alrededores del área de estudio (por ejemplo *B. simaruba*, *O. veraguensis*); y otro tanto posiblemente fueron trasladadas desde distancias mayores de 100, 0 m (posiblemente *Trichillia* sp.).

5) Todo indica que las aves están movilizand o un buen número de semillas y posiblemente de forma eficiente, al punto que algunas especies de plantas han podido sobrevivir debajo de las copas de los higos a pesar de las condiciones hostiles bajo la cual están sujetas, al no estar protegidas por una cerca.

## 9- RECOMENDACIONES

- 1) Localizar otros árboles de *F. americana* y realizar el experimento de exclusión con el fin de completar el listado de las especies de plantas que se están reclutando bajo la sombra de los árboles de higuerón. Además, realizar las comparaciones respectivas entre las áreas cercada y no cercadas para esta especie de árboles en tratamiento.
- 2) Realizar el censo completo de los árboles que se encuentran en los alrededores de los higuerones en experimentación, para conocer con exactitud el total de las especies de plantas que están siendo reclutadas por estos árboles, pero que a su vez serían posiblemente nuevas en el paisaje.
- 3) Determinar la preferencia del ganado por las especies de plantas que se encuentran presentes en las cercas vivas, quebradas cercanas y árboles o arbustos aislados mediante experimentos de palatabilidad.
- 4) Establecer un estudio de supervivencia en el que se detalle el tiempo de permanencia de las plántulas en un área con ganado, considerando que se usa la técnica de rotación.
- 5) Determinar la tasa de alimentación de las especies de aves presentes en el sistema. Además del aporte de semillas por especies, grupos o familias de aves y la viabilidad de las semillas ingeridas.
- 6) Evaluar fincas en otras provincias para avalar el uso del género *Ficus* como árboles pilotos que ayudan a juzgar las mejores prácticas del manejo de las fincas y del paisaje.

## 10- BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Aide, T.M. & J. Cavelier. (1994). Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology*, 2(4): 219-229.
- Armesto, J.J., Mitchell, J.D. & C. Villagran. (1986). A comparison of spatial patterns of trees in some tropical and temperate forests. *Biotropica*, 18(1): 1-11.
- Asner, G.P., Elmore, A.J., Olander, L.P., Martin, R.E. & T.A. Harris. (2004). Grazing systems, ecosystem responses, and global change. *Annu Rev Environ Resources*, 29: 261-299.
- Athreya, V.R. (1999). Light or presence of host trees: which is more important for the strangler fig?. *Journal of Tropical Ecology*, 15: 589-603.
- Augspurger, C.K. & K. Kitajima. (1992). Experimental studies of seedling recruitment from contrasting seed distributions. *Ecology*, 73(4): 1270-1284.
- Bejarano-Castillo, M. & S. Guevara. (2008). Algunos atributos de los árboles que atraen frugívoros a los potreros. *Cuadernos de biodiversidad: publicación cuatrimestral del Centro Iberoamericano de la Biodiversidad*, 27: 3-10.
- Belsky, A.J. (1994). Influences of trees on savanna productivity: tests of shade, nutrients, and tree-grass competition. *Ecology*, 75: 922-932.
- Belsky, A.J. & D.M. Blumenthal. (1997). Effects of livestock grazing on stand dynamics and soils in upland forests of the Interior West. *Conservation Biology*, 11(2): 315-327.
- Bezkorowajnyj, P.A., Gordon, A.M. & R.A. McBride. (1993). The effect of cattle foot traffic on soil compaction in a silvo-pastoral system. *Agroforestry Systems*, 21: 1-10.
- Chazdon, R., Harvey, L., Komar, C., Griffith, D., Ferguson, B., Martinez-Ramos, M., Morales, H., Nigh, R., Soto-Pinto, L., van Breugel, M. & S. Philpott. (2009). Beyond Reserves: A Research Agenda for Conserving Biodiversity in Human-modified Tropical Landscapes. *Biotropica*, 41(2): 142-153.
- Coates-Estrada, R. & A. Estrada. (1986). Fruiting and frugivores at a strangler fig in the tropical rain forest of Los Tuxtlas, Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, 2: 349-357.
- Colwell, R.K. (2005). EstimateS: Statistical estimation of species richness and share species from samples, Version 7.5. Persistent URL <purl.oclc.org/estimates>.
- Cook, J.M. & J.Y. Rasplus. (2003). Mutualists with attitude: coevolving fig wasps and figs. *TRENDS in Ecology and Evolution*, 18(5): 241-248.
- Corlett, R. (2002). Frugivory and seed dispersal in degraded tropical East Asian landscapes. En D. J. Levey, W. R. Silva and M. Galetti (Eds.), *Seed Dispersal and Frugivory: Ecology, Evolution and Conservation* (pp. 451-465). Wallingford, UK: CAB International.
- Corlett, R.T. (2011). How to be a frugivore (in a changing world). *Acta Oecologica*, 37: 674-681.

- Corlett, R.T. & B.C.H. Hua. (2000). Seed dispersal and forest restoration. En S. Elliott, J. Kerby, D. Blakesley, K. Hardwick, K. Woods, y V. Anusarnsunthorn (Eds.), *Forest Restoration for Wildlife Conservation*. (pp. 317–325). Thailand: Chiang Mai University.
- Correa A., M.D., Galdames, C. M.N.S. De Stapf. (2004). *Catálogo de las Plantas Vasculares de Panamá*. Universidad de Panamá, Smithsonian Tropical Research Institute, Panamá. City: Panamá.
- Croat, T.B. (1978). *The Flora of Barro Colorado Island*. California, USA: Stanford University Press, Stanford.
- De Souza Maia, M., Maia, F.C. & M.A. Pérez. (2006). Bancos de semillas en el suelo. *Agriscientia*, 23(1): 33-44.
- DeFries, R., Fole, J. & G.P. Asner. (2004). Land-used choices: balancing human needs and ecosystem function. *Front. Ecol. Environ.*, 2(5): 249-257.
- DeWalt, S.J., Maliakal, S.K. & J.S. Denslow. (2003). Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. *Forest Ecology and Management*, 182: 139-151. doi 10.1016/s0378-1127(03)00029-x.
- Eckert, R.E., Peterson, F.F., Meurisse, M.S. & J.L. Stephens. (1986). Effects of soil-surface morphology on emergence and survival of seedlings in big sagebrush communities. *Journal of Range Management*, 39(5): 414-420.
- Elliott, S., Navakitbumrung, P., Kuarak, C., Zangkum, S., Anusarnsunthorn V. & D. Blakesley. (2003). Selecting framework tree species for restoring seasonally dry tropical forest in northern Thailand based on field performance. *Forest Ecology and Management*, 184: 177-191. doi:10.1016/S0378-1127(03)00211-1.
- Ellis, E.C., Goldewijk, K.K., Siebert, S., Lightman, D. & N. Ramankutty. (2010). Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecol. Biogeogr.*, 19: 589-606.
- Empresa de Transmisión Eléctrica, S. A (ETESA). (2013). Datos Históricos. Recuperado de [http://www.hidromet.com.pa/clima\\_historicos.php](http://www.hidromet.com.pa/clima_historicos.php).
- Esquivel, H., Ibrahim, M., Harvey, C.A., Villanueva, C., Benjamin, T. & F.L. Sinclair. (2003). Árboles dispersos en potreros de fincas ganaderas en un ecosistema seco de Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*, 10(39-40): 24-29.
- Esquivel, M.J., Harvey, C.A., Finegan, B., Casanoves, F. & C. Skarpe. (2008). Effects of pasture management on the natural regeneration of neotropical trees. *Journal of Applied Ecology*, 45: 371-380.
- Estrada, A. & R. Coates-Estrada. (1984). Fruit eating and seed dispersal by howling monkeys (*Alouatta palliata*) in the tropical rain forest of Los Tuxtlas, Mexico. *American Journal of Primatology*, 6: 77-91.
- Fenner, M. & K. Thompson. (2005). *The Ecology of Seeds*. Cambridge: the University Press.
- Fischer, J., Zenger, A., Gibbons, P., Stott, J. & B.S. Law. (2010). Tree decline and the future of Australian farmland biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(45): 19597-19602.

- Fleischner, T.L. (1994). Ecological costs of livestock grazing in Western North America. *Conservation Biology*, 8: 629-644.
- Flores-Vindas, E.M., Fournier-Origgi, L.A. & E.G. García-Díaz. (1985). Morfología y demografía de la germinación en lauráceas de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 33(2): 163-170.
- Foley J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N. & P.K. Snyder. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309: 570-574.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2010). Ganadería bovina en América Latina, escenario 2008-2009 y tendencias del sector.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations-Committee on Agriculture (FAO-COAG). (2007). Interacción ganadería medio ambiente. Comité de Agricultura 20 Período de Sesiones. Roma 25 a 28 abril de 2007. FAO-COAG 2007/4
- Foster, R.B. (1982). The seasonal rhythm of fruit-fall on Barro Colorado Island. En E. G. Leigh, A. S. Rand y D.M. Windsor (Eds.), *The Ecology of a Tropical Forest* (pp. 151-172). Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press.
- Galindo-González, J., Guevara, S. & V. Sosa. (2000). Bat and bird generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rain forest. *Conserv. Biol.*, 14(6): 1693-1703.
- Garen, E., Saltonstall, K., Ashton, M.S., Slusser, J.L., Mathias, S. & S. Jefferson. (2011) The tree planting and protecting culture of cattle ranchers and small-scale agriculturalists in rural Panama: Opportunities for reforestation and land restoration. *Forest Ecology and Management*, 261: 1684-1695.
- Garwood, N. (1996). Functional morphology of tropical tree seedling. . En M. D. Swaine (Eds.), *The ecology of Tropical Forest Tree Seedling* (pp.59-203). Man and the Biosphere series volume 17.
- Garwood, N. (2009). *Seedlings of Barro Colorado Island and the Neotropics*. U.S.A.: Cornell University Press.
- Gautier-Hion, A. & P. Michaloud. (1989). Are figs always keystone resource for tropical frugivorous vertebrates? A test in Gabon. *Ecology*, 70(6): 1826-1833.
- Gibbons, P., Lindenmayer, D.B., Fischer, J., Manning, A.D., Weinberg, A., Seddon, J. & G. Barrett. (2008). The future of scattered trees in agricultural landscapes. *Conservation Biology*, 22(5): 1309-1319.
- Global Land Cover Facility (GLCF). (2013). Recuperado de <http://glcf.umd.edu/services/landcoverchange/>.
- Goodman, S.M., Ganzhorn, J.U. & L. Wilme. (1997). Observations at a *Ficus* tree in Malagasy humid forest. *Biotropica*, 29(4): 480-488.
- Griscom, H.P., Ashton, P.M.S. & G.P. Berlyn. (2005). Seedling survival and growth of native tree species in pastures: implications for dry tropical forest rehabilitation in central Panama. *Forest Ecology and Management*, 218(1): 306-318.

- Griscom, H., Kalko, E. & M. Ashton. (2007). Frugivory by small vertebrates within a deforested, dry tropical region of Central America. *Biotropica*, 39 (2): 278-282.
- Griscom, H.P., Griscom B.W. & M.S. Ashton. (2009). Forest regeneration from pasture in the dry tropics of Panama: effects of cattle, exotic grass and forest riparia. *Restoration Ecology*, 17 (1): 117-126.
- Guevara, S., Meave, J., Moreno-Casasola, P. & J. Laborde. (1992). Floristic composition and vegetation structure under isolated trees in neotropical pastures. *Journal of Vegetation Science*, 3(5): 655-664.
- Guevara, S., Laborde, J. & G. Sánchez-Ríos. (2004). Rain forest regeneration beneath the canopy of fig trees isolated in pasture of Los Tuxtlas, Mexico. *Biotropica*, 36(1): 99-108.
- Guevara, S. & J. Laborde. (1993). Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. *Vegetatio*, 107/108: 319-338.
- Hall, C., Lindemberger, D., Kümmel, R., Kroeger, T. & W. Eichhorn. (2001). The need to reintegrate the natural sciences with economics, *BioScience*, 51(8): 663-673.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T. & P.D. Ryan. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp. [http://palaeo-electronica.org/2001\\_1/past/issue1\\_01.htm](http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm).
- Harvey, C., Nigel, I., Tucker, J. & A. Estrada. (2004). Live fence, isolated trees and windbreak: tools for conserving biodiversity in fragmented tropical landscapes. En G. Schroth, C. Harvey, C. Gascon, H. Vasconcelos y A. Izac, (Eds.), *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes* (pp. 261-289). Washington, DC: Island Press.
- Harvey, C.A., Villanueva, C., Villacis, J., Chacón, M., Muñoz, D., López, M., Ibrahim, M., Gómez, R., Taylor, R., Martínez, J., Navas, A., Sáenz, J., Sánchez, D., Medina, A., Vilchez, S., Hernández, B., Pérez, A., Ruíz, F., López, F., Lang, I., Kunth, S. & F.L. Sinclair. (2005). Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscapes. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 111: 200-230.
- Harvey, C.A. & W.A. Haber. (1999). Remnant trees and the conservation of biodiversity in Costa Rica pastures. *Agroforestry Systems*, 44: 37-68.
- Heer, K., Machado, C.A., Himler, A.G., Herre, E.A., Kalko, E.K.V. & W.C. Dick. (2012). Anonymous and EST-Based Microsatellite DNA markers that transfer broadly across the fig tree genus (*Ficus*, Moraceae). *American Journal of Botany*, e330–e333. doi:10.3732/ajb.1200032.
- Hernández Vargas, G., Sánchez Velásques, L.R., Carmona Valdovinos, T.F., Pineda López, Ma del R. & R. Cuevas Guzmán. (2000). Efecto de la ganadería extensiva sobre la regeneración arbórea de los bosques de la Sierra de Manantlán. *Madera y Bosques. Instituto de Ecología*, 6 (2): 13-28.
- Holl, K.D. (1999). Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclima, and soil. *Biotropica*, 31(2): 229-242.

- Holz, S. & G. Placci. (2005). Stimulating natural regeneration. En *Forest Restoration in Landscapes* (pp. 250-256). New York: Springer. Recuperado de <http://www.ege.fcen.uba.ar/ecoregional/Docs/teorico/Silvia%20Holz%20and%20Guillermo%20Placci.pdf>.
- Howe, H.F. (1984). Implications of seed dispersal by animals for tropical reserve management. *Biological Conservation*, 30: 261-281.
- Howe, H.F., Schupp, E.W. & L.C. Westley. (1985). Early consequences of seed dispersal for a neotropical tree (*Virola Surinamensis*). *Ecology*, 66(3): 781-791.
- Howe, H.F. & G. Estabrook. (1977). On intraspecific competition for avian dispersers in tropical trees. *Amer. Natur.*, 3(981): 817-832.
- Instituto Nacional de Estadística y Censo (INEC). Contraloría General de la República de Panamá. (2011). Mapa de distribución de la existencia de ganado vacuno en la República según provincia y comarca indígena: Censo Agropecuario 2011. Recuperado de [http://www.contraloria.gob.pa/inec/Publicaciones/Publicaciones.aspx?ID\\_SUBCATEGORIA=60&ID\\_PUBLICACION=364&ID\\_IDIOMA=1&ID\\_CATEGORIA=15](http://www.contraloria.gob.pa/inec/Publicaciones/Publicaciones.aspx?ID_SUBCATEGORIA=60&ID_PUBLICACION=364&ID_IDIOMA=1&ID_CATEGORIA=15).
- Ipulet, P. (2007). Uses of genus *Ficus* (Moraceae) in Buganda region, central Uganda. *Afr. J. Ecol.*, 45(Suppl. 3): 44-47.
- Ipulet, P. & J. Kasenene. (2008). Diversity of genus *Ficus* L. (Moraceae) in farmlands and pastoral areas in Buganda region, Central Uganda. *African Journal of Ecology*, 46(Suppl. 1): 52-58.
- Jansen, A. & A.I. Robertson. (2001). Riparian bird communities in relation to land management practices in floodplain woodlands of south-eastern Australia. *Biological Conservation*, 100: 173-185.
- Janzen, D.H. (1979). How to be a fig. *Ann Rev. Ecol Syst.*, 10: 13-51.
- Jara, L.F. (1996). *Biología de Semillas Forestales*. Turrialba, Costa Rica: Centro Agronómico Tropical de Investigación y enseñanza-CATIE/Proyecto semilla forestales.
- Jordano, P. (1983). Fig-seed predation and dispersal by birds. *Biotropica*, 15 (19), 38-41.
- Jordano, P. (2000). Fruits and frugivory. En: Fenner, M. (Ed.), *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities* (pp. 125-166). Wallingford, UK.: CABI Publ.
- Jordano, P., García, C., Godoy, J.A. & J.L. García-Castaño. (2007). Differential contribution of frugivores to complex seed dispersal patterns. *PNAS*, 104(9): 3278-3282. doi 10.1073/pnas.0606793104.
- Jordano, P., Forget, P.M., Lambert, J.E., Böhning-Gaese, K., Traveset, A. & J. Wright. (2011). Frugivores and seed dispersal: mechanisms and consequences for biodiversity of a key ecological interaction. *Biol. Lett.*, 7: 321-323. doi:10.1098/rsbl.2010.0986
- Kalko, E.K.V., Herre, E.A. & C.O. Handley. (1996). Relation of fig fruit characteristics to fruit-eating bats in the New and Old World tropics. *Journal of Biogeography*, 23(4): 565-576.

- Kobayashi, T. & N. Nomoto. (1997). Effects of trampling and vegetation removal on species diversity and micro-environment under different shade conditions. *Journal of Vegetation Science*, 8: 873-880.
- Korine, C., Kalko, E. & E.A. Herre. (2000). Fruit characteristics and factors affecting fruit removal in a Panamanian community of strangler figs. *Oecologia*, 123: 560-568.
- Lambert, F.R. & A.G. Marshall. (1991). Keystone characteristics of bird-dispersed *Ficus* in a Malaysian lowland rain forest. *Journal of Ecology*, 79(3): 793-809.
- Leck, C.F. (1969). Observations of birds exploiting a Central American fruit tree. *Wilson Bull.*, 81: 26-269.
- Levey, D.J., Silva, W.R. & M. Galetti. (2002). *Seed Dispersal and Frugivory: Ecology, Evolution and Conservation*. Wallingford, UK: CAB International.
- Levin, S.A., Muller-Landau, H., Nathana, R. & J. Chavez. (2003). The ecology and evolution of seed dispersal: A theoretical perspective. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 34: 575-604. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132428
- Love, B. & D. Spaner. (2005). A survey of small-scale farmers using trees in pastures in Herrera province, Panama. *J. Sustain. For.*, 20 (3): 37-64.
- Lull, H.W. (1959). Soil compaction on forest and range lands. (No. 768). Forest Service, US Department of Agriculture.
- Male, T.D. & G.E. Robert. (2005). Host associations of the strangler fig *Ficus watkinsiana* in a subtropical Queensland rain forest. *Austral Ecology*, 30: 229-236.
- Manning, A.D., Fischer, J. & D.B. Lindenmayer. (2006). Scattered trees are keystone structures—implications for conservation. *Biological Conservation*, 132(3): 311-321.
- Márquez, S., Funes, G., Cabido, M. & E. Pucheta. (2002). Efecto del pastoreo sobre el banco de semillas germinables y la vegetación establecida en pastizales de montaña del centro de Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural*, 75: 327-337.
- Masis, A., Espinoza, R., Guadamuz, A., Perez, D. & F. Chavarría. (1998). Species Page de *Ocotea veraguensis* (Lauraceae), 30 marzo 1998. Species Home Pages, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica. Recuperado de <http://www.acguanacaste.ac.cr>.
- McKey, D. (1989). Population biology of fig: application for conservation. *Experientia*, 45(7): 661-673.
- Meiyappan, P. & A. Jain. (2012). Three distinct global estimates of historical land-cover change and land-use conversions for over 200 years. *Front. Earth Sci.*, 6(2): 122-139. doi 10.1007/s11707-012-0314-2
- Millennium Ecosystem Assessment. (MEA). (2005). *Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis*. World Resources Institute, Washington D.C, USA: Island Press.
- Milton, K. (1991). Leaf change and fruit production in six neotropical moraceae species. *Journal of Ecology*, 79: 1-26.

- Milton, K., Windsor, D.M., Morrison, D.W. & M.A. Estribí. (1982). Fruiting phenologies of two neotropical *Ficus* species. *Ecology*, 63(3): 752-762.
- Morton, E. (1973). On the evolutionary advantages and disadvantages of fruit eating in tropical birds. *Am. Nat.*, 107(953): 8-22.
- Murray, D.R. (1986). *Seed dispersal*. Sydney: Academic Press.
- Nathan, R., Schurr, F.M., Spiegel, O., Steinitz, O., Trakhtenbrot, A. & A. Tsoar. (2008). Mechanisms of long-distance seed dispersal. *Trends in Ecology and Evolution*, 23(11): 638-647.
- Nepstad, D.C., Uhl, C., Pereira, C.A. & J.M.C. da Silva. (1996). A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of Eastern Amazonia. *Oikos*, 76(1): 25-39.
- Pacific Island Ecosystems at Risk (PIER). (2013). Recuperado de [http://www.hear.org/pier/species/senna\\_obtusifolia.htm](http://www.hear.org/pier/species/senna_obtusifolia.htm).
- Pettit, N.E., Froend, R.H. & P.G. Ladd. (1995). Grazing in remnant woodland vegetation: changes in species composition and life form groups. *Journal of Vegetation Science*, 6(1): 121-130.
- Pineda, N., Pérez, E. & F. Vásquez. (2009). Evaluación de la selectividad animal de plantas herbáceas y leñosas forrajeras durante dos épocas en la zona alta del municipio de Muy Muy, Nicaragua. *Agroforestería en las Américas*, 47: 46-50.
- Pitt, M.D., Newman, R.F., Youwe, P.L., Wikeem, B.M. & D.A. Quinton. (1998). Using a grazing pressure index to predict cattle damage of regeneration tree seedlings. *J. Range Manage*, 51: 417-422.
- Poltz, K. & G. Zotz. (2011). Vascular epiphytes on isolated pasture trees along a rainfall gradient in the lowlands of Panama. *Biotropica*, 43(2): 165-172. doi 10-1111/j.1744-7429.2010.00669.x
- Posada, J.M., Aide, T.M. & C.V. Mitchell. (2000). Cattle and weedy shrub as restoration tools of tropical montane rainforest. *Restoration Ecology*, 8: 370-379.
- Proffitt, A., Bendott, S., Howell, M.R. & E. Eastham. (1993). The effect of sheep trampling and grazing on soil properties and pasture growth for a red-brown earth. *Australian Journal of Agriculture Research*, 44: 317-331.
- Putz, F.E. & N.M. Holbrook. (1989). Strangler fig rooting habits and nutrient relations in the Llanos of Venezuela. *American Journal of Botany*, 76(6): 781-788.
- Ramankutty, N., Evan, A., Monfreda, C. & J.A. Foley. (2008). Farming the Planet: 1. The geographic distribution of global agricultural lands in the year 2000. *Global Biogeochem Cycles*, 22(1): GB 1003.
- Restrepo, C. (2002). Frugivoría. En M. guariguata y G. Kattan (Eds.), *Ecología y conservación de Bosques Neotropicales* (pp.531-557). Tecnológica de Costa Rica, Costa Rica: Cartago Libros Universitario Regional.
- Ridgely, R.S. & J.A. Gwynne. (1989). *A Guide to the Birds of Panama*. Princeton, New Jersey, USA: Princeton University Press.
- Robinson, W.D., Brawn, J.D. & S.K. Robinson. (2000). Forest bird community structure in central Panama: influence of spatial scale and biogeography. *Ecological Monographs*, 70(2): 209-235.

- Roman, F., De Liones, R., Sautu, A., Deago, J. & J. Hall. (2012). Guía para la propagación de 120 especies de árboles nativos de Panamá y el neotrópico. New Haven, CT 06511, USA: Environmental Leadership and Training Initiative – ELTI, Yale School of Forestry & Environmental Studies.
- Roundy, B.A., Winkel, V.K., Khalifa, H. & A.D. Matthias. (1992). Soil water availability and temperature dynamics after one-time heavy cattle trampling and land imprinting. *Arid Land Research and Management*, 6(1): 53-69.
- Sánchez, M.D., Harvey, C.A., Medina, A., Vílchez, S. & B. Hernández. (2005). La diversidad, composición y estructura de la vegetación en un agropaisaje ganadero en Matiguás, Nicaragua. *Revista Biológica Tropical*, 53: 387-414.
- Sanderson, E.W., Jaiteh, M., Levy, M., Redford, K., Wannebo, A. & G. Woolmer. (2002). The human footprint and the last of the wild. *BioScience*, 52(10): 891-904.
- Schmidt, L. (2007). Tropical Forest Seed. Germany: Springer.
- Schupp, E.W., Milleron, T. & S.E. Russo. (2002). Dissemination Limitation and the origin and maintenance of species-rich tropical forest. En D. J. Levey, W. R. Silva, y M. Galetti (Eds.), *Seed Dispersal and Frugivory: Ecology, Evolution and Conservation* (pp. 19-33). Wallingford, UK: CAB International.
- Serio-Silva, J.C. & V. Rico-Gray. (2002). Influence of microclimate at different canopy heights on the germination of *Ficus (Urostigma)* seed dispersed by Mexican Howler Monkeys (*Alouatta palliata Mexicana*). *Interciencia*, 27(4): 186-190.
- Simpson, M.G. (2006). Plant Systematics. Canada: Elsevier Academic Press.
- Slocum, M.G. (2001). How tree species differ as recruitment foci in a Tropical pasture. *Ecology*, 82(9): 2547-2559.
- Slocum, M.G. & C. Horvitz. (2000). Seed arrival under different genera of trees in a neotropical pasture. *Plant Ecology*, 149: 51-62.
- Smith, M., Wang, B.S.P. & H.P. Msanga. (2010). Dormancia y Germinación. En J. A. Vozzo (Eds.), *Manual de Semillas de Árboles Tropicales* (pp. 157-182). USA: Departamento de Agricultura de los Estados Unidos. Servicio Forestal.
- Smythe, N. (1970). Relationships between fruiting seasons and seed dispersal methods in a neotropical forest. *Am. Nat.*, 104(935): 25-35.
- Snow, D.W. (1971). Evolutive aspects of fruit-eating by birds. *Ibis*, 113(2): 194-202.
- Sosa, O. & G. Zerpa. (1997). Efecto del pisoteo de bovinos sobre la evolución del stand de plantas de una pasture consociada. *Arch. Latinoam. Prod. Anim.*, 5 (supl.1): 33-35.
- Spooner, P., Lunt, I. & W. Robinson. (2002). Is fencing enough? The Short-Term Effects of Stock Exclusion in Remnant Grassy Woodlands in Southern NSW. *Ecological Management & Restoration*, 3 (2): 117-126.
- Standley, P.C. (1917). The Mexican and Central American species of *Ficus*. *Contr. U. S. Natl. Herb.*, 20: 135.
- Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M. & C. de Haan. (2009). La larga sombra del ganado: problemas ambientales y opciones. LEAD-FAO, Rome 2006.

- Sun, D. & M.J. Liddle. (1993). A survey of trampling effects on vegetation and soil in eight tropical and subtropical sites. *Environmental Management*, 17 (4): 497-510.
- Terborgh, J. (1986). Community aspects of frugivory in tropical forests. En A. Estrada, y T. H. Fleming (Eds.), *Frugivores and seed dispersal* (pp. 371-384). Dordrecht: Junk Publisher.
- The American Ornithologists Union (AOU). (2013). Checklist of North and Middle America Birds. Recuperado de <http://checklist.aou.org>.
- Toh, I., Gillespie, M. & D. Lamb. (1999). The role of isolated trees in facilitating trees seedling recruitment at a degraded sub-tropical rainforest site. *Restoration Ecology*, 7(3): 288-297.
- Tosi, J. (1971). Inventariación y demostraciones forestales (Panamá) Zonas de Vida. Informe Técnico 2. PNUD, FAO. Roma, p 63-64.
- Trainer, J.M. & T.C. Will. (1984). Avian methods of feeding on *Bursera simaruba* (Burseraceae) fruits in Panama. *The Auk*, 101(1): 193-195.
- Trimble, S. & A.C. Mendel. (1995). The cow as a geomorphic agent-A critical review. *Geomorphology*, 13: 233-253.
- Tucker, N.I J. (2001). Wildlife colonization on restored tropical lands: What can it do, how can we hasten it and what can we expect?. En S. Elliott, J. Kerby, D. Blakesley, K. Hardwicke, K. Woods, y V. Anusarnsunthorn (Eds.), *Forest Restoration for Wildlife Conservation*. (pp 279-294). Thailand: International Tropical Timber Organization and the Forest Restoration Research Unit. Chiang Mai University. Recuperado de [http://www.forru.org/PDF\\_Files/frfwcpdf/part5/p52%20Tucker%20Wildlife%20colonisation.pdf](http://www.forru.org/PDF_Files/frfwcpdf/part5/p52%20Tucker%20Wildlife%20colonisation.pdf).
- Uhl, C., Clark, K., Clark, H. & P. Murphy. (1981). Early plant succession after cutting and burning in the upper Rio Negro region of the Amazon basin. *Journal of Ecology*, 69(2): 631-649.
- United Nations (UN). (2009). *World population Prospects*. The 2008 Revision. New York.
- van der Pijl, L. (1982). *Principles of dispersal in higher plants*. New York: Springer-Verlag.
- van Dorp, D. (1985). Frugivoría y dispersión de semillas por aves. En A. Gómez-Pompa, y S. del Amo (Eds.), *Investigaciones sobre regeneración de Selva Altas en Veracruz, México*. (pp. 333-363). México: Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos Bióticos Alhambra.
- van Noort, S. & Y.-Y. Rasplus. (2012). Figweb. Iziko South African Museum. Recuperado de [http://www.figweb.org/Ficus/Classification\\_of\\_figs/index.htm](http://www.figweb.org/Ficus/Classification_of_figs/index.htm).
- Vargas, O., Premauer, J. C. & A. Cárdenas. (2002). Efecto del pastoreo sobre la estructura de la vegetación en un paramo húmedo de Colombia. *Ecotropicos*, 15(1): 35-50.

- Vásquez-Yanes, C. & A. Orozco-Segovia. (1985). Posible efectos del microclima de los claros de la selva, sobre la germinación de tres especies de árboles pioneros: *Cecropia obtusifolia*, *Heliocarpus donnel smithii* y *Piper auratum*. En A. Gómez-Pompa, y S. del Amor. (Eds.), *Investigaciones sobre la regeneración de selva altas en Veracruz, México* (pp. 241-253). México: Alhambra Mexicana.
- Velásquez-Vélez, R., Pezo, R., Skarpe, C., Ibrahim, M., Mora, J. & T. Benjamín. (2009) Selectividad animal de forrajes herbáceos y leñosos en pasturas seminaturales en Muy Muy, Nicaragua. *Agroforestería en las Américas*, 47: 51-60.
- Villalobos, C.M., Cuba, N. & C. Pimentel. (2010). Forest resource assessment 2010: Informe Nacional, Panamá (Rome: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación-Departamento forestal). Recuperado de <http://www.fao.org/forestry/fra/67090/en/pan/>.
- Warren, S.D., Thurow, T.L., Blackburn, W.H. & N.E. Garza. (1986). The Influence of livestock trampling under intensive rotation grazing on soil hydrologic Characteristics. *Journal of Range Management*, 39(6): 491-495.
- Weigel, J.R., Britton, C.M. & G.R. McPherson. (1990). Trampling effects from short-duration grazing on Tobosagrass range. *Jornal of Range Management*, 43(2): 92-95.
- Windsor, D.M., Morrison, D.W., Estribi, M.A. & B. de León. (1989). Phenology of fruit and leaf production by strangler figs on Barro Colorado Island, Panama. *Experientia*, 45(7): 647-653.
- Wu, G.L., Du, G.Z., Liu, Z.H. & S. Thirgood. (2009). Effect of fencing and grazing on a Kobresia-dominated meadow in the Qinghai-Tibetan Plateau. *Plant and Soil*, 319(1-2): 115-126.
- Yates, C.J., Norton, D.A. & R.J. Hobbs. (2000). Grazing effects on plant cover, soil and microclimate in fragmented Woodlands in South-Western Australia: implications for restoration. *Austral Ecology*, 25: 36-47. doi: 10.1046/j.1442-9993.2000.01030.x.
- Zimmerman, J., Pascarella, J. & M. Aide. (2000). Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. *Restoration Ecology*, 8(4): 328-338.

## 11- ANEXOS

**Anexo 1.-** Número de plántulas registradas en dos árboles de *F. americana* en Balita, Tinajas, Dolega, Chiriquí.

Familia	Especie	Tratamiento*	Total (Individuos/especie)
Anacardiaceae	<i>Anacardium excelsum (Kunth) Skeels</i>	C/NC	8
Annonaceae	<i>Xylopia frutescens Aubl.</i>	C/NC	12
	<i>Xylopia sp.</i>	C	1
Apocynaceae	<i>Stemmadenia grandiflora (Jacq.) Miers</i>	NC	1
Arecaceae	<i>Elaeis oleifera (Kunth) Cortés</i>	C	1
Burseraceae	<i>Bursera simaruba (L.) Sarg.</i>	C/NC	28
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulosum (L.) Morong</i>	C/NC	4
Fabaceae	<i>Andira inermis (W. Wright) Kunth ex DC.</i>	NC	1
	<i>Andira inermis (W. Wright) Kunth ex DC.</i>	C/NC	46
Lauraceae	<i>Ocotea veraguensis (Meisn.) Mez</i>	C/NC	43
Malpighiaceae	<i>Byrsonima crassifolia (L.) Kunth</i>	C	1
Meliaceae	<i>Trichilia sp.</i>	C/NC	3
Moraceae	<i>Trophis sp.</i>	C	3
Nyctaginaceae	<i>Neea sp.</i>	C	2
Piperaceae	<i>Piper marginatum Jacq.</i>	C/NC	7
Rubiaceae	<i>Psychotria sp.</i>	C	1
	Morfoespecie-5	C	1
Sapindaceae	<i>Cupania guatemalensis (Turcz.) Radlk.</i>	C/NC	5
Solanaceae	<i>Cestrum sp.</i>	NC	2
Morfo-1	Morfoespecie 1	C	1
Morfo-2	Morfoespecie 2	C	1
Morfo-3	Morfoespecie 3	NC	1
Morfo-4	Morfoespecie 4	C	1
<b>Total</b>	<b>23</b>	<b>19C/13NC</b>	<b>174</b>

\*C=cercado, NC=no cercado.

**Anexo 2.-** Número de aves registradas en dos árboles de *F. americana* en Balita, Tinajas, Dolega, Chiriquí.

<b>Familia</b>	<b>Especie</b>	<b>Estatus*</b>	<b>Total (individuos/especie)</b>
Columbidae	<i>Patagioenas cayennensis</i>	R	48
Cuculidae	<i>Crotophaga ani</i>	R	4
Trochilidae	<i>Amazilia Edward</i>	R	1
	<i>Amazilia tzacatl</i>	R	9
	<i>Damophila julie</i>	R	3
Momotidae	<i>Momotus momota</i>	R	9
Picidae	<i>Melanerpes rubricapillus</i>	R	166
	<i>Dryocopus lineatus</i>	R	2
Psittacidae	<i>Brotogeris jugularis</i>	R	24
Furnariidae	<i>Xiphorhynchus susurrans</i>	R	3
Tyrannidae	<i>Capsiempis flaveola</i>	R	1
	<i>TyrannuletTyrannulus elatus</i>	R	15
	<i>Elaenia flavogaster</i>	R	100
	<i>Elaenia chiriquensis</i>	R	88
	<i>Mionectes oleagineus</i>	R	1
	<i>Todirostrum cinereum</i>	R	13
	<i>Myiarchus panamensis</i>	R	23
	<i>Myiarchus crinitus</i>	M	2
	<i>Pitangus sulphuratus</i>	R	75
	<i>Myiozetetes similis</i>	R	87
	<i>Myiodynastes maculatus</i>	R	11
	<i>Legatus leucophaius</i>	R	49
	<i>Tyrannus melancholicus</i>	R	81
<i>Tyrannus savana</i>	R	83	
Vireonidae	<i>Vireo philadelphicus</i>	M	8
	<i>Vireo olivaceus</i>	M	8
	<i>Vireo flavoviridis</i>	M	1
Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>	R	4
Turdidae	<i>Catharus ustulatus</i>	M	1
	<i>Turdus grayi</i>	R	680
Parulidae	<i>Mniotilta varia</i>	M	3

<b>Familia</b>	<b>Especie</b>	<b>Estatus*</b>	<b>Total (individuos/especie)</b>
	<i>Oreothlypis peregrina</i>	M	62
	<i>Setophaga petechia</i>	M	50
	<i>Thraupis episcopus</i>	R	484
	<i>Thraupis palmarum</i>	R	55
	<i>Dacnis cayana</i>	R	1
	<i>Cyanerpes cyaneus</i>	R	51
Incertae Sedis	<i>Saltator striatipectus</i>	R	1
	<i>Saltator maximus</i>	R	19
Emberizidae	<i>Volatinia jacarina</i>	R	1
	<i>Sporophila americana</i>	R	20
	<i>Arremonops conirostris</i>	R	2
Cardinalidae	<i>Piranga rubra</i>	M	10
Icteridae	<i>Icterus gálbula</i>	M	11
Fringillidae	<i>Euphonia luteicapilla</i>	R	461
	<i>Spinus psaltria</i>	R	42
<b>Total</b>	<b>47</b>	<b>10M/37R</b>	<b>2,919</b>

\*R= residente, M= migratoria.