



UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLÁS DE HIDALGO

FACULTAD DE BIOLOGÍA  
PROGRAMA INSTITUCIONAL MAESTRÍA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS  
ECOLOGÍA Y CONSERVACIÓN

# Productividad de forraje en un gradiente sucesional de bosque tropical seco en la costa de Jalisco

## TESIS

Que como requisito para obtener el título de

# MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

Presenta

## Mariana Lagunas Pérez

**Dr. José Arnulfo Blanco García**

Facultad de Biología - Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo

**Dra. Mayra Elena Gavito Pardo**

Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad -Universidad Nacional  
Autónoma de México

Morelia, Michoacán, Febrero 2022



## CONTENIDO

CONTENIDO .....	2
RESUMEN .....	5
ABSTRACT .....	7
INTRODUCCIÓN .....	9
Bosques tropicales secos y su transformación .....	9
Bosques sucesionales .....	10
La sucesión y la ganadería .....	11
Ganadería y su efecto en la estructura vegetal.....	13
Manejo adaptativo.....	13
Sistemas productivos silvopastoriles.....	14
La flora de Chamela.....	16
Productividad en sitios sucesionales y ganadería.....	17
HIPÓTESIS .....	20
OBJETIVOS .....	21
Objetivos generales .....	21
Objetivos particulares.....	21
MÉTODOS .....	22
Zona de estudio .....	22
Selección de sitios .....	22
Tratamientos para medir la biomasa de vegetación no leñosa .....	26
Tratamientos .....	28
Variables de vegetación.....	31

Calidad nutricional del forraje.....	34
Análisis estadísticos.....	35
Análisis Biomasa .....	35
Análisis del coeficiente de agostadero .....	37
Análisis de especies por m <sup>2</sup> .....	38
Análisis del Índice de diversidad de Shannon .....	38
Diversidad Beta: índice de similitud de Jaccard por sitio.....	39
Índice de distancia de Bray-Curtis .....	39
Índice Valor de Importancia.....	39
RESULTADOS.....	41
La productividad anual acumulada de biomasa no leñosa.....	41
Biomasa no leñosa palatable y no palatable acumulada en el año.....	42
Productividad temporal .....	44
Coeficiente de agostadero .....	47
Efecto del contenido de agua del suelo sobre la productividad: .....	49
Calidad del forraje.....	50
Riqueza de especies.....	52
Índice de Shannon .....	54
Diversidad Beta: índice de similitud de Jaccard por sitio .....	54
Índice de distancia de Bray-Curtis .....	55

Índice Valor de Importancia .....	56
Tratamiento de pastoreo .....	56
Tratamiento de corte sistemático .....	57
DISCUSIÓN .....	59
Productividad de forraje de los sitios sucesionales.....	59
La productividad y la disponibilidad de agua.....	60
El pastoreo y su efecto sobre las especies palatables.....	61
CONCLUSIÓN .....	64
ANEXO.....	66
Anexo 1. Lista de especies y su palatabilidad: (P) palatable y (NP)	
no palatable.....	66
AGRADECIMIENTOS .....	79
LITERATURA CITADA.....	81

## RESUMEN

La vegetación sucesional es parte del sistema de producción ganadera extensiva en los trópicos secos, no obstante, existe información limitada sobre la capacidad de proveer forraje al ganado y el efecto del pastoreo continuo sobre la productividad de vegetación y forraje. Aunque el abandono de los potreros podría recuperar la productividad vegetal, la biodiversidad y la calidad del suelo de la región, el forrajeo extensivo y continuo del ganado en la vegetación sucesional, puede desviar esta regeneración.

El objetivo en este trabajo fue conocer la productividad de vegetación y forraje (vegetación palatable al ganado) en potreros y sitios sucesionales con pastoreo ganadero, además de bosques conservados sin ganadería, para analizar el efecto del forrajeo en el proceso sucesional. Hipotetizamos que debido al consumo selectivo del forraje por el ganado, la producción de forraje disminuiría y la de vegetación no palatable aumentaría con la edad sucesional de las parcelas. Durante un año, colectamos mensualmente la vegetación total presente en cuadros de 1x1m y 2m de altura en un área fija aislada del pastoreo (corte sistemático) y en un área no fija bajo pastoreo del ganado (pastoreo real). El corte sistemático y el pastoreo real evaluaron la productividad vegetal y de forraje fuera y dentro del efecto de la selección del ganado, respectivamente.

La producción de forraje disminuyó drásticamente conforme aumentó la edad sucesional de los sitios, incluso en los bosques maduros; así mismo al comparar los cortes sistemáticos con el pastoreo real. La producción de forraje fue alta en los

potreros activos con pastoreo real que se hace en rotación de parcelas, pero disminuyó considerablemente con el corte sistemático. Pareciera importante que moderar las actividades productivas y promover descansos en parcelas y potreros puede permitir la regeneración, a la vez que sembrar especies forrajeras incrementaría la producción de forraje.

**Palabras clave:** Regeneración, sistema silvopastoril, especies vegetales fijadoras-palatables.

## ABSTRACT

Successional vegetation is actually part of the extensive livestock production in dry tropics, nevertheless, knowledge regarding their capacity to produce forage, or the effect of continuous grazing on vegetation and forage productivity is still very limited. Regeneration by paddock abandonment could restore the region's vegetation productivity, biodiversity and soil healthiness. Then again, the livestock's extensive and constant grazing on the successional vegetation could deter the natural regeneration.

The thesis objective was to identify the vegetation and forage (palatable vegetation for livestock) productivity on paddocks and successional sites with livestock grazing, as well as old mature forests without livestock, in order to analyze the livestock grazing effect on the successional progression.

We hypothesized that due to the livestock's selective consumption of forage, its production would diminish, while that of non-palatable vegetation would increase in proportion to the successional age of the grazing lands. Every month for a year, we collected the total amount of vegetation present within a squared section of 1x1m by 2m of height, in a fixed area isolated from livestock grazing (called *systematic cut*), and in a non-specific area subject to livestock grazing (called *real foraging*). The systematic cut measured the vegetation and forage productivity without the livestock's selective grazing effect. The real foraging measured the livestock's selective effect with free grazing on the same variables.

Forage production decreased drastically as the successional development of the sites increased, including in old mature forests; the same occurred when comparing systematic cuts and real foraging. Forage production was high in active paddocks with real foraging which practice paddock rotation, but decreased considerably with systematic cuts. It seems important that moderating productive activities, and promoting rest in grazing lands and paddocks could allow regeneration, while sowing foraging species would increase forage production.

**Key words:** Regeneration, silvopastoral system, fixing-palatable species vegetation.

## INTRODUCCIÓN

### **Bosques tropicales secos y su transformación**

El bosque tropical seco (BTS) representa aproximadamente el 42% de los bosques tropicales del mundo (Murphy and Lugo, 1986, Hasnat y Hossain, 2020), del cual aproximadamente la mitad se encuentra en América (Miles et al., 2006). Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeifa (2010) descubrieron que en Latinoamérica se había perdido el 66% de BTS por cambio de uso de suelo y México mantenía un 38% (181,461 km<sup>2</sup>) del total de fragmentos de bosque seco en el continente americano.

Los bosques secos caducifolios en México van desde el sur de Sonora y suroeste de Chihuahua hasta Chiapas, se cubre el interior de la República mexicana por las vertientes del río Santiago y Balsas, y hacia la Depresión Central de Chiapas, atravesando el Istmo de Tehuantepec (Rzedowski 1978, en Noguera et al 2002). Del 38% ocupado por bosques tropicales secos en el territorio mexicano solo 0.2% son áreas protegidas (Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeifa, 2010). Por estas razones, los bosques tropicales secos deberían ser considerados como una prioridad en la conservación (Miles et al., 2006).

Los ecosistemas tropicales naturales son los más amenazados en México (Trejo y Dirzo, 2000) y son afectados por transformaciones agrícolas y ganaderas (Maass, 1995, Zermeño-Hernández et al., 2015). La roza, tumba y quema es el

método de transformación más común de bosque conservado o bosque sucesional a pastizal o cultivo, de modo que la vegetación original se tira, se deja secar por un tiempo y se quema (Gamero-Gamero et al., 2020). La roza, tumba y quema, herbivoría, y senescencia provocan una gran pérdida-liberación de nutrientes tanto de la vegetación como del suelo (Chapin et al., 2002).

### **Bosques sucesionales**

Los bosques sucesionales resultan de la regeneración natural de los bosques maduros que fueron transformados a pastizales, por medio de la roza, tumba, quema, para extracción de madera, implementación de diversos cultivos o pastizales y después son abandonados (Burgos y Maass, 2004). Con el tiempo las semillas del bosque previo (banco de semillas) o de bosques vecinos (lluvia de semillas) germinan, se desarrollan y crecen dando lugar a la sucesión secundaria (Krebs, 1978). La sucesión es un cambio en el tiempo de los organismos que estaban presentes originalmente y de otros que no estaban pero pueden llegar aprovechando las nuevas condiciones. En el caso de la vegetación, la fase inicial se ve influenciada por especies pioneras caracterizadas por desarrollarse rápidamente, ser fructíferas y de fácil propagación. Las especies colonizadoras, al avanzar el desarrollo de la sucesión, generan competencia por territorio y luz, lo que en etapas avanzadas da lugar al establecimiento de especies más tolerantes a la sombra. Éstas, suelen contar con mayor capacidad de competencia por la luz además de tener raíces profundas que las pioneras no poseen (Krebs, 1978, Chazdon, 2014).

La biomasa vegetal producida en los bosques secundarios ha sido poco estudiada (Becknell y Powers, 2014), incluidos los BTS (Jaramillo et al., 2011).

### **La sucesión y la ganadería**

En la costa de Jalisco, en la zona aledaña a la reserva de la biósfera Chamela-Cuixmala, varios estudios han demostrado que el manejo ganadero puede afectar algunas propiedades y disminuir la calidad del suelo (Sandoval-Pérez et al., 2009, Chavez-Macedo, 2014, García-Oliva et al. 1994 García-Oliva & Maass 1998, García-Oliva et al., 2001, Maass et al., 2002). Ayala-Orozco et al. (2017), sugieren que algunas propiedades del suelo son resistentes al manejo ganadero (Figura 1) y otras cambian pero se recuperan durante la sucesión, mientras que todas las propiedades de la vegetación se reducen inicialmente y después se recuperan. Esto parece relacionarse con el mantenimiento de biodiversidad alta y el manejo ganadero extensivo y de bajos insumos en la zona (Trilleras et al., 2015, Sánchez-Romero et al., 2021).

El sobrepastoreo reduce la productividad de biomasa y la abundancia de especies de pastos (Ash et al., 2011, van Bentum, 2019). Los ganaderos reconocen las desventajas del mantenimiento del ganado. Cabe destacar que la presión del pastoreo modifica negativamente los sitios (Alonso, 2011) pero después de años de abandono muchas propiedades pueden retornar a su estado previo al manejo (Gavito et al. 2018).



**Figura 1** Resiliencia a las actividades de manejo en los suelos de la costa de Jalisco, Chamela

En todos esos estudios se hace referencia al manejo y a las distintas prácticas que se utilizan, centrándose en el uso ganadero en potreros activos. No obstante, en la región el uso ganadero se practica también en bosques sucesionales y en bosques conservados, pero la capacidad de producción de forraje y el efecto del pastoreo sobre la vegetación y el proceso de regeneración en estos sitios se desconoce mayormente.

## **Ganadería y su efecto en la estructura vegetal**

El mantenimiento de la ganadería se hace de manera extensiva y adaptativa, donde se procede con una rotación de potreros continua e intensa del ganado (Mosier et al., 2021).

La corta duración del ganado en los potreros y los fuegos controlados favorecen la productividad de forraje, sin embargo, la calidad del forraje, la productividad del suelo y la diversidad de plantas disminuye con la severidad de las quemadas (Trilleras et al., 2015).

El monocultivo de pastos (Alonso, 2011, Navas, 2017, Vallejo et al., 2012) y el pastoreo pueden modificar las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo y afectar los procesos hidrológicos, el ciclo de nutrientes, así como la productividad vegetal (Whisenant, 1999, Beukes y Cowling, 2003, Tate, 2000) y la composición de especies vegetales (Ash et al., 2011).

## **Manejo adaptativo**

Hasta la fecha, los sitios sucesionales y bosques maduros pastoreados se manejan como sistemas silvopastoriles, con un manejo adaptativo con muy pocas intervenciones directas de manejo, como quemadas periódicas, aclareos de la vegetación, o rotaciones del ganado, y no involucran prácticas como fertilización, siembra de especies, zonificación de áreas, entre otras (Sánchez-Romero et al., 2021).

El manejo adaptativo depende mucho de la dinámica y disponibilidad familiar, la capacidad de manejar al ganado, el préstamo de otras parcelas para rotar al ganado. Esto permite un breve descanso entre pastoreo y pastoreo del ganado que puede favorecer la regeneración paulatina.

### **Sistemas productivos silvopastoriles**

Los sistemas silvopastoriles permiten la conservación de biodiversidad, que a su vez favorece el mantenimiento de servicios ecosistémicos sin hacer un cambio drástico del paisaje para el mantenimiento de la ganadería (Alonso, 2011, Navas, 2017), y tienen una función integral que busca el menor impacto posible (Izaguirre y Martínez, 2008, Sánchez-Romero et al., 2021). Los árboles forrajeros podrían representar aportaciones de proteínas y nutrientes, incluso mayores a la cantidad de proteína que pueden tener los pastos (Benavides, 1998). Los árboles con capacidad forrajera pueden ser accesibles para el ganado en épocas críticas. Entre las ventajas de tener abundantes especies forrajeras en las parcelas se encuentra que, además de ser comestible la parte vegetativa, un alto porcentaje de proteína y nutrientes proviene de los frutos que son aprovechados en época de secas, y algunas especies al poseer una copa amplia aportan un microclima agradable bajo su sombra en días calientes (Izaguirre y Martínez, 2008, Navas, 2017, Olivares-Pérez et al., 2011, Villaherrera et al., 2009).

La presencia de árboles de cualquier tipo en los sitios con manejo aporta un sin número de ventajas. En todas ellas el suelo es el más beneficiado, ya que se

favorece la entrada de nutrientes al sistema por la aportación de materia orgánica en forma de hojarasca, frutos, ramas y troncos muertos, a la vez que permite un microhábitat para el establecimiento de micro y macroorganismos (Barrios et al., 2012, Sánchez-Romero et al., 2021). En este sentido se comienza una serie de interacciones en las cuales se formaliza la acumulación y formación del suelo por medio de la descomposición al incorporar nitrógeno y carbón que es aprovechado por los descomponedores (Spasojevic et al., 2019). Se da un reciclaje de nutrientes por medio de la descomposición, favoreciendo la productividad primaria (Barrios et al., 2012, Martínez-Yrizar, 1980, Rhoades et al., 1998). En consecuencia, la retención de humedad en el suelo aumenta y los arboles tienen la capacidad de captar el agua y conducirla al suelo a través de sus raíces, hojas y ramas.

La dinámica de nutrientes del bosque tropical seco está determinada por la disponibilidad de nutrientes y agua. En época de lluvias hay una importante liberación por descomposición del material orgánico y aprovechamiento de nutrientes de las plantas, y en época de secas es reabsorbido por la planta al tallo principal para sobrevivir durante el estío, tornando escasos los nutrientes en el follaje y despojándose de las hojas.

Las especies vegetales leñosas y herbáceas pueden variar tanto en la concentración de nutrientes que mantienen en la época de lluvias como en que tienen en la época seca. Esto podría representar una fuente de variación en los nutrientes que contiene el forraje del ganado en la época seca y en la de lluvias.

La disponibilidad de agua y la topografía influyen en la biomasa producida, en bosques deciduos en la región de Chamela, donde la biomasa en pie va de 59.9 a 121.4 Mg ha<sup>-1</sup> (ton ha<sup>-1</sup>) de peso seco (Castellanos et al. 1991, Jaramillo et al. 2003,

Kauffman et al. 2003), y en bosques semidecíduos en la misma región va de 247.5 a 390 Mg ha<sup>-1</sup> (ton ha<sup>-1</sup>) de peso seco (Jaramillo et al. 2003). La riqueza de especies en bosques sucesionales y pastizales interacciona con la cobertura vegetal, la disponibilidad de nutrientes y la descomposición en la región de Chamela (Gavito et al. 2018). Sin embargo, aún falta conocer la interacción del ganado con los bosques sucesionales y sus efectos sobre la productividad de biomasa total y de forraje, las especies presentes, las que toleran el pastoreo y las que no, lo cual es de gran importancia debido a su uso de manera recurrente como parte de la ganadería extensiva.

### **La flora de Chamela**

La flora en la región de Chamela está representada por 125 familias de plantas, de las cuales las Fabaceas (Leguminosas) presenta el mayor número de especies con 160 con un 14% respecto al resto de las familias y le siguen las Euphorbiaceae con 94 especies con un 8%, entre ambas comprenden una quinta parte de la flora de la zona. La otra parte de la flora por orden de representación son las Compositae, Gramineae, Convolvulaceae, Malvaceae, Solanaceae, Rubiaceae, Acanthaceae, Bromeliaceae, Cucurbitaceae, Verbenaceae y Boraginaceae (Noguera et al 2002).

## **Productividad en sitios sucesionales y ganadería**

En la región de Chamela, a pesar de ser el bosque tropical seco más estudiado de México, son pocos los trabajos que se han desarrollado en los últimos años sobre la interacción entre la ganadería y el bosque (Trilleras et al. 2015, Pérez-Cárdenas, 2020, Sánchez-Romero et al., 2021). Los bosques sucesionales de esta región son usados para el pastoreo, incluso años después de detener el mantenimiento en los pastizales. Los bosques sucesionales pastoreados son una unidad de producción ganadera no reconocida como tierra de uso ganadero, ni considerada en las políticas públicas, ni en programas gubernamentales de apoyo o en las estadísticas de producción ganadera por lo que sería importante su integración para fomentar la conservación de los ecosistemas e interacción local (Sánchez-Romero et al., 2021).

Aunque hay información sobre la productividad primaria de la región, la recuperación de la diversidad y la biomasa vegetal en pie (Maza-Villalobos et al. 2011(a,b); Mora et al. 2015) y de la necromasa acumulada (mantillo) durante la sucesión secundaria (Gavito et al., 2018), aún es necesario conocer la capacidad de producción vegetal y de forraje en bosques sucesionales con pastoreo de ganado, porque es información crucial tanto para la conservación como para el diseño de un aprovechamiento ganadero sustentable. La ganadería es muy común en los sitios sin mantenimiento, pero aún se desconoce la capacidad de los sitios con diferente edad sucesional para proveer de forraje al ganado a lo largo del año y la contribución de la vegetación sucesional a la producción ganadera.

Existen estimaciones de la capacidad de producción de forraje en varios tipos de vegetación (SAGARPA, 2014), incluyendo las selvas bajas caducifolias y subperennifolias que se usan para alimentar al ganado en las regiones de BTS (POET-EJ, 2000), pero no existen datos sobre forraje para los bosques sucesionales.

Si se busca pasar de un diagnóstico a propuestas alternativas de manejo ganadero que mantengan o recuperen la calidad del suelo y la productividad tanto vegetal como ganadera, es necesario conocer y entender las decisiones que toman los productores al considerar la actividad ganadera en la región. Una investigación-acción participativa con los dueños de las parcelas fomentaría la construcción junto con ellos de alternativas viables para lograr una producción ganadera más sostenible donde se conserve en lo posible el suelo (Gavito et al., 2014) y el desarrollo de los bosques secundarios.

Por lo tanto, este estudio se enfocó en profundizar en el análisis del pastoreo, uno de los aspectos del manejo ganadero y de la biodiversidad vegetal que tienen mayor impacto en la productividad y en su capacidad de proveer servicios ecosistémicos a las comunidades locales. En concreto se midió un servicio de provisión, la productividad de forraje en dos escenarios, uno que refleja la producción de forraje con el pastoreo real que promueven los ganaderos locales y otro que simula lo que sería la producción de forraje bajo una presión de pastoreo intensa y constante con el corte sistemático mensual. El tratamiento de pastoreo real cuantificó el efecto que tiene el pastoreo de la forma en la que lo maneja cada productor, ya que no se realizó ninguna manipulación y se midió siempre en un área del sitio que no había sido muestreada previamente para tener representada solamente la remoción selectiva que hace el ganado del forraje. En el tratamiento de corte

sistemático mensual, por el tiempo que requeriría cortar selectivamente lo palatable y lo no palatable, no se hizo una distinción en este tratamiento y se cortó toda la vegetación presente en el cuadro y después se separó en palatable y no palatable, al igual que en el pastoreo real. Por lo tanto, el tratamiento de corte sistemático se usó para explorar el efecto de la presión intensa del corte sobre la productividad de las especies pero no refleja lo que sería una intensificación del pastoreo con presencia de ganado, que sí haría un corte selectivo el ganado sobre las especies. No obstante, los productores informaron que el ganado disminuye la selectividad al ir escaseando las especies más apreciadas y, cuando ya no hay, consume casi todo lo que está presente, por lo que si se dejara al ganado por mucho tiempo pastoreando en el mismo lugar terminaría consumiendo casi todo, como en el corte sistemático que se hizo. Por estas razones, debe tomarse en cuenta que el tratamiento que mejor refleja el efecto del ganado es el denominado pastoreo real y que el tratamiento de corte sistemático mensual se usó para explorar el efecto de la intensificación del pastoreo sobre la productividad de las especies pero no se realizó un pastoreo más intenso con ganado en esos sitios.



## OBJETIVOS

### Objetivos generales

- Cuantificar la productividad de la vegetación en un gradiente sucesional de sitios sin mantenimiento y el efecto del pastoreo real y de cortes sistemáticos mensuales sobre las especies palatables y no palatables para el ganado.
- Medir la riqueza de especies palatables y no palatables para el ganado y su respuesta al corte sistemático y al pastoreo real en un gradiente sucesional de sitios de bosque tropical seco.
- Evaluar si la capacidad de producción de forraje para el ganado y la riqueza y diversidad de las especies presentes disminuye con la edad sucesional de los sitios.

### Objetivos particulares

- Medir mensualmente la biomasa de la vegetación palatable y no palatable en tratamientos de corte sistemático y pastoreo real durante un año, en el gradiente sucesional.
- Relacionar la edad sucesional de los sitios con la productividad total, palatable y no palatable, la productividad promedio con corte sistemático y con pastoreo real.
- Identificar las especies palatables y no palatables para el ganado en los sitios estudiados para evaluar si la riqueza de especies y su biomasa cambian con la edad sucesional, con el corte sistemático y con el pastoreo real.

## MÉTODOS

### Zona de estudio

El trabajo se realizó en la costa de Jalisco, México, en la zona de la Reserva de la Biósfera Chamela – Cuixmala (19°37' - 19°59' N y 100°94' - 105°06' O); se evaluaron dos sitios en la reserva y los demás en sitios aledaños. Este es un ecosistema de bosque tropical seco, con una marcada estacionalidad, con al menos 4 meses secos (Murphy & Lugo 1986). El clima es cálido subhúmedo con precipitación promedio anual de 679 mm (Maass et al. 2002); usualmente de julio a octubre es la temporada de lluvias y la temporada seca es de noviembre a junio (Silva-Bátiz et.al. 2009). Los eventos ciclónicos son los que definen la cantidad y duración del agua que baña la zona (García-Oliva et al. 1991). La temperatura promedio anual es de 22.1°C y se presentan promedios máximos de 30.3°C. La oscilación térmica en un día despejado va de casi 16°C en secas, a ser más estable y oscilar menos de 1°C en lluvias (Camou 2001). La cantidad de lluvia es errática de un año a otro y se presentan lluvias aisladas en secas entre diciembre y los primeros meses del año (Maass et al. 2018).

### Selección de sitios

Se seleccionaron 25 sitios o parcelas que cubrieran potreros activos, sitios sucesionales sin mantenimiento con pastoreo irregular y sitios sin pastoreo para evaluar la productividad de biomasa vegetal no leñosa, que es la que puede

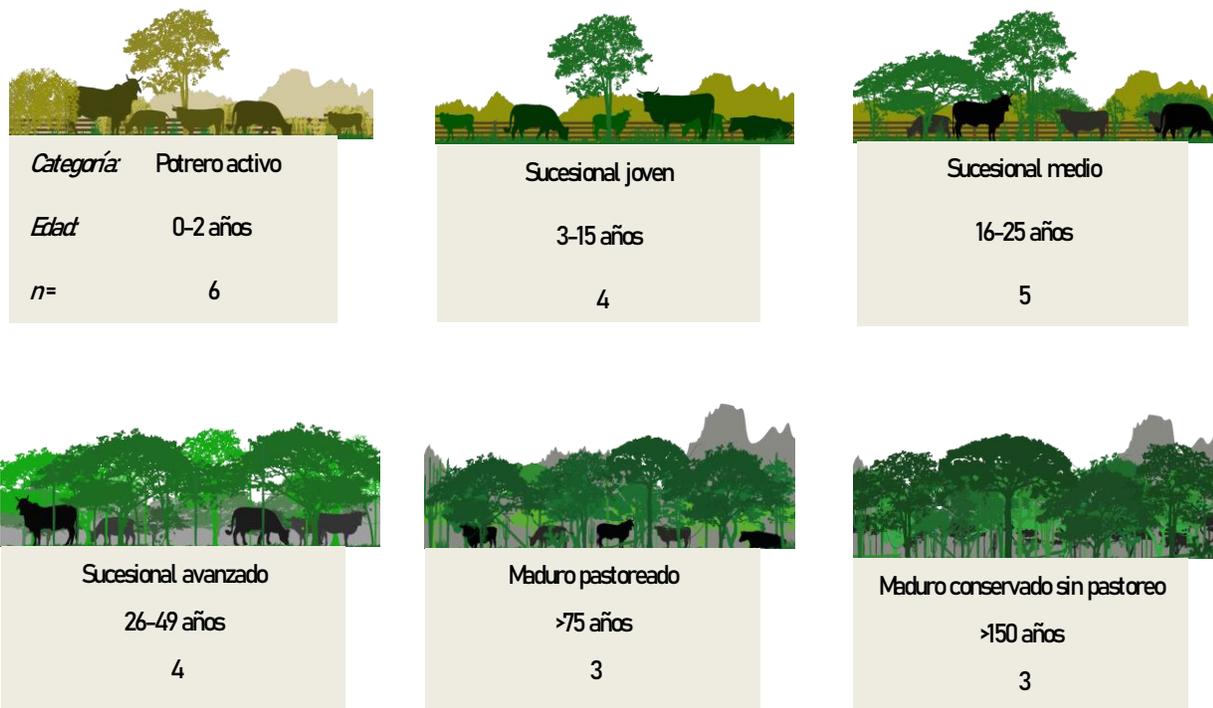
consumir el ganado. La edad de los sitios representa el número de años entre los que se usó el sitio por última vez y el año en que inicio el proyecto.

La biomasa vegetal no leñosa incluye todas las hojas, flores, frutos y hierbas, sin tomar en cuenta las ramas o troncos de la vegetación. Los sitios son pastoreados con excepción de los bosques conservados que se encuentran protegidos dentro de la reserva y no presentan ganadería ni ningún tipo de manejo y se usaron como referencia (*Tabla 1*). La mayoría de las parcelas pasaron por una selección de imágenes satelitales y entrevistas con los dueños e incluso visitas a las parcelas para empatar las edades de abandono, coberturas vegetales y su estado actual (Pérez-Cárdenas, 2020). Finalmente se incluyeron los sitios en donde se obtuvo la autorización de los propietarios para colocar las exclusiones de ganado y hacer las colectas y mediciones mensuales. Se trabajó en un inicio con 26 sitios y continuó el estudio con 25 sitios porque se eliminó el sitio 18 debido a la pérdida de material para evaluar el sitio y dificultad de acceso después del paso del huracán “Lorena”. Para el presente estudio se incluyeron seis potreros activos, que son los sitios más perturbados por el manejo de la vegetación para mantener la cobertura de pastizal y por el pastoreo intensivo. Los sitios sucesionales que tienen de 3 a 15 años de antigüedad desde el último chapeo o tala se consideraron jóvenes. Los sitios con 16 a 21 años de abandono se consideraron medios y los de 26 a 43 años como avanzados. Los sitios con vegetación y árboles viejos, donde el manejo ganadero continua se denominaron maduros pastoreados, y se les asignó una edad de más de 75 años de abandono. A los sitios conservados, para fines del análisis, se les asignó como edad hipotética 150 años (*Figura 3*). En los sitios maduros pastoreados y maduros conservados, la edad fue estimada, debido a que no se pudo calcular su

edad por medio de entrevistas, imágenes, anillos de crecimiento, u otros medios. Por lo tanto, la edad de los maduros es aproximada e hipotética, nos ayuda a analizar los datos sin alterar la interpretación.

**Tabla 1.** Sitios seleccionados: ubicación, tipo de cobertura

Categoría (Cobertura actual)	Edad abandono sitio	No. sitio	Nombre del sitio	Coordenadas		Ejido
				N	O	
Potrero activo	0	1	El sobaco	19°33' 34.9"	104°56'08.2"	Morelos "El limoncillo" y Nacastillo
	0	3	Martiniano 2	19°35'56"	104°55'28.9"	Nacastillo
	1	4	La casita	19°34'18.2"	105°00'52.1"	Los Ranchitos
	2	13	Pastizal Hilario	19°37'26.5"	105°08'43.2"	La Fortuna
	2	15	Picachos Carmelo	19°39'08.8"	105°03'10.9"	Juan Gil Preciado
	2	26	Ramiro potrero	19°33'48.7"	105°04'50.5"	San Mateo
	3	5	Don Cande	19°35'13.7"	105°01'01.6"	Los Ranchitos
Sucesional joven	4	2	Aldo papá	19°35'05.5"	104°55'36.6"	Nacastillo
	7	9	Ladrillera	19°36'39.7"	105°07'15.9"	La Fortuna
	11	6	Los llanitos Ventura	19°37'36.2"	105°00'53.2"	Los Ranchitos
	16	24	Elvira Torre	19°22'45"	104°56'18"	Camichin- Zapata
Sucesional Medio	16	20	Quemado	19°40'59"	105°11'52"	José María Morelos
	17	17	Los chivos	19°36'47.6"	105°03'48.7"	Juan Gil Preciado
	20	12	Bosque Hilario	19°37'50.5"	105°08'06.3"	La Fortuna
	21	16	Don Goyo	19°37'59.9"	105°03'14.1"	Juan Gil Preciado
	26	21	Pimi Fortuna	19°39'21.4"	105°09'20"	La Fortuna
Sucesional avanzado	31	14	Pipón confundido	19°35'26.4"	105°03'41.4"	San Mateo
	33	25	Ale Peña	19°29'04.4"	105°01'51"	Pequeña propiedad Cerca del arroyo "El Zarco"
	43	10	Pedro Fortuna	19°36'21.4"	105°06'40.1"	La Fortuna
Maduro pastoreado	~75	7	El rayado	19°38'10.1"	105°00'02.1"	Los Ranchitos
	~75	8	Manuel Ceja	19°37'05"	105°01'37.5"	Los Ranchitos
	~75	19	Los mangos	19°39'21.4"	105°09'20.2"	La higuera
Maduro conservado sin pastoreo	~150	11	Las jaibas	19°36'42.2"	105°09'01.1"	Pequeña propiedad
	~150	22	El tejón 2	19°30'33.7"	105°02'23.5"	Reserva Chamela-Cuixmala
	~150	23	El tejón 1	19°30'06.6"	105°02'36.6"	Reserva Chamela-Cuixmala

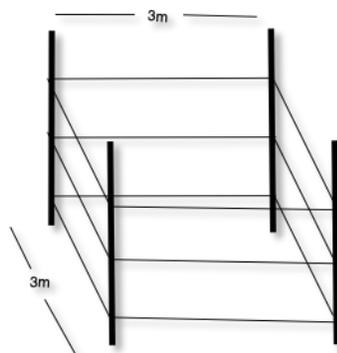


**Figura 3.** Sitios agrupados por categorías asociados por edad, se muestra el número de repeticiones por categoría.

### Tratamientos para medir la biomasa de vegetación no leñosa

En todos los sitios se colocó una zona con exclusión del pastoreo del ganado, incluyendo los bosques maduros sin pastoreo para que las condiciones fueran idénticas. La exclusión para evitar el pastoreo del ganado fue un cuadro de 3 x 3 m con alambrado de púas en su periferia. Se hizo una modificación al diseño experimental usado por Aguilar-Fernández et al. (2020). Se usaron de tres a cinco hilos de alambre de púas en la mayoría de los sitios con ganado bovino y en los

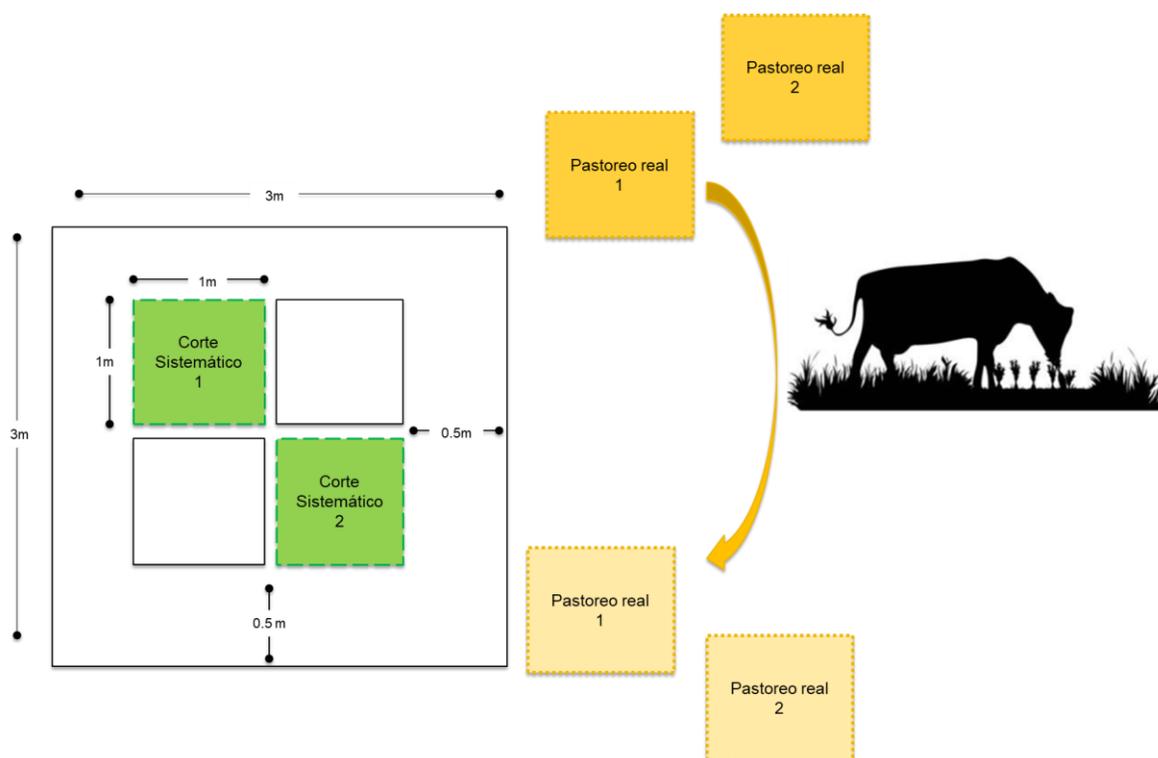
sitios con ganado caprino se utilizó malla pollera hasta 1.2 m de altura y se reforzó con alambre de púas en la parte inferior de la cerca. Se colocaron las exclusiones en la ladera con exposición sur de los sitios elegidos para uniformizar el efecto de la orientación de la pendiente. Principalmente se usaron los árboles presentes como postes y en contadas ocasiones se tuvo que usar postes de madera para excluir el área. En todas las exclusiones se dejó una zona de amortiguamiento sin utilizar de 0.5 m en el borde interno del cuadro, en caso de que el ganado ingiriera la biomasa en la periferia interior de la exclusión.



**Figura 4.** Exclusión para bloquear el pastoreo del ganado, con medidas de 3 x 3m, generalmente se usó la vegetación del sitio para excluir, en otras fue necesario usar postes para mantener la delimitación.

## Tratamientos

En cada sitio se establecieron dos tratamientos para medir la biomasa vegetal no leñosa, uno se realizó dentro de la exclusión de ganado (corte sistemático) y el otro fuera de la exclusión (pastoreo real) (Figura 5).



**Figura 5.** *Tratamientos: Corte sistemático (CS) mensual de la biomasa vegetal cortada en el mismo punto mensualmente dentro de la exclusión. Pastoreo real (PR) mensual, son cortes de biomasa vegetal alrededor de la exclusión, es material sujeto a pastoreo del ganado, en diferentes puntos en cada ocasión*

En el tratamiento que se denominó “corte sistemático” (CS) se realizó un corte total de las hojas de la vegetación herbácea y leñosa en el área excluida del pastoreo de ganado cada mes, que equivale a una rotación de pastoreo intensa. Este

tratamiento evaluó la sensibilidad al corte y la capacidad de rebrote de las plantas presentes en las parcelas, la producción de biomasa no leñosa total y la producción de biomasa no leñosa forrajera, simulando que se permite al ganado hacer un consumo total una vez al mes. Se usó la parte central de la exclusión y se dividió en secciones de 1 x 1 m (*Figura 5*). Mensualmente se colectó la biomasa no leñosa presente en dos cuadros fijos de 1 m<sup>2</sup> de área desde los 5 cm y hasta 2 m de altura con tijeras o machete (*Figura 6*).

El otro tratamiento se denominó “pastoreo real” (PR) y consistió en colectar mensualmente y de la misma forma alrededor del área de exclusión, donde el ganado pastoreó normalmente. El tratamiento de pastoreo real refleja el manejo de pastoreo en rotación con baja intensidad que se practica en la zona y evalúa la biomasa no leñosa producida en presencia del ganado, con la selección que éste hace de la vegetación que consume. Los dos cuadros correspondientes al pastoreo real (PR) se colectaron siempre en diferentes puntos para evitar el efecto de nuestro propio corte y tener solo el efecto del pastoreo del ganado. Esto se hizo también en los sitios sin pastoreo aunque no hubiera presencia de ganado para que las condiciones de corte fueran uniformes en todos los sitios. El manejo consiste de manera resumida en fuegos aproximadamente bianuales para controlar hierbas y rebrotes de árboles y arbustos no deseados, densidad del ganado por sitio de 1 a 3 vacas por hectárea, con una duración del pastoreo del ganado de 6 a 11 semanas por sitio al año (Trilleras et al. 2015), y se rota el ganado entre varios sitios (Pérez-Cárdenas et al. 2021). Al menos en los sitios que trabajamos no mantienen al ganado de manera permanente. La biomasa no leñosa se cortó de la misma forma, en dos cuadros con un área de 1 m<sup>2</sup> desde los 5 cm por encima del suelo y hasta 2

m de altura (Figura 6). Para evitar muestrear en el mismo lugar, el primer mes se tomó como punto de partida el centro de la exclusión, y el punto de colecta fue a 0°N, y se hizo la colecta de la biomasa vegetal en dos cuadros de 1m<sup>2</sup> a 10m de la malla de la exclusión. En los cuatro meses siguientes, se colectó avanzando en el sentido de las manecillas del reloj 80° hacia el Este y se colectó a 10 m de la exclusión; en los cuatro meses siguientes se colectó avanzando de la misma forma pero a 20 m de la exclusión y los últimos cuatro meses se colectó a los 30 m de la exclusión. Así se pudo muestrear cerca de la exclusión para que la vegetación y las condiciones ambientales fueran comparables, sin afectar mucho la vegetación presente y sin modificar el efecto del pastoreo (Figura 5).



**Figura 6.** En cada colecta se cortó la vegetación presente en un área de 1 x 1 x 2m, a 5 cm del suelo.

Las exclusiones se instalaron en mayo de 2019. No se colectó biomasa vegetal inicial ya que no había nada en crecimiento al final de la época de secas en

mayo. Una vez iniciadas las lluvias, en el año de muestreo fue hasta el mes de agosto, se cortó la biomasa de las herbáceas, lianas, árboles y arbustos. Se guardó en bolsas de papel y almacenaron en cajas de cartón para evitar que se pudrieran las plantas especialmente con la cantidad de humedad que tienen las plantas por las mañanas y se llevó a las instalaciones de la estación de biología para su procesamiento.

La productividad depende de la cantidad de agua disponible en el suelo, de la cantidad de luz y otros factores que favorecen el crecimiento vegetativo (Jaramillo et al. 2011, Murray-Tortaloro, et al. 2017), razón por la cual registramos mensualmente el contenido de agua en el suelo. Todos los sitios dependen del agua de lluvia, ninguno cuenta con sistema de riego. Se registraron los datos de contenido de agua del suelo por sitio al momento de la colecta de cada mes. Se tomaron cinco registros de la humedad del suelo alrededor de la exclusión a 5 cm de profundidad con un medidor portátil (Procheck, Decagon devices, GS3) y se promediaron esos registros por mes y para tener el registro por temporadas se promedió por los meses de lluvia y secas (de agosto a diciembre y de enero a mayo). Debido al tiempo limitado para hacer las colectas, se tomaron los registros ambientales a la hora en que se realizó el muestreo, por lo que puede haber gran variación, entre los sitios.

### **Variables de vegetación**

La biomasa fresca y tierna que el ganado consume en la temporada de lluvias, nosotros la llamamos biomasa palatable. En la temporada seca lo que se encuentra es la hojarasca del suelo, frutos y semillas, denominada necromasa, que también

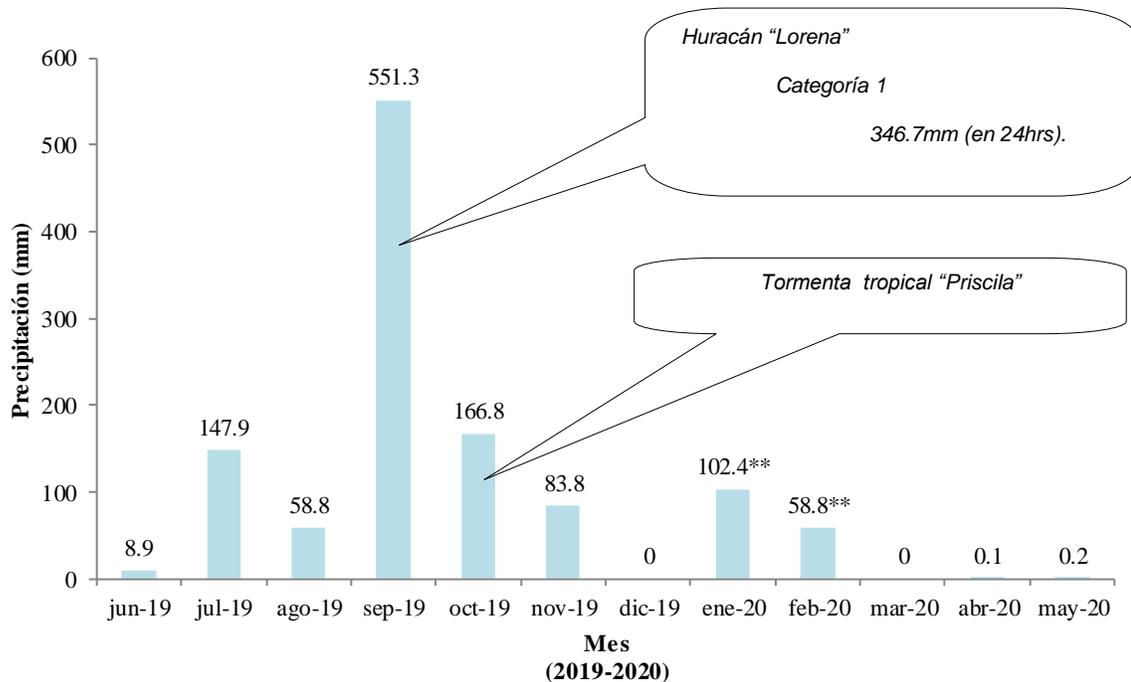
puede llegar a ser consumida por el ganado, aunque la distinción que hace el ganado entre especies es menor. La palatabilidad es la condición de que la biomasa sea apetecible (palatable) para el ganado, por lo que es una condición intrínseca a la planta. Según manifestaron los dueños de las parcelas, en lluvias el ganado selecciona mucho entre las especies para consumirlas. No obstante, en la época seca cuando no hay hojas verdes, consume selectivamente lo que se encuentra sobre el suelo de las parcelas, en este caso hojarasca, frutos y semillas. Sin embargo, no se consideró la palatabilidad de la necromasa por la dificultad para separar el material y para reconocer el material que prefiere el ganado. Durante la época de lluvias no se colectó la necromasa, que es muy poca, fue hasta la época seca. Para este trabajo se consideró el inicio de la época seca a partir de enero y fue cuando se comenzó a colectar la necromasa, pero se continuó colectando la biomasa no leñosa, ahora seca.

Dado que no existía información sobre muchas de las especies leñosas y herbáceas que consume el ganado, se colectaron las plantas presentes en el área de estudio, y se separaron por morfoespecies en el campo y laboratorio. Se tomaron registros fotográficos y ejemplares para prensar en campo y laboratorio y se hizo una descripción de los morfotipos como tipo de hoja, distribución de las hojas, presencia de flor, color, aroma, etc., de la mayoría de las morfoespecies. La biomasa foliar presente fue separada e identificada por morfoespecie tentativa, a la que se le asignó un número. Continuamente se fueron identificando las morfoespecies con apoyo de claves taxonómicas y/o especialistas en botánica a partir de los datos tomados de campo. También se separaron por forma de vida (leñosa arbórea o arbustiva, liana, herbácea) y por su palatabilidad para el ganado, de acuerdo a la información que

proporcionaron los dueños de las parcelas. En los casos en los que no se pudo llegar al nombre de la especie, se dejó indicado hasta el nivel taxonómico posible, o bien se le asignó un número único dentro de las morfoespecies cuando no pudieron asignarse a ningún nivel taxonómico. La necromasa no se separó e identificó por morfoespecies porque mucho del material ya no se puede identificar por características morfológicas. No obstante se asume que las especies que componen la necromasa son las morfoespecies que se registraron durante las lluvias cuando era más factible la identificación morfológica.

La biomasa y necromasa vegetal colectada mensualmente y ya separada por morfoespecies se secó a 80°C en un horno eléctrico, durante 72 horas y/o hasta mantener un peso seco constante. La biomasa vegetal no leñosa se registró como el peso seco por m<sup>2</sup> (gr/m<sup>2</sup>), posteriormente se llevó a toneladas por hectárea (ton/ha), una medida conocida entre los agricultores y ganaderos y reportada en la literatura.

Debido a que colectamos la biomasa vegetal de casi un año, se pudo separar la productividad total y de forraje (palatable) entre temporadas de lluvias y secas. Se dividió el forraje entre temporada de lluvias de agosto a diciembre 2019 y de secas de enero a mayo 2020 (**Figura 7**). La temporada de lluvias en este proyecto se estableció de agosto a diciembre y secas los meses de enero a mayo, se hizo esa selección en base al contenido de agua del suelo y la precipitación menor a 100mm por al menos dos meses (Murray-Tortaloro, et al. 2017).



**Figura 7.** Precipitación durante los meses de junio 2019 a mayo 2020. Se presentaron durante las colectas un huracán y dos tormentas tropicales. \*\*Lluvias invernales en cantidades similares a la temporada de lluvias, entrada ya la temporada de secas, entre enero y febrero. Precipitación 2019=1017.5mm y en 2020 de enero a mayo=161.5, en total durante las colectas 2019+2020=1179mm. (RUOA UNAM 2021)

### Calidad nutricional del forraje

Para identificar si había diferencias en el contenido de nutrientes del forraje entre la temporada de lluvias y de seca y entre las categorías sucesionales, se realizó un análisis de la concentración de N y P de una muestra compuesta del material palatable colectado de los tratamientos. Se integró el material colectado durante la temporada de lluvias y de seca para cada sitio y las dos muestras se molieron finamente. Se digirieron las muestras por combustión húmeda en ácido, se filtraron y se midieron mediante lectura colorimétrica a 660 nm en un autoanalizador Bran-Luebbe III. El N se determinó mediante el método semi-Kjeldahl (Bremmer,

1996) y el P mediante el método colorimétrico del molibdato después de la reducción con ácido ascórbico (Murphy y Riley, 1962). Se debe considerar que cada muestra por sitio fue un complejo del forraje que se colectó del sitio separado entre los meses de colecta que consideramos de lluvias (agosto a diciembre) y de secas (enero a mayo), sin distinguir entre tratamientos, solo las temporadas. Por esa razón los datos deben ser tomados con cautela y no generalizar su interpretación.

## **Análisis estadísticos**

### **Análisis Biomasa**

Para obtener la producción de biomasa por temporadas, se usó el peso seco de la biomasa colectada mensualmente por tratamiento y por cuadro, se promedió la biomasa de los dos cuadros y se sumó la biomasa de los meses de lluvias y luego la biomasa de los meses de secas. Después se agruparon los sitios por categorías sucesionales, es decir los sitios con edades similares (

*Tabla 2*), para obtener un promedio de producción de biomasa por categoría en lluvias, secas y anual.

**Tabla 2** Intervalo de edades sucesionales para cada categoría

<b>Categoría</b>	<b>Edad (intervalo de edad en años)</b>	<b>n</b>
<b>Potrero</b>	0 a 2	6
<b>Sucesional joven</b>	3 a 15	4
<b>Sucesional medio</b>	16 a 25	5
<b>Sucesional avanzado</b>	26 a 49	4

<b>Maduro pastoreado</b>	~75	3
<b>Maduro conservado</b>	~150	3

---

Se analizaron los datos de biomasa separando por palatabilidad y por tratamiento. Para identificar si los datos se distribuían de manera normal, la biomasa se analizó con la prueba de Shapiro-Wilkins. Si los datos eran normales, se aplicó un ANOVA de una vía. Si había diferencias, se analizaron los datos de biomasa y categorías para identificar las diferencias entre categorías con un análisis pareado de Tukey. Si los datos no se distribuían de manera normal, se transformaron a log. Cuando hubo presencia de “ceros” en la biomasa se aplicó una transformación log+1 y se analizó de nuevo para saber si se habían logrado normalizar los datos. Si los datos eran normales se procedía con un ANOVA de una vía. Cuando se logró normalizar los datos con la transformación, se usaba con un análisis de Kruskal-Wallis. Si había diferencias significativas se procedía con un análisis pareado de Mann-Whitney para identificar las diferencias entre categorías.

También se analizaron los datos con regresiones simples entre la edad sucesional y el contenido de nutrientes en la biomasa palatable seca. Usamos un modelo donde incluimos el efecto de la edad sucesional, los tratamientos y la palatabilidad en relación a la biomasa como variable de respuesta. Debido a que el comportamiento de la biomasa parecía logarítmico, se usó un modelo aditivo generalizado.

## Análisis del coeficiente de agostadero

El coeficiente de agostadero es el área necesaria para mantener una unidad animal (una vaca adulta con su cría), en función del forraje que se produce. Se representa en hectáreas por unidad animal al año (ha/UA/año), mientras la capacidad de carga es la unidad animal por hectárea al año (UA/ha/año) y depende de la intensidad del pastoreo. La unidad animal es la cantidad de forraje (en peso seco) que consume una vaca adulta (de 450kg) con su cría durante un año completo sin perjudicar el medio en el que se desarrolla. Es decir, una vaca adulta de 450kg con su cría consume, aproximadamente, el 3% de su peso por día. El coeficiente está en función de la producción de biomasa no leñosa palatable anual en peso seco por sitio. Se ajustó el coeficiente de agostadero de Vergara y Ortiz (2010),

$$\text{Coeficiente de agostadero} = \frac{\text{Producción de forraje anual (ton ha}^{-1}\text{)}}{1 \text{ Unidad animal}}$$

Ó

$$\text{Capacidad de carga} = \frac{1 \text{ unidad animal}}{\text{Producción de forraje anual del sitio (ton ha}^{-1}\text{)}}$$

En dónde:

$$1 \text{ Unidad animal} = 4.9 \text{ ton año}^{-1}$$

Por lo tanto:

$$1 \text{ vaca de } 450\text{kg} \times 3\% = 13.5\text{kg día}^{-1}$$

$$13.5\text{kg día}^{-1} \times 365 \text{ días} = 4,927.5\text{kg año}^{-1}$$

$$\frac{4,927.5 \text{ kg año}^{-1}}{1} \div \frac{1 \text{ ton}}{1,000 \text{ kg}} = 4.9 \text{ ton año}^{-1}$$

Para el análisis del coeficiente de agostadero, se verificó la normalidad de los datos, posteriormente si los datos se comportaban de manera normal, se realizaba un ANOVA de una vía. Cuando los datos no eran normales, se normalizaban con una transformación log de los datos y se procedía con el ANOVA de una vía.

### **Análisis de especies por m<sup>2</sup>**

Se obtuvo la riqueza de especies durante la temporada de lluvias (agosto-diciembre) por sitio, por cuadro, por tratamiento, por palatabilidad. Se promedió el número de especies por sitio (los dos cuadros por tratamiento, separando la palatabilidad en todo momento). Para los análisis se usó la prueba de Shapiro-Wilkins, si presentaron normalidad los datos se aplicó ANOVA. Cuando no tenían normalidad, se transformaron con  $\log x+1$  (por la presencia de ceros) para normalizar los datos, después se hizo un ANOVA y un análisis pareado de Tukey.

### **Análisis del Índice de diversidad de Shannon**

El índice de Shannon nos indica la diversidad en función de la riqueza y abundancia de especies, nosotros usamos la biomasa como medida de abundancia y la presencia de las especies en los cuadros para obtener el índice de Shannon. Los datos se agruparon por categoría en el rango de edades. Se aplicó un análisis de varianza entre categorías sucesionales para evaluar diferencias significativas.

### **Diversidad Beta: índice de similitud de Jaccard por sitio**

Este índice cuantifica el reemplazo de especies a través de un gradiente de edad de abandono de los sitios estudiados. Nos dice que tan similares son los sitios en relación a las especies que contienen y a las que comparten. Se realizaron comparaciones pareadas entre todos los sitios y se presentan gráficamente mediante un análisis de agrupamiento.

### **Índice de distancia de Bray-Curtis**

Es una medición del grado de reemplazo de las especies entre sitios pero toma en cuenta la biomasa de cada especie, a diferencia de Jaccard que solo usa la presencia-ausencia de las especies. Se realizaron comparaciones pareadas entre todos los sitios y se presentan gráficamente mediante un análisis de agrupamiento.

### **Índice Valor de Importancia**

El IVI identifica las especies vegetativas más representativas de una comunidad. Ajustamos la formula a los datos de frecuencia y biomasa relativas como medidas de la abundancia de las especies de cada sitio:

$$IVI = Frecuencia\ relativa + Biomasa\ relativa$$

La frecuencia relativa se evaluó considerando la frecuencia absoluta

$$\text{Frecuencia relativa} = \frac{\text{Frecuencia absoluta por especie}}{\text{Frecuencia absoluta de todas las especies}} \times 100$$

En donde:

$$\text{Frecuencia absoluta} = \frac{\text{Número de sitios con presencia por especie por categoría}}{\text{Número total de sitios muestreados}} \times 100$$

Para la biomasa relativa se usaron las mismas relaciones:

$$\text{Biomasa relativa} = \frac{\text{Biomasa absoluta por especie por categoría}}{\text{Biomasa absoluta de todas las especies por categoría}} \times 100$$

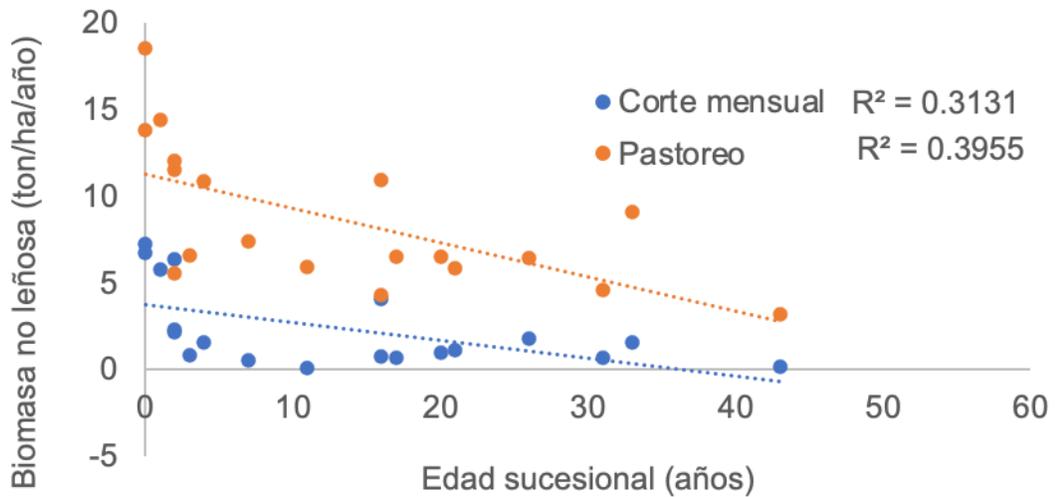
En donde:

$$\text{Biomasa absoluta} = \text{Biomasa por especie de los sitios por categoría}$$

## RESULTADOS

### **La productividad anual acumulada de biomasa no leñosa**

La biomasa no leñosa acumulada en el año fue mayor en el tratamiento de pastoreo que en el de corte sistemático independientemente de la edad sucesional de los sitios (*Figura 8*). La edad sucesional mostró una relación negativa con la biomasa no leñosa acumulada en ambos tratamientos. No obstante, fue más marcada en el tratamiento de pastoreo porque fue bajando gradualmente con la edad sucesional y en el de corte sistemático se redujo la biomasa casi a cero desde los primeros dos años en sucesión. Comparativamente, los sitios maduros pastoreados mostraron productividad media con pastoreo ( $4.65 \pm 0.09$ ) y muy baja con corte sistemático ( $0.85 \pm 0.49$ ) mientras que los sitios maduros sin manejo ganadero tuvieron valores más altos en el tratamiento con pastoreo porque en este caso no hay ganado ( $7.69 \pm 0.98$ ) y bajos con corte sistemático ( $2.04 \pm 1.18$ ). Claramente los únicos sitios que mantuvieron productividad vegetal con el corte sistemático fueron los potreros activos y la vegetación sucesional no resistió este tratamiento.

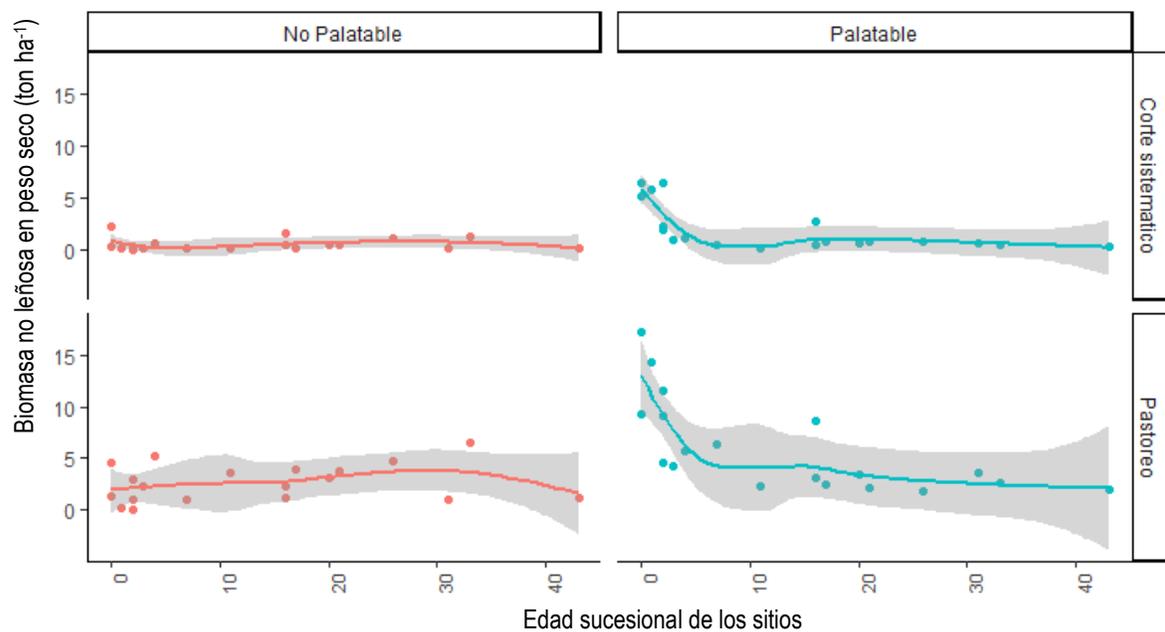


**Figura 8** Biomasa no leñosa acumulada en el año de muestreo en cada sitio con los dos tratamientos. Los valores son los promedios obtenidos de los dos cuadros de cada tratamiento en cada sitio. Los sitios con bosques maduros con y sin pastoreo, de edad desconocida, no se incluyeron en esta relación para poder analizar el efecto de la edad sucesional

### Biomasa no leñosa palatable y no palatable acumulada en el año

La biomasa palatable disminuyó conforme aumentó la edad sucesional de los sitios ( $p=0.012$ ) con una caída muy rápida en los primeros cinco años en ambos tratamientos. Sin embargo, en el tratamiento de corte sistemático la biomasa producida se redujo casi a cero después de los cinco años a diferencia del tratamiento con pastoreo en donde la biomasa producida fue baja pero se mantuvo así hasta en los sitios con mayor edad sucesional. La biomasa no palatable, en cambio, se mantuvo constante independientemente de la edad sucesional de los sitios ( $p=0.386$ ), con una tendencia al aumento sobre todo en el tratamiento con

pastoreo. Cabe remarcar que en este estudio se cortó todo en el tratamiento de corte sistemático, pero el tratamiento con pastoreo real sí conllevaba el corte selectivo de las especies que hizo el ganado. El tratamiento de pastoreo real presentó más del doble de biomasa que el corte sistemático mensual, pero la diferencia fue mayor en la biomasa de especies palatables.



**Figura 9** Biomasa no leñosa ( $\text{ton ha}^{-1}$ ) acumulada anual, diferenciada por palatabilidad para el ganado, en función de la edad sucesional de los sitios. Se excluyeron los sitios maduros porque se desconoce su edad y se busca entender lo que sucede durante la sucesión temprana. Se compara entre los tratamientos de corte sistemático y pastoreo. El área sombreada representa el intervalo de confianza de la biomasa registrada.

La biomasa palatable disminuyó de manera abrupta en los primeros 2 años de abandono y a partir de los 10 años de abandono de los sitios ya no se presentaron cambios en ambos tratamientos (*Figura 9*). Sin embargo, la biomasa no palatable se mantuvo constante en el corte sistemático con la edad sucesional, mientras en el pastoreo real aumentó ligeramente la biomasa no palatable, sin que presentara una diferencia significativa en relación a la edad de los sitios.

### **Productividad temporal**

Se observó la mayor biomasa no leñosa en ambos tratamientos (*Tabla 3 a*) en los potreros y en la temporada de lluvias. La biomasa palatable de la época de lluvias con corte sistemático ( $P=0.001$ ) y pastoreo real ( $P=0.002$ ) presentaron diferencias significativas entre las categorías.

En la temporada seca los únicos sitios que mantuvieron una productividad alta fueron los potreros activos. Aunque en general en todas las categorías se observó un declive de la biomasa en temporada de secas, en el tratamiento de corte sistemático fue mucho más pronunciado que en el de pastoreo porque en los sitios sucesionales ya no se produjo casi nada. De hecho en los sitios sucesionales no se observó una diferencia entre las temporadas de lluvia y seca en la biomasa producida con el tratamiento de pastoreo real (*Tabla 3 b*)

Los sitios sucesionales con pastoreo produjeron en la época seca en promedio más de dos toneladas de biomasa no leñosa total por hectárea y entre una y dos toneladas de biomasa palatable.

**Tabla 3** Promedios ( $\pm$ D. E.) de productividad de biomasa no leñosa ( $\text{ton ha}^{-1}$ ) palatable (P) y no palatable (NP) por cada categoría acumulada durante la época de lluvias, época seca y todo el año para los tratamientos de corte sistemático mensual (a) y pastoreo real (b). Los sitios se agruparon por categorías de cobertura vegetal y edad de abandono. Las letras en superíndice son comparables de manera horizontal para cada variable y promedios con las siglas “ns” no difieren significativamente

**a) Corte sistemático**

	Categoría		Potrero	Sucesional joven	Sucesional medio	Sucesional avanzado	Maduro pastoreado	Maduro conservado
	Edad (intervalo años)		0 a 2	3 a 15	16 a 25	26 a 49	50 a 75	~ 76 a 100
Lluvias	P	$(F_{(5,24)}=7.359, p=0.001)$	3.9 $\pm$ 1.6 <sup>a</sup>	0.6 $\pm$ 0.4 <sup>b</sup>	0.8 $\pm$ 0.8 <sup>b</sup>	0.5 $\pm$ 0.2 <sup>b</sup>	0.5 $\pm$ 0.1 <sup>b</sup>	0.5 $\pm$ 0.3 <sup>b</sup>
	NP	$(F_{(5,24)}=1.344, p=0.2886)$	0.2 $\pm$ 0.2 <sup>ns</sup>	0.2 $\pm$ 0.2 <sup>ns</sup>	0.5 $\pm$ 0.6 <sup>ns</sup>	0.5 $\pm$ 0.6 <sup>ns</sup>	0.2 $\pm$ 0.1 <sup>ns</sup>	1.1 $\pm$ 0.5 <sup>ns</sup>
Secas	P	$(\chi^2=11.6, df= 5, p=0.0323)$	0.7 $\pm$ 0.6 <sup>a</sup>	0.1 $\pm$ 0.1 <sup>b</sup>	0.2 $\pm$ 0.1 <sup>ab</sup>	0.01 $\pm$ 0.01 <sup>b</sup>	0.1 $\pm$ 0.1 <sup>ab</sup>	0.1 $\pm$ 0.2 <sup>ab</sup>
	NP	$(\chi^2=2.672, df= 5, p=0.6836)$	0.3 $\pm$ 0.7 <sup>ns</sup>	0.003 $\pm$ 0.007 <sup>ns</sup>	0.1 $\pm$ 0.1 <sup>ns</sup>	0.02 $\pm$ 0.04 <sup>ns</sup>	0.1 $\pm$ 0.2 <sup>ns</sup>	0.3 $\pm$ 0.3 <sup>ns</sup>
Anual	P	$(F_{(5,24)}=6.85, p<0.001)$	4.6 $\pm$ 2.1 <sup>a</sup>	0.6 $\pm$ 0.4 <sup>b</sup>	1.0 $\pm$ 0.9 <sup>ab</sup>	0.5 $\pm$ 0.2 <sup>b</sup>	0.6 $\pm$ 0.2 <sup>b</sup>	0.7 $\pm$ 0.5 <sup>b</sup>
	NP	$(F_{(5,24)}=1.146, p=0.3711)$	0.5 $\pm$ 0.8 <sup>ns</sup>	0.2 $\pm$ 0.2 <sup>ns</sup>	0.6 $\pm$ 0.6 <sup>ns</sup>	0.6 $\pm$ 0.6 <sup>ns</sup>	0.3 $\pm$ 0.3 <sup>ns</sup>	1.4 $\pm$ 0.7 <sup>ns</sup>

**b) Pastoreo real**

Categoría		Potrero	Sucesional joven	Sucesional medio	Sucesional avanzado	Maduro pastoreado	Maduro conservado	
Edad (intervalo años)		0 a 2	3 a 15	16 a 25	26 a 49	50 a 75	~ 76 a 100	
Lluvias	P	$(F_{(5,24)}=5.492, p=0.0027)$	5.1±2.2 <sup>a</sup>	2.1±0.8 <sup>ab</sup>	2.4±1.4 <sup>ab</sup>	1.3±0.5 <sup>b</sup>	2.3±0.5 <sup>ab</sup>	1.2±0.8 <sup>b</sup>
	NP	$(\chi^2=9.098, df= 5, p=0.1052)$	0.6±0.7 <sup>ns</sup>	1.2±1.0 <sup>ns</sup>	1.6±1.0 <sup>ns</sup>	1.7±1.6 <sup>ns</sup>	0.5±0.5 <sup>ns</sup>	2.9±0.9 <sup>ns</sup>
Secas	P	$(F_{(5, 24)}=3.629, p=0.0179)$	5.8±3.9 <sup>a</sup>	2.5±1.1 <sup>ab</sup>	1.5±1.2 <sup>b</sup>	1.1±0.6 <sup>b</sup>	1.1±0.5 <sup>ab</sup>	2.0±1.2 <sup>ab</sup>
	NP	$(\chi^2=6.949, df= 5, p=0.2242)$	1.1±1.6 <sup>ns</sup>	1.9±1.0 <sup>ns</sup>	1.2±0.2 <sup>ns</sup>	1.7±1.3 <sup>ns</sup>	0.7±0.2 <sup>ns</sup>	1.6±0.3 <sup>ns</sup>
Anual	P	$(F_{(5,24)}=6.31, p=0.001)$	11.0±4.4 <sup>a</sup>	4.7±1.8 <sup>ab</sup>	4.0±2.6 <sup>b</sup>	2.5±0.8 <sup>b</sup>	3.4±0.6 <sup>b</sup>	3.2±1.7 <sup>b</sup>
	NP	$(F_{(5,24)}=1.730, p=0.174)$	1.7±1.7 <sup>ns</sup>	3.0±1.8 <sup>ns</sup>	2.9±1.1 <sup>ns</sup>	3.4±2.7 <sup>ns</sup>	1.2±0.7 <sup>ns</sup>	4.5±0.8 <sup>ns</sup>

## **Coefficiente de agostadero**

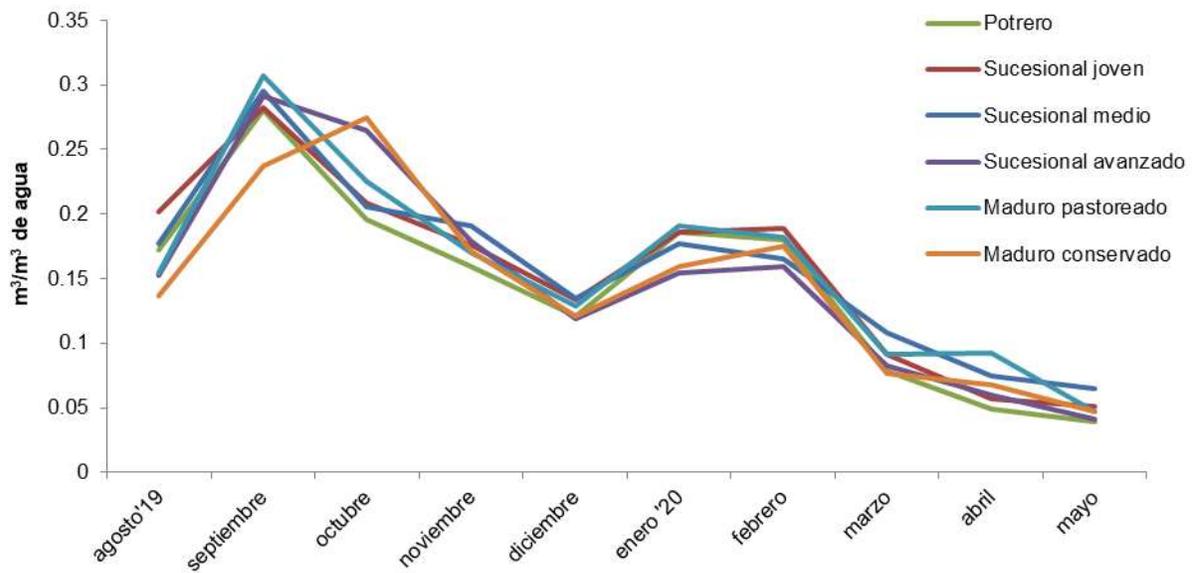
La cantidad de hectáreas que se necesitan para mantener una unidad animal (una vaca adulta con cría, por lo regular) en función de lo que se produce de forraje, denominada coeficiente de agostadero, se incrementó casi diez veces de los potreros activos (1.37 ha) a los sitios sucesionales (cerca de 10 ha) con el tratamiento de corte sistemático ( $F_{(5,24)}= 6.856$ ,  $P=0.0008$ ). Con el tratamiento de pastoreo realizado por los productores, se necesitaría la mitad de una hectárea ( $F_{(5,24)}= 3.796$ ,  $P=0.0149$ ) en potreros activos (0.53 ha) y una y media en los sitios sucesionales (cerca de 1.5 ha). En ambos tratamientos los potreros activos tuvieron coeficientes más bajos (*Tabla 4*) que los sitios de las categorías sucesionales.

**Tabla 4** Coeficiente de agostadero (CA) y capacidad de carga (CC) para cada categoría de cobertura bajo el tratamiento de corte sistemático y pastoreo real (promedio±D.E.) en base al forraje (biomasa no leñosa palatable)

Categoría				Potrero	Sucesional joven	Sucesional medio	Sucesional avanzado	Maduro pastoreado	Maduro conservado
Edad (intervalo años)				0 a 2	3 a 15	16 a 25	26 a 49	50 a 75	~ 76 a 100
<b>Corte sistemático</b>	<b>CA</b>	ha/UA	$F_{(5,24)}= 6.856, P=0.0008$	1.37±0.84 <sup>a</sup>	19.06±24.15 <sup>b</sup>	7.57±4.01 <sup>b</sup>	13.69±10.22 <sup>b</sup>	9.45±3.13 <sup>b</sup>	13.98±14.77 <sup>b</sup>
	<b>CC</b>	UA/ha/año	$F_{(5,24)}= 6.853, P=0.0008$	0.94±0.42 <sup>a</sup>	0.13±0.09 <sup>b</sup>	0.2±0.19 <sup>b</sup>	0.1±0.05 <sup>b</sup>	0.11±0.04 <sup>b</sup>	0.14±0.09 <sup>b</sup>
<b>Pastoreo real</b>	<b>CA</b>	ha/UA	$F_{(5,24)}= 3.796, P=0.0149$	0.53±0.29 <sup>b</sup>	1.23±0.64 <sup>ab</sup>	1.56±0.65 <sup>ab</sup>	2.14±0.65 <sup>a</sup>	1.47±0.28 <sup>ab</sup>	1.94±1.25 <sup>ab</sup>
	<b>CC</b>	UA/ha/año	$F_{(5,24)}= 6.319, P=0.0012$	2.24±0.9 <sup>a</sup>	0.95±0.37 <sup>ab</sup>	0.81±0.54 <sup>b</sup>	0.51±0.17 <sup>b</sup>	0.7±0.13 <sup>b</sup>	0.66±0.34 <sup>b</sup>

### **Efecto del contenido de agua del suelo sobre la productividad:**

El periodo en el que colectamos las muestras incluyó un año atípico por la falta de lluvia en junio y julio y las precipitaciones superiores a 50mm del primer bimestre del 2020 durante la temporada de secas (*Figura 7*). En el año completo del muestreo se registraron 1179 mm, bastante superior del promedio histórico que es cercano a 800 mm. Se observaron sitios que a lo largo del año tuvieron una cantidad inferior al promedio del resto de los sitios como un pastizal recién desbrozado y quemado, y el sitio que permaneció con una humedad promedio alta fue un sitio con edad sucesional avanzada con abundante cobertura vegetal casi todo el año. Sin embargo, en general todas las categorías de cobertura presentaron el mismo patrón de contenido de agua en el suelo durante todo el año (*Figura 10*). La mayor cantidad de agua fue registrada en septiembre, debido al impacto sobre la región del huracán categoría 1 “Lorena”. El registro de agua en el suelo disminuyó en octubre, noviembre y diciembre en todos los sitios, subió un poco con las lluvias de enero y febrero y bajó nuevamente de marzo a mayo.



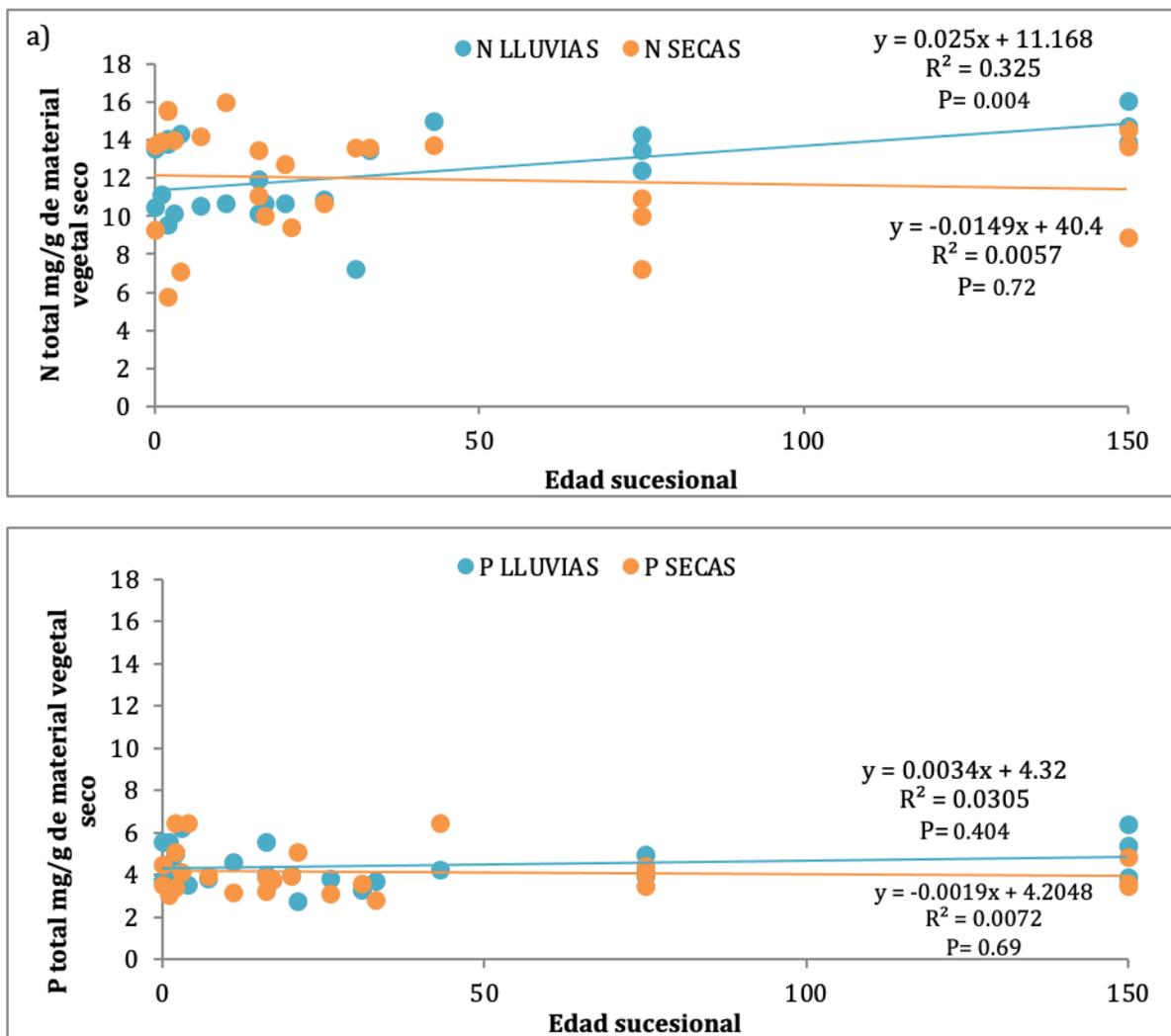
**Figura 10** Contenido de agua en el suelo mensual, promedio de cinco mediciones por sitio con un medidor de contenido de agua en el suelo (ProCheck) de agosto 2019 a mayo 2020. Para simplificar, se agruparon los sitios dependiendo del rango de edad por categoría y se promedió el contenido de agua entre los sitios de las categorías correspondientes.

Cabe mencionar que las mediciones se hicieron conforme se visitaban los sitios para la colecta de muestras, por lo que no se pudo estandarizar el horario de colecta o si se presentaban lluvias al momento de salir a campo.

### Calidad del forraje

El contenido de nitrógeno (N) en las plantas forrajeras en la época de lluvias presentó una tendencia positiva y pero no significativa (Figura 11), con la edad sucesional de los sitios ( $P=0.004$ ,  $R^2=0.325$ ). Cabe notar que el mayor aumento se observó en los sitios con bosque maduro y en el gradiente sucesional no se observa

ninguna tendencia clara y en general la concentración de N fue baja. En la época seca el N no presentó una tendencia respecto a la edad sucesional. El fósforo (P) no presentó tendencia respecto a la edad sucesional de los sitios ni en la temporada de lluvias ni en la seca ( $P > 0.05$ ).



**Figura 11** Contenido de nutrientes nitrógeno (a) y fósforo (b) de la biomasa, hojarasca y frutos acumulados separados en época de lluvia (azul) y seca (naranja), medida en todos los sitios con edad sucesional de 0 a 150 años.

## **Riqueza de especies**

La riqueza de especies no palatables ( $F=2.8$ ,  $P>0.05$ ) y palatables *por m<sup>2</sup>* no mostró diferencias con el corte sistemático mensual y con el pastoreo real (Tabla 5).

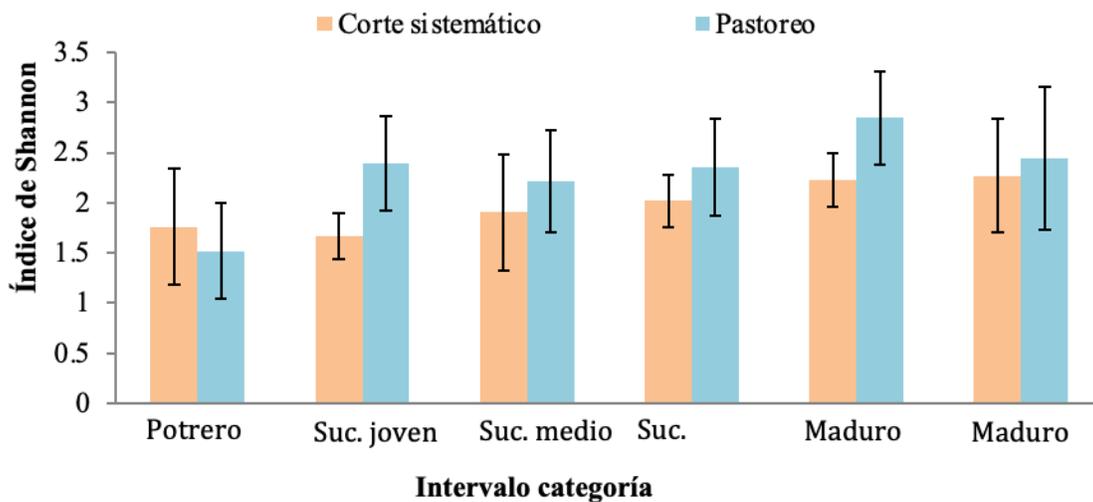
Hubo mayor riqueza de especies palatables en todas las coberturas menos en los bosques maduros sin pastoreo que tuvieron una riqueza similar de ambos tipos.

**Tabla 5** Promedio total de especies por m<sup>2</sup> en época de lluvias en los tratamientos de corte sistemático y pastoreo real, se diferenció la palatabilidad de las especies.

Categoría			Potrero	Sucesional joven	Sucesional medio	Sucesional avanzado	Maduro pastoreado	Maduro conservado
Edad (intervalo años)			0 a 2	3 a 15	16 a 25	26 a 49	50 a 75	~ 76 a 100
Corte sistemático	P	$F_{(5,24)}= 1.62, p=0.20$	11.1±4.1 <sup>ns</sup>	7.4±3.1 <sup>ns</sup>	8.5±1.5 <sup>ns</sup>	9.4±2.8 <sup>ns</sup>	10.0±2.5 <sup>ns</sup>	5.8±2.0 <sup>ns</sup>
	NP	$F_{(5,24)}=2.86, p<0.05$	2.3±1.6 <sup>ab</sup>	1.8±1.0 <sup>b</sup>	2.6±1.0 <sup>ab</sup>	4.5±2.0 <sup>ab</sup>	3.0±1.3 <sup>ab</sup>	7.0±3.5 <sup>a</sup>
Pastoreo real	P	$F_{(5,24)}= 2.01, p=0.123$	11.0±2.9 <sup>ns</sup>	14.9±3.5 <sup>ns</sup>	12.3±4.5 <sup>ns</sup>	11.1±1.1 <sup>ns</sup>	13.8±2.1 <sup>ns</sup>	8.3±1.2 <sup>ns</sup>
	NP	$F_{(5,24)}= 2.8, p=0.045$	2.8±1.7 <sup>b</sup>	4.8±1.7 <sup>ab</sup>	4.9±2.1 <sup>ab</sup>	6.9±3.2 <sup>ab</sup>	6.0±4.4 <sup>ab</sup>	8.8±2.1 <sup>a</sup>

## Índice de Shannon

Se observó una variación alta en este índice, por lo que no hubo diferencias entre los tratamientos. En el corte sistemático ( $F=0.83$ ,  $P=0.53$ ), no hubo diferencias entre las categorías de cobertura, mientras que en el pastoreo real ( $\chi^2= 12.71$ ,  $P=0.02$ ), los potreros mostraron menor diversidad que los sitios sucesionales juvenes, avanzados, y con bosque maduro pastoreado.

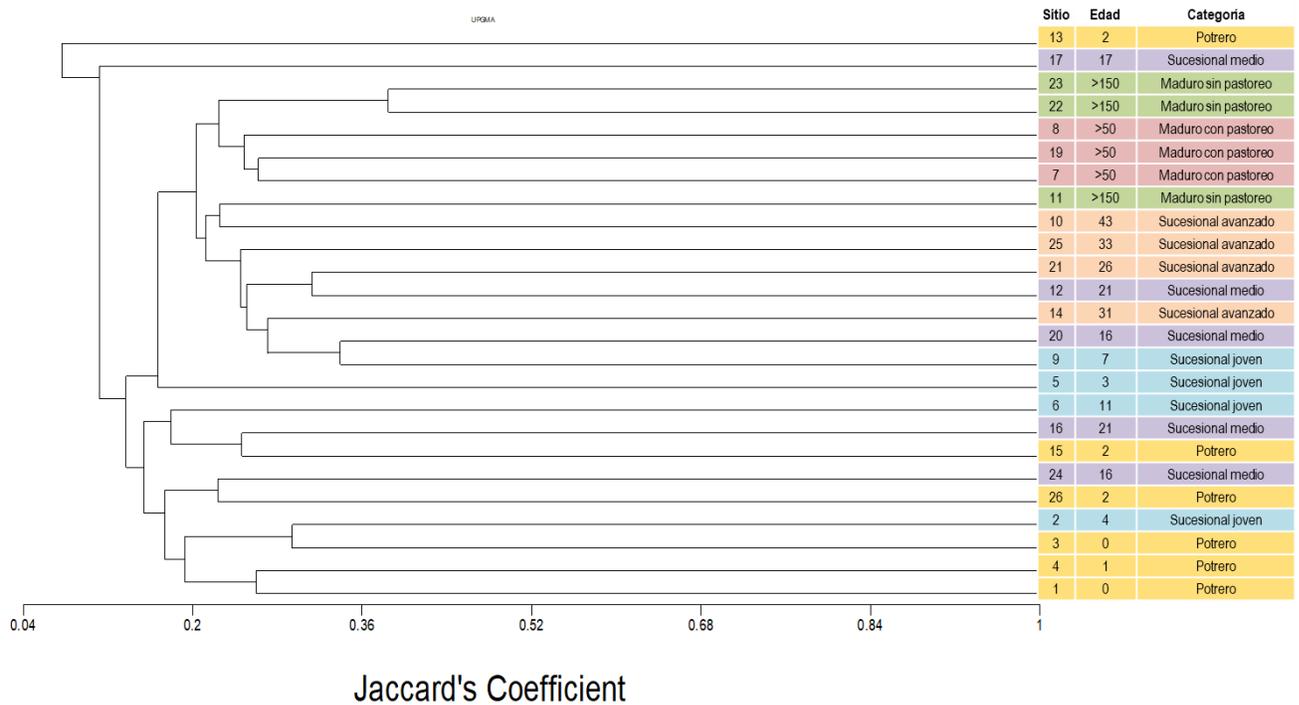


**Figura 12** Promedio  $\pm$  desviación estándar del Índice de Shannon por categoría de cobertura y por tratamiento.

## Diversidad Beta: índice de similitud de Jaccard por sitio

Las especies fueron relativamente específicas a las edades sucesionales correspondientes y los sitios con la misma categoría de cobertura se agruparon. Las especies de los sitios maduros se mantuvieron alejadas de los sitios sucesionales y potreros. Un potrero fue la excepción por poseer un pasto único (*Chloris virgata*)

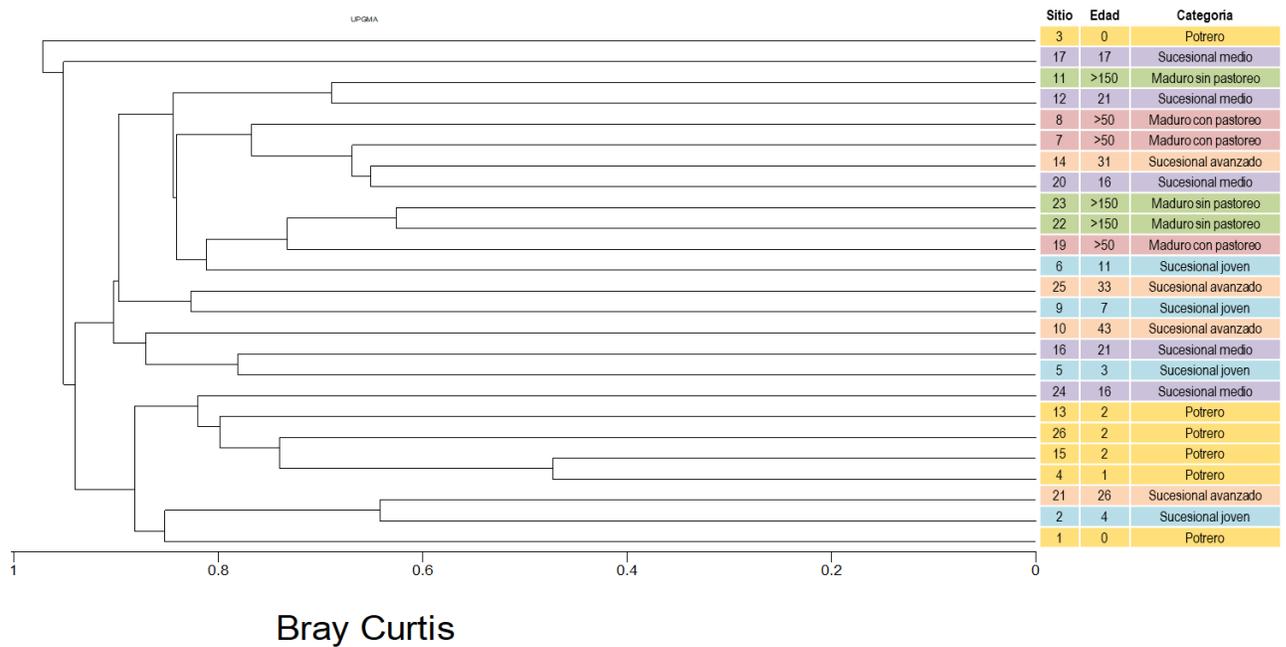
entre todos los sitios y quedó separado del resto de los sitios, incluso de los mismos potreros. Los sitios sucesionales medios fueron los que menos se agruparon.



**Figura 13** Análisis de agrupamiento de la presencia de especies por sitio en función del Índice de Jaccard

### Índice de distancia de Bray-Curtis

Con este índice los potreros fueron los únicos que mantuvieron un agrupamiento. Aunque los sitios sucesionales siguieron agrupándose entre los bosques maduros y los potreros, su dispersión fue muy amplia.



**Figura 14.** Análisis de agrupamiento de los sitios en función del Índice de distancia de Bray-Curtis

## Índice Valor de Importancia

### Tratamiento de pastoreo

En el tratamiento de pastoreo real resaltó el pasto *Panicum máximum* con la mayor representatividad en los potreros y la única categoría de cobertura en donde no se encontró fue en el bosque maduro conservado sin pastoreo. En la categoría sucesional joven fue importante *Abutilon trisulcatum*, una herbácea palatable que se presentó en los sitios de todas las edades. En sitios con sucesión media fue importante *Antigonon flavescens*, una liana no palatable que solo se encontró en esos sitios. La dominguilla (*Croton suberosus*), arbusto no palatable, abundó en los

sitios con sucesión avanzada, si bien se encontró en todas las categorías. *Coursetia caribaea* leguminosa herbácea fijadora de nitrógeno y altamente comestible para el ganado fue abundante en los sitios maduros pastoreados (IVI= 15.2), pero se restringió a los sitios donde hay pastoreo. En los sitios maduros conservados abundó *Croton alamosanus*, árbol de aroma mentolado no palatable, que solo estuvo ausente en los potreros.

**Tabla 6.** Las especies con mayor índice de valor de importancia de cada categoría compartidas en el tratamiento de pastoreo real. (\*) Especies palatables para el ganado. Las especies ausentes (-) en las muestras.

	Pastoreo real					
	Potrero	IVI				
		Sucesional Joven	Sucesional medio	Sucesional avanzado	Maduro pastoreado	Maduro conservado
<i>Panicum</i> sp01 ( <i>Panicum maximum</i> )*	<b>32.2</b>	2.92	7.59	0.69	1.7	-
<i>Abutilon trisulcatum</i> *	3.78	<b>14.2</b>	6.84	1.85	3.43	3.66
<i>Antigonon flavescens</i>	-	-	<b>14.1</b>	-	-	-
<i>Croton suberosus</i>	1.92	11.5	1.4	<b>14.3</b>	1.93	10.7
<i>Coursetia caribaea</i> *	0.68	4.35	4.93	5.14	<b>15.2</b>	-
<i>Croton alamosanus</i>	-	1.46	9.07	4.46	0.97	<b>19</b>

### Tratamiento de corte sistemático

En el tratamiento de corte sistemático mensual también fue el pasto “guinea” *Panicum máximum* el de mayor índice entre las categorías y las especies. *Croton*

*suberosus* fue la más abundante y representativa en los sucesionales joven y maduro conservado. *Coursetia caribaea* fue la única especie que se presentó en todos los sitios y también fue la especie más representativa en los sitios maduros pastoreados.

**Tabla 7** Las especies con mayor índice de valor de importancia de cada categoría compartidas en el tratamiento de corte sistemático. (\*) Especies palatables para el ganado.

Las especies ausentes (-) en las muestras

	Corte sistemático					
	Potrero	Sucesional Joven	Sucesional medio	Sucesional avanzado	Maduro pastoreado	Maduro conservado
Panicum sp01 ( <i>Panicum maximum</i> )*	27.10	-	2.65	1.24	1.66	-
<i>Croton suberosus</i>	0.87	21.48	1.11	17.55	-	18.01
<i>Antigonon leptopus</i>	1.22	-	18.43	-	1.71	12.48
cf. <i>Podopterus mexicanus</i>	-	-	-	18.56	-	2.93
<i>Coursetia caribaea</i> *	0.83	11.31	6.99	10.63	24.11	1.59
<i>Croton alamosanus</i>	0.92	-	1.31	-	16.20	14.34

## DISCUSIÓN

### **Productividad de forraje de los sitios sucesionales**

Este trabajo mostró que la producción de biomasa no leñosa cayó rápidamente desde el inicio del periodo sucesional, tanto con el corte sistemático mensual como con el pastoreo real. Sin embargo, con el corte sistemático la producción total y de forraje se redujo casi a cero, mientras que con el pastoreo que hizo el ganado se mantuvo una producción más baja pero constante incluso en la época seca. Los potreros produjeron significativamente mayor biomasa no leñosa que todos los sitios sucesionales y maduros conservados sin pastoreo. Por lo tanto, nuestros datos apoyan las observaciones de que el manejo que hacen los ganaderos favorece la producción de forraje y la riqueza y abundancia de especies palatables para el ganado (Chazdon et al, 2009). Claramente una intensificación en las condiciones actuales sería inviable y requeriría introducir y mantener otras especies más tolerantes al corte y a la escasez de agua de esta región.

El tratamiento de corte sistemático mensual presentó una biomasa no leñosa muy inferior, en algunos casos hasta menos de la mitad, de la del tratamiento de pastoreo real, lo cual sugiere que la productividad de los sitios es vulnerable a la intensidad del pastoreo. El daño causado por la pastura y el pastoreo es mayor debido al uso de fuego para promover los pastos y al pastoreo en sí, razón por la cual la biomasa y diversidad de especies se ve mermada por el aumento del uso de las parcelas para uso agrícola y ganadero (Zermeño-Hernández et al, 2016).

La productividad del pastoreo real con el manejo que realizan en los alrededores de Chamela se mantuvo durante el año a diferencia del tratamiento de corte sistemático mensual que presentó un declive marcado en la productividad con solo un par de meses. Sin embargo, en los potreros con el mantenimiento de pastos forrajeros, la productividad fue significativa más alta en relación a los sitios con sucesión secundaria.

No obstante, en cuanto cesa el esfuerzo por mantener los potreros activos la productividad de forraje decae en menos de 5 años de abandono al ir reemplazando las especies leñosas y herbáceas de la sucesión temprana a los pastos sembrados, con una disminución notable de especies palatables desde los primeros años de abandono (Rendón-Carmona et al, 2009). A pesar de que se clasifica el pastoreo como una forma muy pobre de restauración, en realidad el pastoreo extensivo puede contribuir a dispersar semillas de árboles forrajeros en los potreros (Chazdon et al, 2009).

El manejo de los ganaderos depende mucho de la dinámica y disponibilidad familiar, la capacidad de manejar al ganado, el préstamo de otras parcelas para rotar al ganado, entre otras. Eso permite un breve descanso entre pastoreo del ganado para que la vegetación se regenere paulatinamente (Sánchez-Romero et al., 2021; Trilleras et al., 2015).

### **La productividad y la disponibilidad de agua.**

En el bosque tropical seco es primordial el aprovechamiento de la precipitación debido al corto periodo de lluvias, por lo que el agua es una limitante

(Maass et al, 2018). El contenido de agua en el suelo probablemente influye en la dinámica de productividad. Las precipitaciones en temporada seca se presentaron en los meses de enero y febrero (>50mm). Posiblemente eso mantuvo y promovió el crecimiento de la vegetación que registramos como biomasa en esos meses y meses posteriores (Murray-Tortaloro et al. 2017, Martínez-Yrizar et. al. 2018, Maass et al, 2018). La lluvia en temporada de seca contribuye en un incremento de la productividad primaria en secas, a diferencia de una mayor precipitación en temporada de lluvias solo se ve reflejado con una mayor escorrentía sin relacionarse con el aumento de la vegetación (Murray-Tortaloro, et al. 2017).

El esfuerzo de muestreo mensual que se hizo robustece el conocimiento de los cambios en la productividad en las temporadas de lluvia y seca, además de la riqueza de especies y el contenido de nutrientes (N y P) de las especies palatables.

### **El pastoreo y su efecto sobre las especies palatables**

Hasta ahora no se había colectado de manera mensual la productividad de biomasa no leñosa aún en pie y podemos afirmar que la productividad de la biomasa herbácea palatable es mayor en potreros que en sitios sucesionales debido al mantenimiento que recibe principalmente del pastoreo (van Breugel et al, 2018). Aunque la productividad de forraje de los sitios con sucesión no es equiparable a los potreros puede ser un apoyo complementario para el ganado (Sánchez-Romero et al., 2021).

La sucesión del bosque y el ganado pueden coexistir si se evita la tala innecesaria para el mantenimiento del ganado, ya que hay especies palatables de las

cuales puede forrajear el ganado. También podría complementarse un mantenimiento y fortalecimiento de especies forrajeras arbóreas para incrementar las fuentes de proteína para el ganado (Sánchez-Romero et al., 2021).

Si el ganado permaneciera por periodos prolongados en el sitio provocaría una pérdida de productividad como lo vimos en los cortes sistemáticos mensuales. A la larga una intensificación del pastoreo resultaría en deficiencias de forraje para el ganado y pérdida de especies y de productividad de la vegetación (Trilleras et al 2015), si no se realizan acciones compensatorias y no se contempla que la escasez de agua siempre limitará la productividad en esta región. En ausencia de infraestructura de riego, la capacidad de mantener al ganado será muy vulnerable a los cambios en precipitación y, aunque en esta zona más bien ha habido una tendencia al aumento, los cambios de año a año pueden ser muy grandes (Maass et al. 2018). En los años secos, en consecuencia, se incrementa la presión de pastoreo en los sitios sucesionales.

La productividad que observamos en el tratamiento de pastoreo está relacionada con el manejo que llevan los ganaderos en la zona, con forrajeos breves, llevando el ganado a diferentes potreros o sitios con sucesión para que forrajee el ganado (Sato et al., 2016). La productividad de forraje con cortes sistemáticos mensuales en potreros difirió bastante entre el bosque tropical seco de Chamela (4.6 ton ha<sup>-1</sup>) y el bosque tropical húmedo (0.317 ton ha<sup>-1</sup>) en Marqués de Comillas, Chiapas (Aguilar-Fernández et al, 2020) usando un método de exclusión y de corte similares. A pesar de que la región de Chamela es seca, los suelos son más fértiles y la vegetación de los potreros es muy diversa, como se pudo constatar en la riqueza y los índices de diversidad que se midieron. Si bien la mayor parte de la biomasa no

leñosa fue de pasto, hubieron muchas otras especies palatables a lo largo del año contribuyendo a la biomasa, lo que sugiere que el manejo con quemas, chaponeos y podas no es muy agresivo y permite la existencia de varias opciones de alimento para el ganado. Esto se relaciona con que las únicas especies que se siembran hasta ahora son los pastos, de modo que las demás especies presentes son silvestres y están allí porque toleran el manejo y el pastoreo.

Los potreros tuvieron mayor biomasa palatable que los sucesionales en ambos tratamientos y el mayor índice de valor de importancia para los potreros fue el pasto guinea *Panicum maxicum*. El número de especies palatables fue mayor en los sitios con pastoreo, lo que indica que el manejo de los ganaderos las promueve, probablemente evitando cortarlas o quemarlas porque saben que el ganado las consume. *Croton suberosus* es una especie asociada a la regeneración de bosques y se localizó abundante y representativa en los sucesionales joven y maduro conservado; probablemente es favorecida porque no es palatable y una vez suspendido el manejo con quemas y cortes puede reproducirse más. La presencia de la dominguilla en maduros conservados puede ser debido a los huracanes Jova y Patricia que impactaron la zona de estación de Chamela hace 10 y 6 años. La vegetación como lo que registramos nos muestra los signos de recuperación que se da de manera casi instantánea, sin embargo la cobertura previa podría tomar años en recuperarse si no hay perturbación del ambiente (Parker et al., 2018).

## CONCLUSIÓN

El objetivo de este trabajo fue aportar conocimiento para buscar un mayor balance entre el uso de suelo para la ganadería y agricultura y la conservación de la selva seca y sus servicios ecosistémicos. Los resultados indicaron que el aprovechamiento y la conservación pueden ser posibles si se promueve un balance de ambos a través del manejo ganadero de bajo impacto implementando acciones de compensación, como sistemas silvopastoriles con especies arbóreas fijadoras de nitrógeno que resultan muy palatables para el ganado, sistemas agroforestales, prácticas de baja severidad con menor número de ganado y rotaciones de pastoreo, entre otras. El manejo actual permite una alta productividad de forraje en los potreros pero hay una clara disminución del servicio de provisión de forraje en los sitios sucesionales. Por lo tanto, la disyuntiva para los ganaderos entre mantener el ganado y permitir el avance de la sucesión es evidente y es probable explicación del por qué la mayoría de los sitios sucesionales se reabren a potreros activos después de pocos años de abandono. Por ello es importante que los programas de apoyo a la ganadería extensiva incentiven la conservación de los bosques maduros y los sitios sucesionales capacitando a los productores para que siembren especies leñosas y herbáceas forrajeras de manera estratégica y puedan calcular la carga de ganado que puede soportar su parcela sin deteriorarse.

Este trabajo midió por primera vez los coeficientes de agostadero de la vegetación sucesional y madura de la región y mostró que, aunque son bajos y es una zona muy productiva, para lograr un mayor balance

conservación/aprovechamiento se requiere de acciones de compensación del pastoreo y un manejo más intensificado sería insostenible en las condiciones actuales. También se mostró que se mantiene una diversidad vegetal alta en los sitios pastoreados tanto activos como sucesionales y maduros, por el manejo rotativo y de baja intensidad que se practica en la zona, mismo que es necesario conservar y eficientizar.

## ANEXO

### Anexo 1. Lista de especies y su palatabilidad: (P) palatable y (NP) no palatable.

FAMILIA	IDENTIDAD TAXONOMICA	PALATABILIDAD
Acanthaceae	<i>Elytraria imbricata</i> (Vahl) Pers.	P
	<i>cf. Henrya insularis</i> Nees ex Benth.	P
	<i>Justicia</i> sp01	P
	<i>Justicia breviflora</i> (Nees) Rusby	NP
	<i>Justicia candicans</i> (Nees) L. Benson	P
	<i>Justicia caudata</i> A. Gray sens. lat.	P
	<i>cf. Justicia reflexiflora</i> Rich.	P
	<i>Justicia</i> sp01	P
	<i>cf. Henrya insularis</i>	NP
	<i>Acanthaceae</i> sp01	P
	<i>Acanthaceae</i> sp02	P
	<i>Acanthaceae</i> sp04	P
	<i>Acanthaceae</i> sp05	P
	<i>Acanthaceae</i> sp06	P
<i>Acanthaceae</i> sp07	P	
Achatocarpaceae	<i>Achatocarpus gracilis</i> H. Walt.	NP
	<i>Amphipterygium adstringens</i> (Schltdl.)	
Anacardiaceae	<i>Standl.</i>	NP
	<i>cf. Cyrtocarpa kruseana</i> Fonseca	P

	<i>Stemmadenia donnell-smithii</i> (Rose)	
Apocynaceae	<i>Woodson</i>	NP
	<i>Thevetia ovata</i> (Cav) A. DC.	NP
	<i>Apocynaceae sp01</i>	P
Aristolochiaceae	<i>cf. Aristolochia foetida</i> Kunth	P
	<i>Aristolochia sp01</i>	P
Asclepiadaceae	<i>Matelea quirosii</i> (Standl.) Woods.	NP
Bignoniaceae	<i>Crescentia alata</i> HBK.	P
	<i>Tabebuia donnell-smithii</i> Rose	NP
	<i>Bignoniaceae sp01</i>	P
Boraginaceae	<i>Cordia elaeagnoides</i> DC.	P
	<i>Cordia sp01</i>	NP
	<i>Cordia elaeagnoides</i> DC.	P
Burseraceae	<i>Bursera instabilis</i> McVaugh & Rzed.	NP
Cactaceae	<i>cf. Cephalocereus purpusii</i> Britt. & Rose.	NP
	<i>Opuntia sp</i>	NP
Capparaceae	<i>cf. Capparis flexuosa</i> (L.) L.	P
	<i>Cleome viscosa</i> L.	P
	<i>Forchhammeria pallida</i> Liebm	P
Combretaceae	<i>Combretum fruticosum</i> (Loef.) Stuntz.	NP
Commelinaceae	<i>Commelina cf. diffusa</i> N. L. Burm.	P
	<i>Commelinaceae sp01</i>	P
	<i>Commelinaceae sp02</i>	P
Compositae		
(Asteraceae)	<i>Asteraceae sp01</i>	P

	<i>Asteraceae sp02</i>	P
	<i>Asteraceae sp03</i>	NP
Convolvulaceae	<i>cf. Ipomoea chamelana McDonald.</i>	P
	<i>cf. Ipomoea trifida (HBK.) G. Don.</i>	P
	<i>cf. Ipomoea triloba L.</i>	P
	<i>Ipomoea sp01</i>	NP
	<i>Ipomoea sp02</i>	P
	<i>Ipomoea sp03</i>	P
	<i>Ipomoea sp04</i>	NP
	<i>Ipomoea sp05</i>	NP
	<i>Ipomoea sp06</i>	NP
Cucurbitaceae	<i>Cucurbitaceae sp01</i>	NP
	<i>Cucurbitaceae sp02</i>	NP
	<i>Cucurbitaceae sp03</i>	P
Dioscoreaceae	<i>cf. Dioscorea remotiflora Kunth</i>	P
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum mexicanum HBK.</i>	NP
Euphorbiaceae	<i>Acalypha microphylla Kl.</i>	P
	<i>Acalypha sp01</i>	P
	<i>Acalypha sp02</i>	P
	<i>Acalypha sp03</i>	P
	<i>Chamaesyce perlignea (McVaugh)</i>	
	<i>Webster</i>	NP
	<i>Cnidoscolus sp01</i>	NP
	<i>Croton alamosanus Rose.</i>	NP
	<i>Croton cf. alamosanus Rose.</i>	NP

	<i>Croton pseudoniveus</i> Lundell.	NP
	<i>Croton roxanae</i> Croizat [ <i>C. fragilis</i> H.B.K.]	NP
	<i>Croton septemnerius</i> McVaugh.	NP
	<i>Croton suberosus</i> Kunth	NP
	<i>Croton</i> sp01	NP
	<i>Croton</i> sp02	NP
	<i>Croton</i> sp03	NP
	<i>Euphorbia francoana</i> Boiss.	NP
	<i>Euphorbia</i> cf. <i>graminea</i> Jacq.	P
	<i>Euphorbia</i> cf. <i>mexiae</i> Standl.	NP
	<i>Euphorbia</i> sp02	P
	<i>Hura polyandra</i> Bail.	P
	<i>Jatropha bullockii</i> Lott.	P
	<i>Jatropha</i> cf. <i>malacophylla</i> Standl.	P
	<i>Jatropha malacophylla</i> Standl.	P
	<i>Jatropha platyphylla</i> Muell. Arg.	NP
	<i>Jatropha standleyi</i> Steyerm.	NP
	<i>Jatropha</i> sp01	P
	<i>Manihot chlorosticta</i> Standl. & Goldman	P
	cf. <i>Meineckia bartlettii</i> (Standl.) Webster.	P
	cf. <i>Phyllanthus botryanthus</i> Muel. Arg.	NP
	cf. <i>Phyllanthus</i> sp02	NP
	<i>Acacia macracantha</i> Humb. & Bonpl. mex	
Fabaceae	<i>Willd.</i>	P
	<i>Acacia</i> sp01	P

<i>Aeschynomene sp01</i>	P
<i>Aeschynomene sp02</i>	P
<i>aff. Apoplanesia</i>	NP
<i>aff. Nissolia</i>	P
<i>Albizia occidentalis Brandegee.</i>	NP
<i>Apoplanesia paniculata Presl.</i>	P
<i>Apoplanesia paniculata Presl.</i>	P
<i>Apoplanesia paniculata Presl.</i>	P
<i>Bauhinia pauletia Pers.</i>	P
<i>Brongniartia papyracea Dorado &amp; D.M.</i>	
<i>Arias</i>	P
<i>Caesalpinia caladenia Standl.</i>	P
<i>Caesalpinia coriaria (Jacq.) Willd.</i>	P
<i>Caesalpinia eriostachys Benth.</i>	P
<i>Caesalpinia platyloba S. Wats.</i>	NP
<i>Caesalpinia pulcherrima (L.) Sw.</i>	P
<i>Calliandra emarginata (Willd.) Benth.</i>	P
<i>cf. Acacia macracantha Humb. &amp; BoPl.</i>	
<i>mex Willd.</i>	P
<i>cf. Coursetia caribaea (Jacq.)</i>	P
<i>cf. Coursetia glandulosa A. Gray</i>	P
<i>cf. Gliricidia sepium</i>	NP
<i>cf. Lonchocarpus lanceolatus</i>	NP
<i>cf. Lonchocarpus mutants Sousa.</i>	P
<i>cf. Pterocarpus orbiculatus</i>	NP

<i>cf. Senna sp01</i>	NP
<i>cf. Desmodium procumbens (Mill.) Hitchc.</i>	P
<i>cf. Lonchocarpus lanceolatus Benth.</i>	P
<i>cf. Mimosa arenosa (Willd.) Poir. var.</i>	
<i>leiocarpa (DC.) Barneby</i>	NP
<i>Chloroleucon mangense (Jacq.)</i>	P
<i>Coursetia caribaea (Jacq.)</i>	P
<i>Desmodium sp01</i>	P
<i>Desmodium sp02</i>	P
<i>Fabaceae sp</i>	P
<i>Fabaceae sp01</i>	P
<i>Fabaceae sp02</i>	P
<i>Fabaceae sp03</i>	P
<i>Fabaceae sp05</i>	NP
<i>Fabaceae sp06</i>	NP
<i>Fabaceae sp07</i>	P
<i>Fabaceae sp08</i>	NP
<i>Fabaceae sp09</i>	P
<i>Fabaceae sp10</i>	P
<i>Haematoxylum brasiletto H. Karst.</i>	NP
<i>Lonchocarpus hintonii Sandw.</i>	NP
<i>Mimosa acantholoba (Willd.) Poir.</i>	P
<i>Mimosa albida H. &amp; B. ex Willd.</i>	NP
<i>Mimosa sp01(der)</i>	P
<i>Phaseolus sp01</i>	P

<i>Piptadenia obliqua</i> (Pers.) J.F. Macbr.	P
<i>Pithecellobium dulce</i> (Roth.) Benth.	P
<i>Platymiscium lasiocarpum</i> Sandw.	P
<i>Senna aff. pendula</i> (Willd.) I. & B. var. <i>advena</i> (Vogel) I. & B.	P
Indet 01	NP
Indet 02	P
Indet 03	P
Indet 04	NP
Indet 06	NP
Indet 07	P
Indet 08	NP
Indet 10	NP
Indet 11	NP
Indet 12	P
Indet 14	NP
Indet 15	NP
Indet 16	NP
Indet 18	P
Indet 19	NP
Indet 21	NP
Indet 22	NP
Indet 23	NP
Indet 24	NP
Indet 25	NP

Indet 26	NP
Indet 27 (lanceolada)	NP
Indet 28	NP
Indet 29	NP
Indet 30 (mentita)	P
Indet 31	NP
Indet 32	NP
Indet 33	P
Indet 34	NP
Indet 35	NP
Indet 36	NP
Indet 37	NP
Indet 38 (Balsamo)	NP
Indet 39	NP
Indet 40	NP
Indet 41	NP
Indet 42	NP
Indet 43	P
Indet 44	NP
Indet 45 (Riendilla)	NP
Indet 46 (Cataleina)	NP
Indet 47	NP
Indet 48	NP
Indet 49	NP
Indet 50 (Nonillo)	NP

	Indet 51	NP
	Indet 52	NP
	Indet 53	NP
	Indet 54	NP
	Indet 55	NP
	Indet 56	P
	Indet 57	NP
Malpighiaceae	<i>Bunchosia palmeri</i> S. Watson	NP
	<i>Malpighia rendowski</i>	NP
	<i>Malpighia cf. emiliae</i> W. R. Anderson.	P
	<i>Malpighia sp01</i>	P
	<i>Malpighia sp03</i>	P
	<i>Malpighia sp04</i>	P
	<i>Malpighia sp05</i>	P
Malvaceae	<i>Abutilon trisulcatum</i> (Jacq.) Urb.	P
	<i>Abutilon sp01</i>	NP
	<i>Anoda sp01</i>	NP
	<i>cf. Pavonia fryxellii</i>	NP
	<i>Malvaceae sp01</i>	P
	<i>Malvaceae sp02</i>	P
	<i>Malvaceae sp03</i>	P
	<i>Malvaceae sp04</i>	P
	<i>Malvaceae sp05</i>	P
	<i>Malvaceae sp06</i>	P
	<i>Malvaceae sp07</i>	NP

	<i>Malvaceae sp08</i>	P
	<i>Malvaceae sp09</i>	NP
	<i>Malvaceae sp10</i>	NP
	<i>Malvaceae sp11</i>	NP
	<i>Malvaceae sp12</i>	NP
Marantaceae	<i>Maranta arundinacea L.</i>	P
Meliaceae	<i>Trichilia trifolia</i>	NP
Nyctaginaceae	<i>Boerhavia erecta L.</i>	P
	<i>Guapira macrocarpa Miranda</i>	P
Passifloraceae	<i>Passiflora foetida L.</i>	P
Picrodendraceae	<i>Piranhea mexicana (Standl.) Radcl.-Sm</i>	P
Poaceae	<i>cf. Panicum sp01</i>	P
	<i>cf. Paspalum sp01</i>	P
	<i>cf. Digitaria ciliaris (Retz.) Koeler.</i>	P
	<i>cf. Hilaria ciliata (Scribn.) Nash</i>	P
	<i>Chloris virgata Swartz.</i>	P
	<i>Dactyloctenium aegyptium (L.) Beauv.</i>	P
	<i>Eleusine cf. indica (L.) Gaertn.</i>	P
	<i>Lasiacis ruscifolia (HBK.) Hitchc.</i>	P
	<i>Panicum sp01</i>	P
	<i>Panicum sp02</i>	P
	<i>Panicum sp03</i>	P
	<i>Paspalum ligulare Nees.</i>	P
	<i>Poaceae sp01</i>	P
	<i>Poaceae sp03</i>	P

	<i>Poaceae sp04</i>	P
	<i>Poaceae sp05</i>	P
	<i>Poaceae sp06</i>	P
	<i>Poaceae sp07</i>	P
	<i>Poaceae sp08</i>	P
	<i>Poaceae sp09</i>	P
	<i>Poaceae sp10</i>	P
	<i>Poaceae sp11</i>	P
Polygonaceae	<i>Antigonon flavescens</i> S. Wats.	NP
	<i>Antigonon leptopus</i> Hook. & Arn.	NP
	<i>Coccoloba barbadensis</i>	NP
	<i>cf. Podopterus mexicanus</i> Humb. & Bonpl.	NP
	<i>Ruprechtia fusca</i> Fern.	NP
	<i>Ruprechtia fusca</i> Fern.	NP
Portulacaceae	<i>Portulaca oleracea</i> L.	NP
	<i>Portulaca sp01</i>	P
	<i>Portulacaceae sp01</i>	P
Primulaceae		
(Theophrastaceae)	<i>Jacquinia pungens</i> A. Gray	NP
Rhamnaceae	<i>cf. Colubrina triflora</i> Brongn.	NP
	<i>Karwinskia latifolia</i> Standl.	P
Rubiaceae	<i>cf. Guettarda elliptica</i> Sw.	P
	<i>cf. Hamelia sp01</i>	P
	<i>Psychotria horizontalis</i> Sw.	NP
	<i>Randia aculeata</i> L.	NP

	<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	P
	<i>cf. Randia tetracantha</i> (Cav.) DC.	P
	<i>Randia cf. tetracantha</i> (Cav.) DC.	NP
	<i>Randia sp01</i>	NP
	<i>Randia sp02</i>	P
	<i>Randia sp03</i>	NP
	<i>Randia sp04</i>	NP
	<i>Randia sp3</i>	NP
	<i>Spermacoce sp01</i>	NP
	<i>Rubiaceae sp</i>	NP
	<i>Rubiaceae sp01</i>	P
	<i>Rubiaceae sp02</i>	P
	<i>Rubiaceae sp03</i>	P
	<i>Rubiaceae sp04</i>	P
Salicaceae	<i>Casearia corymbosa</i> HBK.	P
	<i>Casearia nitida</i> Jacq.	P
Sapindaceae	<i>Paullinia sessiliflora</i> Radlk.	NP
	<i>Serjania brachycarpa</i> A. Gray.	P
	<i>Serjania sp01</i>	P
	<i>Thouinia paucidentata</i> Radlk.	NP
	<i>Cardiospermum halicacabum</i> L.	NP
	<i>Sapindaceae sp01</i>	P
Solanaceae	<i>cf. Physalis pruinosa</i>	P
	<i>Solanum sp01</i>	NP
	<i>Solanaceae sp01</i>	P

Sterculiaceae	<i>Guazuma ulmifolia Lam.</i>	P
Tiliaceae	<i>Heliocarpus pallidus Rose.</i>	NP
	<i>Heliocarpus sp01</i>	P
	<i>Triumfetta hintonii Sprague</i>	NP
	<i>Heliocarpus sp01</i>	P
Verbenaceae	<i>Lantana jaliscana Mold.</i>	NP
	<i>Lantana sp01</i>	NP
	<i>Priva lappulacea (L.) Pers.</i>	P

## AGRADECIMIENTOS

Agradezco a CONACYT por la beca de mantenimiento No. 962571 que dio impulso para realizar esta tesis.

Agradezco el financiamiento CONACYT-SEP-2015-255544 "Sucesión Agradezco secundaria en bosques tropicales: recuperación de la biodiversidad, funciones y servicios del ecosistema", para la instalación de las exclusiones en campo.

Agradezco al Programa Institucional Maestría en Ciencias Biológicas de la Facultad de Biología de la UMSNH por aceptarme en el posgrado y confiar en esta tesis.

Muy agradecida por el apoyo, las enseñanzas, los comentarios certeros, el esfuerzo, el tiempo y la paciencia de mis asesores Mayra Gavito y Arnulfo Blanco.

Gracias a Mayra Gavito por su apoyo financiero en las salidas al campo.

Los consejos técnicos de Ana Sandoval y su apoyo en campo.

Gracias por los consejos y asesorías de los miembros del comité tutorial, Francisco Mora, Daniel Val, Ileri Suazo por sus comentarios y sugerencias que siempre han enriquecido esta tesis..

Gracias a Francisco Mora por el apoyo con los análisis estadísticos.

Gracias a América Baleón por la paciencia para enseñarme a entender los resultados de los análisis estadísticos.

Gracias a Nathalia Pérez que con gusto me ha apoyado en la facilitación de información referente a los sitios de estudio que compartimos.

Inmensamente agradecida con Amalia Coria, Karen Shames y Lemuel Shames, familia siempre dispuesta aligerar la carga de trabajo, elaboraron el material que se usó en campo y los ánimos para terminar la tesis.

Gracias a Lemuel Shames, Ana Lidia Sandoval, Ave Hernández y Arnulfo Blanco que con entusiasmo me acompañaron desde Morelia y ayudaron a completar con mayor eficiencia el trabajo de campo, cada uno apporto valiosos consejos de optimización en campo, laboratorio y análisis.

Gracias a Don Victoriano Castro por su apoyo como guía en el campo y la colecta de vegetación. Gracias a Luis Alberto Michel Ruiz y Flavio César Torres Contreras por su apoyo en la colectas de los últimos meses y trabajo de laboratorio durante el auge de la pandemia por Covid-19, siempre hubo disposición.

Gracias a Abel Verduzco en su apoyo con los nombres comunes y científicos de algunas muestras de árboles.

Gracias al Ing. Salvador Araiza, Gil Novoa, Adriana Barragán por su apoyo en el laboratorio de la Estación de biología de Chamela.

Gracias a Felipe Arreola, Francisco Mora, Nathalia Pérez, Pedro Chamú, Víctor González por su apoyo con la identificación de plantas, en vivo y en línea.

Agradezco mucho las facilidades que me otorgaron en la Estación de Biología de Chamela a Katy Rendon y Sayra Sánchez. Gracias a las personas en la estación de biología por estar siempre al pendiente de uno durante la estancia y en las salidas a campo.

Agradezco a Carmelita por siempre compartir su mesa y por estar al pendiente, y sus nietos Ximenita, Edgar y Gael que su inmensa curiosidad por la naturaleza, el arte y las matemáticas, siempre les acompañe.

Agradezco a mis papás Virginia y Leoncio, hermanas Patti y Vicky y tía Norma por la paciencia, los ánimos y apoyo infinito.

Gracias infinitas a Lemuel mi compañero de vida y de aventuras por el apoyo, sugerencias y motivación para terminar esta tesis que es tan tuya como mía.

## LITERATURA CITADA

- Aguilar-Arias, H., E. Ortiz-Malavassi, B. Vílchez-Alvarado y R. L. Chazdon. 2012. Biomasa sobre el suelo y carbono orgánico en el suelo en cuatro estadios de sucesión de bosques en la Península de Osa, Costa Rica. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú (Costa Rica)*. 9(22): 22-31 ISSN: 2215-2504
- Aguilar-Fernández, R., M. E. Gavito, M. Peña-Claros, M. Pulleman, y T. W. Kuyper. 2020. Exploring Linkages between Supporting, Regulating, and Provisioning Ecosystem Services in Rangelands in a Tropical Agro-Forest Frontier. *Land*, 9(12), 511. MDPI AG. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.3390/land9120511>
- Alonso, J. 2011. Los sistemas silvopastoriles y su contribución al medio ambiente. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola*, 45(2): 107-115
- Ash, A. J., J. P. Corfield, J. G. McIvor y T. S. Ksiksi. 2011. Grazing management in tropical savannas: Utilization and rest strategies to manipulate rangeland condition. *Rangeland Ecology and Management*, 64(3), 223–239.
- Ayala-Orozco B., M. E. Gavito, F. Mora, I. Siddique, P. Balvanera, V. J. Jaramillo, H. Cotler, L.P. Romero-Duque y E. Martínez-Meyer. 2017. Resilience of Soil Properties to Land-Use Change in a Tropical Dry Forest Ecosystem. *Land Degradation and Development*. DOI: 10.1002/ldr.2686
- Barrios, E., G. Sileshi, K. Shepherd, y F. Sinclair. 2012. Agroforestry and Soil Health: Linking Trees, Soil Biota, and Ecosystem Services. In book: *Soil Ecology and Ecosystem Services*, Edition: First, Chapter: 5.2, Publisher: Oxford University Press, pp.315-330. DOI: 10.1093/acprof:oso/9780199575923.003.0028.
- Becknell, J. M. y J. S. Powers. 2014. Stand age and soils as drivers of plant functional traits and aboveground biomass in secondary tropical dry forest. *Canadian Journal of Forest Research*. 44(6): 604–613 <https://doi.org/10.1139/cjfr-2013-0331>
- Benavides, J. E. 1998. Árboles y arbustos forrajeros: una alternativa agroforestal para la ganadería. Conferencia electrónica de la FAO sobre "Agroforestería para la producción animal en Latinoamérica". <http://www.fao.org/ag/aga/agap/frg/agrofor1/bnvdes23.htm>
- Beukes, P.C. y R.M. Cowling. 2003. Non-selective grazing impacts on soil-properties of the Nama Karoo. *Journal of Range Management* 56:547-552.

- Burgos, A.L., y J.M. Maass. 2004. Vegetation change associated with land-use in tropical dry forest areas of Western Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104:475-481.
- Camou, A. 2001. Análisis de patrones microclimáticos en una selva baja caducifolia de Chamela, Jalisco, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. México, D.F.
- Castellanos, J., J. M. Maass, and J. Kummerow. 1991. Root biomass of a dry deciduous tropical forest in Mexico. *Plant and Soil* 131: 225–28
- Chávez-Macedo, D. A. 2014. Evaluación de la calidad del suelo en parcelas agrícolas, ganaderas y sucesionales en la costa sur de Jalisco, Méx. Tesis Licenciatura, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México
- Chapin, F. Stuart, P. A. Matson, y H. A. Mooney. 2002. *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. New York: Springer.
- Chazdon, R. L., C. A. Harvey, O. Komar, D. M. Griffith, B. G. Ferguson, M. Martínez-Ramos, H. Morales, R. Nigh, L. Soto-Pinto, M. van Breugel, y S. M. Philpott. 2009. Beyond Reserves: A Research Agenda for Conserving Biodiversity in Human-modified Tropical Landscapes. *Biotropica*. 41(2): 142-153 Doi: 10.1111/j.1744-7429.2008.00471.x
- Chazdon, R.L. 2014. Perceptions of tropical forest and natural regeneration. In: *Second growth: the promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation*. The University of Chicago. USA.
- Gamero-Gamero A.M., J. Delgadillo-Martínez, J.I. Cortés-Flores, J. Velasco-Velasco y C. Velasco-Cruz. 2020. Propiedades del suelo afectadas por el tiempo de descanso en un sistema de roza-tumba-quema. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios* 7(1): e2098. DOI: 10.19136/era.a7n1.2098
- García-Oliva, F., I. Casar, P. Morales y J. M. Maass. 1994. Forest-to-pasture conversion influences on soil organic carbon dynamics in a tropical deciduous forest. *Oecologia* 99:392-396.
- García-Oliva, F., E. Ezcurra y L. Galicia. 1991. Pattern of Rainfall Distribution in the Central Pacific Coast of Mexico, *Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography*, 73:3-4, 179-186, DOI: 10.1080/04353676.1991.11880343
- García-Oliva, F. y J. M. Maass. 1998. Efecto de la Transformación de la Selva a Pradera Sobre la Dinámica de los Nutrientes en un Ecosistema Tropical Estacional en México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 62:39-48.
- García-Oliva, F. y M. Paz-Tapia. 2001. Dinámica estacional de la biomasa de las raíces finas asociada a agregados del suelo en un ecosistema tropical estacional. *Boletín de la sociedad Botánica de México* 69: 15-21.

- Gavito, M.E., A. Martínez-Yrizar, R. Ahedo, S. Araiza, B. Ayala-Orozco, R. Ayala, P. Balvanera, J. Benítez, H. Avalos, V. Jaramillo, M. Maass, L. Martínez-Hernández, E. Martínez-Meyer, M. Mazari, M. Nava-Mendoza, M. Ortega, K. Renton y I. Siddique. 2014. La vulnerabilidad del socio-ecosistema de bosque tropical seco de Chamela, Jalisco, al cambio global: un análisis de sus componentes ecológicos y sociales. *Investigación Ambiental: Ciencia y Política Pública*. 6. 109-126.
- Gavito, M. E., A. L. Sandoval-Pérez, K. del Castillo, D. Cohen-Salgado, M. E. Colarte-Avilés, F. Mora, A. Santibáñez-Rentería, I. Siddique y C. Urquijo-Ramos. 2018. Resilience of soil nutrient availability and organic matter decomposition to hurricane impact in a tropical dry forest ecosystem. *Forest Ecology and Management*. 426: 81-90. ISSN 0378-1127 <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.08.041>.
- Hasnat, G N y M. Hossain. 2020. *Global-Overview-of-Tropical-Dry-Forests*. 10.4018/978-1-7998-0014-9.ch001.
- Izaguirre Flores, F. y J. J. Martínez Tinajero. 2008. El uso de árboles multipropósito como alternativa para la producción animal sostenible. *Tecnología en Marcha*. (21)1:28-40.
- Jaramillo V.J., A. Martínez-Yrizar y R. L. Sanford. 2011. Primary Productivity and Biogeochemistry of Seasonally Dry Tropical Forests. *In: Dirzo R., Young H.S., Mooney H.A. y Ceballos G. (eds) Seasonally Dry Tropical Forests*. Island Press, Washington, DC. [https://doi.org/10.5822/978-1-61091-021-7\\_7](https://doi.org/10.5822/978-1-61091-021-7_7)
- Jaramillo, V.J., J.B. Kauffman, L. Renteria-Rodriguez, D.L. Cummings, y L.J. Ellingson. 2003. Biomass, carbon, and nitrogen pools in Mexican tropical dry forest landscapes. *Ecosystems* 6: 609–29.
- Kauffman, J.B., M. D. Steele, D. L. Cummings y V. J. Jaramillo. 2003. Biomass dynamics associated with deforestation, fire, and conversion to cattle pastures in a Mexican tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 176: 1–12
- Krebs, C. J. 1985. *Ecología – Estudio de la Distribución y la abundancia*. Harla S.A. De C.V. México. I.S.B.N. 0-06-043771-5
- Maass, J. M. 1995. Conversion of tropical dry forest to pasture and agriculture. *En: Bullock S.H., Mooney H.A. y Medina E. (eds) Seasonally Dry Tropical Forests*. Cambridge University Press, USA.
- Maass, J. M., V. J. Jaramillo, A. Martínez-Yrizar, F. García-Oliva, A. Pérez-Jiménez y J. Sarukhán. 2002. Aspectos Funcionales del Ecosistema de Selva Baja Caducifolia en Chamela, Jalisco. *En: Noguera F. A., Vega J. H., García-Aldrete A. N. y Quesada M. (eds.) Instituto de Biología UNAM, México*.
- Maass, M., R. Ahedo-Hernández, S. Araiza, A. Verduzco, A. Martínez-Yrizar, V. J. Jaramillo, G. Parker, F. Pascual, G. García-Méndez y J. Sarukhán. 2018. Long-

term (33 years) rainfall and runoff dynamics in a tropical dry forest ecosystem in western Mexico: Management implications under extreme hydrometeorological events. *Forest Ecology and Management*. 426: 7–17

Martinez-Yrizar, A. 1980. Tasas de descomposición de material orgánica foliar de especies arbóreas de selvas en clima estacional. Tesis licenciatura. UNAM.

Martínez Yrizar, A., M. Maass, V. J. Jaramillo y J. Sarukhán. 2018. El bosque de Chamela: donde la ciencia nunca descansa. *Oikos*. <http://web.ecologia.unam.mx/oikos3.0/index.php/articulos/sostenibilidad-cdmx/362-chamela>. Última visita: 05 de julio de 2021

Maza-Villalobos, S., C. Lemus-Herrera y M. Martínez-Ramos. 2011(a). Successional trends in soil seed banks of abandoned pastures of a Neotropical dry region. *Journal of Tropical Ecology*, 27(1), 35-49. doi:10.1017/S0266467410000611

Maza-Villalobos, S., P. Balvanera y M. Martínez-Ramos. 2011(b). Early Regeneration of Tropical Dry Forest from Abandoned Pastures: Contrasting Chronosequence and Dynamic Approaches. *Biotropica*, 43: 666-675. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2011.00755.x>

Miles, L., Newton, A.C., R. S. DeFries, C. Ravillious, I. May, S. Blyth, V. Kapos y J. E. Gordon. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography*. 33: 491-505. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x>

Mora, F., M. Martínez-Ramos, G. Ibarra-Manríquez, A. Pérez-Jiménez, J. Trilleras y P. Balvanera. 2015. Testing Chronosequences through Dynamic Approaches: Time and Site Effects on Tropical Dry Forest Succession. *Biotropica*, 47: 38-48. <https://doi.org/10.1111/btp.12187>

Mosier, S., S. Apfelbaum, P. Byck, F. Calderon, R. Teague, R. Thompson y M. F. Cotrufo. 2021. Adaptive multi-paddock grazing enhances soil carbon and nitrogen stocks and stabilization through mineral association in southeastern U.S. grazing lands

Murphy, P. G. y A. E. Lugo. 1986. Ecology of Tropical Dry Forest. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 17:67-88. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.17.110186.000435>

Murray-Tortarolo G, V. J. Jaramillo, M. Maass, P. Friedlingstein y S. Sitch. 2017. The decreasing range between dry- and wet- season precipitation over land and its effect on vegetation primary productivity. *PLoS ONE* 12(12): e0190304. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0190304>

Navas Panadero, A. 2017. Conocimiento local y diseño participativo de sistemas silvopastoriles como estrategia de conectividad en paisajes ganaderos. *Rev Med Vet.* 34:55-65. doi: <http://dx.doi.org/10.19052/mv.4255>

- Noguera, F. A., J.H. Vega Rivera, A. N. García Aldrete y M. Quesada Avendaño (Editores). 2002. Historia Natural de Chamela. Instituto de Biología. UNAM. México.
- Olivares-Pérez, J., F. Avilés-Nova, B. Albarrán-Portillo, S. Rojas-Hernández y O. A. Castelán-Ortega. 2011. J. Identificación, usos y medición de leguminosas arbóreas forrajeras en ranchos ganaderos del sur del Estado de México. *Tropical and subtropical agroecosystems*, 14(2), 739-748. [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1870-04622011000200032&lng=es&tlng=es](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1870-04622011000200032&lng=es&tlng=es).
- Olson, D. M., E. Dinerstein, E. D. Wikramanayake, N. D. Burgess, G. V. Powell, E. C. Underwood, J. A. D'amico, I. Itoua, H. E. Strand, J. C. Morrison, C. J. Loucks, T. F. Allnutt, T. H. Ricketts, Y. Kura, J. F. Lamoreux, W. W. Wettengel, P. Hedao y K. R. Kassem. 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth: A new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity, *BioScience*. 51(11): 933–938
- Parker, G., A. Martínez-Yrizar, J. C. Álvarez-Yépez, M. Maass y S. Araiza. 2018. Effects of hurricane disturbance on a tropical dry forest canopy in western México. *Forest Ecology and Management*. 426: 39-52 <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.11.037>
- Pérez-Cárdenas, N.C., F. Mora, F. Arreola-Villa, V. Arroyo-Rodríguez, P. Balvanera, R. Flores-Casas, A. Navarrete-Pacheco y M. A. Ortega-Huerta. 2021. Effects of landscape composition and site land-use intensity on secondary succession in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management*. 482: 118818. ISSN 0378-1127. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118818>. (<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112720315875>)
- Portillo-Quintero, C.A. y G. A. Sánchez-Azofeifa. 2010. Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation* 143:144-155 [doi:10.1016/j.biocon.2009.09.020](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.09.020)
- Proyecto de Ordenamiento Ecológico Territorial del Estado de Jalisco (POET-EJ), Grupo Pecuario. 2000. Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (SEDER). <http://siga.jalisco.gob.mx/moet/SubsistemaProductivo/Pecuario/diapecua.htm> Consultada: 10/Febrero/2021 18:13
- Red Universitaria de Observatorios Atmosféricos de la Universidad Nacional Autónoma de México - Chamela. 2021
- Rendón-Carmona, H., A. Martínez-Yrizar, P. Balvanera y D. Pérez-Salicrup. 2009. Selective cutting of woody species in a Mexican tropical dry forest: Incompatibility between use and conservation. *Forest Ecology and Management*. 257: 567–579. [doi:10.1016/j.foreco.2008.09.031](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.09.031)

- Rhoades, C. C., G. E. Eckert y D. C. Coleman. 1998. Effect of pasture trees on soil nitrogen and organic matter: implication for tropical montane forest restoration. *Restoration Ecology* 6(3): 262-270. doi:10.1046/j.1526-100X.1998.00639.x
- Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, Comisión Técnico Consultiva de Coeficientes de Agostadero (COTECOCA), Mayo, 2014  
[http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/ibi\\_apps/WFServlet?IBIF\\_ex=D2\\_AGRIGAN04\\_06&IBIC\\_user=dgeia\\_mce&IBIC\\_pass=dgeia\\_mce&NOMBREENTIDAD=\\*#INI](http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/ibi_apps/WFServlet?IBIF_ex=D2_AGRIGAN04_06&IBIC_user=dgeia_mce&IBIC_pass=dgeia_mce&NOMBREENTIDAD=*#INI)  
Consultado: 10/Febrero/2021
- Sánchez-Romero, R, P. Balvanera, A. Castillo, F. Mora, L. E. García-Barrios y C.E. González-Esquivel. 2021. Management strategies, silvopastoral practices and socioecological drivers in traditional livestock systems in tropical dry forests: An integrated analysis. *Forest Ecology and Management*. 479. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118506>
- Sandoval-Pérez, A.L., M. E. Gavito, F. García-Oliva y V. J. Jaramillo. 2009. Carbon, nitrogen, phosphorus and enzymatic activities in soils under different land use types in a tropical dry ecosystem. *Soil Use and Management*. 25: 419-426.
- Sato, C. F., J. T. Wood, J. A. Stein, M. Crane, S. Okada, D. R. Michael, G. M. Kay, D. Florance, J. Seddon, P. Gibbons, D. B. Lindenmayer. 2016. Natural tree regeneration in agricultural landscapes: The implications of intensification. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 230: 98–104  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.05.036>
- Silva-Bátiz, F. A., S. Hernández-Vázquez, A. J. Nené-Preciado y A. D. Vázquez-Lule. 2009. Caracterización del sitio de manglar Sistema Chamela –Cuixmala, en Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica. CONABIO, México, D.F.
- Spasojevic, M. J., K. Harline, C. Stein, S. A. Mangan y J. A. Myers. 2019. Landscape context mediates the relationship between plant functional traits and decomposition. *Plant Soil*. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-019-04009-w>
- Tate, R.L. 2000. *Soil Microbiology*. John Wiley and sons, New York, 508 pp.
- Trejo, I. y R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation*. 94(2): 133 -142.
- Trilleras, J. M., V. J. Jaramillo, E. V. Vega y P. Balvanera. 2015. Effects of livestock management on the supply of ecosystem services in pastures in a tropical dry region of western Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 211: 133–144. doi: 10.1016/j.agee.2015.06.011

- Vallejo, V., Z. Arbeli, W. Terán, N. Lorenz, R. Dick y F. Rodán. 2012. Effect of land management and *Prosopis juliflora* (Sw.) DC trees on soil microbial community and enzymatic activities in intensive silvopastoral systems of Colombia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 150:139-148 pp.
- van Bentum, D. 2019. The impact of management intensity on vegetation and soil quality of the rangelands in Marques de Comillas, México. Master Thesis. Wageningen University & Research.
- van Breugel, M., D. Craven, H. R. Lai, M. Baillon, B. L. Turner y J. S. Hall. 2018. Soil nutrients and dispersal limitation shape compositional variation in secondary tropical forests across multiple scales. *Journal of Ecology*, 107: 566-581 DOI: 10.1111/1365-2745.13126
- Villa-Herrera, A., M. E. Nava-Tablada, S. López-Ortiz, S. Vargas-López, E. Ortega Jimenez y Felipe-Gallardo L. 2009. Utilización del guácimo (*Guazuma ulmifolia* Lam.) Como fuente de forraje en la ganadería bovina extensiva del trópico mexicano. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 10: 253 - 261
- Whisenant, S.G. 1999. Repairing damaged wildlands: A process-orientated, landscape-scale approach. Cambridge, U.K: Cambridge University Press 312 pp.
- Zermeño-Hernández, I., M. Méndez-Toribio, C. Siebe, J. Benítez-Malvido y M. Martínez-Ramos. 2015. Ecological disturbance regimes caused by agricultural land uses and their effects on tropical forest regeneration. *Applied Vegetation Science*. DOI: 10.1111/avsc.12161
- Zermeño-Hernández, I., A. Pingarroni y M. Martínez-Ramos. 2016. Agricultural land-use diversity and forest regeneration potential in human- modified tropical landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 230: 210–220 <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.06.007>

