



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DE LA SOSTENIBILIDAD
INSTITUTO DE ECOLOGÍA**

**SERVICIOS, EXTERNALIDADES Y MULTIFUNCIONALIDAD EN SISTEMAS DE
PRODUCCIÓN GANADERA DEL ESTADO DE YUCATÁN**

TESIS

**QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS DE LA SOSTENIBILIDAD**

**PRESENTA:
LAURA DANIELA ALVARADO FIGUEROA**

**TUTOR PRINCIPAL: Dr. JULIO CAMPO ALVES
INSTITUTO DE ECOLOGÍA**

**COMITÉ TUTOR:
FRANCISCO GALINDO MALDONADO - FACULTAD DE MEDICINA VETERINARIA Y ZOOTECNIA
AMY MICHELLE LERNER - INSTITUTO DE ECOLOGÍA
FRANCISCO JAVIER SOLORIO SÁNCHEZ- UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE YUCATÁN**

CIUDAD DE MÉXICO. OCTUBRE 2017



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Agradecimientos

A **PAPIIT RV200715**. Sustentabilidad pecuaria: la relación entre la prestación de servicios ecosistémicos (i.e. mitigación de cambio climático, biodiversidad, bienestar animal) y la producción ganadera en el trópico. Por el apoyo financiero para los trabajos de campo y el análisis de las muestras.

Al **M. en C. ENRIQUE SOLÍS VILLALPANDO**. Por su apoyo técnico en los análisis de laboratorio y sus palabras de ánimo cada mañana.

Al **Dr JULIO CAMPO ALVES**. Por abrirme las puertas y los ojos en la investigación, por sus enseñanzas, las charlas de fútbol y la confianza que deposito cada día en mí.

A mi comité tutor conformado por la **Dra. AMY LERNER**, el **Dr. FRANCISCO GALINDO** y el **Dr. FRANCISCO SOLORIO**. Por las retroalimentaciones que dieron a este trabajo.

A mis compañeros del Laboratorio de Biogeoquímica Terrestre y Clima

PATY, THALITA, JEINER, ITZI Y ALE.

Por compartir conmigo sus conocimientos y amistad.

A **LUIS ALFREDO RAMÍREZ, ARIADNA RAMÍREZ, ANTONIO CONTRERAS Y SEBASTIAN ARENAS**. Por ser mi familia en México y por tantos momentos compartidos, sin ustedes estos dos años hubieran sido muy difíciles de vivir.

A mi madre **GLORIA AMPARO FIGUEROA**.

Por el amor que me da, por desvelarse por mí, por venirme a consolar cuando ya no puedo más, por entregarme el control, por enseñarme a vivir, por haber dicho muchas veces - perdón - cuando la de la culpa fui yo, por ser mi aliada en la vida.

A mi hermana **CATALINA**.

Por ser mi compañera y cómplice, por mostrarme de muchas formas el camino.

A la pequeña **LILA**.

Por alegrarse siempre que vuelvo a casa, sin importar el tiempo transcurrido.

A todos los que de alguna manera contribuyeron en mi crecimiento personal y profesional durante estos años.

¡Gracias!

A mí madre, por ser lo más valioso que me dio la vida.

Contenido

Introducción	8
Objetivo general	9
<hr/>	
Capítulo 1 – Antecedentes	
1.1 Sector ganadero a escala global	10
1.1.1 Impactos económicos y sociales	10
1.1.2 Impacto ambiental	15
1.1.2.1 Impacto en el servicio ecosistémico: Fertilidad del suelo	16
1.1.2.2 Impacto en la atmosfera (externalidad: emisión de gases de efecto invernadero)	21
1.2 Desarrollo sostenible	23
1.2.1 Intensificación sostenible	23
1.2.1.1 Ganaderías silvopastoril	26
1.3 Ganadería tropical	27
1.3.1 Perspectiva histórica de la ganadería en México	29
1.3.2 Perspectiva actual de la ganadería en México	30
1.3.3 Ganadería en el estado de Yucatán	32
<hr/>	
Capítulo 2 – Marco Conceptual	
2.1 Servicios ecosistémicos (SE)	33
2.1.1 Servicios ecosistémicos del suelo	34
2.2 Sensibilidad de los servicios ecosistémicos a la precipitación en el trópico	37
2.3 Multifuncionalidad ecosistémica (MES)	38
2.3.1 Multifuncionalidad a través del modelo de ecuaciones estructurales	39
2.3.1.1 Características principales del modelo de ecuaciones estructurales	40
Justificación	42
Objetivos particulares	43
Hipótesis	43
<hr/>	
Capítulo 3 – Materiales y Métodos	
3.1 Localidades de estudio	44
3.2 Diseño experimental	46
3.3 Métodos para la determinación de los SE y las externalidades negativas	47
3.4 Propiedades físicas y químicas del suelo	52
3.5 Modelo de ecuaciones estructurales	53
3.6 Análisis estadístico	54
3.7 Entrevistas semi-estructuradas	54
<hr/>	
Capítulo 4 – Resultados	
4.1 Análisis entre estaciones (secas y lluvias)	55
4.2 Servicios ecosistémicos en sistemas de producción ganadera	56
4.3 Externalidades negativas en sistemas de producción ganadera	71
4.4 Indicadores clave para mantener la multifuncionalidad en sistemas productivos	80
4.5 Caracterización de los socioecosistemas productivos	82
<hr/>	
Capítulo 5 – Discusión	
5.1 Mejoramiento ambiental asociado a sistemas de producción ganadera en Yucatán	87
5.2 Deterioro ambiental asociado a sistemas de producción ganadera en Yucatán	93
5.3 Vulnerabilidad de los sistemas de producción ganadera a cambios en el clima	97
5.4 Socioecosistemas productivos	98
Perspectivas generales	100
Referencias	104
Anexos	116

Lista de Figuras

Figura		Pág.
1	Ubicación geográfica de las localidades de estudio	44
2	Climograma de las localidades incluidas en el estudio	45
3	Ordenación de las variables del suelo mediante análisis de componentes principales.	55
4	Contenido gravimétrico de agua en el suelo	57
5	Capacidad de retención de agua	58
6	Carbono organico en el suelo	59
7	Contenido de arcillas	61
8	Nitrógeno total en el suelo	62
9	Relación Carbono orgánico / Nitrógeno total	64
10	Concentración de amonio	65
11	Mineralización neta de nitrógeno	67
12	Nitrógeno en la biomasa microbiana	68
13	Fosforo total	69
14	Fosforo disponible	70
15	Respiración basal del suelo	72
16	Carbono en la biomasa microbiana	73
17	Relación Respiración basal del suelo / Carbono en biomasa microbiana	75
18	Concentración de nitrato	76
19	Relación nitrato / amonio	77
20	Nitrificación neta	78
21	Modelos de ecuaciones estructurales del clima y propiedades físicas y químicas del suelo como predictores de la multifuncionalidad del ecosistema para la estación de secas.	81
22	Modelos de ecuaciones estructurales del clima y propiedades físicas y químicas del suelo como predictores de la multifuncionalidad del ecosistema para la estación de lluvias.	82

Lista de Cuadros

Cuadro		Pág.
1	Características generales de las localidades de estudio	46
2	Eigenvalores, porcentaje de variación acumulada, y eigenvectores de los cinco componentes principales (CPs) para las siete variables del suelo que mejor predijeron la variación	56
3	Mejoramiento ambiental asociado a sistemas de producción ganadera	71
4	Deterioro ambiental asociado a sistemas de producción ganadera	79
5	Indicadores relevantes e irrelevantes para determinar el impacto de los sistemas de producción ganadera sobre los servicios ecosistémicos del suelo y las externalidades negativas evaluadas	80
6	Caracterización de los socioecosistemas productivos del municipio X'matkuil	83
7	Caracterización de los socioecosistemas productivos del municipio Tzucacab	84
8	Caracterización de los socioecosistemas productivos del municipio Tizimín	85

Lista de acrónimos

NH₄	Amonio
ANOVA	Análisis de varianza
CRA	Capacidad de retención de agua
C	Carbono
CBM	Carbono en la biomasa microbiana
COS	Carbono orgánico en el suelo
CGA	Contenido gravimétrico de agua
CO₂	Dioxido de carbono
EM	Evaluación de ecosistemas del milenio
PO₄	Fosfato
P	Fósforo
GEI	Gases de efecto invernadero
IS	Intensificación sostenible
MOS	Materia orgánica en el suelo
CH₄	Metano
E_{CH4}	Metano entérico
MNN	Mineralización neta de nitrógeno
MEE	Modelo de ecuaciones estructurales
MES	Multifuncionalidad ecosistémica
NO₃	Nitrato
NN	Nitrificación de nitrógeno
N	Nitrógeno
NBM	Nitrógeno en la biomasa microbiana
N₂O	Óxido nitroso
PMA	Precipitación media anual
PIB	Producto interno bruto
RBS	Respiración basal del suelo
SE	Servicios de los ecosistemas
SSP	Sistema silvopastoril
TMA	Temperatura media anual

Introducción

El medio ambiente puede considerarse un capital, que produce, a través de sus múltiples funciones (multifuncionalidad), un flujo de bienes y servicios (Costanza et al., 1997; 2014). En conjunto, los servicios de los ecosistemas (SE) son los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas. La Evaluación de Ecosistemas del Milenio (EM) describió los SE en términos de servicios de provisión, regulación, soporte y culturales (EM, 2005a). Los SE de provisión incluyen productos como alimentos, combustibles y fibras; los servicios de regulación, incluyen principalmente regulación climática y control de enfermedades; y los servicios culturales engloban beneficios intangibles, como los de carácter espiritual y estético. Los cambios que experimenten estos SE afectan de diversas maneras el bienestar humano (Montes & Sala, 2007).

Los ecosistemas productivos, otorgan a las personas y a las comunidades servicios y opciones que éstas pueden utilizar como un seguro ante una catástrofe natural o un estallido social. Sin embargo, la combinación de demandas en constante crecimiento, que recae en ecosistemas cada vez más degradados y hace que los SE sean más limitados, por lo general, daña a las poblaciones rurales de manera más directa que a las poblaciones urbanas, y sus impactos más graves recaen en los adultos y jóvenes pobres que en muchas ocasiones se ven forzados a migrar a las grandes ciudades (Solórzano, 2016). Las personas con suficiente poder adquisitivo controlan el acceso a una mayor parte de los servicios que prestan los ecosistemas, consumen estos servicios a una tasa per cápita más elevada, y están protegidas contra los cambios en su disponibilidad (a menudo a un costo elevado), gracias a su capacidad para adquirir SE o sustitutos cuando éstos escasean (Montes & Sala, 2007).

Dentro de los sistemas productivos, el sistema ganadero es el que mayormente se asocia con una amplia gama de SE y externalidades negativas (Montes & Sala, 2007). La ganadería es una actividad importante al producir alimento de alto contenido proteico mediante la transformación de fitomasa no consumible directamente por el humano; para ella se destina globalmente entre 26 - 30% de la superficie terrestre libre de hielos (CA, 2007; Carpenter & Biggs, 2009; Herrero et al., 2016), y el 33% de la tierra cultivada para la producción de forrajes

(Eshel et al., 2014). En México, la ganadería ocupaba en 2006 cerca de 1.1 millones de kilómetros cuadrados, es decir el 56% de la superficie nacional; y desde entonces se sabe que el país excedió su potencial ganadero, el cual constituía el 46.8% de la superficie nacional (SEMARNAT, 2006). La producción pecuaria a escala nacional es particularmente importante en las regiones tropicales, pues en estas zonas se obtiene la mayor producción cárnica del país (más del 36% de la producción nacional) (INEGI, 2015).

El impacto negativo del sector pecuario en el medio ambiente es profundo y de largo alcance, y continúa creciendo y cambiando velozmente. Estos cambios han sido impulsados por la creciente demanda mundial de productos derivados de actividades ganaderas, a consecuencia del incremento de los ingresos, el crecimiento demográfico (se estima que la población mundial crecerá de 7200 a 9600 millones en 2050) (IFPRI, 2011) y la urbanización (Steinfeld et al., 2009; Alexandratos & Bruinsma, 2012). La combinación de estos tres factores plantea un desafío sin precedentes a los sistemas productivos, principalmente por la gran incertidumbre respecto a cómo deberán evolucionar para responder al aumento en la demanda (Schneider et al., 2011; IPCC, 2013), y cuáles serán las consecuencias sociales y ambientales de dicha respuesta, en el escenario futuro de cambio climático (IPCC, 2013) y sabiendo que los recursos naturales necesarios para sostener la producción a escala mundial no aumentarán (Steinfeld et al., 2009).

Teniendo en cuenta la importancia de los SE que el suelo provee, y resaltando que la disponibilidad de estos servicios está determinada por factores formadores (tiempo, clima, vegetación, topografía), y por estrategias de manejo (fertilización, intensidad pecuaria, riego) (Sá et al., 2001; Bot & Benites, 2005; Lehman & Kleber, 2015; Paul, 2015); se hace indispensable el análisis de los servicios y externalidades negativas asociadas a suelos de sistemas con estrategias ganaderas contrastantes en un gradiente de precipitación anual. Por ello se planteó como **objetivo general** caracterizar algunos servicios ecosistémicos asociados a suelos (captación y almacenamiento de agua, almacenamiento de carbono y fertilidad del suelo) y las externalidades negativas (emisiones de CO₂, contaminación potencial de cuerpos de agua y emisiones potenciales de N₂O), de distintos sistemas de producción ganadera en el estado de Yucatán para evaluar la multifuncionalidad de dichos sistemas.

Capítulo 1

ANTECEDENTES

1.1 Sector ganadero a escala global

La importancia del sector ganadero como usuario de recursos naturales, como fuente de sustento y como motor del crecimiento económico ha sido objeto de una atención significativa en la última década (Steinfeld et al., 2009; Herrero et al., 2010; 2013; 2016; Thornton, 2010). Además, la relevancia de la ganadería en la provisión a las sociedades humanas de alimentos, ingresos, empleo, y nutrientes es ampliamente reconocida (Perry & Sones, 2007; Herrero et al., 2009). Al mismo tiempo, las comunidades de investigación y de políticas avanzan cada vez más en el entendimiento del papel del rápido crecimiento de la producción y el consumo mundial de productos pecuarios, en una serie de graves problemas ambientales (Herrero et al., 2016). A continuación se abordan las implicaciones del sector ganadero en las dimensiones económica, social y ambiental.

1.1.1 Impactos económicos y sociales

El aumento de la demanda de alimentos per cápita en las economías en desarrollo sigue un camino de crecimiento dinámico que ejerce una presión cada vez más fuerte sobre los recursos de producción de alimentos. A pesar de esto, las reclamaciones sobre los recursos de producción no están divididas en partes iguales. Desde el 2002, el 15% de la población mundial, ubicada en países de altos ingresos alcanzó la estabilidad en el consumo de alimentos. Al alcanzar esa estabilidad, sus dietas reguladas por los altos ingresos se centraron en los productos de origen animal, y controlaron el 30% de los recursos mundiales de la producción de alimentos. Por el contrario, los países de bajos ingresos, para un 15% de la población mundial, sólo necesitaron el 8% de los recursos mundiales de producción para satisfacer sus dietas (FAO, 2008).

Las necesidades alimentarias per cápita y la capacidad de producción de un país para satisfacer estas necesidades difieren significativamente entre las etapas de desarrollo económico, y han sido medidas por el ingreso per cápita. Los países pobres suelen comprometer un porcentaje considerable de los ingresos, así como una parte importante de la fuerza de trabajo activa, para la adquisición de alimentos. En las primeras etapas del desarrollo económico, la limitada tecnología de producción y de infraestructura de apoyo conducen a bajos niveles de productividad agrícola, al mismo tiempo que los bajos niveles de ingresos limitan la capacidad de importar alimentos (Rask & Rask, 2011; Godfray & Garnett, 2014).

Los países con mayores ingresos son los que lideran los aumentos en las demandas, por sus múltiples opciones para satisfacer ese aumento (Cirera & Masset, 2010). Está comprobado que el crecimiento de la demanda de alimentos se genera principalmente por el aumento de los ingresos y, en particular, por los cambios en la dieta asociados a este aumento. A medida que avanza el desarrollo económico los ingresos crecen, los patrones de consumo de alimentos y los recursos de producción relacionados cambian drásticamente. El cambio principal en las preferencias alimenticias se revela en el cambio en la dieta del consumo de productos basados en cultivos a productos derivados de la ganadería, que requieren mayores cantidades de recursos de producción y generan grandes externalidades ambientales negativas (Rask & Rask, 2011).

Es evidente que los niveles de producción de alimentos varían mucho de un país a otro debido a las diferencias en la cantidad y calidad de los recursos productivos, los niveles de tecnología empleados, el número de habitantes y las políticas agrícolas. Este patrón consistente permite definir un camino de consumo común que se eleva durante el desarrollo y se estabiliza a mayores ingresos (Cirera & Masset, 2010; Rask & Rask, 2011). Los cambios en los alimentos (mejoras de la dieta) más importantes para las cuestiones de uso de los recursos durante el desarrollo económico, son los aumentos significativos en el consumo per cápita de productos ganaderos. En este consumo, los rumiantes, principalmente el ganado vacuno y lechero, juega un papel importante al ser el convertidor menos eficientes de piensos a productos alimenticios consumibles, y por lo tanto el más demandante de recursos. Además, las necesidades de alimentación de los rumiantes incluyen un gran porcentaje de forrajes, que

sólo se encuentran disponibles en aquellos países en los que los recursos de tierra y clima son únicos para la producción forrajera (Rask & Rask, 2011). En un mundo que está globalmente aumentando sus ingresos, y por ende cambiando su manera de alimentarse (Cirera & Masset, 2010), lo alarmante es que el sector pecuario no sabe de qué manera deberá responder ante la velocidad y la magnitud del aumento en las demandas de productos pecuarios (Schneider et al., 2011; IPCC, 2013).

En la década de los 80s para la mayoría de las personas en África y Asia, la carne, la leche y los huevos eran un lujo inasequible consumido sólo en raras ocasiones (Schneider et al., 2011). En esos tiempos una alta proporción del ganado en los países en desarrollo no se conservaba para la alimentación, sino para otras funciones importantes, como la provisión de energía de arrastre y estiércol, así como una póliza de seguro y un activo de capital. Sin embargo, en los últimos años el sector ganadero no solo está creciendo, sino que su crecimiento es más rápido que el resto de la producción agrícola en casi todos los países; y el impacto aumenta de forma generalizada por su gran participación en términos de superficie (Steinfeld & Wassenaar, 2007; Schneider et al., 2011).

Las implicaciones económicas y sociales del sector se vislumbran claramente al entender el papel del sistema pecuario como benefactor de múltiples servicios, indispensables en la dinámica diaria de los humanos, y su impacto en términos territoriales y de consumo de recursos (Schneider et al., 2011). Aproximadamente 20 mil millones de animales hacen uso del 30% de la superficie terrestre para el pastoreo (CA, 2007; Carpenter & Biggs 2009; Herrero et al., 2016), un tercio de la superficie de tierra agrícola mundial se dedica a la producción de alimentos para animales (Eshel et al. 2014), y una gran cantidad de agua dulce se utiliza para proporcionar sustento directo y beneficios económicos de al menos 1.3 mil millones (mil trescientos millones) de productores y minoristas, y es la base de los medios de subsistencia para mil millones de pobres en todo el mundo (Steinfeld et al., 2009; Herrero et al., 2016).

Además, el sistema pecuario genera productos y servicios importantes, como ahorro de activos, tracción, estiércol para combustible y fertilizantes, y fibra (OECD/FAO, 2014). Los productos de la ganadería suministran un tercio del consumo mundial de proteínas y de la misma manera que contribuyen a la obesidad, son una posible solución a la desnutrición, son

base para la alimentación de al menos 800 millones de personas en condición de inseguridad alimentaria (Herrero et al., 2013), contribuyen con el 17 % al balance global de la alimentación y aportan el 33 % del contenido proteico en la dieta humana (Herrero et al., 2009).

Como actividad netamente económica, la ganadería contribuye en 40 - 50% al PIB agrícola a escala mundial (Steinfeld et al., 2009; Herrero et al., 2016). Las implicaciones económicas y sociales también se evidencian en la velocidad del crecimiento del sector ganadero, pues el consumo mundial per cápita de productos ganaderos se ha más que duplicado en los últimos 40 años (Herrero et al., 2016). Independientemente de las proyecciones de aumento de la población humana, de los ingresos y de la urbanización que impulsarán aumentos en el consumo de leche y carne en los próximos 20 años globalmente, la localización de esfuerzos es indispensable porque la mayor parte del crecimiento se prevé que ocurra en el mundo en desarrollo, y aunque el sector ha logrado aumentar significativamente la producción, tendrá que seguir avanzando en estrategias para reducir las externalidades negativas asociadas (Herrero et al., 2016).

La esfera social dentro de la producción pecuaria es mucho más compleja de abordar. Las funciones sociales hacen referencia muchas veces a los valores simbólicos asociados a cada especie, y al uso de los animales para el cumplimiento de un conjunto de rituales y obligaciones sociales (funerales, fiestas, dotes, etc.) de las familias y comunidades (Bettencourt et al., 2011). Los animales son un medio para fortalecer las redes sociales. El ganado también desempeña un papel social al darle estatus socio-económico a los propietarios, facilitando el acceso de los hogares a servicios financieros, tanto informales como formales, es decir, los animales pueden ser utilizados como garantía. También se consideran un medio común para demostrar riqueza. Para comprender plenamente el papel social del ganado, además del aspecto simbólico, también es importante considerar el papel que desempeñan las personas (productores y trabajadores) en la producción ganadera (Bettencourt et al., 2011).

En muchas partes del mundo ha tenido lugar un rápido crecimiento en el tamaño medio de las unidades de producción acompañado de un descenso sustancial del número de productores (Steinfeld et al., 2009). El factor principal que ha desencadenado este proceso es la reducción de los costos que se obtiene mediante la expansión de la escala de operaciones

en varias partes del proceso productivo. Los pequeños productores pueden permanecer en actividad vendiendo sus productos a precios que valoran la propia fuerza de trabajo pero a costos inferiores a los del mercado. Esto ocurre sobre todo en países con oportunidades de empleo limitadas en otros sectores, y en donde el acceso a la tierra y al crédito es un problema creciente. Por esto, si se presenta una oportunidad de empleo en otro sector, muchos pequeños productores abandonan la práctica (Steinfeld et al., 2009).

El impacto inherente de subsidios ocultos o manifiestos que posibilitan el suministro a las ciudades de productos de origen animal a precios muy reducidos, se evidencia en consecuencias negativas para los pequeños productores rurales (Steinfeld et al., 2009). Con frecuencia, estos productores no cuentan con ayuda pública para adoptar o difundir las nuevas tecnologías. Los costos de producción son mayores para ellos debido a los riesgos asociados a la producción (fluctuación de los precios para los insumos), y a la comercialización (Delgado et al., 2006). Estos riesgos se amplifican entre pequeños productores por su débil posición negociadora. Algunos de ellos permanecen o evolucionaron de una producción de subsistencia con algunos mecanismos para afrontar los riesgos, pero carentes de patrimonio o de estrategias para competir ante los riesgos del mercado(Steinfeld et al., 2009).

La ausencia de redes seguras para encarar las perturbaciones económicas que se presentan en los mercados restringe la participación de pequeños ganaderos. Los costos de transacción inherentes a la comercialización de los productos, con frecuencia son prohibitivos dado el reducido volumen de productos comercializables y la ausencia de infraestructuras físicas y de comercialización en las áreas remotas donde habitan los pequeños productores. Los costos de transacción también se incrementan cuando los productores no tienen acceso a la información sobre los mercados y, en consecuencia, dependen de intermediarios. Así que desde el punto de vista social, las actividades ganaderas resultan ser fuertemente excluyentes (Steinfeld et al., 2009).

1.1.2 Impacto ambiental

El ganado está presente en la mayoría de los ecosistemas del planeta, y también da forma a la agricultura de cultivo en gran medida a través de su demanda de piensos (Herrero et al.,

2013; 2016). Por lo tanto, las actividades ganaderas tienen impactos importantes en prácticamente todos los aspectos del medio ambiente, incluyendo el aire y el cambio climático, el uso de la tierra y la fertilidad del suelo, el agua y la biodiversidad. El impacto del sector puede ser directo, por ejemplo a través del pastoreo, o indirecto, como la expansión de la producción de soja para el pienso, que reemplaza grandes extensiones de bosques (Steinfeld & Wassenaar, 2007; Steinfeld et al., 2009).

La producción ganadera técnicamente es muy diversa. En los países o zonas donde no existe una fuerte demanda de productos alimenticios de origen animal, prevalece la producción de bajos insumos, principalmente para fines de subsistencia y no para fines comerciales. Esto contrasta con la producción comercial de alto insumo en áreas que sirven a una demanda creciente o establecida. Tales sistemas de producción diversos hacen presión diferencial sobre el uso de los recursos (Steinfeld & Wassenaar, 2007). El sector pecuario atraviesa una compleja transformación de carácter técnico y geográfico que está desplazando el eje de los problemas ambientales causados por el mismo (Herrero et al., 2016).

El pastoreo extensivo aún ocupa y degrada extensas áreas de tierra; sin embargo, hay un aumento en la tendencia a la intensificación y a la industrialización (Herrero et al., 2016). Se están transformando los patrones de distribución geográfica de la producción pecuaria, que está trasladándose, en primer lugar, de las áreas rurales a las zonas urbanas y periurbanas con el fin de acercarse a los consumidores y, en segundo lugar, hacia las áreas donde se produce el pienso o hacia zonas situadas en las cercanías de los medios de transporte o de los centros de comercio en el caso de que el producto sea importado (Herrero et al., 2013; 2016). Asimismo, se registra un cambio en las especies utilizadas, con un crecimiento acelerado de la producción de especies monogástricas (cerdos y aves de corral, producidos en su mayoría en unidades industriales), y una desaceleración de la producción de rumiantes (bovinos, ovinos y caprinos, criados con frecuencia en condiciones extensivas) (Herrero et al., 2013; 2016).

Como consecuencia de estos cambios, el sector ganadero comienza a competir de una manera más directa e intensa por tierras, agua y otros recursos naturales escasos (Steinfeld et al., 2009; Herrero et al., 2013). En muchas situaciones constituye la principal fuente de contaminación terrestre al verter nutrientes y materia orgánica, patógenos y residuos

farmacológicos a los ríos, lagos y aguas costeras. Los animales y sus desechos emiten gases de efecto invernadero (GEI) que inciden en el cambio climático. Otra fuente de emisión de GEI es la destrucción de los bosques para su conversión en zonas de pastoreo y tierras de cultivo destinadas a la producción de alimentos para el ganado. De manera general, la producción pecuaria moldea paisajes enteros y su demanda de tierras para pastizales y cultivos forrajeros modifica y reduce los hábitats naturales a escala global (Steinfeld et al., 2009).

Los impactos en los suelos han sido analizados, y se sabe que las prácticas ganaderas alteran casi todos los aspectos de la estructura y función del suelo, incluyendo la porosidad, la química, la microbiología, los ciclos de nutrientes, la productividad y las tasas de erosión. La mayoría de los estudios han demostrado que el pisoteo del ganado aumenta la compactación del suelo, la erosión y la disponibilidad de nutrientes a corto plazo, que tiende a reducir los nutrientes del suelo y los niveles de materia orgánica a largo plazo, y que dichas afectaciones en conjunto han reducido el potencial de la productividad global de los sistemas ganaderos en un 19 % (Lobell et al., 2009; Steinfeld et al., 2009; Zika & Erb, 2009; Mueller et al., 2012; Herrero et al., 2013; Smith et al., 2014).

1.1.2.1 Impacto en el servicio ecosistémico: Fertilidad del suelo

La fertilidad es una cualidad compleja de los suelos; es el componente de su productividad general y hace referencia a su estado nutricional y por ende, a su capacidad de proporcionar nutrientes desde reservas propias y mediante aplicaciones externas para el mejoramiento de la producción de cultivos (para consumo humano y forrajes). Combina varias propiedades del suelo (biológicas, químicas y físicas), las cuales afectan directa o indirectamente la dinámica y la disponibilidad de los nutrientes. La fertilidad del suelo es una propiedad moldeable y su manejo es de suma importancia para optimizar la nutrición de los cultivos, tanto a corto como a largo plazo (Steinfeld et al., 2009).

Para el productor, las propiedades decisivas son la fertilidad y las condiciones físicas del suelo, porque determinan su potencial productivo (FAO, 2006). Una fertilidad natural o mejorada es esencial para el éxito de las actividades que reposan sobre el suelo, y es la base sobre la que todos los sistemas de alta producción basados en insumos deben ser construidos (FAO, 2006).

Sin embargo, la fertilidad se ha visto seriamente comprometida por la actividad pecuaria. El capital natural del suelo (almacén de activos naturales que producen un flujo de recursos o de servicios ecosistémicos), como cualquier tipo de capital (manufacturado, social, humano), se forma, se mantiene y se degrada con el tiempo por los distintos tipos de manejo (Dominati et al., 2010).

El ganado afecta la fertilidad del suelo a través de la herbivoría. La digestión y la excreción aumentan la tasa de descomposición y alteran la cantidad de nutrientes almacenados en el suelo, la distribución espacial, y la disponibilidad de esos nutrientes para las plantas. El pastoreo afecta indirectamente los nutrientes del suelo a través de sus efectos en la composición de las especies y la estructura del suelo. Además, afecta al pH del suelo, el cual es mucho más bajo (ácido) en áreas de pastoreo que en áreas no pastoreadas (FAO, 2006; Dominati et al., 2010). A continuación se detallan los principales procesos resultantes de la degradación del suelo por la actividad ganadera, que al final desencadenan disminución de la fertilidad de los suelos.

- **Estructura del suelo: compactación e infiltración**

La estructura del suelo (disposición de las partículas dentro del suelo), es básica para su salud y productividad; es una descripción integrada que incluye la porosidad, y el tamaño/resistencia de los agregados. La estructura del suelo controla el movimiento del aire, del agua, de las raíces y de los organismos del suelo. La estructura es el atributo más afectado por el pisoteo del ganado. El pastoreo modifica la estructura del suelo principalmente por compactación. La compactación reduce la infiltración de agua y aire, y restringe el crecimiento de las raíces tanto físicamente, reduciendo el espacio disponible para la exploración de raíces, como biológicamente (Hamza & Anderson, 2005; FAO, 2006; Dominati et al., 2010).

El potencial del ganado para compactar suelos es cada vez más preocupante para muchos productores mixtos (cultivos y ganado) (Bell et al., 2011). La compactación se define como *el proceso por el cual los granos del suelo son reordenados y puestos en contacto más estrecho, proceso que al disminuir el espacio vacío, aumenta la densidad aparente* (Soil Science Society of America, 1996). Los agregados del suelo alteran la disposición espacial, el tamaño y la forma

de los terrones y agregados y, en consecuencia, los espacios porosos tanto dentro como entre unidades (Defossez & Richard, 2002). Aunque la compactación es considerada como el problema ambiental más grave por actividades agrícolas y pecuarias (Dominati et al., 2010), es el tipo de degradación más difícil de localizar y racionalizar porque no muestra marcas evidentes en la superficie del suelo (Hamza & Anderson, 2005).

Los estudios sobre el pastoreo y la compactación generalmente encuentran que la exposición y/o sobre exposición al pastoreo compacta el suelo, y que la compactación del suelo aumenta con la intensidad del pastoreo (Mitchell & Berry, 2001; Dominati et al., 2010; Bell et al., 2011). Adicional a la intensidad de la práctica, el contenido de agua en el suelo y su capacidad de retención son otros de los factores importante que estimulan los procesos de compactación. En todos los niveles de compactación, la resistencia a la penetración de raíces aumenta con la disminución del potencial hídrico del suelo (Lipiec et al., 2002; Bell et al., 2011).

A pesar de que es cuando los suelos se vuelven más secos que se hace observable la compactación del suelo en la capa superficial (Silva et al., 2000a), el suelo tiene menos fuerza de apoyo y es más propenso a la compactación a medida que el contenido de agua aumenta (Bell et al., 2011). En general, la pérdida de la estructura del suelo conduce, por un lado, a menor infiltración, al disminuir el drenaje y aumentar el escurrimiento superficial, y por otro a mayor compactación (Dominati et al., 2010). El impacto directo del ganado en el proceso de infiltración es variable y depende de la intensidad, la frecuencia y la duración del pastoreo. Una amplia variedad de estudios con diferentes tasas de ganado, especies de ganado, intensidad de pisadas, humedad del suelo y tipos de suelos ha demostrado que el ganado de pastoreo aumenta consistentemente la densidad aparente del suelo y la resistencia del suelo, y no tiene efectos en capas más profundas (Greenwood & McKenzie; 2001, Radford et al., 2008).

En ecosistemas de pastizales, la capacidad de infiltración está determinada fundamentalmente por la estructura del suelo y por la densidad y composición de la vegetación (Bell et al., 2011). Cuando la cubierta vegetal se reduce, el contenido de materia orgánica en el suelo (MOS) y la estabilidad de los agregados disminuyen, reduciendo también la capacidad de infiltración. La vegetación también influye sobre el proceso de infiltración al

proteger al suelo de las gotas de lluvia, y al mejorar la estabilidad y la porosidad del suelo por la presencia del sistema radicular. Cuando las capas del suelo se compactan por la acción del pisoteo, se reduce la porosidad, provocando reducción de los niveles de infiltración (Bell et al., 2011). Por esta razón, cuando las prácticas de pastoreo no son adecuadas, se producen alteraciones en las propiedades físicas e hidráulicas de los suelos, dando como resultado aumentos en la escorrentía y la erosión (FAO, 2006; Bell et al., 2011).

- **Erosión y pérdida de nutrientes**

La erosión tiene efectos profundos en la productividad del suelo y en las funciones del ecosistema (Bell et al., 2011). Los nutrientes, la MOS, los microorganismos, la fauna del suelo y las raíces están concentrados en el horizonte A del suelo superficial. Con técnicas de manejo inapropiadas, un horizonte A que tomó miles de años para desarrollarse se puede perder en unos pocos años o décadas. Con la pérdida del horizonte A, los suelos pierden la mayor parte de su productividad porque pierden la mayoría de los nutrientes, materia orgánica y capacidad de retención de agua, entre otras propiedades que allí se concentran (Bell et al., 2011). Durante la pérdida de material del suelo, las partículas de los agregados del suelo o incluso los horizontes del suelo son removidos del sitio por gravedad, agua, hielo o viento. Es decir, la erosión, al causar la pérdida del perfil del suelo, afecta la profundidad y con esto a los distintos niveles de reservas de nutrientes y de MOS contenidos en las distintas capas (FAO, 2006).

Existe cierta variabilidad en la literatura científica respecto a la naturaleza del impacto del pastoreo del ganado sobre las concentraciones totales y los flujos de los nutrientes del suelo (Stoate et al., 2001; Bell et al., 2011; Soussana & Lemaire, 2014). Los efectos del pastoreo varían dependiendo del nutriente estudiado, la ubicación del estudio y el sistema de manejo (Stoate et al., 2001). Por ello, es de esperarse que las tasas de erosión presenten una fuerte variación en función de las condiciones locales, de manera que, con mucha frecuencia la comparación de datos locales es demasiado compleja. Sin embargo, se sabe que en las tasas de erosión influyen varios factores, tales como la estructura del suelo, la morfología del paisaje, la cubierta vegetal, las precipitaciones, los vientos, y el uso y manejo de la tierra; factores que comprenden el método, el momento y la frecuencia del manejo (Stoate et al., 2001; Bell et al., 2011).

El aumento en la intensidad de la erosión es causado por la escorrentía, por esto tiende a aumentar cuando disminuye la infiltración. Cuando las precipitaciones logran penetrar en la superficie del suelo a niveles adecuados, el suelo queda protegido contra la erosión acelerada y mantiene su fertilidad. Por el contrario, cuando el agua no puede infiltrarse, forma un flujo superficial. Este flujo puede desplazarse cuesta abajo para infiltrarse en otras zonas o continuar su curso hasta entrar en una corriente de agua. De cualquier modo, toda actividad que modifique el proceso de infiltración tendrá grandes impactos en el proceso erosivo (Jayasuriya, 2003; Bell et al., 2011).

A pesar de la variación entre las opiniones a nivel de impacto, se conoce que la erosión del suelo es el resultado de factores bióticos, como la actividad humana o del ganado, y factores abióticos, como el viento y el agua (Jayasuriya, 2003). La erosión del suelo es un proceso natural y no constituye un problema allí donde la regeneración del suelo iguala o excede las pérdidas de suelo. Sin embargo, esta no es la situación en la mayor parte de las regiones del mundo, en donde la erosión ha aumentado debido a las actividades pecuarias y representa un problema de grandes magnitudes (Bell et al., 2011).

Adicional a las pérdidas de suelo y de fertilidad asociados, la erosión también origina sedimentos que son transportados a los cursos de agua (FAO, 2006; Steinfeld et al., 2009). Los sedimentos se consideran la principal fuente de contaminación no puntual del agua relacionada con las prácticas agropecuarias (Steinfeld et al., 2009). Como resultado del proceso de erosión, 25.000 millones de toneladas de sedimentos son transportadas por los ríos anualmente (FAO, 2006). Dentro de los esfuerzos por reconocer las implicaciones del ganado en las propiedades de suelos, se destaca que el sobrepastoreo disminuye la capacidad de retención y estabilización del suelo, agrava la erosión y maximiza los niveles de contaminación (Clark Conservation District, 2004; Steinfeld et al., 2009). Además, existe poco desacuerdo entre los investigadores en que las prácticas ganaderas alteran el estado nutricional del suelo en ecosistemas agropecuarios, al eliminar grandes cantidades de nutrientes (Steinfeld et al., 2009). Los nutrientes se pierden cuando el ganado consume plantas y las convierte en biomasa de ganado que se transporta fuera del sitio, y también por

el aumento de la erosión del suelo rico en nutrientes (suelo mineral), a través de la descomposición acelerada de la MOS y de la lixiviación (Bell et al., 2011).

1.1.2.2 Impacto en la atmósfera (Externalidad negativa: emisión de GEI)

Con el aumento de la temperatura, el crecimiento del nivel del mar, el deshielo de los casquetes polares y los glaciares, los cambios en las corrientes oceánicas y en los patrones del clima, el cambio climático constituye el más serio desafío para la humanidad (Steinfeld et al., 2009). Dichas variaciones en el clima exponen escenarios (fuertes sequías en ciertas zonas del mundo e inundaciones en otras), que promoverán cambios en los ciclos de los nutrientes, y con ellos, aumentos en las emisiones de GEI. Las emisiones de GEI hacia la atmósfera destacan dentro de las preocupaciones internacionales actuales (Herrero et al., 2016), principalmente porque el sector emite el 37 % del metano (CH_4) antropogénico, proveniente en su mayoría del proceso de fermentación ocurrido en la digestión entérica de los rumiantes, y el 65% del óxido nitroso (N_2O) antropogénico, por parte del estiércol (Steinfeld et al., 2009; Herrero et al., 2013).

Dentro de los sistemas de producción, la ganadería domina las emisiones del sector (64 - 78 % dependiendo del estudio). Se calcula que el total de las emisiones de la ganadería entre 1995 y 2005 fueron entre 5.6 y 7.5 $\text{PgCO}_2\text{año}^{-1}$. Las fuentes más importantes de emisiones fueron el CH_4 entérico (E_{CH_4} ; 1.6 a 2.7 $\text{PgCO}_2\text{año}^{-1}$) (US EPA, 2006; Popp et al., 2010; Gerber et al., 2013; Tubiello et al., 2013; Herrero et al., 2013; 2016), las emisiones de N_2O asociadas a la producción de piensos (1.3-2.0 $\text{PgN}_2\text{Oaño}^{-1}$) (Gerber et al., 2013; Herrero et al., 2016), y el uso de la tierra para la alimentación animal y el pastoreo, incluidos en el cambio de uso del suelo ($\sim 1.6 \text{PgCO}_2\text{año}^{-1}$) (Herrero et al., 2016).

Los suelos resaltan su importancia como la fuente dominante dentro del presupuesto global de N_2O . Las emisiones de N_2O debido a las actividades agrícolas se estiman en 0.0028 a 0.0062 $\text{PgN}_2\text{Oaño}^{-1}$, el 20 - 40 % de todas las fuentes. Las emisiones de N_2O están directamente vinculadas con el uso de fertilizantes sintéticos y orgánicos para la producción de alimentos y piensos y para la gestión o manejo del estiércol del ganado y la excreción de orina en pastizales. Hay que señalar que los sistemas agropecuarios mixtos dominan las emisiones del

ganado (58 % del total de emisiones) en gran parte debido a su prevalencia, mientras que los sistemas basados solo en pastoreo contribuyen en un 19 % (Herrero et al., 2013), y el sistema industrial y otros sistemas comprenden el resto (Herrero et al., 2013; 2016).

La producción de piensos aporta cerca del 45 % de las emisiones del sector, con casi la mitad de estas emisiones obtenidas por la fertilización de cultivos forrajeros y pastos (incluidos el estiércol y fertilizantes). La fermentación entérica aporta cerca del 40 % de las emisiones totales, seguido del almacenamiento y procesamiento del estiércol (~10 % de las emisiones). El consumo directo de energía en las granjas de animales, el consumo de energía integrada en las construcciones y equipamientos, y las emisiones posteriores a la producción representan ~ 5 % de las emisiones restantes del sector. De manera general, el CH₄ representa el 43 % de las emisiones, y lo demás es casi igualmente compartido entre el N₂O (29 %) y el CO₂ (27 %) (Herrero et al., 2016).

En muchas zonas tropicales, y especialmente en zonas en vías de desarrollo (África y América Latina), se han registrado altas intensidades de emisiones provenientes de la ganadería, como resultado de la baja productividad, el gran número de animales incluidos en el sistema y la pérdida de bosques por deforestación, y se ha estimado que dichas tendencias de emisiones seguirán aumentando en los próximos años (Herrero et al., 2016; Houghton & Nassikas, 2017). Por lo anterior, la preocupación se ha globalizado y se ha realizado un esfuerzo para estimar las posibles emisiones asociadas con el crecimiento previsto del sector ganadero a 2050 (Herrero et al., 2016). Dicha estimación sugiere que el E_{CH₄} (metano entérico), el CH₄ y el N₂O por manejo del estiércol probablemente crecerá a tasas entre 0.9 a 5 %, 0.9 a 4 %, y 1.2 a 3 % por año, respectivamente; los rangos reflejan diferentes escenarios y supuestos sobre el crecimiento de la demanda de productos ganaderos, número de animales y aumento de la productividad en los sistemas ganaderos. Las tendencias actuales conducirían a aumentos en las emisiones totales por parte de la ganadería de 1 - 1.5 % por año a través de las todas las fuentes distintas al cambio de uso del suelo (Herrero et al., 2016).

1.2 Desarrollo Sostenible

La primera vez que el concepto de sostenibilidad fue ampliamente aceptado, al menos formalmente en la sociedad moderna, fue por medio del concepto de desarrollo sostenible (DS) del Informe Brundtland (IB) (WCED, 1987). El IB es reconocido por el gran esfuerzo de establecer el concepto de DS. En dicho informe, el desarrollo sostenible es referido como el desarrollo que “satisface las necesidades de la generación presente sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades”. Esta interpretación es tridimensional, aglutina tres dimensiones o esferas, la dimensión económica y social en el concepto de desarrollo y la dimensión ambiental en la sostenibilidad (WCED, 1987). Recientemente, tras un proceso inclusivo de negociaciones intergubernamentales y tomando como base la propuesta de un grupo de trabajo abierto, se plantearon 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) (ONU, 2015).

Los ODS son de carácter integrador e indivisible, de alcance mundial y de aplicación universal, tienen en cuenta las diferentes realidades, capacidades y niveles de desarrollo de cada país y respetan sus políticas y prioridades nacionales. Al establecer las metas globales se reconoció que cada país enfrenta desafíos específicos para lograr el desarrollo sostenible, y se hizo énfasis en los problemas especiales con que tropiezan los países más vulnerables (ONU, 2015). Dentro de la búsqueda el desarrollo sostenible para el sector, es indispensable mencionar que el sistema de producción pecuaria se ve involucrado en al menos 8 de los 17 ODS, dentro de los que destacan el objetivo (2) Hambre cero, (3) Salud y bienestar, (8) Trabajo decente y crecimiento económico, (9) Industria, innovación e infraestructura, (10) Reducción de las desigualdades, (12) Producción y consumo responsable, (13) Acción por el clima, y (15) vida de ecosistemas terrestres (ONU, 2015).

1.2.1 Intensificación sostenible

Existe un diálogo global que enfrenta el dilema de aumentar la producción de alimentos sin destruir el medio ambiente, y se ha planteado que para reducir el impacto ambiental hay que centrarse en la "intensificación sostenible" (IS) o aumentar la productividad de manera sostenible (Foley et al., 2011). Según el Panel de Montpellier, la **intensificación sostenible consiste en producir más productos con un uso más eficiente de todos los insumos - de manera duradera - al tiempo que se reducen los daños ambientales y fortalecer la capacidad**

de recuperación, el capital natural y el flujo de servicios ambientales (The Montpellier Panel, 2013). Esto significa que “hay dos aspectos que se están intensificando: la producción real, o el rendimiento por unidad de superficie, y los servicios de los ecosistemas, lo que significa aumentar los beneficios ambientales por unidad de superficie” (Lerner et al., 2017).

Ante la idea de aumentar la producción como respuesta a las amenazas a la seguridad alimentaria de la actualidad y de los próximos años, se ponen de relieve la posibilidad de implementar dos escenarios. Uno de ellos es la aportación de más tierras a la producción (extensificación), y el otro es el aumento de la productividad (intensificación). Sin embargo, hay costos mayores para confiar en la extensificación como estrategia principal para aumentar la producción, pues la conversión de nuevas tierras para producir alimentos casi siempre resulta en emisiones significativas de GEI a la atmósfera y grandes pérdidas de biodiversidad y de muchos más SE (Godfray & Garnett, 2014). La intensificación de la producción de alimentos causa sus propios problemas ambientales, pero varios estudios (Green et al., 2005; Phalan et al., 2011) sugieren que éstos son menores que cuando se transforman nuevas tierras para actividades agropecuarias (Burney et al., 2010).

Particularmente en el mundo en desarrollo, es necesario determinar los criterios para definir los umbrales de intensificación a escala local antes de que se produzca una degradación irreversible del medio ambiente (Steinfeld et al., 2009). Aquellos que apoyan la IS aceptan el argumento de que la respuesta al desafío de la seguridad alimentaria en el futuro debe incluir el cambio en la dieta, la reducción del desperdicio y la mejora de la eficiencia y la gobernanza del sistema alimentario (Paillard et al., 2009; Godfray et al., 2010; Foresight, 2011; Garnett & Godfray, 2012; Garnett, 2013). Además, sostienen que los riesgos de problemas significativos en el futuro son lo suficientemente elevados como para que se requieran medidas en todos los frentes, y que es probable que existan sinergias con otros objetivos socioeconómicos, como la salud y la equidad (Garnett & Godfray, 2012; Garnett, 2013). Sin embargo, el abordaje puede ser muy difícil, sobre todo cuando los responsables de la formulación de políticas históricamente se han mostrado temerosos en adoptar enfoques sólidos (Godfray & Garnett, 2014). A pesar de que existen múltiples dificultades, estas de ninguna manera constituyen un argumento robusto para no intentar hacer grandes cambios, sino por el contrario, promueven

la idea de no basarse únicamente en un subconjunto de posibles abordajes para lograr hacer frente a los desafíos de la producción (Godfray & Garnett, 2014).

Los críticos de la IS ven el concepto como un caballo de Troya, que sigue furtivamente la agricultura intensiva bajo el camuflaje de la sostenibilidad (Collins & Chandrasekaran, 2012). No se sienten tranquilos cuando ven que los organismos comerciales agrícolas y las empresas agroquímicas defienden la IS. Ciertamente, algunos organismos utilizarán la IS para sus propios fines de cabildeo, pero muchos otros se comprometerán genuinamente con sus objetivos. El potencial para que la IS sea implementada requiere vigilancia y monitoreo, y esto no quiere decir que deba ser rechazada por la idea subyacente. El compromiso con el sector privado y la comprensión de cómo incentivar la IS serán fundamentales para lograr mejoras agropecuarias sostenibles (Godfray & Garnett, 2014). El enfoque de IS - más producción con menos impacto ambiental - plantea muchas preguntas en cuanto a su implementación práctica, y a sus relaciones con otras metas para el sistema alimentario. Para esto, se han propuesto algunas relaciones de la IS con el potenciamiento de las funciones del ecosistema (multifuncionalidad). La idea de un paisaje multifuncional, con las ventajas que trae tener diferentes áreas produciendo diferentes servicios agropecuarios con distintas sinergias implícitas, es difícil de discutir, pero su implementación es mucho más difícil (Godfray & Garnett, 2014).

Es improbable que los mecanismos del mercado produzcan buenos resultados, porque los SE provistos, de manera generalizada no son valorados en términos monetarios. El riesgo es que, sea cual sea el mérito teórico de la conservación de la tierra o del reparto de la tierra en un contexto dado, las fuerzas del mercado tenderán a fomentar la expansión agrícola, si ello conduce a mayores ganancias. Por lo tanto, aunque el análisis de las ciencias naturales y sociales puede ayudar a ilustrar los compromisos y sugerir asignaciones óptimas de tierras a diferentes funciones, lograr la IS y el establecimiento de paisajes multifuncional dependerá absolutamente de la voluntad política y de los mecanismos e instituciones de gobierno (Godfray & Garnett, 2014). Adicional a la intervención gubernamental, hay que abordar los retos que tiene la comercialización de los SE. Si bien la economía ambiental puede atribuirles algún valor monetario, sin mercados operativos este valor siempre será aproximado, arbitrario y tal vez otorgado en un estatus inferior. Los tomadores de decisiones y la sociedad

inevitablemente tendrán que tomar decisiones políticas sobre prioridades competitivas, donde las opiniones puedan diferir dentro de la población y donde los asuntos de la administración y los derechos de las generaciones futuras sean tenidos en cuenta. Más allá de la investigación, la implementación de la IS requerirá que se construya confianza entre las muchas partes interesadas, las cuales deberán hacer diferentes tipos de compromisos (Godfray & Garnett, 2014).

1.2.1.1 Ganadería silvopastoril

Un enfoque relacionado con la IS de la ganadería es la implementación de sistemas silvopastoriles (SSP), que van desde menos a más intensivos. **Los sistemas silvopastoriles son sistemas de producción animal que incluyen árboles y arbustos asociados con gramíneas que forman un paisaje forrajero diverso de varios estratos** (Murgueitio et al., 2011). Se extienden desde los sistemas menos intensivos incluyendo los árboles dispersos, a los sistemas silvopastoril intensivos que contienen pastos, alta densidad de arbustos forrajeros y árboles (>10.000 árboles ha⁻¹), principalmente de leguminosas, que proporcionan forraje altamente nutritivo, sombra, y fijación de nitrógeno atmosférico (Murgueitio et al., 2011; Broom et al., 2013). Otros elementos de estos sistemas incluyen los bancos de forraje que se cortan y se transportan para consumo animal, la introducción de forrajes nutritivos que reducen la necesidad de concentrados a base de grano y el uso de cercas vivas que delimitan potreros, proporcionan madera y forraje. Los SSP ponen en tela de juicio la incompatibilidad de las pasturas y los árboles, idea que desde hace mucho tiempo se ha arraigado en la ganadería tropical y ha provocado la eliminación de la cobertura arbórea en nombre de pastizales productivos y extensivos (Calle et al., 2013).

Los SSP son populares dentro de la agenda para la IS de la ganadería en los trópicos y particularmente en América Latina. Los resultados obtenidos en estudios piloto en Colombia muestran que la implantación de sistemas silvopastoriles puede incrementar la producción de carne y leche más de siete y tres veces, respectivamente (de 200 a 1500 kg ha año y 800 a 3000 L ha⁻¹ año⁻¹) (Murgueitio et al 2011). En un proyecto para pequeños productores, fueron plantados bancos de forraje en granjas de dos a cinco hectáreas en los Andes colombianos y la producción de leche aumentó entre 300 y 400% (Murgueitio et al., 2006). La aplicabilidad

de estos sistemas puede hacerse a los pequeños productores, especialmente debido a la diversidad de tecnologías: incluso con bancos forrajeros y cercas vivas, que cuestan la mitad de los sistemas más intensivos, la capacidad de carga puede aumentar en un 250% (Murgueitio et al., 2006). Los ejemplos de estos sistemas ganaderos mejorados demuestran cómo la definición de "intensivo" no es sólo el aumento de la producción por unidad de superficie, sino también el aumento de la prestación de SE en la misma superficie de tierra (Lerner et al., 2017).

1.3 Ganadería tropical

En las regiones tropicales predominan los sistemas de doble propósito (producción de carne y leche), extensivos o semi-extensivos, basados en monocultivo de pastos (pasturas); caracterizados por su baja productividad e impacto negativo al ambiente (Bacab et al., 2013). El trópico posee fuertes limitantes que impiden incrementar la productividad de los sistemas pecuarios, dentro de las cuales destacan los serios problemas de alimentación animal (disponibilidad y calidad del forraje), la presencia de pasturas degradadas o en proceso de degradación (Szott et al., 2000; Bacab et al., 2013), deforestación, degradación del suelo, escasez de agua, alteraciones en el clima y baja productividad (Bellido et al., 2001; Quero et al., 2007).

La producción pecuaria en los trópicos se realiza principalmente en grandes áreas despejadas donde sólo se cultivan plantas herbáceas como forraje, junto con infraestructura para alojar a los animales o materiales relacionados con la producción (Quero et al., 2007; Steinfeld et al., 2009; Bacab et al., 2013). Los efectos sobre el medio ambiente local incluyen, inicialmente, la remoción de árboles y arbustos, y luego la siembra para producir una población de plantas no-nativas que comprende una o un número muy pequeño de especies. Para mantener las pasturas, los herbicidas son utilizados en ocasiones y con ellos, la biodiversidad disminuye considerablemente (Bacab et al., 2013). Los sistemas ganaderos de pastoreo en su mayor extensión son totalmente dependientes de la disponibilidad de los recursos naturales y son afectados por el cambio climático. Este proceso global genera un aumento de la variación interanual y estacional de los SE del suelo que determinan la disponibilidad de forraje y trae como consecuencia la reducción en la productividad pecuaria (Steinfeld et al., 2009).

Algunas modelaciones que se han hecho a escala mundial señalan que los sistemas ganaderos que dependen del pastoreo serán drásticamente afectados por el cambio climático particularmente en regiones tropicales (África, Australia, América Central y Asia Meridional). En estas zonas, algunos estudios pronostican hasta el 50% de pérdida de la biomasa disponible (Nardone et al., 2010). Abordar las limitaciones nutricionales que enfrentan los pastos en los extensos sistemas de pasturas en el mundo en desarrollo es demasiado difícil. Si bien existe potencial para mejorar la productividad de la ganadería extensiva en zonas semiáridas y áridas, probablemente las soluciones más factibles requieren una aplicación integrada de lo que ya se conoce en lugar de nuevas tecnologías. Esto podría implicar la difusión de información de los sistemas de alerta temprana y la predicción de la sequía, para que se puedan manejar las interacciones complejas entre el tamaño del rebaño, la disponibilidad de alimento (forrajes mejorados) y la precipitación media anual (PMA) (Thornton, 2010).

Los forrajes mejorados (mejoras genéticas y/o incorporación de especies leguminosas), que proporcionan una dieta más nutritiva son muy importantes para los sistemas de ganadería tropical, que a menudo se enfrentan a condiciones biofísicas difíciles, como la baja fertilidad del suelo y la variación de las precipitaciones estacionales, que producen extremos de sequía o de lluvia y conducen a brotes de plagas (Rao et al., 2015; Rudel et al., 2015). Las condiciones biofísicas combinadas con desafíos económicos, falta de infraestructura y programas gubernamentales, han llevado al subdesarrollo de la producción ganadera en la mayoría de países tropicales (Rao et al., 2015). La producción ganadera en América Latina y el Caribe ha aumentado y hace pocos años correspondía al 27.1% de la tierra, donde de los 22 millones de hectáreas de bosques perdidos entre 1960 y 1995, 21 millones de hectáreas fueron utilizadas para la producción ganadera (Steinfeld et al., 2009). En las regiones tropicales del mundo, las tasas anuales de deforestación aumentaron entre 2005 y 2010 en un 8.5% respecto a una pérdida media de 10.4 millones de hectáreas por año en 2005 (Jarvis et al., 2010).

Tanto en ambientes templados como en ambientes tropicales, los sistemas de producción ganadera pueden utilizar los recursos de la tierra de manera más eficaz, para mejorar el bienestar animal y para aumentar la biodiversidad, y así proporcionar un sistema de producción satisfactorio y rentable (Murgueitio et al., 2008; 2014). Para ello, se ha propuesto la implementación de sistemas silvopastoriles que respondan a la necesidad de convertir la ganadería tropical en una actividad rentable, generadora de bienes demandados por la

población (carne, leche, pieles, maderas, frutas), con inocuidad, bienestar animal, y al mismo tiempo proveedora de servicios ecosistémicos, como protección de fuentes hídricas, rehabilitación de la fertilidad del suelo y conservación de la biodiversidad (Murgueitio et al., 2014).

1.3.1 Perspectiva histórica de la ganadería en México

La ganadería ha sido la forma de uso del suelo más extendida en el territorio mexicano, y esto le ha dado una gran importancia económica, social y ambiental (Hernández, 2001; Dávila-Moreno, 2014). Hasta comienzos del siglo XVI la agricultura era la actividad predominante en América y a partir de ese momento, cuando fueron introducidos los primeros animales para la crianza de manera extensiva, se modificaron las relaciones sociales y con ello la utilización del espacio físico. La agricultura y la ganadería han sido actividades complementarias, y aunque el predominio de productores o agricultores ha dado características peculiares a cada región, un hecho innegable es que la ganadería fue una clara herramienta de dominación europea en tierras americanas (Dávila-Moreno, 2014).

Durante el período colonial, los españoles establecieron enormes haciendas ganaderas en México, convirtiendo esta práctica en un instrumento para privatizar las tierras indígenas. Es decir, la ganadería permitió que se modificaran las estructuras de propiedad y se introdujeran los mecanismos de mercado (Dávila-Moreno, 2014). Como característica general en México, la formación de la hacienda, a finales del siglo XVII y principios del XVIII, fue la organizadora y controladora de la tenencia y uso del suelo de las caballerías de tierra agrícola y de las estancias de ganado, con la inversión de capitales y del trabajo de una discreta mano de obra. La introducción, desde el siglo XVI de la ganadería (reses, caballos, mulas, burros, ovejas y cerdos), y con ella de instituciones medievales de control estatal (como la Mesta castellana), causó un desequilibrio y un impacto considerable sobre la población indígena, a la que le estuvo vedado el dedicarse a la cría del ganado, que en ese entonces era un elemento exclusivamente español (Dávila-Moreno, 2014).

Al terminar el siglo XVIII sobrevino una transformación ganadera en algunas regiones: aprovechamiento intensivo, mejoramiento del riego y los cercados, intensificación del cultivo

de los forrajes, y todo un desarrollo técnico para el tratamiento de los derivados: las pieles y su manufactura, la industria de quesos y leche, y la venta de carne. Todo esto incidió en una dinámica social propia de grupos humanos que surgieron alrededor de la actividad ganadera: principalmente mulatos en las costas y mestizos en el interior (García de León, 1988; Dávila-Moreno, 2014). A finales del siglo XIX y principios del XX se impulsaron obras que buscaban articular la infraestructura productiva: riego, desecación de suelos de ciénaga para agricultura y ganadería, aprovechamiento de energía hidráulica para producir electricidad y mover motores. La concentración de la tierra en manos de los hacendados y antiguos arrendatarios, que fueron también quienes desarrollaron la industria hidroeléctrica y crearon o crecieron otras instalaciones fabriles — molinos, batanes, ingenios y trapiches —, a través de los privilegios que gozaron por la obtención del registro oficial de sus derechos de agua, devino en la conformación de una poderosa clase terrateniente, que pudo realizar grandes proyectos hidráulicos (Boehm, 2006; Dávila-Moreno, 2014).

Comenzaron así las acciones que alterarían los ciclos hidrológicos mucho más allá de los ámbitos locales y microregionales, al posibilitarse el desalojo de agua de lagos y ciénagas con la bomba hidráulica. Para los ciclos naturales la desecación del lago fue perjudicial pues el proceso no permitió al ecosistema adaptarse y autorregularse (Ojeda et al., 2008). En síntesis, la política de dotación de tierras públicas o vacantes no terminó en la Colonia. Los gobiernos independientes intentaron reiniciarla, sólo que ligada a la política de colonización y ya durante el gobierno de Porfirio Díaz se deslindaron 255 millones de hectáreas, cerca del 13% del territorio mexicano; y como esas tierras no encontraron compradores, surgieron inmensos latifundios (Semo, 1988; Ojeda et al., 2008; Dávila-Moreno, 2014).

1.3.2 Perspectiva actual de la ganadería en México

México es el séptimo mayor productor de carne de vacuno en el mundo, con 1.8 millones de toneladas al año (FAO, 2012), más de 1.1 millones de granjas ganaderas y más de 30 millones de cabezas para la producción de carne. Existe ganado vacuno lechero, cárnico y doble propósito (carne y leche), representados por más de 30 razas o cruza de bovinos para la producción de carne y dos más para la producción de leche. Con base en sus características de adaptación, las diferentes razas se distribuyen de acuerdo al clima de cada región, que

determina el desarrollo y propósito del hato. Algunas razas pueden ser empleadas como triple propósito (leche, carne y fuerza de trabajo) en ciertas regiones del país (DISEMINA, 2011).

La producción de carne de vacuno en México bajo condiciones tropicales está pasando por una etapa de evolución con la introducción de prácticas de manejo orientadas a la intensificación, con un nivel significativo de suplementación de concentrado en condiciones de pastoreo o terminación por períodos cortos de tiempo en confinamiento (Sánchez & Sánchez, 2005; Zorrilla et al., 2013). El gobierno se ha comprometido a una producción y un consumo más sostenibles de bienes y servicios (SEMARNAT, 2012), a través de prácticas eficaces en el uso del agua, materiales, energía y elementos de la riqueza biológica, buscando desconectar el crecimiento económico del deterioro ambiental, y reducir las emisiones de compuestos que contribuyen a la eutrofización, toxicidad y otros impactos (Rivera et al., 2016).

Dicho compromiso implícitamente significa que la reducción de los impactos ambientales a lo largo de la cadena de valor, debe ser considerada en la planeación de la producción de carne de vacuno (SEMARNAT, 2012). El Inventario Nacional (SEMARNAT, 2013) muestra que en México el 6.3 % (47.252.38 PgCO₂eq) de GEI proviene de la ganadería, y el 75 % de este valor proviene específicamente de ganado bovino (FAO-SAGARPA, 2012; SEMARNAT, 2013). Por lo tanto, todos los sectores de producción, incluida la producción de carne de vacuno, están comprometidos con el desarrollo y la aplicación de estrategias para la producción y el consumo sostenibles y la mitigación de GEI en la actualidad (Rivera et al., 2016).

En el país se reconoce que los factores climáticos de la producción en el trópico imponen condiciones específicas en el manejo y la genética usada en los sistema de producción de carne (SAGARPA, 2009). Por esto, el uso de razas continentales ha aumentado en los últimos años, y también el cruce de ganado bovino *Bos indicus* (UGRT, 2007; Vilaboa et al., 2008; Peel et al., 2010; García, 2011). Esta tendencia ha dado lugar a una gama más amplia de canales de carne vacuna en términos de calidad, en comparación a la producida en el pasado, que ha sido reconocida por algunos sectores de la industria (Mendez et al., 2009; Zorrilla et al., 2013). En general, se ha comprobado para México que la mejora racial del ganado mejoraría la tasa de crecimiento y el peso vivo, y esto permitiría la producción de más carne por animal. Además,

de acuerdo con los compromisos de producción y consumo sostenibles en el país, debe reducirse la dependencia de los combustibles fósiles en el sistema, y la generación de residuos orgánicos (residuos de canal, estiércol y residuos cárnicos) en el proceso de producción (Rivera et al., 2016).

1.3.3 Ganadería en el estado de Yucatán

El estado de Yucatán tiene una antigua tradición ganadera que se remonta a la época de la colonia, en la que la producción pecuaria proporcionaba el principal medio de vida a los españoles marginados y a miembros de las castas que trabajaban como mayordomos de grandes haciendas o poseían pequeñas propiedades. La ganadería en el estado contribuía de gran manera a los altos niveles de pobreza y desigualdad (Farriss, 1980; Bracamonte & Lizama, 2003). La ganadería se ha realizado principalmente en la zona oriente y centro, y ocupaba en 2004 el 21% de la superficie total del estado (Ramírez & Rivera, 2004). Para el 2013, el sector ganadero de Yucatán contribuyó con un 4 y 4.37 % en la producción de ganado en pie y carne en canal respectivamente del total de la ganadería en el trópico de México (SIAP, 2013); y considerando la contribución del sector al balance nacional versus la superficie destinada, la ganadería en el estado de Yucatán resulta ser bastante extensiva y muy poco productiva.

La ganadería dentro del estado presenta una diversidad de sistemas de producción, que incluye ganadería en monocultivo o pasturas, ganadería silvopastoril, y ganadería de monte que depende del forraje de la vegetación nativa como su base alimenticia (ganadería en bosques). Además, existen sistemas empresariales que incluyen en su integración y operación elementos técnicos, como animales de alto valor genético, pastos mejorados (principalmente pasto taiwán (*Pennisetum purpureum* - Heinrich C.F Schumacher), guinea (*Panicum maximum* - Jacq), estrella de África (*Cynodon nlemfuensis* - McVaugh), brizantha (*Brachiaria brizantha* – Hochst.ex A.Rich. Stapf) (Ramírez & Rivera, 2004), alimentos balanceados, programas de prevención y control eficiente de enfermedades, inseminación artificial, informática, entre otros (Gobierno del Estado de Yucatán, 1998; Gamboa-Mena et al., 2005).

Capítulo 2

MARCO CONCEPTUAL

2.1 Servicios Ecosistémicos (SE)

El medio ambiente puede considerarse un capital, que produce, a través de sus múltiples funciones (multifuncionalidad), un flujo de bienes y servicios (Costanza et al., 1997; 2014). En conjunto, los servicios ecosistémicos (SE) son los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas. La Evaluación de Ecosistemas del Milenio (EM) describió los SE en términos de servicios de provisión, regulación, soporte y culturales (EM, 2005a). Los SE de provisión incluyen productos como alimentos, combustibles y fibras; los servicios de regulación, incluyen principalmente regulación climática y control de enfermedades; y los servicios culturales engloban beneficios intangibles, como los de carácter espiritual y estético. Los cambios que experimenten estos SE afectan de diversas maneras el bienestar humano (Montes & Sala, 2007).

Además de aclarar el significado de SE, la EM inspirada en gran medida por varios intentos anteriores (de Groot et al., 2002), propuso una nomenclatura clara para los SE que rápidamente se convirtió en la norma en el campo. Distingue entre cuatro grandes categorías de servicios ecosistémicos: servicios de soporte que son necesarios para la producción de todos los demás SE, servicios de provisión que abarcan todos los productos obtenidos de los ecosistemas, servicios de regulación incluyendo todos los beneficios obtenidos de la regulación de procesos ecosistémicos, y finalmente un "popurrí de beneficios intangibles" (Orenstein, 2013) o "dimensiones intangibles" (Setten et al., 2012), referidos como servicios "culturales" y que involucran los beneficios no materiales que las personas obtienen de los ecosistemas a través del enriquecimiento espiritual, el desarrollo cognitivo, la reflexión, la recreación y las experiencias estéticas (Milcu et al., 2013).

En contra parte, la conceptualización de lo opuesto a los SE ha generado gran polémica entre investigadores; sin embargo el término “externalidades negativas”, definido como las "funciones de los ecosistemas percibidos como negativos para el bienestar humano" (Lyytimäki, 2015), será utilizado en este trabajo, ya que resulta útil para conceptualizar los procesos de los ecosistemas que potencialmente impactan en el ambiente, y a su vez atentan contra el bienestar de las personas, independientemente de las debilidades filosóficas que posea conceptualmente cualquier término (Jónsson & Davíðsdóttir, 2016).

2.1.1 Servicios ecosistémicos del suelo

Los SE del suelo se definen como *los beneficios que las personas obtienen de los suelos* (Dominati et al., 2010). Los principales SE del suelo se mencionan a continuación:

Servicios de soporte

- **Reservorio de biodiversidad:** Los suelos son probablemente los hábitats más ricos en especies de los ecosistemas terrestres (Science, 2004; Weber, 2007), al proporcionar hogar a millones de especies, permitiéndoles funcionar y desarrollarse. Este reservorio es una parte esencial de la diversidad funcional y la resiliencia del suelo (Jónsson & Davíðsdóttir, 2016).
- **Ciclo de nutrientes:** Mantiene la fertilidad del suelo, proceso mediante el cual los elementos químicos se mueven a través de las partes bióticas y abióticas del suelo. Los microorganismos son los principales moderadores de este servicio. Los ciclos son el fundamento de muchos otros procesos del suelo (Brussaard et al., 2007; Zhang et al., 2007; Dominati et al., 2010).
- **Formación del suelo:** Las actividades químicas, físicas y biológicas que conducen a la formación del suelo a través del tiempo por el desgaste de rocas y minerales, se ven afectadas por el relieve (terreno), el material parental, el clima y la geografía (Brantley et al., 2007).

- **Ciclo del agua:** es el proceso físico que hace que el agua se mueva a través del suelo. Este movimiento influye en los procesos geológicos, biológicos y químicos del suelo y afecta el desarrollo de su biodiversidad y sus funciones (Dominati et al., 2010).

Servicios de regulación

- **Control biológico de plagas y enfermedades:** Una comunidad de suelo saludable aleja a las plagas y los vectores de enfermedades dañinas a través de la competencia, la depredación y el parasitismo (Barrios, 2007; Dominati et al., 2010).
- **Regulación del clima y de gases:** Incluye la producción y secuestro de gases de efecto invernadero (GEI) (Lavelle et al., 2006, Haygarth & Ritz, 2009, Turbé et al., 2010), así como la regulación de la composición química atmosférica (Haygarth & Ritz, 2009).
- **Control hidrológico:** Regulación de la escorrentía a través del almacenamiento y retención de agua. Esto reduce el impacto de los eventos de inundación, sequía y erosión (Lavelle et al., 2006; Dominati et al., 2010).
- **Filtración de nutrientes y contaminantes:** Los suelos tienen la capacidad de controlar la calidad del agua absorbiendo y reteniendo solutos y "contaminantes", evitando su liberación en cuerpos de agua (Andrews et al., 2004; Dominati et al., 2010).
- **Depuración de desechos y desintoxicación:** Los suelos degradan y descomponen la materia orgánica. La textura del suelo y sus cualidades de drenaje son importantes en cuanto a la retención de contaminantes, patógenos y metales pesados (Andrews et al., 2004; Dominati et al., 2010). La biota del suelo también desempeña un papel importante en la descomposición de compuestos tóxicos o peligrosos (Massaccesi et al., 2002).

Servicios de provisión

- **Producción de biomasa:** Los suelos proporcionan nutrientes, agua y ambiente físico para la producción de biomasa terrestre. Los seres humanos utilizan la biomasa en forma de alimentos, madera, combustible y fibra (Sandhu et al., 2008).
- **Suministro de agua potable:** Los servicios de amortiguamiento y filtración del suelo son cruciales para establecer la calidad y cantidad de las reservas de agua subterránea y superficial (Clothier et al., 2008).
- **Materias primas:** La capa superficial del suelo, la arcilla y la turba son ejemplos de materias primas del suelo. Los suelos también se consumen directamente y desempeñan un papel importante como fuente de minerales y medicamentos en algunas áreas del mundo (Abrahams, 2012).
- **Entorno físico:** Los suelos proporcionan un entorno físico para la infraestructura humana, las plantas y las especies animales. También proporcionan un espacio de vida y reproducción adecuado para diferentes tipos de flora y fauna (Andrews et al., 2004; Weber, 2007).

Servicios culturales

- **Servicios de patrimonio:** Los suelos mantienen nuestro archivo geológico, ecológico y arqueológico (Jónsson & Davíðsdóttir, 2016).
- **Servicios cognitivos:** Estos incluyen varias actividades no comerciales como la estética, la espiritualidad y la educación. El suelo apoya varios tipos de vegetación en diferentes paisajes que han sido una fuente de influencia estética para los artistas a través de las edades (Wells & Mihok, 2009).

- **Servicios recreativos:** Los suelos proporcionan un ambiente para las actividades recreativas, por ejemplo ecoturismo (Decaens et al., 2006) y diferentes deportes (Jónsson & Davíðsdóttir, 2016).

2.2 Sensibilidad de los SE del suelo a la precipitación en el trópico

En ecosistemas tropicales la disponibilidad de agua es el principal factor que controla la productividad primaria neta y la dinámica de los bioelementos (Martínez-Yrizar et al., 1995; Austin et al., 2004). Trabajos previos en bosques tropicales estacionalmente secos (regiones con un período de sequía estacional de 4-6 meses y menos de 100 mm de lluvia al mes durante este período), indican que la precipitación suele ser un factor clave del estado climático que directa o indirectamente controla la disponibilidad de SE del suelo, ya que la variación estacional de la temperatura media allí es generalmente menor de 4°C (Murphy & Lugo, 1986).

Durante el inicio de la época de lluvias, los pulsos de disponibilidad de agua afectan fuertemente la actividad de los microorganismos del suelo (Campo et al., 1998; Fierer & Schimel, 2002). Las primeras lluvias causan la lisis de las células microbianas liberando bioelementos que son mineralizados rápidamente, soportando una alta tasa del crecimiento microbiano (Van Gestel et al., 1993) y de respiración del suelo (Kim et al., 2012). En esta época, la emisión de óxido nitroso (N_2O) es estimulada por la acumulación de nitrato (NH_3) en la época seca y la formación de microporos anóxicos en el suelo que favorecen la vía desnitrificadora. Las emisiones de otros GEI, como el CO_2 y el CH_4 , y las pérdidas netas de nutrientes por lixiviación también aumentan (Kim et al., 2012).

Durante el resto de la época de lluvias, tanto la comunidad microbiana del suelo como la comunidad vegetal, son más activas funcionalmente y, en el caso de la comunidad de plantas, se alcanzan las más altas tasas fotosintéticas del año (Gamon et al., 2005). Además de la precipitación media anual (PMA), otro factor determinante es la estacionalidad de las lluvias, pues favorece la existencia de ciclos de humedad-sequía que alteran el desempeño de los ecosistemas y con ellos los servicios que brindan. La fuerte estacionalidad de las lluvias en ecosistemas tropicales conlleva a que los procesos ecológicos y la productividad primaria neta

sean fuertemente estacionales (Campo & Vázquez-Yanes, 2004; Solís & Campo, 2004; Bejarano et al., 2014b).

2.3 Multifuncionalidad Ecosistémica (MES)

La multifuncionalidad ecosistémica ha sido definida como **la propiedad de un ecosistema que refleja su capacidad para sostener simultáneamente múltiples funciones y servicios a niveles altos** (Hector & Bagchi, 2007; Isbell et al., 2011; Allan et al., 2015; Jing et al., 2015), dados los factores bióticos y abióticos presentes (Jing et al., 2015). También ha sido definida como *el rendimiento simultáneo de múltiples funciones en un mismo ecosistema* (Pasari et al., 2013; Bardgett & Van Der Putten, 2014). Durante mucho tiempo, se ha apreciado que los organismos que habitan el suelo son fundamentales para el mantenimiento de la fertilidad y de muchas otras múltiples funciones de los ecosistemas terrestres, a través de su papel en procesos como la descomposición y los ciclos de los nutrientes (Bardgett & Wardle, 2012).

Tradicionalmente, la investigación multifuncional ha supuesto que todos los procesos del ecosistema son igualmente importantes (Hector & Bagchi 2007, Isbell et al., 2011). Y aunque esta idea resulta un punto de partida razonable, dichas medidas de multifuncionalidad han sido criticadas recientemente (Bradford et al., 2014), al tener poca relevancia para los administradores de tierras (productores), que deben maximizar un subconjunto de funciones y servicios para mejorar el rendimiento de sus sistemas (Reed et al., 2009; Goldstein et al., 2012). En términos del suelo, el mantenimiento de la multifuncionalidad juega un papel valioso, y aunque se han logrado ciertos avances en el entendimiento de la extrema complejidad y diversidad de las comunidades de los suelos, que contienen millones de especies y miles de millones de organismos individuales dentro de un solo sistema, no ha sido plenamente abordado (Bardgett & Van Der Putten, 2014).

El análisis de la multifuncionalidad se centra en entender cómo el uso del suelo afecta las funciones del sistema y cómo se satisface las distintas demandas que la sociedad pone en el uso de los SE. Dentro de las múltiples funciones, destacan el mantenimiento de SE, tales como la biodiversidad y hábitat, la capacidad de amortiguación de la materia y la energía (ciclos biogeoquímicos), y las capacidades de mitigación de fenómenos meteorológicos extremos

(inundaciones, sequías), que podrían tener una importancia creciente en los efectos esperados del cambio climático (Wiggering et al., 2006). El abordaje de las interacciones entre las diferentes funciones del ecosistema, y particularmente del suelo y su contribución a la multifuncionalidad ecosistémica, se puede lograr de diversas maneras. Sin embargo, los métodos de modelado de sistemas detallados, como por ejemplo los modelos de ecuaciones estructurales, son los más recomendados para lograr mejores aproximaciones, al incorporar retroalimentaciones y otras interacciones entre funciones de una manera mecanicista más explícita (Grace et al., 2010; Bardgett & Van Der Putten, 2014; Byrnes et al., 2014).

2.3.1 Multifuncionalidad a través del modelo de ecuaciones estructurales (MEE)

Uno de los factores que ha limitado el avance de la ecología ha sido la ausencia de métodos para desarrollar y evaluar teorías multivariadas. La comprensión de los sistemas requiere la capacidad de examinar simultáneamente influencias y respuestas. Los análisis univariados convencionales se limitan típicamente al examen de un solo, o como mucho, un par de procesos a la vez. Muchas de las teorías simplistas que han usado los ecólogos durante tanto tiempo parecen insuficientes cuando se enfrentan con la tarea de predecir las respuestas de los sistemas naturales y/o artificiales al cambio ambiental predicho. El modelo de ecuaciones estructurales (MEE) ofrece un medio para desarrollar y evaluar ideas sobre relaciones complejas (multivariadas) (Grace, 2006; Kline, 2015).

Los MEE representan tanto una forma diferente de analizar datos, como una forma diferente de hacer ciencia. Son una técnica estadística multivariante empleada para la validación empírica de teorías y la cuantificación de efectos causales. Sus fundamentos matemáticos han sido estudiados, centrándose en algunos aspectos de especial interés matemático y estadístico. La técnica se ha aplicado a bases de datos reales, comprendiendo tanto los límites impuestos por las hipótesis estadísticas, como las posibilidades para aplicaciones reales (Grace, 2006; Kline, 2015). Al ser un método para evaluar relaciones complejas que involucran múltiples vías causales entre variables, y al utilizar correlaciones parciales, cada coeficiente de trayectoria cuantifica la fuerza de una relación, mientras que los efectos de otras variables predictoras se mantienen constantes y sin efecto dentro del análisis (McCune & Mefford, 2006).

Un MEE no comienza necesariamente con una hipótesis nula a la que se da prioridad. Por el contrario, los MEE normalmente se basan en el conjunto del conocimiento disponible. Los modelos sólo se rechazan si los datos observados no coinciden con las expectativas derivadas del modelo mental establecido al inicio del análisis. Esta filosofía "orientada al modelo" facilita la invocación de la interpretación causal al incorporar automáticamente el conocimiento a priori disponible para el científico. Esto constituye la base para las interpretaciones de causa y efecto (Kline, 2015).

2.3.1.1 Características principales del MEE

- **Un priori no significa exclusivamente confirmación**

Las herramientas informáticas para los MEE requieren que se proporcione mucha información sobre cosas, tales como: ¿Cuáles son las variables que se supone afectan a otras variables y las direccionalidades de estos efectos? Estas especificaciones *a priori* reflejan un modelo mental que es generado desde el inicio del análisis, o las hipótesis formales que se tengan, y que en conjunto forman el modelo a analizar. En este sentido, el modelo puede ser visto como contradictorio. Es decir, el modelo es dado desde el inicio del análisis, y una de las principales preguntas a responder es si es apoyado por los datos. Pero como sucede a menudo, los datos pueden ser inconsistentes con el modelo, entonces el investigador tendrá que abandonar el modelo o modificar el modelo mental en el que se basa (Kline, 2015).

- **Distinción explícita entre variables observadas, latentes, endógenas y exógenas**

- **Observables o Latentes:** Las variables medidas directamente son las observables y se representan mediante rectángulos en el diagrama que expresa al MEE. Las variables que no se observan directamente, pero que se manifiestan a través de las observables, se denominan **factores latentes** (o simplemente factores) y se representan mediante elipses; a sus observables asociadas se les suele llamar **indicadores** de dicho factor (Carifio & Perla, 2007).
- **Endógenas o Exógenas:** Ya que el modelo pretende establecer relaciones causales entre variables, siempre que sea posible, **las variables que reciben el efecto de otras variables se**

denominan endógenas, mientras que *las que no sienten el efecto de otras variables son exógenas*. Se puede pensar que las causas son las variables exógenas y los efectos son las endógenas. Hay que destacar que, según la definición, si una variable es a la vez causa de algo y efecto de otra cosa, se considera endógena (Carifio & Perla, 2007).

- **La covarianza siempre es incluida en el MEE, pero las medias también pueden ser analizadas**

El estadístico básico del MEE es la covarianza, que se define para dos variables continuas observadas X e Y como se muestra en la ecuación 1.

$$COV_{XY} = r_{XY} SD_X SD_Y$$

Ecuación 1. Covarianza en el MEE.

Donde r_{XY} es la correlación de Pearson y SD_X y SD_Y son sus desviaciones estándar.

La covarianza representa la fuerza de la asociación entre X e Y y sus variabilidades. Decir que la covarianza es el estadístico básico del MEE significa que el análisis tiene dos objetivos principales: (1) comprender los patrones de covarianza entre un conjunto de variables observadas y (2) explicar la mayor parte de la varianza como sea posible con el modelo del investigador (Kline, 2015).

Algunos investigadores, especialmente los que usan análisis de varianza (ANOVA) como su principal herramienta analítica, tienen la impresión de que los MEE usan únicamente covarianza (Kline, 2015). Sin embargo, esta visión es equivocada porque las medias también pueden ser analizadas dentro de los MEE. Lo que realmente distingue el análisis de las medias en un MEE es que se pueden estimar las variables latentes (no observadas). Por el contrario, el ANOVA sólo incluye medias de las variables observadas. También es posible que el MEE analice efectos tradicionalmente asociados con ANOVA, incluyendo contrastes de medias entre grupos y dentro de un mismo grupo. Por lo anterior, un MEE puede ser considerado como un análisis oportuno y complementario al ANOVA tradicional (Carifio & Perla, 2007; Kline, 2015).

Justificación

El problema que plantea la creciente demanda de servicios ecosistémicos se combina con una degradación cada vez más dramática de la capacidad que tienen los ecosistemas para proveer dichos servicios. Cerca del 40% del suelo agropecuario se degradó en la segunda mitad del siglo pasado, producto de la erosión, la salinización, la compactación, el agotamiento de los nutrientes, la polución y la urbanización (Montes & Sala, 2007). Otros impactos inducidos por los seres humanos en los ecosistemas incluyen la alteración de los ciclos del nitrógeno (N), fósforo (P), y carbono (C), que ha provocado lluvia ácida, proliferación de algas, y mortandad de peces, además de su aporte al cambio climático. Esta degradación de los ecosistemas se ve exacerbada por la consiguiente pérdida del conocimiento y visión de la naturaleza propia de las comunidades locales (Montes & Sala, 2007).

La combinación de demandas en constante crecimiento, que recae en ecosistemas cada vez más degradados, disminuye claramente las proyecciones del desarrollo sostenible. Los ecosistemas productivos (especialmente los sistemas ganaderos que se asocian con una amplia gama de servicios ecosistémicos y externalidades negativas), otorgan a las personas y a las comunidades, recursos y opciones que éstas pueden utilizar como un seguro ante una catástrofe natural o un estallido social. La degradación de los ecosistemas, por lo general, daña a las poblaciones rurales de manera más directa que a las poblaciones urbanas, y sus impactos más graves recaen siempre en los pobres (Montes & Sala, 2007).

A lo anterior se suman los escenarios futuros de cambio climático; particularmente para México, se sabe que en la última década, el sur ha sufrido un intenso cambio en el uso de la tierra a través de la tala para pastoreo extensivo (Roth et al., 2016), y que existe una disminución en la precipitación (de hasta 30 mm por década) en el sur y sureste del país (Conde et al., 2011). Las implicaciones económicas, ambientales y sociales del sector se vislumbran claramente al entender el papel del sistema pecuario como benefactor de múltiples servicios ecosistémicos, indispensables en la dinámica diaria de los humanos, y su impacto en términos territoriales y de consumo de recursos (Schneider et al., 2011). El marco conceptual de los SE puede ser una herramienta útil en el diseño de políticas ambientales y en la toma de decisiones en un futuro próximo (Van Wensem et al., 2017).

Objetivos particulares

- **Obj 1:** Identificar el impacto de los sistemas pecuarios sobre elementos clave de las condiciones laborales de los trabajadores asociados.
- **Obj 2:** Evaluar tres servicios ecosistémicos del suelo (captación y almacenamiento de agua, almacenamiento de carbono y fertilidad del suelo), en distintos sistemas de producción pecuaria (monte, silvopastoril y pastura), bajo diferentes condiciones de régimen de precipitación.
- **Obj 3:** Evaluar tres externalidades negativas (emisiones de CO₂, contaminación potencial de cuerpos de agua y emisiones potenciales de N₂O), en distintos sistemas de producción pecuaria (monte, silvopastoril y pastura), bajo diferentes condiciones de régimen de precipitación.
- **Obj 4:** Realizar un modelo de ecuaciones estructurales (MEE), para inferir la capacidad de las variables climáticas (PMA y TMA) y de propiedades físicas y químicas del suelo (humedad y pH), en explicar la multifuncionalidad ecosistémica en cada una de las estaciones (secas y lluvias).

Hipótesis

- **H1:** Se espera que ningún sistema pecuario tenga un impacto positivo sobre las condiciones laborales de los trabajadores asociados.
- **H2:** El sistema de mejoramiento pecuario silvopastoril, por su carácter de menor perturbación en los servicios ecosistémicos originales, será el que proveya mayor cantidad de servicios ecosistémicos.
- **H3:** Considerando el alto impacto ambiental que produce la transformación de la cobertura del suelo de sistemas naturales diversos a monocultivos, se espera que el sistema extensivo de pastura genere mayor cantidad de externalidades negativas.
- **H4:** Sabiendo que el agua en el suelo es un factor limitante en la estación de secas, y está mayormente disponible en la estación de lluvias, se espera que el modelo de ecuaciones estructurales, arroje como variables más importantes para explicar la multifuncionalidad ecosistémica en secas a las propiedades físicas y químicas del suelo (humedad y pH), y en lluvias a las variables climáticas (PMA y TMA).

Capítulo 3

MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Localidades de estudio

El estudio se llevó a cabo en sistemas tropicales (semi-árido y sub-húmedos) de la Península de Yucatán, donde previamente se seleccionaron tres localidades (Figura 1), que presentan diferentes valores históricos de precipitación media anual (PMA) (995 - 1249 mm) (Cuadro 1). Cada una de las localidades elegidas (X'matkuil, Tzucacab y Tizimín) cuentan con los tres tipos de ganadería a evaluar: ganadería de monte (ganadería dentro del bosque), ganadería silvopastoril y pastura, y se seleccionaron tres réplicas por cada sistema.

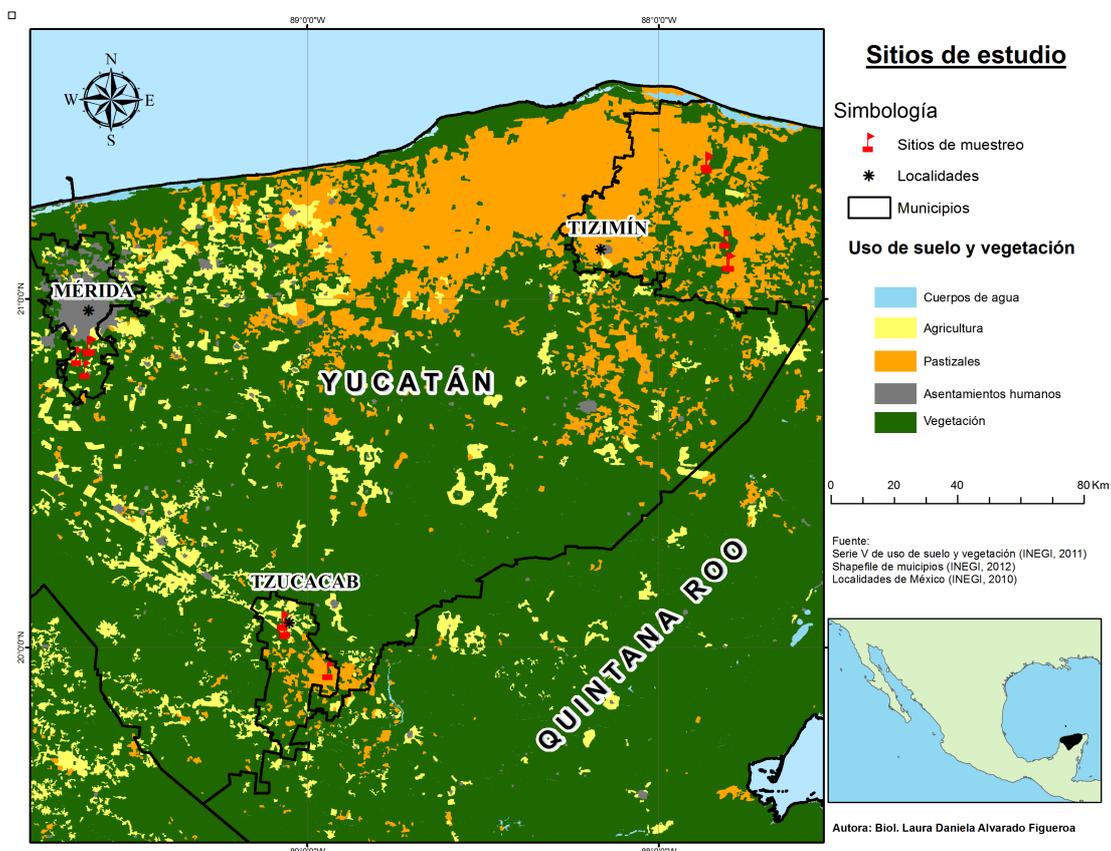


Figura 1. Ubicación geográfica de las localidades de estudio.

Aunque las localidades sub-húmedas (Tzucacab y Tizimín) no tienen históricamente un gradiente de precipitación entre sí (1240 y 1249 mm, respectivamente), en el año de estudio (2016) hubo un gradiente de precipitación entre todas las localidades incluidas (X'matkuil: 711 mm, Tzucacab: 820 mm, y Tizimín: 917 mm) (Cuadro 1). Las localidades presentan similar temperatura media, topografía, geología y suelos (*Lithic usthortens*) (Campo & Merino, 2016), y comparten entre sí el mismo tipo y estado de desarrollo de la vegetación (Roa-Fuentes et al., 2012; Cuevas et al., 2013), por lo que se pueden analizar variaciones en la disponibilidad de SE del suelo y de externalidades negativas asociadas a la disponibilidad de agua. La temperatura media anual en las tres localidades es de aproximadamente 26°C, con una diferencia de menos de 5°C entre los meses más fríos y más cálidos (Figura 2).

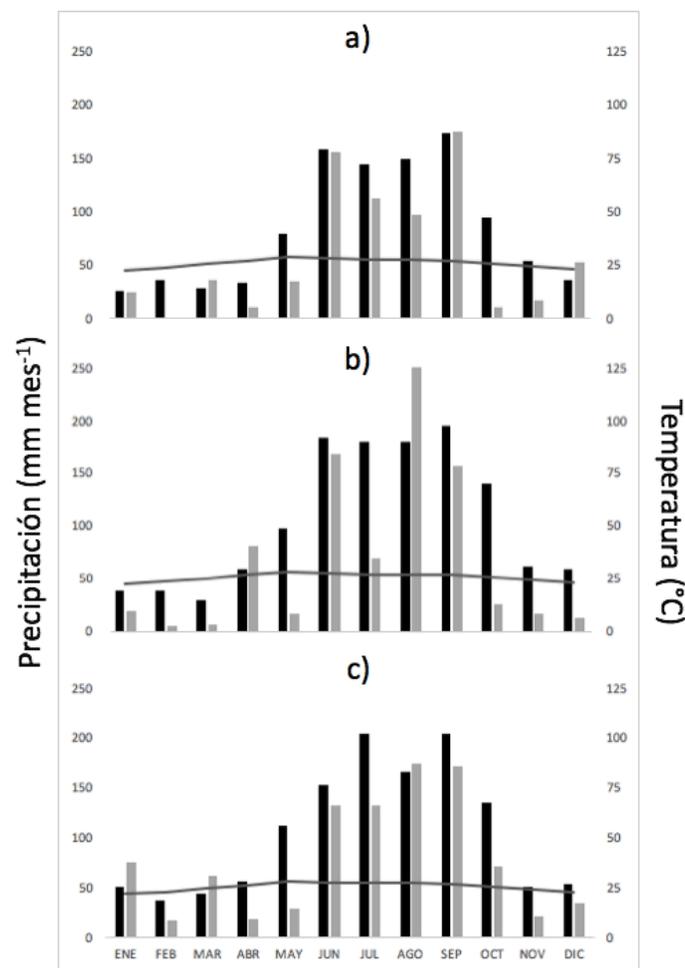


Figura 2. Climograma de las localidades incluidas en el estudio (a) X'matkuil (semi-árido), (b) Tzucacab y (c) Tizimín (sub-húmedos). Los datos en barras negras son medias de la precipitación media mensual del periodo 1951-2010; los datos en barras grises son medias de la precipitación media mensual del año de estudio (2016), y en línea continua los valores medios mensuales de la temperatura media normal durante el periodo 1951 - 2010. Fuente: CONAGUA-YUCATÁN, comunicación personal.

En las tres localidades, la mayor parte de la precipitación anual cae en la temporada de lluvias, la cual contribuye con el 82 % a la PMA. El paisaje se compone de áreas planas y la litología predominante incluye material del Plioceno tardío, con numerosas zonas de piedra caliza expuesta. Los suelos, *Leptosoles eutricos*, son superficiales (generalmente de profundidad menor a 0.5 m), ricos en materia orgánica, y de reacción básica (Cuevas et al., 2013). Florísticamente, *Fabaceae* es la familia más representativa (Roa-Fuentes et al., 2012).

Cuadro 1. Características generales de las localidades de estudio.

	X'matkuil	Tzucacab	Tizimín
Clima¹			
Temperatura Media Anual (°C) *	25.9	25.5	25.3
Temperatura Media Anual (°C) (2016)	27.9	26.3	26.6
Precipitación Media Anual (mm año ⁻¹) *	995	1240	1249
Precipitación Media Anual (mm año ⁻¹) (2016)	711	820	917
Evaporación Potencial (mm año ⁻¹) *	1677	1719	1776
Relación Precipitación - Evaporación *	0.59	0.72	0.70
Suelo²			
pH	8.12	7.85	7.55
Arena (%)	76.15	70.53	76.25
Limo (%)	11.61	12.69	10.75
Arcilla (%)	12.23	16.76	13
Densidad Aparente (gcm ⁻³)	0.66	0.88	0.80
Vegetación³			
Densidad de árboles (tallo ha ⁻¹)	104.3	56.4	57.1
Altura de árboles (m)	3.3	5.4	5.9
Biomasa aérea (Mgha ⁻¹)	48.8	65.6	68

¹Datos Climáticos (CONAGUA - Comunicación personal) *datos históricos (1951-2010)

²Datos del suelo (Elaboración propia (2016) - Datos no publicados)

³Datos de vegetación: X'matkuil y Tzucacab: Roa-Fuentes et al., 2012;Tizimín: Flores Guido et al., 2010

3.2 Diseño experimental

El muestreo se realizó en mayo (época de secas: octubre - mayo) y septiembre (época de lluvias: junio - septiembre) del año 2016. Dentro de cada municipio (X'matkuil, Tzucacab y Tizimín), se eligieron tres ranchos ganaderos que contaran con cada uno de los sistemas de producción ganadera a evaluar. Se integró un sistema de referencia (selva) por municipio, por triplicado. Dentro de cada sistema de producción de cada localidad se establecieron tres parcelas. En cada parcela se estableció un transecto 10 m x 50 m, con cinco puntos de muestreo (10 m de distancia entre uno y otro). Al final, se obtuvo una muestra compuesta del

suelo mineral (0-10 cm de profundidad) por cada parcela, (n = 3) muestras compuestas de suelo por sistema de producción y por localidad.

3.3 Métodos para la determinación de los SE y las externalidades negativas.

- **Carbono y nitrógeno en la biomasa microbiana**

La determinación del C y N microbianos se realizó con el método de fumigación- extracción (Jenkinson & Ladd, 1988; Vance et al., 1987; Jordan & Beare, 1991). Este método mide la cantidad de C o de N orgánico total en muestras fumigadas y muestras no fumigadas (Horwarth & Paul, 1994). Para la extracción de las muestras no fumigadas se pesaron 10 g de cada muestra de suelo en vasos de plástico y se les añadió K_2SO_4 0.5 M como extractante en una proporción de 5:1, (volumen: peso). El suelo y el extractante se agitaron a velocidad baja durante 1 h. Después de la agitación, el suelo en suspensión fue filtrado, recuperando la solución en viales para su posterior análisis.

Para la extracción de las muestras fumigadas se pesaron otros 10 g de suelo, que se colocaron en vasos de precipitado de cristal y fueron humedecidas a capacidad de campo. Las muestras de suelo fueron colocadas en desecadores de cristal y fumigadas (50 mL de $CHCl_3$ libre de etanol). Se permitió la entrada de aire al desecador hasta que el cloroformo burbujeó vigorosamente. La fumigación se repitió cuatro veces permitiendo la entrada de aire al desecador entre cada una de las fumigaciones. Posteriormente la válvula del desecador se cerró (para no permitir más entrada de aire) y cada desecador fue colocado en una incubadora a 25°C durante 24h. Finalmente las muestras fueron extraídas de la misma manera que las muestras no fumigadas. El C orgánico disuelto de cada uno de los extractos se analizó en un autoanalizador de C (TOC). La cantidad de C soluble de los extractos de las muestras fumigadas y no fumigadas se utilizó para determinar el carbono en la biomasa microbiana (Ecuación 2).

$$CBM = \frac{C_f - C_{nf}}{K_c}$$

Ecuación 2. Carbono en la biomasa microbiana.

Donde:

C_f : es el C del extracto de la muestra fumigada.

C_{nf} : es el C del extracto de la muestra no fumigada.

K_c : es la proporción de C de la biomasa microbiana mineralizada a CO_2 durante el periodo de incubación (0.45).

El nitrógeno en la biomasa microbiana se calculó como el flujo de N de la muestra fumigada menos el de la muestra no fumigada (Ecuación 3).

$$NBM = \frac{N_f - N_{nf}}{K_n}$$

Ecuación 3. Nitrógeno en la biomasa microbiana.

Donde:

N_f : es el N del extracto de la muestra fumigada.

N_{nf} : es el N del extracto de la muestra no fumigada.

K_n : es la proporción de N microbiano orgánico e inorgánico del suelo (0.57).

- **Carbono orgánico en el suelo**

La concentración de carbono orgánico en el suelo (COS) fue determinada por medio de un autoanalizador de C (TOC), modelo Shimadzu 505A. Las muestras fueron molidas previamente en un molino de ágata, hasta hacer pasar el suelo por un tamiz muy fino (malla 10). Posteriormente se determinó el contenido de C en 0.1 g de suelo para cada muestra.

- **Nitrógeno total en el suelo**

Las muestras de suelo fueron tamizadas y una sub-muestra fue secada a 65°C por 24 horas. Luego se pesaron 0.04 g de suelo para la posterior determinación de N total. Dicha determinación fue realizada por digestión ácida en H_2SO_4 concentrado con el método Kjeldahl y determinado colorimétricamente en el sistema automatizado Braun Luebbe (Anderson é Ingram, 1993).

- **Nitrógeno mineral en el suelo (Nitrato y Amonio)**

La concentración de nitrógeno mineral (Nitrato-NO₃, y Amonio-NH₄) fue determinada a través de la extracción con KCl 2N. La extracción de N mineral se realizó usando una sub-muestra de 10 g de suelo en 50 mL de KCl 2M (Robertson et al., 1999). La solución fue agitada durante 30 minutos, a continuación se realizó la extracción en viales de cristal usando papel de filtro para su posterior refrigeración hasta su análisis. Los datos obtenidos se registraron como la concentración inicial de N mineral.

- **Fosforo total en el suelo**

Las muestras de suelo fueron tamizadas y una sub-muestra fue secada a 65°C por 24 horas. A continuación se pesaron 0.04 g de suelo para la posterior determinación de P total. La determinación fue realizada por digestión ácida en H₂SO₄ concentrado con el método Kjeldahl y determinado colorimétricamente en el sistema automatizado Braun Luebbe (Anderson é Ingram, 1993).

- **Fosforo disponible en el suelo (PO₄)**

Para obtener el P disponible por el método de Bray-kurtz, se pesaron 5 g de suelo tamizado y totalmente seco en vasos de polipropileno de 30 mL. Se añadieron 25 mL de la solución extractante y se agitó durante 30 minutos. Inmediatamente después, se filtró a través de papel Whatman 5, y posteriormente se determinó colorimétricamente en el sistema automatizado Braun Luebbe (Anderson é Ingram, 1993).

- **Respiración basal del suelo (RBS)**

La determinación de RBS se realizó incubando 50 g de suelo (peso fresco), los cuales fueron colocados en vasos plásticos, cada sub-muestra de suelo fue llevada a capacidad de campo con agua destilada. Los vasos con suelo se colocaron dentro de frascos de vidrio de (600 mL) junto con un recipiente que contenía 10 mL de hidróxido de sodio (NaOH 1N), usado como trampa para el CO₂ liberado, y se taparon herméticamente.

El período de incubación fue de 35 días (en cada temporada; lluvias y secas), en los días 1, 2, 3, 5, 7, 14, 21, 28, 35 la trampa de NaOH fue removida y sustituida por otra nueva. A cada trampa de NaOH retirada del frasco de incubación se le agregó cloruro de bario (BaCl₂ 1N) para detener la fijación del CO₂ del aire y posteriormente se tituló con ácido clorhídrico (HCl 1N), utilizando como indicador fenolftaleína. Los cálculos del CO₂ atrapado se obtuvieron aplicando la Ecuación 4.

$$C - CO_2 = \frac{[(H * HB) - (H * HM)] * 6}{t * p}$$

Ecuación 4. Respiración basal del suelo.

Donde:

H: es la normalidad del HCl

HB: es el volumen de HCl utilizado para titular el blanco

HM: es el volumen de HCl utilizado en la titulación de la muestra

6: es el peso equivalente del C para transformar éstos a miligramos

t: es el tiempo en días

p: es el peso seco del suelo

- **Mineralización Neta de Nitrógeno y Nitrificación Neta**

La transformación neta de N fue determinada tras 15 días de incubación aeróbica en una cámara de temperatura y luz controlada. Para ello, una segunda sub-muestra de suelo (10 g) fue llevada a capacidad de campo, e incubada a 25°C durante 15 días; posteriormente se extrajo el N mineral con KCl 2M, como se indicó anteriormente. Los datos que se obtuvieron tras la incubación fueron considerados como la concentración final de N mineral. La concentración de N mineral en los extractos iniciales y finales se determinó en un automatizador usando el procedimiento para (NO₃-N, NH₄-N).

La mineralización neta de nitrógeno (MNN) y la nitrificación neta (NN) fueron determinadas a partir de la diferencia entre la concentración final de N mineral (NH₄⁺ NO₃) menos la concentración inicial de N mineral y a partir de la diferencia entre la concentración final e

inicial de NO_3 , respectivamente.

- La mineralización neta de N se calculó usando la Ecuación 5.

$$MNN = (\text{NH}_4 + \text{NO}_3)_{tf} - (\text{NH}_4 + \text{NO}_3)_{to}$$

Ecuación 5. Mineralización neta de nitrógeno.

Donde:

tf: es la concentración de NO_3 y NH_4 a los 15 días

to: es la concentración inicial de NO_3 y NH_4

- La nitrificación neta se calculó usando la Ecuación 6.

$$NN = (\text{NO}_3)_{tf} - (\text{NO}_3)_{to}$$

Ecuación 6. Nitrificación neta.

Donde:

tf: es la concentración de NO_3 a los 15 días

to: es la concentración inicial de NO_3

- **Capacidad de retención de agua (CRA)**

La capacidad de retención de agua (CRA) fue determinada pesando 40 g de suelo, previamente tamizado y secado, en un recipiente que fue perforado en el fondo. Con ayuda de una bureta se adicionó agua destilada hasta que el suelo logró su punto de saturación (cuando pasó una gota de agua a través de uno de los orificios del recipiente). La CRA del suelo fue calculada como se indica en la Ecuación 7.

$$CRA = \frac{(\text{peso suelo seco} - \text{volumen de agua drenado})}{\text{volumen de agua añadido}}$$

Ecuación 7. Capacidad de retención de agua.

- **Contenido gravimétrico de agua (CGA)**

Para determinar el contenido gravimétrico de agua (CGA) del suelo, una sub-muestra de 50 g de suelo fue secada a 65°C por 24 horas. El cálculo del CGA se expresó en g H₂O/g suelo, y se realizó por la diferencia de peso seco y peso húmedo de la sub-muestra de suelo, como se muestra en la Ecuación 8.

$$CGA = \frac{\text{peso suelo húmedo} - \text{peso suelo seco}}{\text{peso suelo seco}}$$

Ecuación 8. Contenido gravimétrico de agua.

3.4 Propiedades físicas y químicas del suelo

- **pH del suelo**

Las muestras de suelo fueron separadas en sub-muestras para los análisis correspondientes. El pH del suelo se determinó en una sub-muestra de suelo (10 g) que fue mezclada con agua desionizada en proporción 1:2.5 y la medición fue realizada durante 5 minutos para cada sub-muestra con un pH metro (CORNING).

- **Densidad aparente del suelo**

La medición de la densidad aparente del suelo fue realizada con un anillo de aluminio de volumen conocido. Con ayuda de un trozo de madera plano y un martillo, se tomaron las muestras de suelo para densidad en el centro de la parcela de cada sistema de producción evaluado. El detalle del cálculo de la densidad aparente se muestra en la Ecuación 9.

$$Densidad\ aparente = \frac{\text{Peso del suelo obtenido del anillo}}{1 + CGA} / \text{Volumen del anillo}$$

Ecuación 9. Densidad aparente del suelo.

- **Textura**

La textura del suelo fue determinada por el método del hidrómetro. Para ello, se pesaron 50 g de suelo que fueron previamente tamizados y secados. A continuación se añadieron 100 mL

de solución calgón al 5 %, se agitó por 1 minuto y la mezcla fue vertida en una probeta de 1000 ml y aforada al volumen total de la probeta. La primera lectura con el hidrómetro se tomó 40 segundos después y la segunda lectura se realizó cuando transcurrieron 2 horas desde la primera lectura.

3.5 Modelo de ecuaciones estructurales (MEE)

El MEE se realizó para inferir los efectos directos e indirectos del clima (PMA y TMA), y las propiedades del suelo (CGA, CC, % Arcillas y pH del suelo) sobre la multifuncionalidad ecosistémica (MES). Para obtener la MES, se calculó el índice MES (Maestre et al., 2012) por ser una medida sencilla e interpretable de la capacidad de una comunidad para sostener múltiples funciones simultáneamente. Una técnica para cuantificar la MES implica promediar valores estandarizados de múltiples funciones en un único índice. La estandarización de los valores de cada variable se realizó usando la transformación de Z (z-score) y luego se promediaron para obtener el índice de la MES.

La aplicación general de la técnica para generar el índice es sencilla. Para cada función medida (contenidos, transformaciones y propiedades físico-químicas del suelo), se estandarizaron los valores para tenerlos en la misma escala. A continuación vez se realizaron las reflexiones necesarias de las direcciones entre las relaciones de todas las variables, y se generó el mapa mental de lo que se esperaba probar con el modelo. Finalmente se creó un índice de función media, tomando el valor medio en todas las funciones. El índice de multifuncionalidad ecosistémica (I_{MES}) se puede expresar como se muestra en la Ecuación 10.

$$I_{MES} = \frac{1}{F} \sum_{i=1}^F g(r_i * f_i)$$

Ecuación 10. Índice de multifuncionalidad ecosistémica (I_{MES}).

Donde:

F: es el número de funciones que se mide.

fi: son las medidas de la función i.

ri: es una función matemática que refleja r_i como positiva (si fuera necesario por la dirección de la relación).

g: estandarización de las medidas a la misma escala (en este caso, transformación de z).

3.6 Análisis estadístico

Todo el análisis fue llevado a cabo con el paquete estadístico R (R Core Team, 2017). Se contrastó normalidad con el test de Shapiro – Wilk y la Homocedasticidad con el test de Bartlett. Cuando los datos no cumplieron con alguno de los supuestos (normalidad y homocedasticidad), fueron transformados usando logaritmo natural (\ln). Se realizaron análisis de varianza (ANOVA) para determinar las diferencias dentro de municipios, entre tratamientos. Siempre que se observaron diferencias significativas se realizó la prueba de la diferencia significativa honesta (Tukey DSH). La significancia estadística se fijó en un nivel del 95 % ($P < 0.05$) para todos los análisis. Se realizó un ACP para determinar la ordenación de las variables del suelo entre estaciones para a continuación realizar el MEE. Finalmente el MEE se realizó con ayuda del paquete Lavaan de R.

3.7 Entrevistas semi-estructuradas

Se realizaron entrevistas semi-estructuradas con nueve productores (uno de cada rancho) para captar información del manejo de cada sistema de producción, y a treinta trabajadores para capturar información asociada a las condiciones laborales. Se incluyeron preguntas de antigüedad y superficie de la práctica, presencia de riego, quemas y fertilizantes (orgánicos y químicos), datos de suplementación alimenticia, carga animal, escolaridad, salario, horas de trabajo por día, días de vacaciones en el año, y algunas preguntas de percepción de vulnerabilidad como trabajadores de dichos sistemas. La información fue tabulada para su posterior análisis.

RESULTADOS

4.1 Análisis entre estaciones (secas y lluvias)

Con el fin de explorar los datos de las dos estaciones incluidas en el estudio (secas y lluvias) y para construir a partir de esto un análisis de varianza adecuado para los distintos SE y externalidades negativas, se realizó un análisis de componentes principales (ACP) entre estaciones (Figura 3). En todo el conjunto de datos, el primer eje (CP1) resumió el 42 % de la variación entre los SE del suelo. El nitrato y el contenido gravimétrico de agua tuvieron las mayores puntuaciones de correlación con este eje (Figura 3; Cuadro 2).

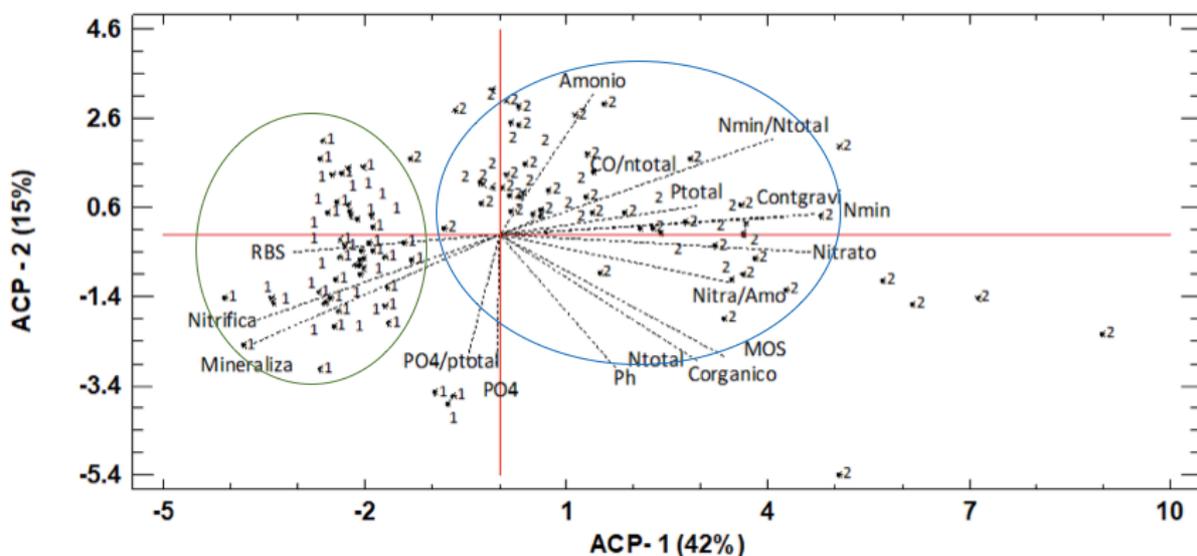


Figura 3. Ordenación de las variables del suelo mediante análisis de Componentes principales (ACP). Se identifican los datos de las estaciones: (1) secas y (2) lluvias.

El segundo eje (CP2) representó el 15 % de la variación. El carbono orgánico (COS), Amonio y fósforo disponible (PO_4), explicaron la segunda fracción más grande de la variación entre las variables del suelo (Figura 3; Cuadro 2). De manera general, se necesitaron cinco componentes

para acumular el 85 % del total de la variación (Cuadro 5). En el ACP se observó claramente la formación de dos grupos de datos (1: estación de secas y 2: estación de lluvias; en círculos) (Figura 3), indicando que las estaciones eran diferentes, por lo que el análisis de varianza (ANOVA) fue realizado para cada estación de manera independiente.

Cuadro 2. Eigenvalores, porcentaje de variación acumulada, y eigenvectores de los cinco componentes principales (CPs) para las siete variables del suelo que mejor predijeron la variación.

	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5
Eigenvalores	7.133	2.504	1.953	1.732	1.268
Porcentaje de variación acumulada	41.96	56.69	68.18	78.37	85.83
Eigenvectores					
COS	0.255	-0.315	-0.236	0.209	-0.248
COS/Nt	0.039	0.037	0.065	0.675	-0.065
Amonio	0.106	0.363	-0.089	-0.300	-0.481
Nitrato	0.355	-0.045	0.052	-0.024	0.024
P total	0.225	0.070	-0.046	-0.221	0.366
PO4	-0.002	-0.335	0.545	-0.125	-0.189
Contenido Gravimétrico de Agua	0.322	0.043	-0.057	-0.190	-0.061

4.2 Servicios ecosistémicos en sistemas de producción ganadera

- **Servicio: Captación y Almacenamiento de agua:**

Indicador: Contenido Gravimétrico de Agua (CGA). El CGA fue mayor en promedio en la localidad más seca del gradiente (X'matkuil) en ambas estaciones de muestreo (secas: 0.25 gH₂O g⁻¹; lluvias: 0.62 gH₂O g⁻¹) (Cuadro A1, ver Anexo); y aumentó para todas las localidades en la estación de lluvias: localidad más seca (X'matkuil: de 0.25 a 0.62 gH₂O g⁻¹), localidad de precipitación intermedia (Tzucacab: de 0.20 a 0.43 gH₂O g⁻¹), y localidad más húmeda del gradiente (Tizimín: de 0.21 a 0.49 gH₂O g⁻¹), como era de esperarse por el gran aporte de precipitación en esa estación (Figura 2).

En la estación de secas, el análisis de varianza mostró diferencias estadísticamente significativas en el CGA entre los sistemas de producción de la localidad más seca del gradiente (X'matkuil: $F= 18.84$ y $P= 0.0001^{***}$), debido a un mayor valor promedio de CGA en el sistema silvopastoril (0.44 gH₂O g⁻¹); y en la localidad de precipitación intermedia (Tucacab: $F= 5.26$ y $P= 0.022^*$), por el mayor valor promedio de CGA en el sistema de monte (0.25 gH₂O g⁻¹) y en el de referencia (0.23 gH₂O g⁻¹) (Figura 4; Cuadro A1). Las diferencias observadas en el CGA

entre los sistemas de la localidad más húmeda del gradiente (Tizimín: $F= 2.60$ y $P= 0.165^{NS}$) no fueron estadísticamente significativas (Figura 4; Cuadro A1).

En la estación de lluvias, el análisis de varianza arrojó diferencias estadísticamente significativas en el CGA entre los sistemas de producción de la localidad más seca del gradiente (X'matkuil: $F= 4.09$ y $P= 0.035^*$), debido a un mayor valor promedio de CGA en el sistema silvopastoril ($0.78 \text{ gH}_2\text{O g}^{-1}$); y en la localidad de precipitación intermedia (Tucacab: $F= 9.95$ y $P= 0.0018^{**}$), por el mayor valor promedio de CGA en el sistema de referencia ($0.53 \text{ g H}_2\text{O g}^{-1}$) y en el sistema silvopastoril ($0.44 \text{ g H}_2\text{O g}^{-1}$) (Figura 4; Cuadro A1). Las diferencias observadas en el CGA entre los sistemas de la localidad más húmeda del gradiente (Tizimín: $F= 0.74$ y $P= 0.535^{NS}$) no fueron estadísticamente significativas (Figura 4; Cuadro A1).

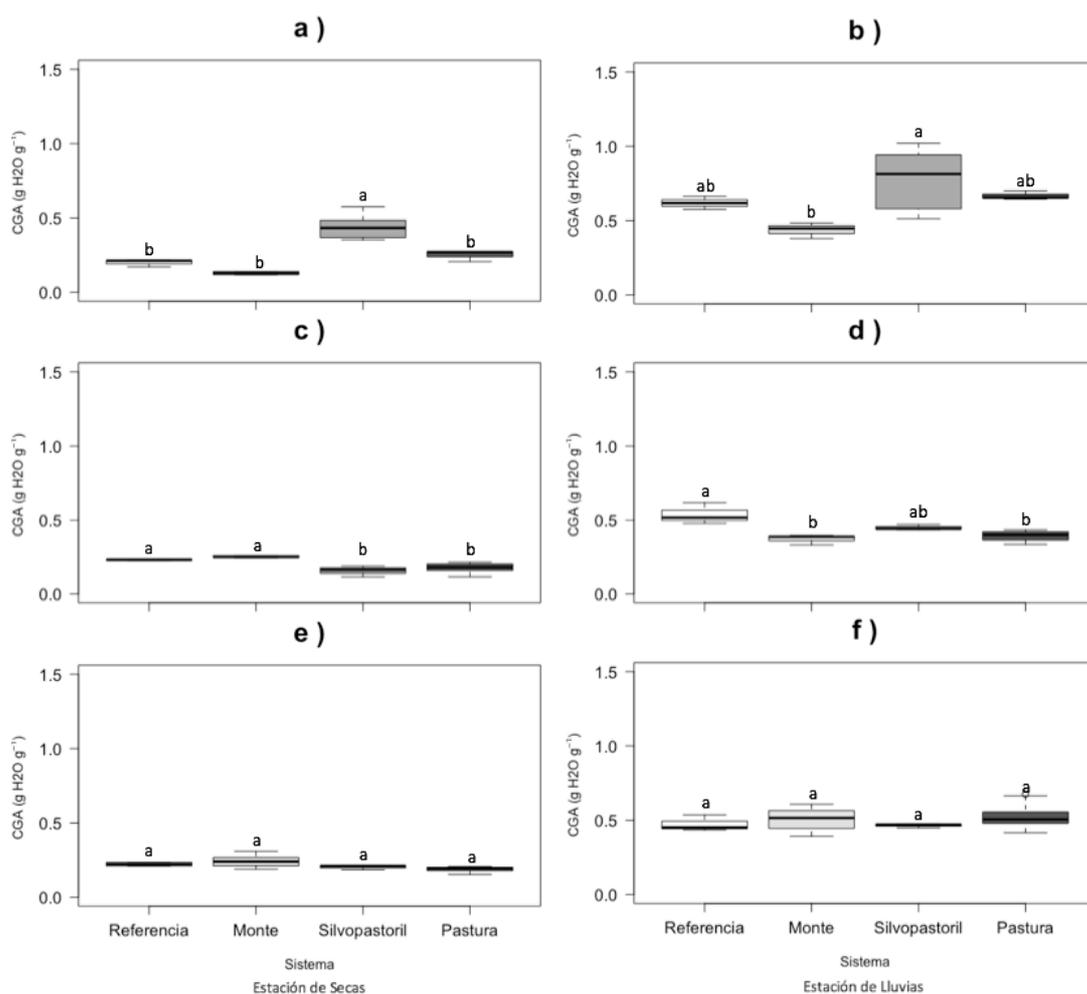


Figura 4. Contenido gravimétrico de agua en el suelo ($\text{gH}_2\text{O g}^{-1}$) en la estación de secas (columna izquierda) y de lluvias (columna derecha): (a) y (b) X'matkuil (precipitación media anual 711 mm); (c) y (d) Tzucacab (precipitación media anual 820 mm); (e) y (f) Tizimín (precipitación media anual 917 mm).

Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre sistemas para una localidad en una estación (secas o lluvias).

Indicador: Capacidad de Retención de Agua (CRA). La CRA fue en promedio mayor en la localidad más seca del gradiente (2.17 mL g^{-1}), en comparación con la localidad de precipitación intermedia (1.59 mL g^{-1}), y la más húmeda del gradiente (1.46 mL g^{-1}). El análisis de varianza arrojó diferencias estadísticamente significativas de la CRA entre los sistemas de producción de la localidad más seca del gradiente (X' matkuil: $F= 3.205$ y $P= 0.045^*$), debido principalmente a un mayor valor promedio de CRA del sistema silvopastoril (4.47 mL g^{-1}), en comparación con los demás sistemas (Figura 5; Cuadro A2). En contraste, las diferencias observadas en la CRA entre los sistemas de las localidades más húmedas (Tzucacab: $F= 1.818$ y $P= 0.214^{NS}$; y Tizimín: $F= 2.44$ y $P= 0.101^{NS}$) no fueron estadísticamente significativas (Figura 5; Cuadro A2).

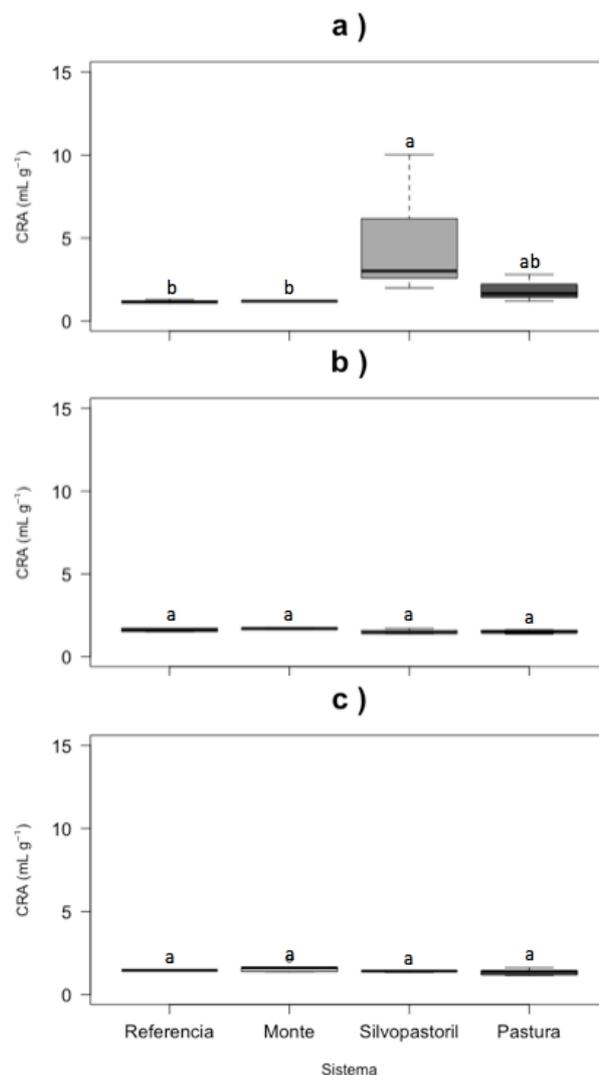


Figura 5. Capacidad de retención de agua (mL g^{-1}): **a)** X'atkuil (precipitación media anual de 711 mm); **b)** Tzucacab (precipitación media anual de 820); y **c)** Tizimín: precipitación media anual de 917 mm. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre sistemas para una localidad.

▪ **Servicio: Almacenamiento de carbono:**

Indicador: Carbono orgánico en el suelo (COS). El COS fue en promedio mayor en la localidad más seca del gradiente (X'atkuil) en ambas estaciones de muestreo (secas: $188.17 \text{ mg C g}^{-1}$; lluvias: $242.81 \text{ mg C g}^{-1}$) (Cuadro A3); y aumentó para todas las localidades en la estación de lluvias: localidad más seca (X'atkuil: de 188.17 a $242.81 \text{ mg C g}^{-1}$), localidad de precipitación intermedia (Tzucacab: de 122.35 a 126 mg C g^{-1}), y localidad más húmeda del gradiente (Tizimín: de 124 a $171.31 \text{ mg C g}^{-1}$) (Figura 6; Cuadro A3).

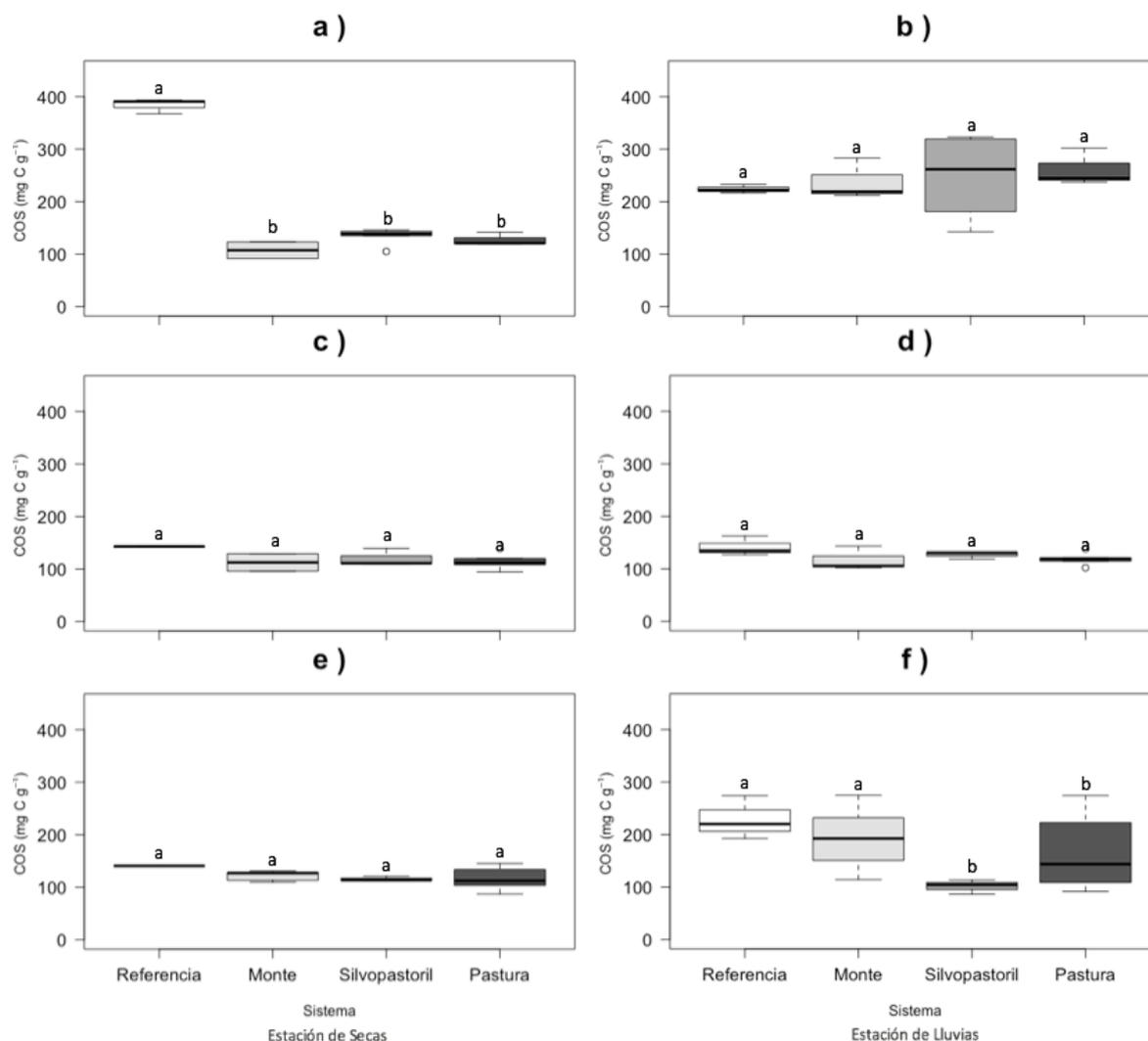


Figura 6. Carbono orgánico en el suelo (mg C g^{-1}) en la estación de secas (columna izquierda) y de lluvias (columna derecha): **(a)** y **(b)** X'atkuil (precipitación media anual 711 mm); **(c)** y **(d)** Tzucacab

(precipitación media anual 820 mm); (e) y (f) Tizimín (precipitación media anual 917 mm). Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre sistemas para una localidad en una estación (secas o lluvias).

En la estación de secas, el análisis de varianza mostró diferencias estadísticamente significativas en la concentración de COS entre los sistemas de la localidad más seca del gradiente (X'matkuil: $F = 222.46$ y $P = 1.88e-09^{***}$), debido a una mayor valor promedio de COS en el sistema de referencia ($383.78 \text{ mg C g}^{-1}$); sin embargo, todos los sistemas de producción fueron iguales en términos de COS (Figura 6; Cuadro A3). Las diferencias observadas en el COS entre los sistemas de las localidades más húmedas (Tzucacab: $F = 1.854$ y $P = 0.207^{NS}$; y Tizimín: $F = 1.51$ y $P = 0.249^{NS}$) no fueron estadísticamente significativas (Figura 6; Cuadro A3).

En la estación de lluvias, el análisis de varianza arrojó diferencias estadísticamente significativas en la concentración de COS entre los distintos sistemas de la localidad más húmeda del gradiente (Tizimín: $F = 3.16$ y $P = 0.047^*$), debido a los mayores valores promedio de COS en el sistema de referencia ($228.82 \text{ mg C g}^{-1}$) y en el monte ($193.35 \text{ mg C g}^{-1}$) (Figura 6; Cuadro A3). Las diferencias observadas en el COS entre los sistemas de la localidad más seca del gradiente (X'matkuil: $F = 0.23$ y $P = 0.869^{NS}$), y de la localidad de precipitación intermedia (Tzucacab: $F = 1.78$ y $P = 0.207^{NS}$) no fueron estadísticamente significativas (Figura 6; Cuadro A3).

Indicador: Contenido de Arcillas (% Arcillas). Las texturas de las localidades evaluadas se condensan en los cuadros A4, A5 y A6. En general los suelos incluidos fueron principalmente arenosos (68 – 79 %) (Cuadro A4). El contenido de limos fue sustancialmente menor (10-14 %) (Cuadro A5), al igual que las arcillas (9 – 20 %) (Cuadro A6).

El análisis de varianza arrojó diferencias estadísticamente significativas en el contenido de arcillas entre los sistemas de producción de todas las localidades incluidas: la más seca del gradiente (X'matkuil: $F = 6.44$ y $P = 0.006^{**}$), debido principalmente a un mayor valor promedio de contenido de arcilla en el sistema de monte (15.5 %); la de precipitación intermedia (Tzucacab: $F = 20.14$ y $P = 0.0002^{***}$), debido a los mayores valores de contenido de arcillas en

el sistema de monte (20 %) y en el sistema de referencia (19.5 %); y la localidad más húmeda del gradiente (Tizimín: $F= 3.44$ y $P= 0.025^*$), por el mayor valor promedio de contenido de arcillas en el sistema silvopastoril (16.6 %) (Figura 7; Cuadro A6).

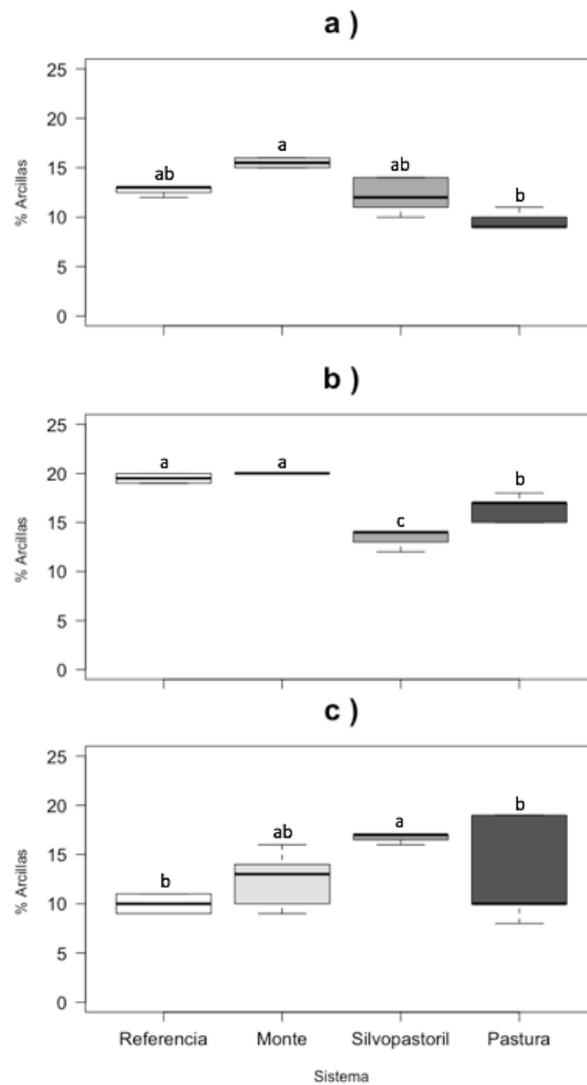


Figura 7. Contenido de Arcillas (%): **a)** X'matkuil (precipitación media anual de 711 mm); **b)** Tzacab (precipitación media anual de 820); y **c)** Tizimín: precipitación media anual de 917 mm. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre sistemas para una localidad.

- **Servicio: fertilidad del suelo**

Indicador: Nitrógeno total en el suelo (N total). El N total fue en promedio mayor en la localidad más seca del gradiente (X'matkuil) en ambas estaciones de muestreo (secas: 9.86 mg N g^{-1} ; lluvias: $11.49 \text{ mg N g}^{-1}$) (Cuadro A7); y aumentó para todas las localidades en la

estación de lluvias: localidad más seca (X'matkuil: de 9.86 a 11.49 mg N g⁻¹), localidad de precipitación intermedia (Tzucacab: de 5.98 a 6.15 mg N g⁻¹), y localidad más húmeda del gradiente (Tizimín: de 6.02 a 8.63 mg N g⁻¹) (Cuadro A7).

En la estación de secas, el análisis de varianza mostró diferencias estadísticamente significativas en la concentración de N total entre los sistemas de producción de la localidad más seca (X'matkuil: $F= 3.87$ y $P= 0.034^*$), y en la localidad más húmeda del gradiente (Tizimín: $F= 3.40$ y $P= 0.041^*$), debido a los menores valores promedio de N total en el sistema de monte (8.1 y 5.22 mg N g⁻¹), y silvopastoril (8.37 y 4.26 mg N g⁻¹) respectivamente (Figura 8; Cuadro A7). Las diferencias observadas en la concentración de N total entre los sistemas de la localidad de precipitación intermedia (Tzucacab: $F= 0.51$ y $P= 0.681^{NS}$) no fueron estadísticamente significativas (Figura 8; Cuadro A7).

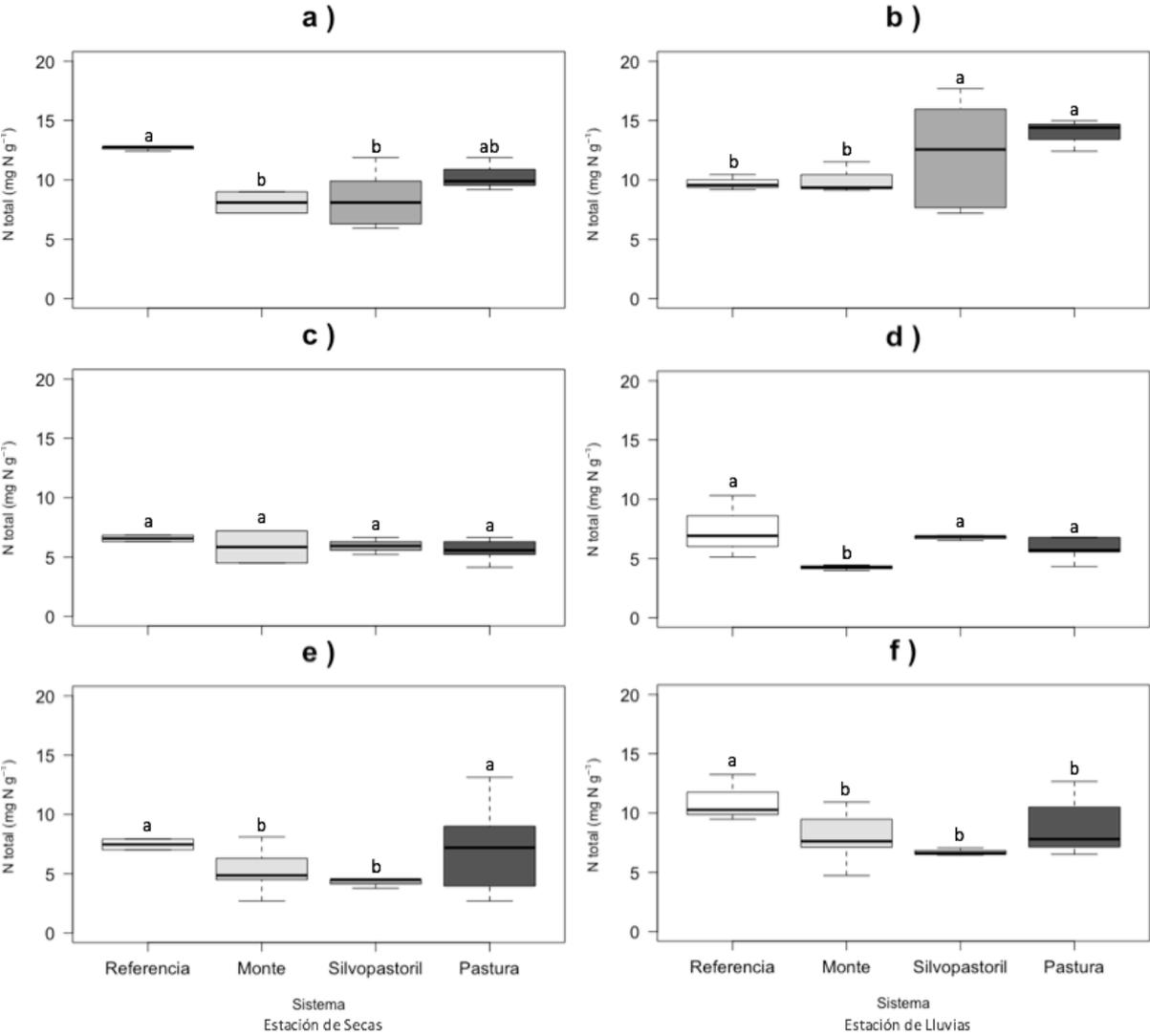


Figura 8. Nitrógeno total (mg N g^{-1}) en la estación de secas (columna izquierda) y de lluvias (columna derecha): (a) y (b) X'matkuil (precipitación media anual 711 mm); (c) y (d) Tzucacab (precipitación media anual 820 mm); (e) y (f) Tizimín (precipitación media anual 917 mm). Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre sistemas para una localidad en una estación (secas o lluvias).

En la estación de lluvias, el análisis de varianza arrojó diferencias estadísticamente significativas en la concentración de N total entre los sistemas de producción ganadera de las tres localidades: en la más seca (X'matkuil: $F= 3.89$ y $P= 0.032^*$), por los mayores valores promedio de N total en la pastura ($13.93 \text{ mg N g}^{-1}$) y en el sistema silvopastoril ($12.28 \text{ mg N g}^{-1}$); en la localidad de precipitación intermedia (Tzucacab: $F= 3.54$ y $P= 0.033^*$), por el menor valor promedio de N total en el sistema de monte (4.24 mg N g^{-1}), y en la localidad más húmeda del gradiente (Tizimín: $F= 3.88$ y $P= 0.031^*$), por el mayor valor promedio de N total en el sistema de referencia (11.0 mg N g^{-1}) (Figura 8; Cuadro A7).

Indicador: Relación COS y N total (COS/N total). En la estación de secas, la localidad más seca tuvo en promedio una relación COS/N total ligeramente menor (X'matkuil: 18.46), seguida por la localidad de precipitación intermedia (Tzucacab: 20.59) y por la localidad más húmeda del gradiente (Tizimín: 23.12) (Cuadro A8). En dicha estación, el análisis de varianza mostró diferencias estadísticamente significativas en la relación COS/N total entre los sistemas de la localidad más seca del gradiente (X'matkuil: $F= 9.88$ y $P= 0.002^{**}$), debido al mayor valor promedio de la relación COS/N total en el sistema de referencia (30.33); y en la localidad más húmeda del gradiente (Tizimín: $F= 4.12$ y $P= 0.024^*$), debido al mayor valor promedio de la relación COS/N total en el sistema silvopastoril (27.25) y en el sistema de monte (26.31). Las diferencias observadas en la relación COS/N total entre los sistemas de la localidad de precipitación intermedia (Tzucacab: $F= 0.23$ y $P= 0.86^{NS}$), no fueron estadísticamente significativas (Figura 9; Cuadro A8).

En la estación de lluvias, el análisis de varianza arrojó diferencias estadísticamente significativas en la relación COS/N total entre los sistemas de producción ganadera de la localidad más seca del gradiente (X'matkuil: $F= 6.46$ y $P= 0.008^{**}$), principalmente por el menor valor promedio de COS/N total en la pastura (18.76); y en la localidad más húmeda del gradiente (Tizimín: $F= 5.34$ y $P= 0.007^{**}$), por el menor valor promedio de COS/N total en el

sistema silvopastoril (15.09) y en la pastura (18.0). Las diferencias observadas en la relación COS/N total entre los sistemas de la localidad de precipitación intermedia (Tzucacab: $F= 2.78$ y $P= 0.090^{NS}$), no fueron estadísticamente significativas (Figura 9; Cuadro A8).

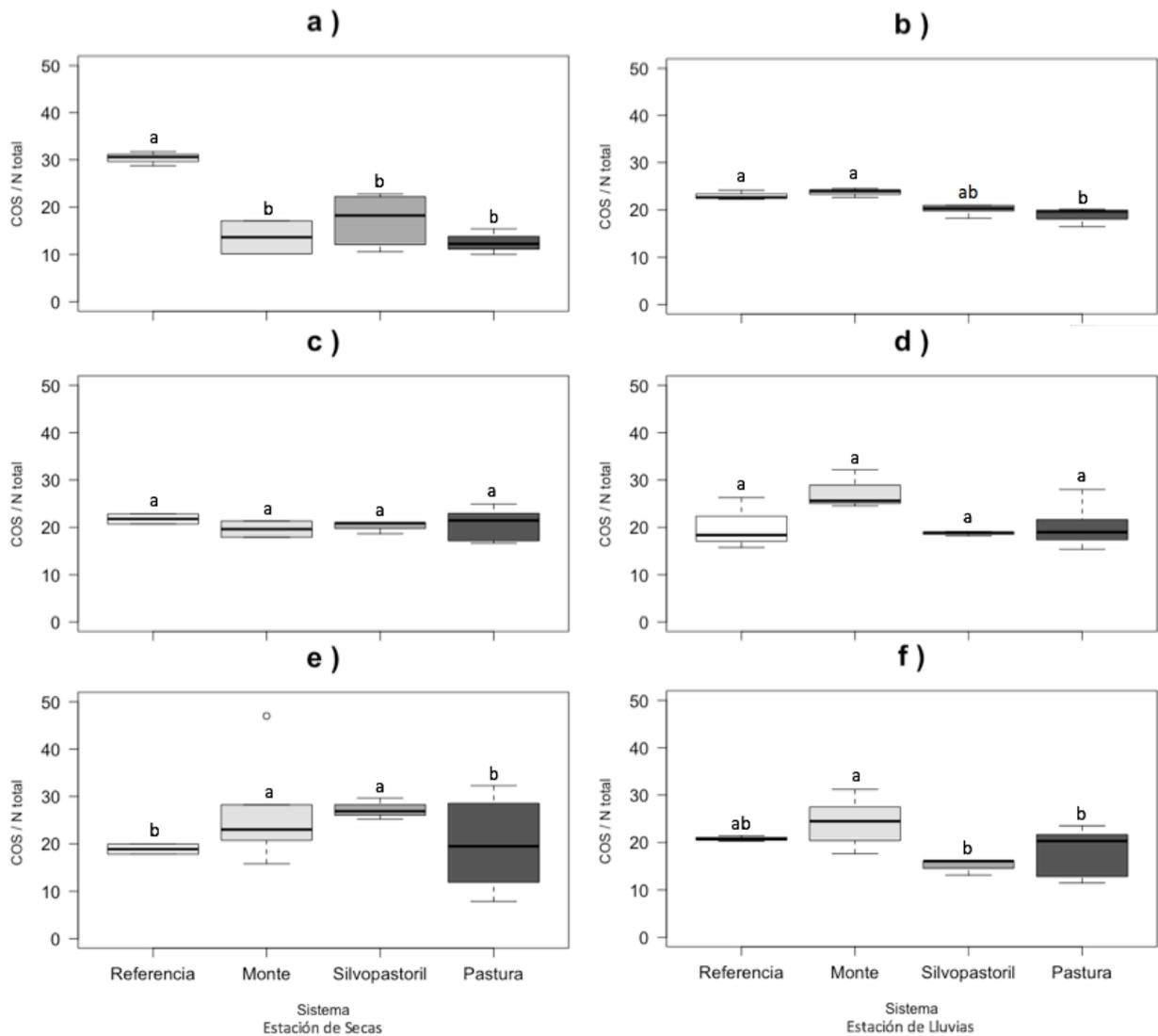


Figura 9. Relación COS/N total en la estación de secas (columna izquierda) y de lluvias (columna derecha): (a) y (b) X'matkuil (precipitación media anual 711 mm); (c) y (d) Tzucacab (precipitación media anual 820 mm); (e) y (f) Tizimín (precipitación media anual 917 mm). Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre sistemas para una localidad en una estación (secas o lluvias).

Indicador: Concentración de Amonio (NH_4). El NH_4 aumentó drásticamente para todas las localidades en la estación de lluvias: localidad más seca (X'matkuil: de 13.96 a 138 $\mu\text{g N g}^{-1}$), localidad de precipitación intermedia (Tzucacab: de 31.64 a 140.86 $\mu\text{g N g}^{-1}$), y localidad más húmeda del gradiente (Tizimín: de 11.36 a 240 $\mu\text{g N g}^{-1}$) (Cuadro A9). En la estación de secas,

el análisis de varianza mostró que no hubieron diferencias estadísticamente significativas en la concentración de Amonio (NH_4) entre los sistemas de producción ganadera de ninguna de las localidades: la más seca (X'matkuil: $F= 2.91$ y $P= 0.087^{NS}$), la de precipitación intermedia (Tzucacab: $F= 0.42$ y $P= 0.742$), y la más húmeda del gradiente (Tizimín: $F= 0.70$ y $P=0.562$) (Figura 10; Cuadro A9).

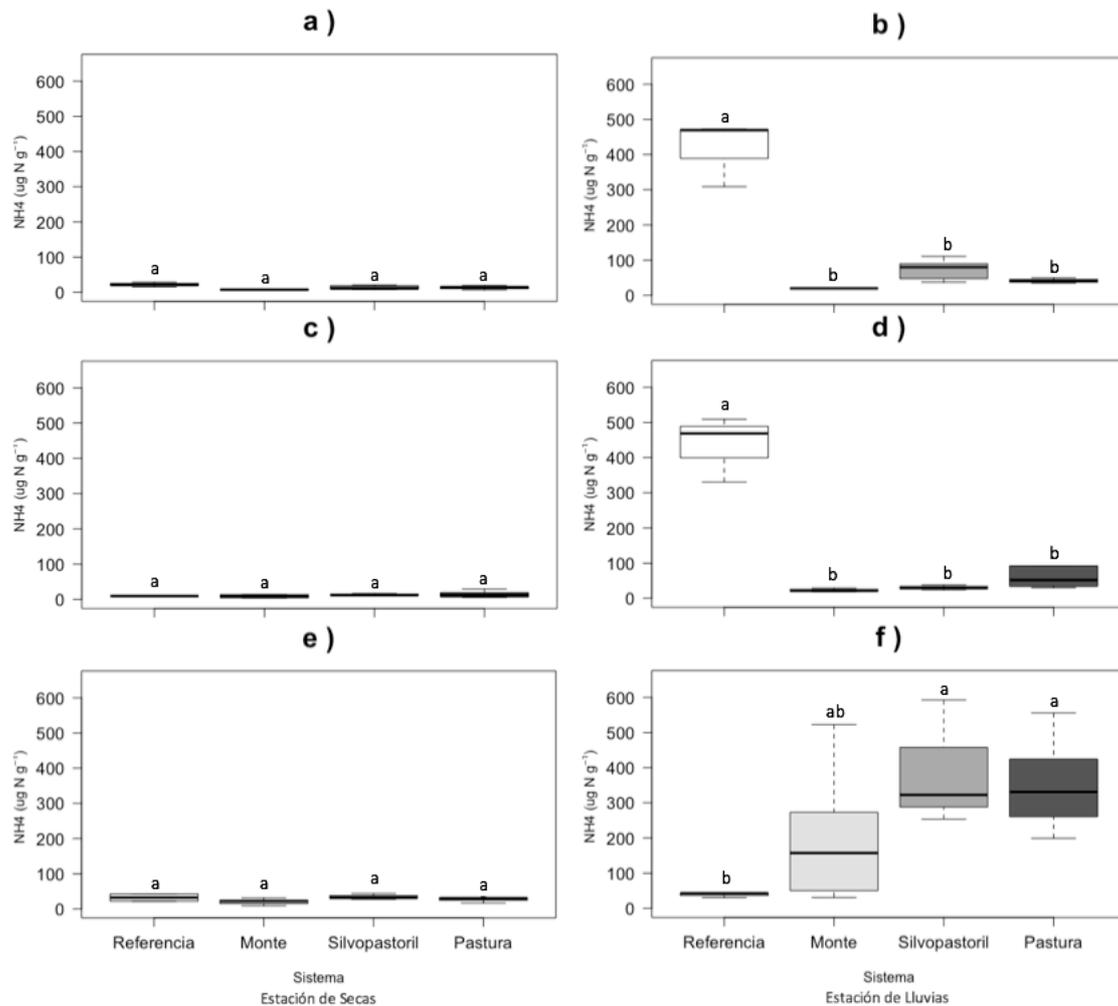


Figura 10. Amonio (NH_4) ($\mu\text{g N g}^{-1}$) en la estación de secas (columna izquierda) y de lluvias (columna derecha): (a) y (b) X'matkuil (precipitación media anual 711 mm); (c) y (d) Tzucacab (precipitación media anual 820 mm); (e) y (f) Tizimín (precipitación media anual 917 mm). Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre sistemas para una localidad en una estación (secas o lluvias).

En la estación de lluvias, el análisis de varianza arrojó diferencias estadísticamente significativas en la concentración de Amonio (NH_4) entre los sistemas de las tres localidades: en la localidad más seca (X'matkuil: $F= 55.67$ y $P= 6.14e-07^{***}$) y en la de precipitación intermedia (Tzucacab: $F= 37.18$ y $P= 4.73e-06^{***}$), por los mayores valores promedio de NH_4

en el sistema de referencia (416.79; 435.97 $\mu\text{g N g}^{-1}$ respectivamente), en comparación con los sistemas de producción, los cuales no solo tuvieron valores promedio de NH_4 considerablemente menores, sino que además no presentaron diferencias significativas entre ellos; y en la localidad más húmeda del gradiente (Tizimín: $F= 5.19$ y $P= 0.008^{**}$), por el menor valor promedio de NH_4 en el sistema de referencia (38.88 $\mu\text{g N g}^{-1}$) (Figura 10; Cuadro A9).

Indicador: Mineralización neta de nitrógeno (MNN). En la estación de secas, todas las localidades tuvieron en promedio mayores valores de MNN. En esta estación, el análisis de varianza mostró diferencias estadísticamente significativas en la MNN entre los sistemas de la localidad más seca (X'matkuil: $F= 3.67$ y $P= 0.043^*$), debido al mayor valor promedio de MNN en el sistema de referencia (1646 $\mu\text{g N g}^{-1}$), y de la localidad de precipitación intermedia (Tzucacab: $F= 4.79$ y $P= 0.029^*$), por el menor valor promedio de MNN en el sistema silvopastoril (156.47 $\mu\text{g N g}^{-1}$) y en la pastura (184.16 $\mu\text{g N g}^{-1}$). Las diferencias observadas en la MNN entre los sistemas de la localidad más húmeda del gradiente (Tizimín: $F= 0.55$ y $P= 0.654^{NS}$), no fueron estadísticamente significativas (Figura 11; Cuadro A10).

En la estación de lluvias, todos los valores de MNN fueron negativos. El análisis de varianza arrojó diferencias estadísticamente significativas en la MNN entre los sistemas de la localidad de precipitación intermedia (Tzucacab: $F= 20.98$ y $P= 7.41e-05^{***}$), debido al menor valor promedio de MNN en el sistema de referencia (-428.39 $\mu\text{g N g}^{-1}$), en comparación con los sistemas de producción. Las diferencias encontradas en la MNN entre los sistemas de la localidad más seca (X'matkuil: $F= 0.34$ y $P= 0.794^{NS}$) y de la más húmeda del gradiente (Tizimín: $F= 0.70$ y $P= 0.559^{NS}$), no fueron estadísticamente significativas (Figura 11; Cuadro A10).

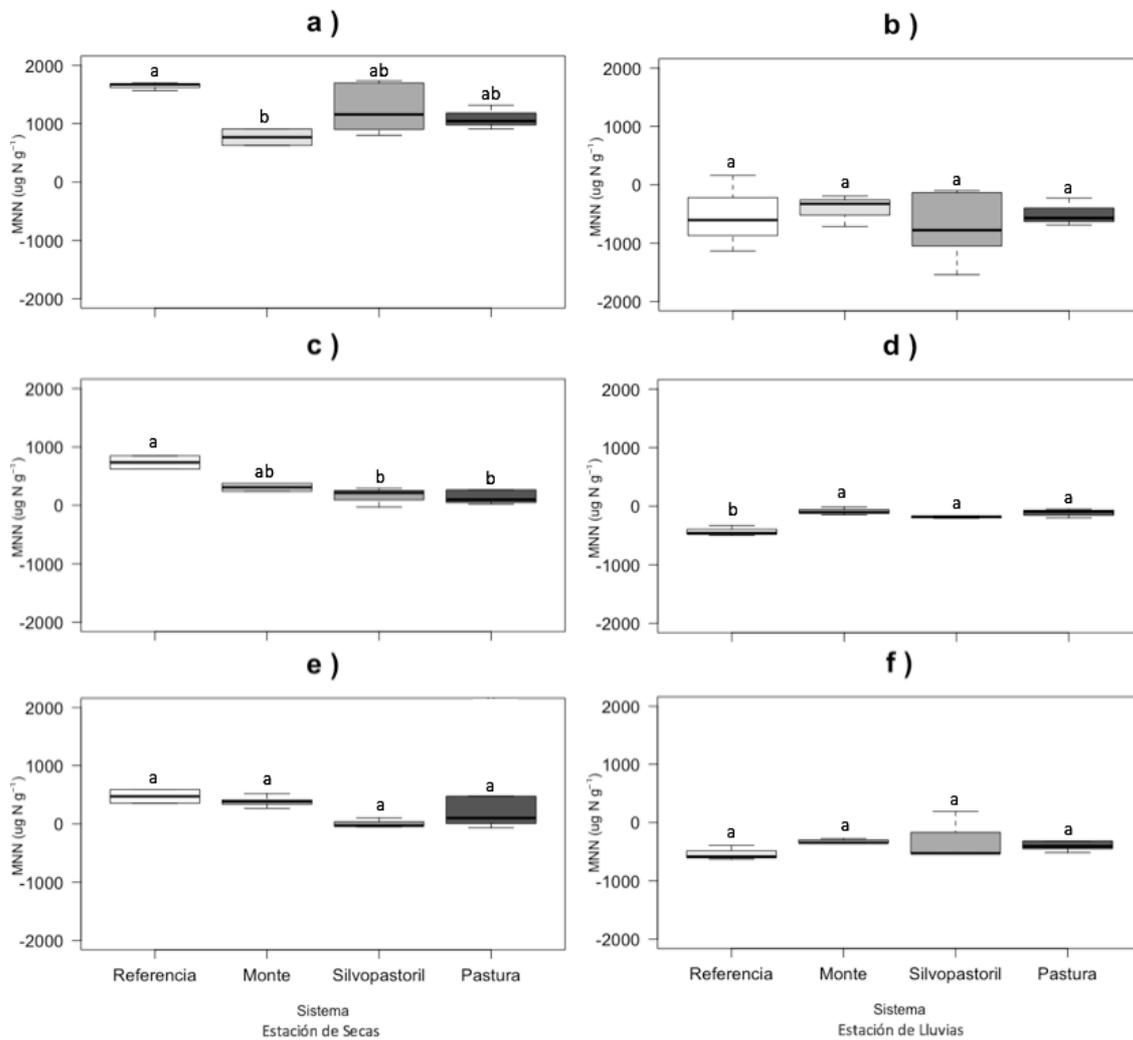


Figura 11. Mineralización neta de nitrógeno ($\mu\text{g N g}^{-1}$) en la estación de secas (columna izquierda) y de lluvias (columna derecha): (a) y (b) X'matkuil (precipitación media anual 711 mm); (c) y (d) Tzacacab (precipitación media anual 820 mm); (e) y (f) Tizimín (precipitación media anual 917 mm). Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre sistemas para una localidad en una estación (secas o lluvias).

Indicador: Nitrógeno en la biomasa microbiana (NBM). El NBM fue mayor en la localidad más seca del gradiente en ambas estaciones, y disminuyó en la época de lluvias en todas las localidades evaluadas: localidad más seca (X'matkuil: de 32.44 a 24.40 $\mu\text{g N g}^{-1}$), localidad de precipitación intermedia (Tzacacab: de 18.62 a 18.26 $\mu\text{g N g}^{-1}$), y localidad más húmeda del gradiente (Tizimín: de 23.14 a 23.06 $\mu\text{g N g}^{-1}$) (Cuadro A11). En la estación de secas, el análisis de varianza mostró diferencias estadísticamente significativas en el NBM entre los sistemas de producción ganadera de la localidad más seca (X'matkuil: $F= 3.70$ y $P= 0.039^*$), y en la localidad más húmeda del gradiente (Tizimín: $F= 4.68$ y $P= 0.031^*$), debido al mayor valor

promedio de NBM en la pastura (42.11 y 62.26 $\mu\text{g N g}^{-1}$) respectivamente. Las diferencias observadas en el NBM entre los sistemas de la localidad de precipitación intermedia (Tzucacab: $F= 1.71$ y $P= 0.233^{NS}$), no fueron estadísticamente significativas (Figura 12; Cuadro A11).

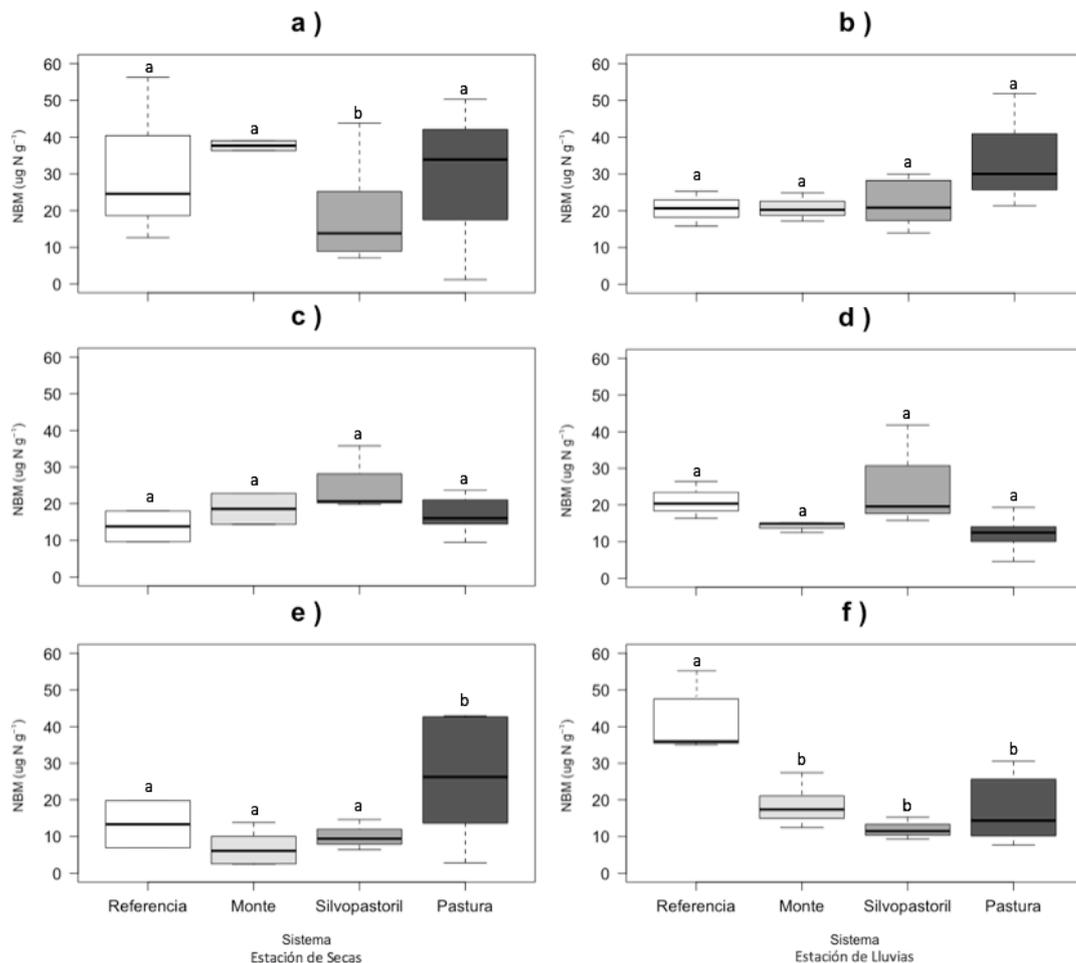


Figura 12. Nitrógeno en la biomasa microbiana ($\mu\text{g N g}^{-1}$) en la estación de secas (columna izquierda) y de lluvias (columna derecha): **(a)** y **(b)** X'matkuil (precipitación media anual 711 mm); **(c)** y **(d)** Tzucacab (precipitación media anual 820 mm); **(e)** y **(f)** Tizimín (precipitación media anual 917 mm). Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre sistemas para una localidad en una estación (secas o lluvias).

En la estación de lluvias, el análisis de varianza arrojó diferencias estadísticamente significativas en el NBM entre los sistemas de la localidad más húmeda del gradiente (Tizimín: $F= 6.18$ y $P= 0.003^{**}$), debido al mayor valor promedio de NBM en el sistema de referencia (43.37 $\mu\text{g N g}^{-1}$), en comparación con los sistemas de producción. Las diferencias observadas en el NBM entre los sistemas de la localidad más seca (X'matkuil: $F= 1.98$ y $P= 0.174^{NS}$), y de

la localidad de precipitación intermedia (Tzucacab: $F= 2.81$ y $P= 0.088^{NS}$), no fueron estadísticamente significativas (Figura 12; Cuadro A11).

Indicador: Fosforo Total (P total). El P total fue en promedio mayor en la localidad más seca del gradiente (X'matkui: $692.21 \mu\text{g P g}^{-1}$) y fue disminuyendo conforme aumentó la precipitación: localidad de precipitación intermedia (Tzucacab: $474.42 \mu\text{g P g}^{-1}$), y localidad más húmeda del gradiente (Tizimín: $214.34 \mu\text{g P g}^{-1}$) (Cuadro A12).

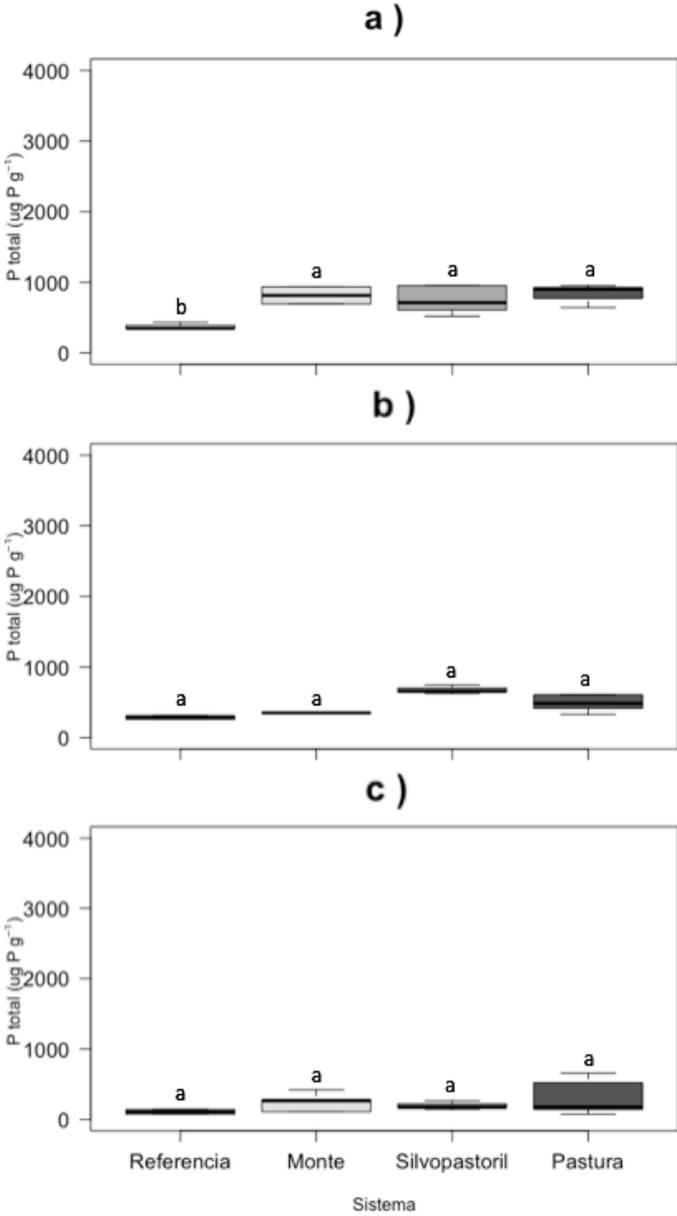


Figura 13. Fosforo total ($\mu\text{g P g}^{-1}$): **a)** X'matkui (precipitación media anual de 711 mm); **b)** Tzucacab (precipitación media anual de 820); y **c)** Tizimín: precipitación media anual de 917 mm. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre sistemas para una localidad.

El análisis de varianza mostró diferencias estadísticamente significativas en el P total entre los sistemas de la localidad más seca del gradiente (X'matkuil: $F= 5.29$ y $P= 0.019^*$), debido al menor valor promedio de P total en el sistema de referencia ($377 \mu\text{g P g}^{-1}$), en comparación con el valor promedio de P total en los sistemas de producción: sistema de monte ($815.53 \mu\text{g P g}^{-1}$), sistema silvopastoril ($743.42 \mu\text{g P g}^{-1}$), y pastura ($832.84 \mu\text{g P g}^{-1}$) (Figura 13; Cuadro A12). Las diferencias encontradas en el P total entre los sistemas de las localidades más húmedas (Tzucacab: $F= 1.72$ y $P= 0.231^{NS}$; y Tizimín ($F= 0.78$ y $P= 0.517^{NS}$), no fueron estadísticamente significativas (Figura 13; Cuadro A12).

Indicador: Fosforo disponible (PO_4). El análisis de varianza mostró diferencias estadísticamente significativas en el PO_4 (Figura 14; Cuadro A13).

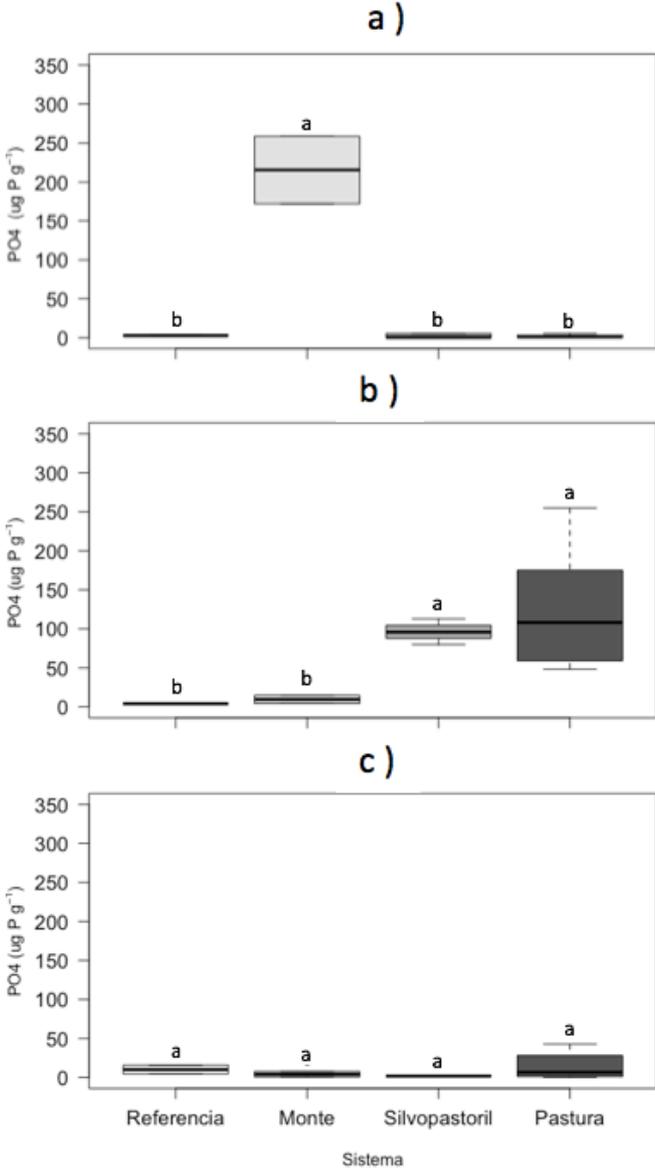


Figura 14. Fosforo disponible ($\mu\text{g P g}^{-1}$): **a)** X'matkuil (precipitación media anual de 711 mm); **b)** Tzucacab (precipitación media anual de 820); y **c)** Tizimín: precipitación media anual de 917 mm. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre sistemas para una localidad.

Las diferencias se observaron entre los sistemas de producción de la localidad más seca del gradiente (X'matkuil: $F= 62.82$ y $P= 8.60e-07^{***}$) debido al mayor valor promedio de PO_4 en el sistema de monte ($215.57 \mu\text{g P g}^{-1}$); y en la localidad de precipitación intermedia (Tzucacab: $F= 3.32$ y $P= 0.020^*$), por el mayor valor promedio de PO_4 en el sistema silvopastoril ($96.15 \mu\text{g P g}^{-1}$) y en la pastura ($125.6 \mu\text{g P g}^{-1}$). Las diferencias encontradas en el PO_4 entre los sistemas de la localidad más húmeda del gradiente (Tizimín: $F= 0.84$ y $P= 0.487^{NS}$), no fueron estadísticamente significativas (Figura 14; Cuadro A13).

- Síntesis de los servicios ecosistémicos asociados con los sistemas de producción

Los sistemas que se asociaron mayormente con los servicios ecosistémicos del suelo evaluados se muestran en el Cuadro 3.

Cuadro 3. Mejoramiento ambiental asociado a sistemas de producción ganadera en Yucatán

Servicio ecosistémico	Mejoramiento ambiental
Captura y almacenamiento de agua	Mayor en el sistema silvopastoril (en 2 indicadores de los 2 indicadores evaluados)
Almacenamiento de C	Mayor en el sistema de monte (en 2 indicadores de los 2 indicadores evaluados)
Fertilidad del suelo	Mayor en el sistema silvopastoril y la pastura (en 4 indicadores de los 7 indicadores evaluados)

4.3 Externalidades negativas en sistemas de producción ganadera

▪ Externalidad: Emisiones de CO_2 :

Indicador: Respiración basal del suelo (RBS). En la estación de secas, el análisis de varianza mostró diferencias estadísticamente significativas en la RBS entre los sistemas de la localidad

más seca del gradiente (X' matkuil: $F= 5.57$ y $P= 0.016^*$), debido al mayor valor promedio de RBS en el sistema de monte ($2.85 \text{ mg CO}_2/\text{día/g COS}$) y en la pastura ($2.38 \text{ mg CO}_2/\text{día/g COS}$). Las diferencias observadas en la RBS entre los sistemas de las localidades más húmedas (Tzucacab: $F= 0.52$ y $P= 0.673^{NS}$; y Tizimín: $F= 1.94$ y $P= 0.163^{NS}$), no fueron estadísticamente significativas (Figura 15; Cuadro A14).

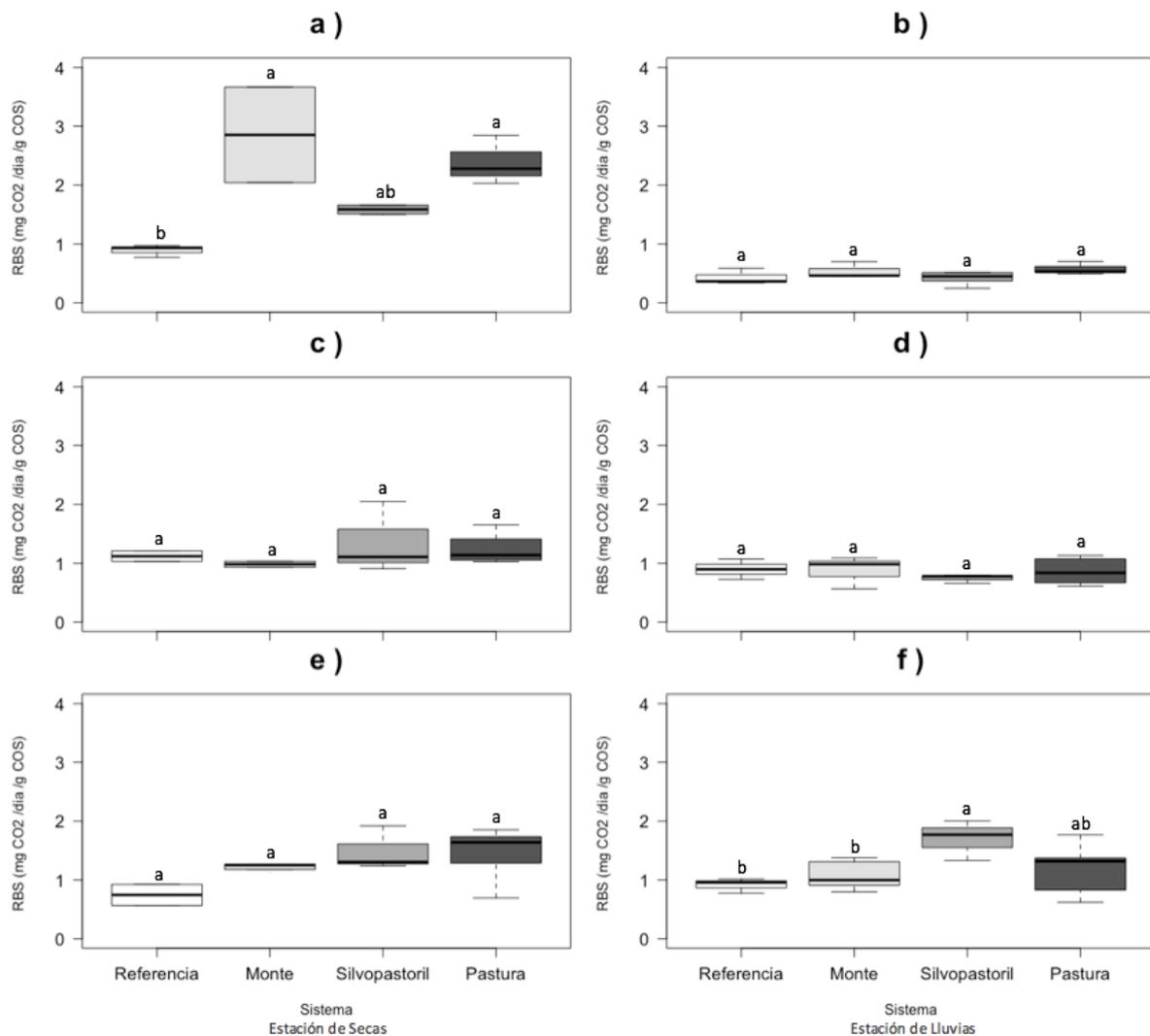


Figura 15. Respiración basal del suelo ($\text{mg CO}_2/\text{día/g COS}$) en la estación de secas (columna izquierda) y de lluvias (columna derecha): (a) y (b) X' matkuil (precipitación media anual 711 mm); (c) y (d) Tzucacab (precipitación media anual 820 mm); (e) y (f) Tizimín (precipitación media anual 917 mm). Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre sistemas para una localidad en una estación (secas o lluvias).

En la estación de lluvias, el análisis de varianza arrojó diferencias estadísticamente significativas en la RBS entre los sistemas de producción de la localidad más húmeda del

gradiente (Tizimín: $F= 3.84$ y $P= 0.025^*$), debido al mayor valor promedio de RBS en el sistema silvopastoril (1.70 mg CO₂/día/g COS) y en la pastura (1.17 mg CO₂/día/g COS). Las diferencias observadas en la RBS entre los sistemas de la localidad más seca (X'matkuil: $F= 0.24$ y $P= 0.863^{NS}$) y de la localidad de precipitación intermedia (Tzucacab: $F= 0.32$ y $P= 0.804^{NS}$), no fueron estadísticamente significativas (Figura 15; Cuadro A14).

Indicador: Carbono en la biomasa microbiana (CBM). En la estación de secas, el análisis de varianza mostró diferencias estadísticamente significativas en el CBM entre los sistemas de producción de la localidad más seca del gradiente (X'matkuil: $F= 3.58$ y $P= 0.039^*$), debido al mayor valor promedio de CBM en el sistema de monte (266 µg C g⁻¹), y en la pastura (311 µg C g⁻¹). Las diferencias observadas en el CBM entre los sistemas de las localidades más húmedas (Tzucacab: $F= 1.15$ y $P= 0.379^{NS}$; y Tizimín: $F= 0.39$ y $P= 0.761^{NS}$), no fueron estadísticamente significativas (Figura 16; Cuadro A15).

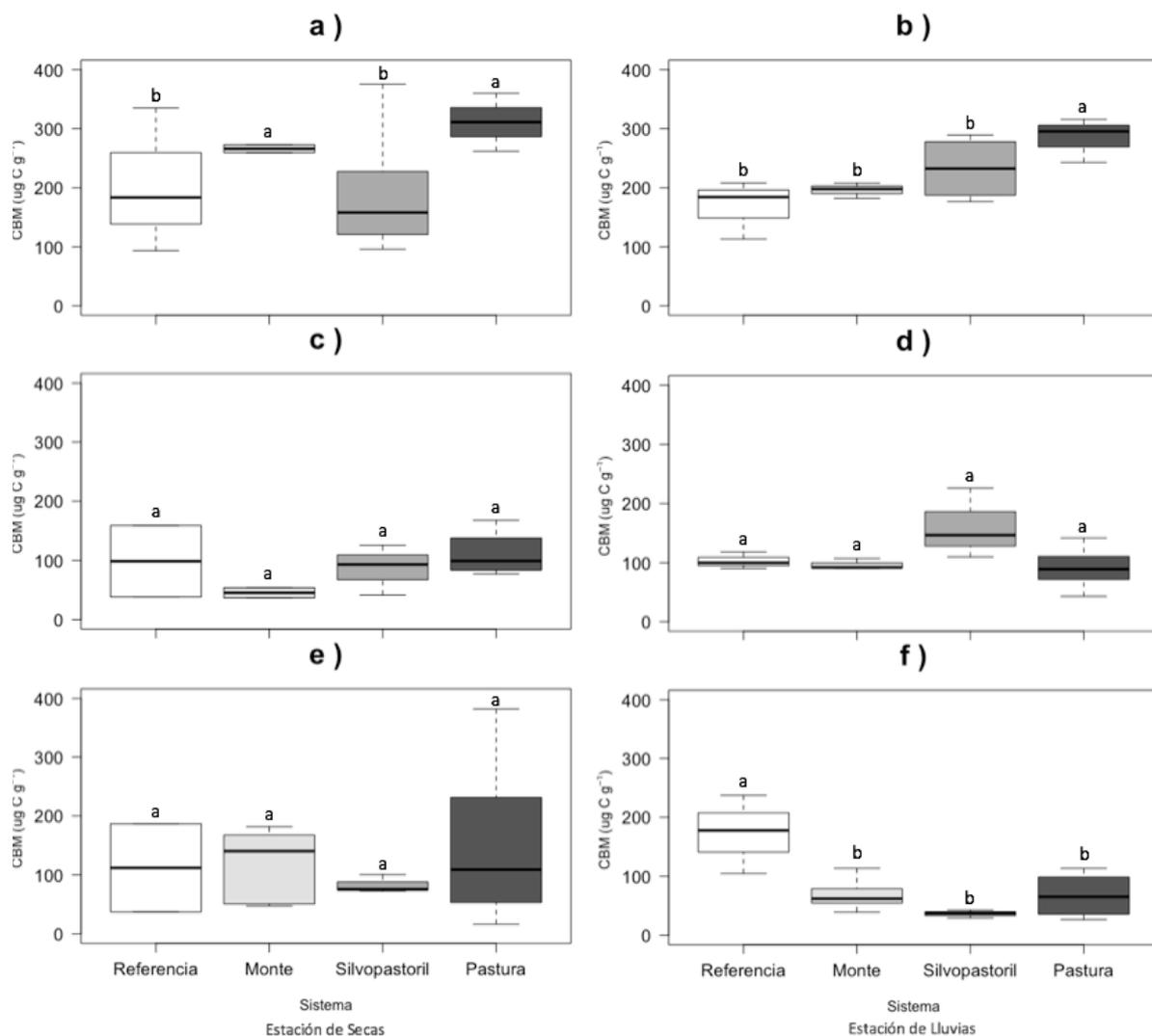


Figura 16. Carbono en la biomasa microbiana ($\mu\text{g C g}^{-1}$) en la estación de secas (columna izquierda) y de lluvias (columna derecha): (a) y (b) X'matkuil (precipitación media anual 711 mm); (c) y (d) Tzucacab (precipitación media anual 820 mm); (e) y (f) Tizimín (precipitación media anual 917 mm). Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre sistemas para una localidad en una estación (secas o lluvias).

En la estación de lluvias, el análisis de varianza arrojó diferencias estadísticamente significativas en el CBM entre los sistemas de producción ganadera de la localidad más seca del gradiente (X'matkuil: $F = 4.53$ y $P = 0.026^*$), debido al mayor valor promedio de CBM en la pastura ($284.71 \mu\text{g C g}^{-1}$); y en la localidad más húmeda del gradiente (Tizimín: $F = 5.10$ y $P = 0.008^{**}$), debido al mayor valor promedio de CBM en el sistema de referencia ($173.15 \mu\text{g C g}^{-1}$). Las diferencias encontradas en el CBM entre los sistemas de la localidad de precipitación intermedia (Tzucacab: $F = 2.90$ y $P = 0.082^{NS}$), no fueron estadísticamente significativas (Figura 16; Cuadro A15).

Indicador: Relación RBS/CBM ($q\text{CO}_2$). En la estación de secas, el análisis de varianza no mostró diferencias estadísticamente significativas en la relación RBS/CBM entre los distintos sistemas de producción de ninguno de las tres localidades: localidad más seca (X'matkuil: $F = 1.80$ y $P = 0.210^{NS}$), localidad de precipitación intermedia (Tzucacab: $F = 1.40$ y $P = 0.303^{NS}$), y localidad más húmeda del gradiente (Tizimín: $F = 0.54$ y $P = 0.656^{NS}$) (Figura 17; Cuadro A16).

En la estación de lluvias, el análisis de varianza arrojó diferencias estadísticamente significativas en la relación RBS/CBM entre los sistemas de producción ganadera de la localidad más húmeda (Tizimín: $F = 3.24$ y $P = 0.041^*$), debido al mayor valor promedio de relación RBS/CBM en el sistema silvopastoril (0.047). Las diferencias observadas en la relación RBS/CBM entre los sistemas de la localidad más seca (X'matkuil: $F = 0.43$ y $P = 0.734^{NS}$) y de precipitación intermedia (Tzucacab: $F = 0.93$ y $P = 0.458^{NS}$), no fueron estadísticamente significativas (Figura 17; Cuadro A16).

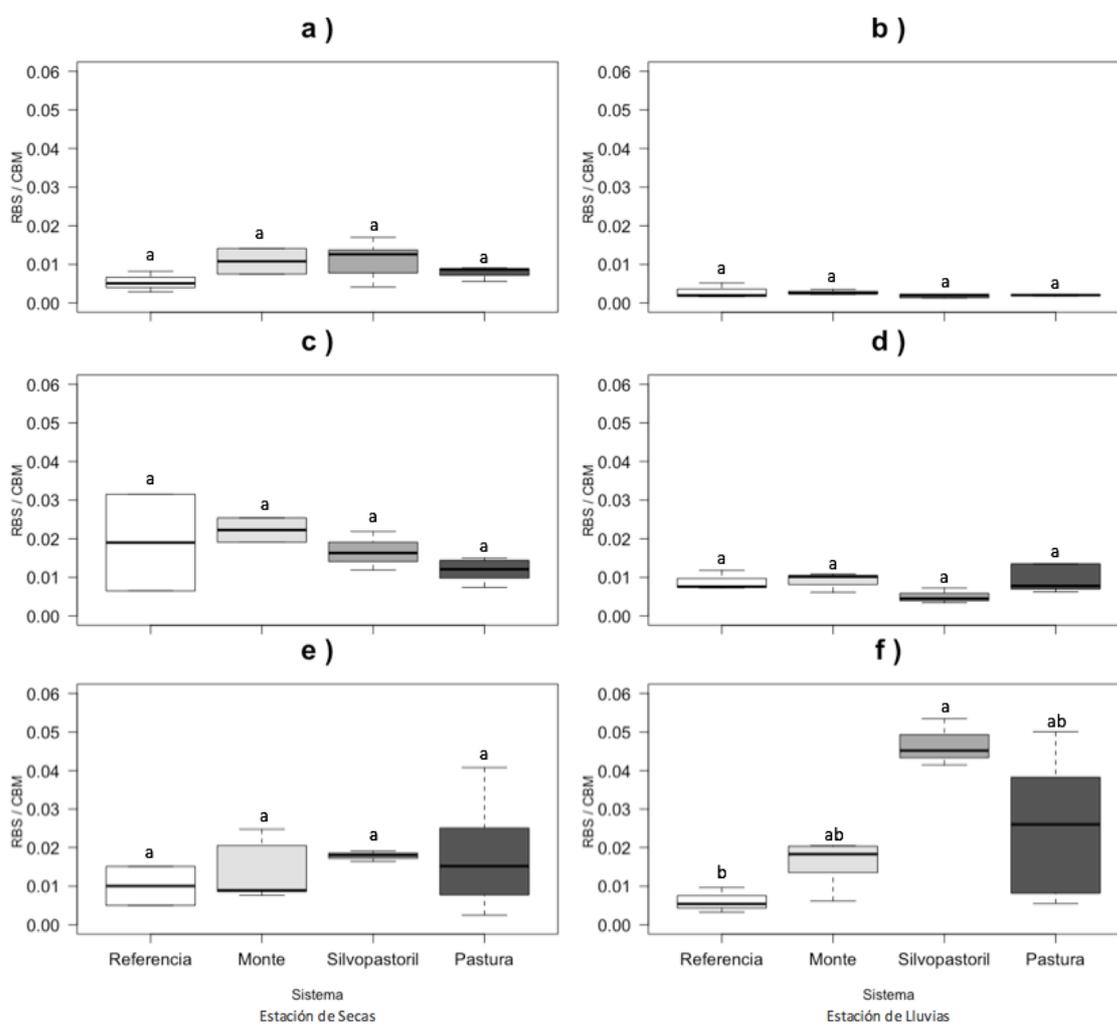


Figura 17. Relación RBS/CBM en la estación de secas (columna izquierda) y de lluvias (columna derecha): (a) y (b) X'matkuil (precipitación media anual 711 mm); (c) y (d) Tzacacab (precipitación media anual 820 mm); (e) y (f) Tizimín (precipitación media anual 917 mm). Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre sistemas para una localidad en una estación (secas o lluvias).

- **Externalidad: Contaminación potencial de cuerpos de agua**

Indicador: Concentración de Nitrato (NO_3). En la estación de secas, el análisis de varianza no mostró diferencias estadísticamente significativas en la concentración de NO_3 entre los distintos sistemas de producción de ninguno de las tres localidades: la más seca del gradiente (X'matkuil: $F = 1.32$ y $P = 0.321^{NS}$), localidad de precipitación intermedia (Tzacacab: $F = 3.09$ y $P = 0.081^{NS}$), y localidad más húmeda del gradiente (Tizimín: $F = 0.63$ y $P = 0.604^{NS}$) (Figura 18; Cuadro A17).

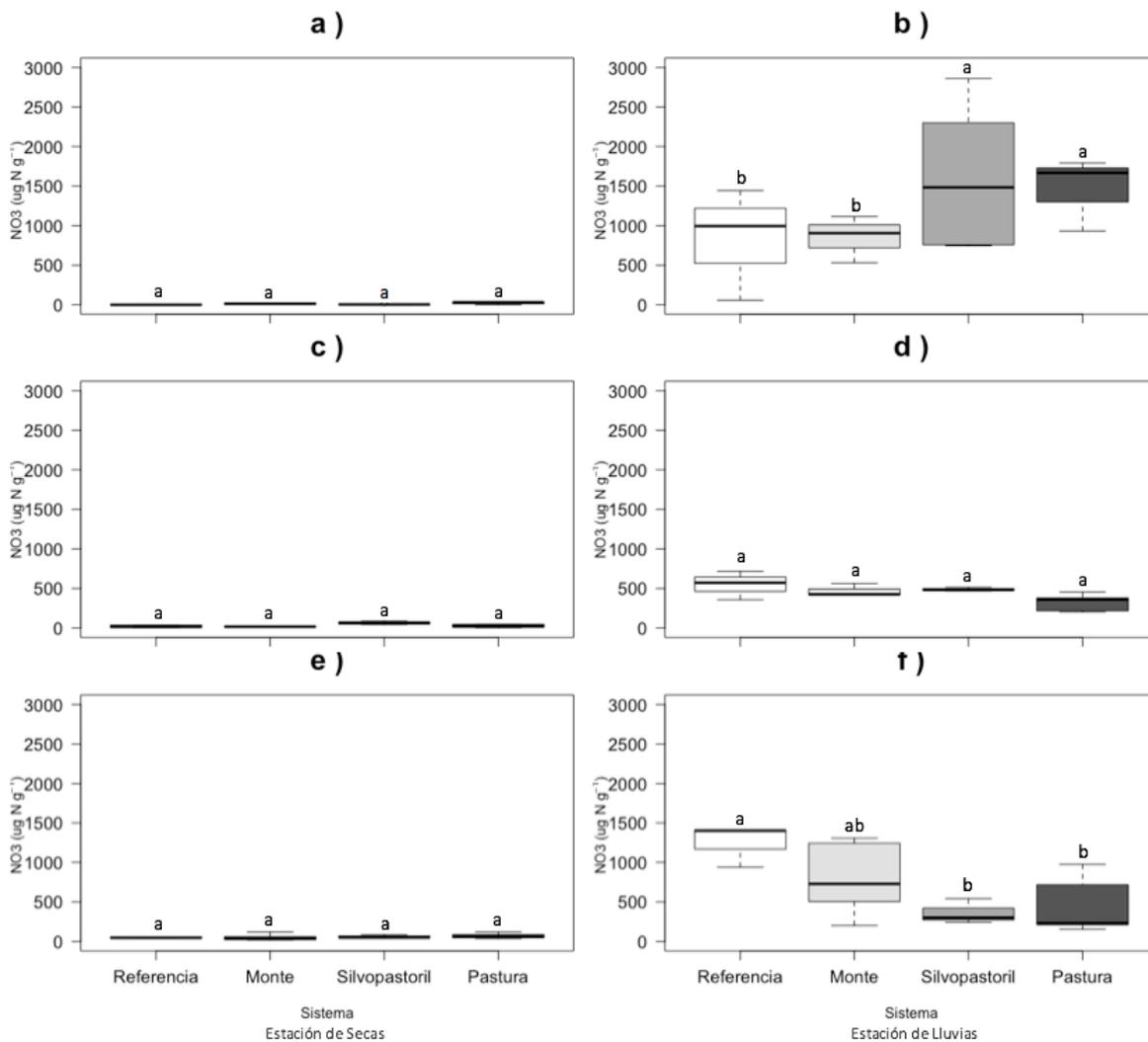


Figura 18. Nitrato (NO_3) ($\mu\text{g N g}^{-1}$) en la estación de secas (columna izquierda) y de lluvias (columna derecha): (a) y (b) X'matkuil (precipitación media anual 711 mm); (c) y (d) Tzucacab (precipitación media anual 820 mm); (e) y (f) Tizimín (precipitación media anual 917 mm). Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre sistemas para una localidad en una estación (secas o lluvias).

En la estación de lluvias, el análisis de varianza arrojó diferencias estadísticamente significativas en la concentración de NO_3 entre los sistemas de la localidad más seca (X'matkuil: $F= 4.34$ y $P= 0.031^*$), debido al mayor valor promedio de NO_3 en el sistema silvopastoril ($1605 \mu\text{g N g}^{-1}$) y en la pastura ($1464 \mu\text{g N g}^{-1}$); y en la localidad más húmeda del gradiente (Tizimín: $F=6.02$ y $P= 0.004^{**}$), por el mayor valor promedio de NO_3 en el sistema de referencia ($1250 \mu\text{g N g}^{-1}$). Las diferencias observadas en el NO_3 entre los sistemas de la localidad de precipitación intermedia (Tzucacab: $F= 3.36$ y $P= 0.068^{\text{NS}}$), no fueron estadísticamente significativas (Figura 18; Cuadro A17).

Indicador: Relación Nitrato y Amonio (NO_3/NH_4). En la estación de secas, el análisis de varianza no mostró diferencias estadísticamente significativas en la relación NO_3/NH_4 entre los distintos sistemas de producción de ninguna de las localidades: localidad más seca (X'matkuil: $F= 1.35$ y $P= 0.313^{NS}$), localidad de precipitación intermedia (Tzucacab: $F= 2.52$ y $P= 0.123^{NS}$), y localidad más húmeda del gradiente (Tizimín: $F= 0.26$ y $P= 0.852^{NS}$) (Figura 19; Cuadro A18).

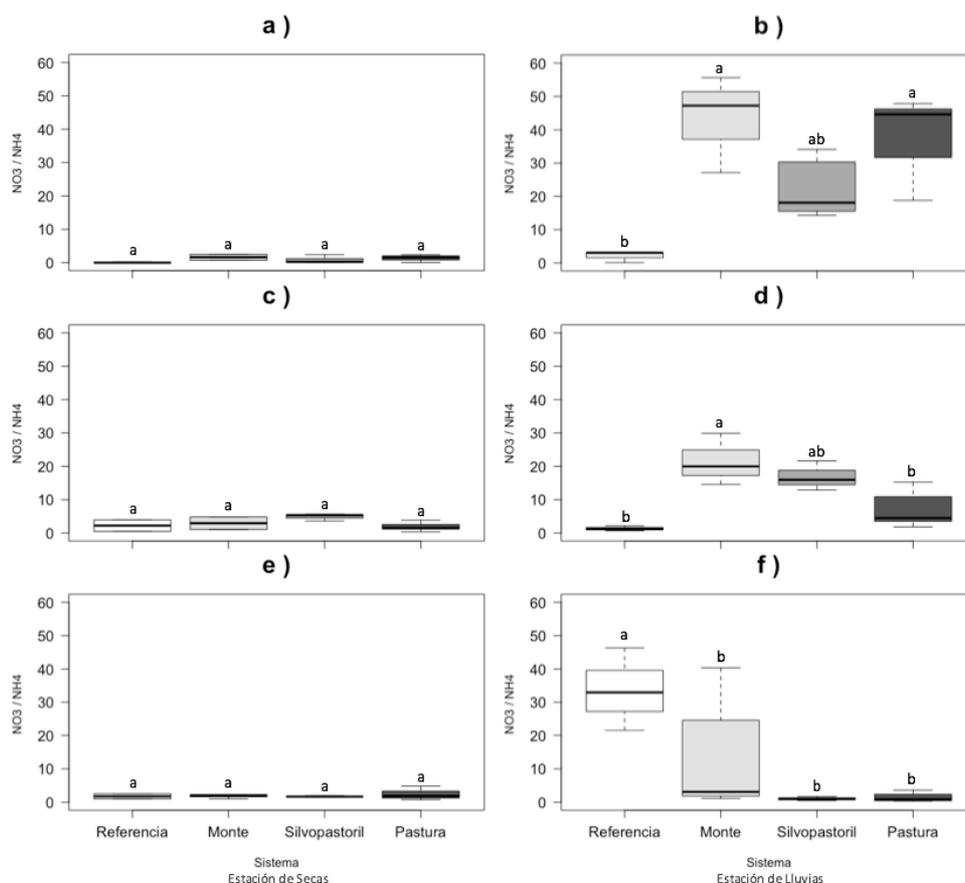


Figura 19. Relación NO_3/NH_4 en la estación de secas (columna izquierda) y de lluvias (columna derecha): (a) y (b) X'matkuil (precipitación media anual 711 mm); (c) y (d) Tzucacab (precipitación media anual 820 mm); (e) y (f) Tizimín (precipitación media anual 917 mm). Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre sistemas para una localidad en una estación (secas o lluvias).

En la estación de lluvias, el análisis de varianza arrojó diferencias estadísticamente significativas en la relación NO_3/NH_4 entre los sistemas de producción de la localidad más seca del gradiente (X'matkuil: $F= 8.65$ y $P= 0.003^{**}$), debido al mayor valor promedio de relación NO_3/NH_4 en el sistema de monte (43.30), y en la pastura (37.07); de la localidad de precipitación intermedia (Tzucacab: $F= 10.13$ y $P= 0.001^{**}$), por el mayor valor promedio de

relación NO_3/NH_4 en el sistema de monte (21.48), y de la localidad más húmeda del gradiente (Tizimín: $F= 8.32$ y $P= 0.0008^{***}$), por el mayor valor promedio de relación NO_3/NH_4 en el sistema de referencia (33.58) (Figura 19; Cuadro A18).

▪ **Externalidad: Emisiones potenciales de Óxido nitroso (N_2O)**

Indicador: Nitrificación Neta (NN). En la estación de secas, el análisis de varianza mostró diferencias estadísticamente significativas en la NN entre los sistemas de la localidad más seca (X'matkuil: $F= 3.78$ y $P= 0.047^*$) y de la localidad de precipitación intermedia (Tzucacab: $F= 4.56$ y $P= 0.033^*$), debido al mayor valor promedio de NN en el sistema de referencia (1653 y $723.47 \mu\text{g N g}^{-1}$) respectivamente. Las diferencias encontradas en la NN entre los sistemas la localidad más húmeda del gradiente (Tizimín: $F= 0.52$ y $P= 0.672^{NS}$), no fueron estadísticamente significativas (Figura 20; Cuadro A19).

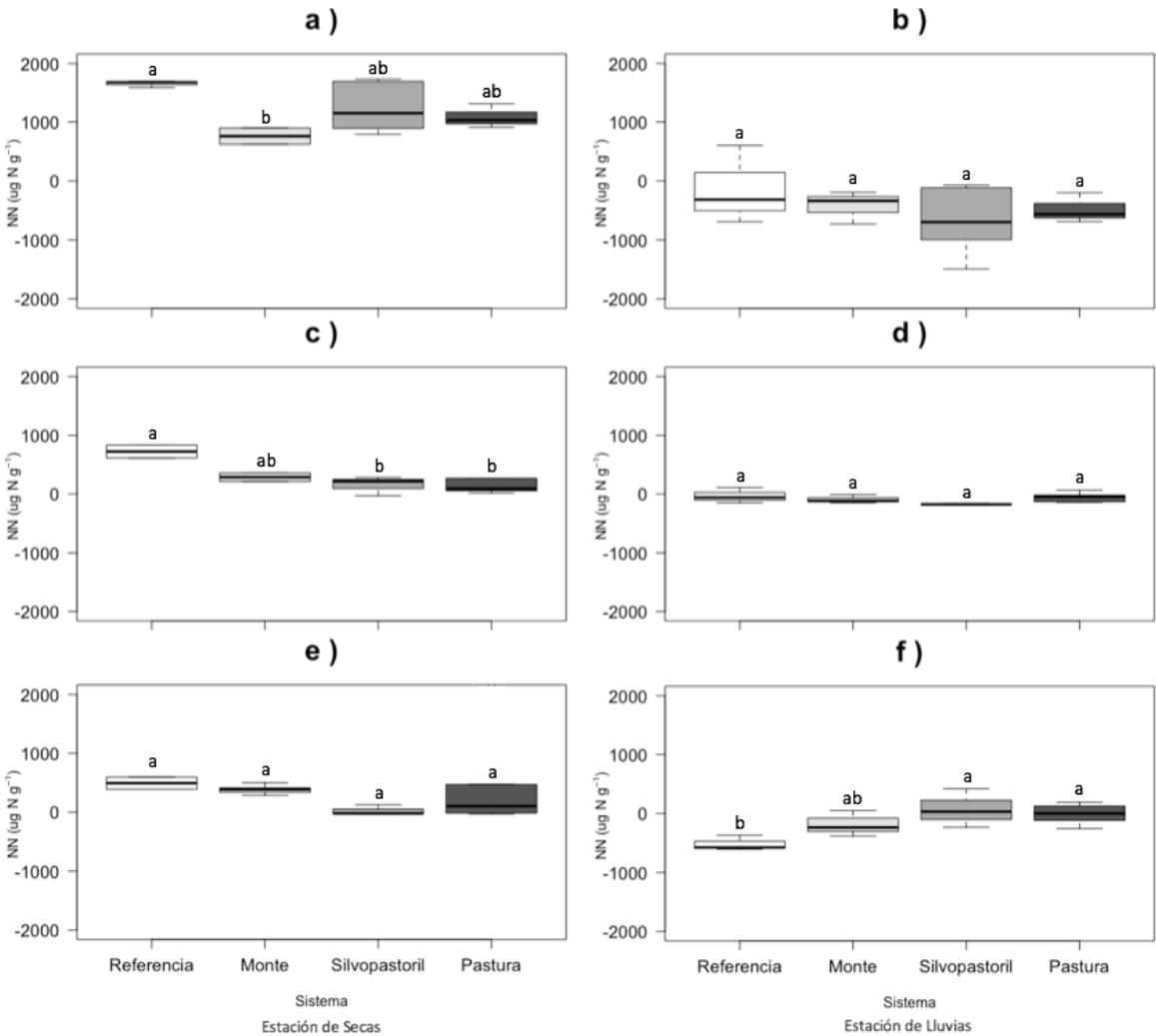


Figura 20. Nitrificación neta ($\mu\text{g N g}^{-1}$) en la estación de secas (columna izquierda) y de lluvias (columna derecha): (a) y (b) X'matkuil (precipitación media anual 711 mm); (c) y (d) Tzucacab (precipitación media anual 820 mm); (e) y (f) Tizimín (precipitación media anual 917 mm). Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre sistemas para una localidad en una estación (secas o lluvias).

En la estación de lluvias, el análisis de varianza arrojó diferencias estadísticamente significativas en la NN entre los sistemas de la localidad más húmeda del gradiente (Tizimín: $F= 6.02$ y $P= 0.004^{**}$), debido al menor valor promedio de NN en el sistema de referencia ($-515.25 \mu\text{g N g}^{-1}$). En contraste, las diferencias encontradas en la NN entre los sistemas de la localidad más seca (X'matkuil: $F= 0.82$ y $P= 0.506^{NS}$) y de la localidad de precipitación intermedia (Tzucacab: $F= 1.84$ y $P= 0.198^{NS}$), no fueron estadísticamente significativas (Figura 20; Cuadro A19). Es importante señalar que todos los valores de NN en la estación de lluvias fueron negativos.

- Síntesis de las externalidades negativas asociadas con los sistemas de producción

Los sistemas que se asociaron mayormente con las externalidades negativas evaluadas se muestran en el Cuadro 4.

Cuadro 4. Deterioro ambiental asociado a sistemas de producción ganadera.

Externalidades negativas	Deterioro Ambiental
Emisiones de CO₂	Mayor en las pasturas (en 2 indicadores de los 3 indicadores evaluados)
Contaminación potencial de cuerpos de agua	Mayor en el sistema de monte (en 2 indicadores de los 2 evaluados)
Emisiones potenciales de N₂O	Mayor en el sistema silvopastoril y la pastura (en el único indicador evaluado)

Después del análisis de todos los indicadores incluidos, algunos de ellos se destacaron como los más útiles para determinar el impacto de los sistemas de producción, al discriminar claramente el efecto de los sistemas sobre los servicios ecosistémicos y las externalidades negativas testeadas. Los indicadores relevantes e irrelevantes se muestran en el Cuadro 5.

Cuadro 5. Indicadores relevantes e irrelevantes para determinar el impacto de los sistemas de producción ganadera sobre los servicios ecosistémicos del suelo y las externalidades negativas evaluadas.

Servicios ecosistémicos del suelo			
	Indicador	Relevante	Irrelevante
Captación y almacenamiento de agua	Contenido gravimétrico de agua	X	
	Capacidad de retención de agua	X	
Almacenamiento de carbono	Carbono orgánico en el suelo (COS)	X	
	Contenido de arcillas	X	
Fertilidad del suelo	Nitrógeno total (Nt)	X	
	COS / Nt		X
	Contenido de Amonio (NH ₄)		X
	Mineralización (MNN)		X
	Nitrógeno en la biomasa microbiana (NBM)	X	
	Fósforo total (Pt)		X
	Fosfato (PO ₄)		X
Externalidades negativas			
Emisiones de CO₂	Respiración basal del suelo (RBS)	X	
	Carbono en la biomasa microbiana (CBM)	X	
	Relación RBS/CBM (qCO ₂)		X
Contaminación potencial de cuerpos de agua	Contenido de Nitrato (NO ₃)	X	
	Relación NO ₃ /NH ₄		X
Emisiones potenciales de N₂O	Nitrificación neta (NN)	X	

4.4 Indicadores clave para mantener la multifuncionalidad en sistemas productivos

- Estación de Secas

En la estación de secas, el modelo de ecuaciones estructurales (MEE) demostró que la temperatura (TMA) se correlacionó con el pH (coeficiente estandarizado: 0.746), y fue la relación positiva más fuerte observada en el análisis para la estación. Sin embargo, la TMA no se correlacionó con la humedad. La temperatura y el pH no tuvieron influencia ni directa, ni indirecta sobre la MES (flechas punteadas). La precipitación (PMA) se correlacionó con la humedad del suelo (coeficiente estandarizado: 0.395), y el pH (coeficiente estandarizado: -

0.781), siendo esta última la correlación negativa más fuerte observada. La precipitación (PMA) y la humedad influyeron directamente sobre la MES (coeficiente estandarizado: 0.565 y 0.527, respectivamente), resultado que sugiere la gran relevancia de estos dos indicadores en la multifuncionalidad en los sistemas productivos evaluados, cuando el agua es un factor limitante en el sistema (Figura 21).

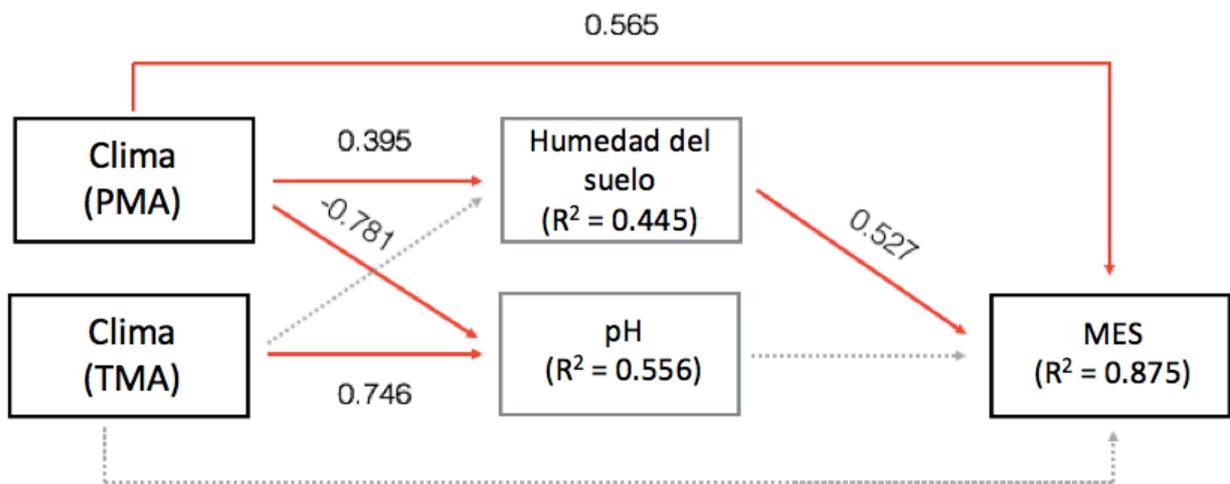


Figura 21. Modelos de ecuaciones estructurales del clima y propiedades físico-químicas del suelo como predictores de la multifuncionalidad del ecosistema (MES) para la estación de secas. Las flechas sólidas representan trayectorias positivas y negativas significativas ($P < 0.05$) y las flechas punteadas representa una trayectoria no significativa ($P > 0.05$). Se presentan los coeficientes de trayectoria como tamaños de efecto estandarizados. TMA: temperatura media anual, PMA: precipitación media anual, Humedad del suelo: contenido gravimétrico de agua y MES: Multifuncionalidad ecosistémica.

- Estación de Lluvias

En la estación de lluvias, el MEE demostró que la temperatura (TMA) no se correlacionó con el pH (flecha punteada), siendo esta la única relación que no fue demostrada en el MEE. La temperatura (TMA) se relacionó con la humedad del suelo (coeficiente estandarizado: 0.488), la precipitación (PMA) con la humedad del suelo (coeficiente estandarizado: 0.885) y con el pH (coeficiente estandarizado: 0.923). Todos los indicadores testeados en el MEE se relacionaron directamente con la MES (Figura 22).

Las propiedades físico-químicas del suelo se correlacionaron con la MES con valores medios de coeficiente: Humedad del suelo (coeficiente estandarizado: 0.580) y pH (coeficiente

estandarizado: 0.367). En contraste, los indicadores climáticos se correlacionaron directamente con la MES con valores altos de coeficiente: PMA (coeficiente estandarizado: 0.916) y TMA (coeficiente estandarizado: -0.736). Aunque el MEE mostró importancia de todos los indicadores testeados para la MES en lluvias, se destaca la relevancia de los indicadores climáticos (PMA y TMA) en el mantenimiento de la multifuncionalidad en los sistemas productivos evaluados, cuando el agua no es un factor limitante en el sistema (Figura 22).

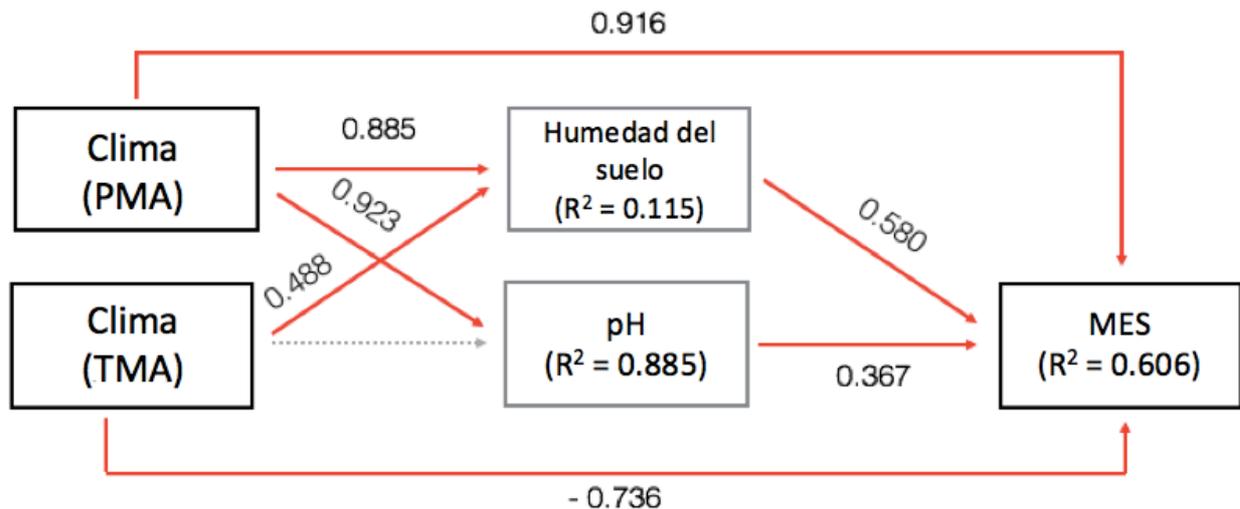


Figura 22. Modelos de ecuaciones estructurales del clima y propiedades físico-químicas del suelo como predictores de la multifuncionalidad del ecosistema (MES) para la estación de lluvias. Las flechas sólidas representan trayectorias positivas y negativas significativas ($P < 0.05$) y las flechas punteadas representa una trayectoria no significativas ($P > 0.05$). Se presentan los coeficientes de trayectoria como tamaños de efecto estandarizados. TMA: temperatura media anual, PMA: precipitación media anual, Humedad del suelo: contenido gravimétrico de agua y MES: Multifuncionalidad ecosistémica.

4.5 Caracterización de los socioecosistemas productivos

Los sistemas de producción ganadera incluidos en el estudio fueron caracterizados en cada uno de los tres ranchos de cada municipio. Los datos sobre infraestructura, estrategias de manejo y trabajadores se condensan en el Cuadro 6 para el municipio X'atkuil (localidad semi-árida), en el Cuadro 7 para el municipio Tzucacab (localidad sub-húmeda), y en el Cuadro 8 para el municipio Tizimín (localidad-sub-húmeda).

- Manejo

Del total de la superficie de los socioecosistemas productivos incluidos (661.5 ha), 175 ha fueron destinadas a ganadería de monte, 80 ha en ganadería silvopastoril, y 406.5 ha en ganadería en pasturas (61.4 % de la superficie evaluada). Este resultado destaca la persistencia en la actualidad de grandes cantidades de tierra para ganadería extensiva en zonas tropicales (Bacab et al., 2013). Los sistemas de ganadería de monte y pasturas incluyeron en todos los casos 1 animal por hectárea; en contraste, los sistemas silvopastoriles incluyeron 3.1 animales por hectárea en promedio, carga animal típica de sistemas que intensifican la producción en una menor cantidad de superficie, además todos estos sistemas incluyeron *Leucaena leucocephala*, planta arbórea nativa vinculada con la fijación de N, y la mitigación de la baja disponibilidad y calidad del forraje en la época seca (Murgueitio et al., 2011).

Cuadro 6. Caracterización de los socioecosistemas productivos del municipio X'atkuil (711 mm).

	Rancho "Santa Teresa" (Monte)	Rancho "Kampepem" (Silvopastoril)	Facultad Veterinaria (UADY) (Pastura)
Infraestructura			
Tipo de Propiedad	Privada	Privada/Ejidal	Pública
Superficie Total (ha)	32	100	20
Superficie Ganadera (ha)	32	27	12
Manejo			
Tiempo de la Práctica (años)	30	8	30
Carga Animal (UA/ha)	1	3.5	1
Tipo de pastura implementada	-	Estrella, Tanzania y Guinea	Estrella
Especie de Árboles implementados	-	<i>Leucaena leucocephala</i>	-
Fertilización Química	No	No	No
Riego	No	Si	Si
Quema	No	No	No
Suplementación	No	Pollinaza, Trigo, Maíz y Soja	Pollinaza y Sales Minerales
Trabajadores			
Número de Empleados	2	8	9
Edad Promedio	40 años o Mayor	40 años o Mayor	Entre 25 y 39 años
Escolaridad	Primaria	Primaria	Secundaria
Seguridad Médica	No	No	Si
Carga Laboral Diaria (Horas)	5	8	7
Carga Laboral Semanal (Días)	7	6	6
Vacaciones al Año (Días)	0	0	Más de 20
Salario por Semana (Pesos Mexicanos)	500	800	1.200

Las estrategias de manejo, tales como el riego, la quema, la fertilización química y la suplementación alimenticia para el ganado, fueron heterogéneas en los sistemas silvopastoriles y en las pasturas. Por ejemplo, en los sistemas silvopastoriles evaluados no quemaron y no fertilizan de manera artificial, pero en todos los casos el ganado recibe un suplemento alimenticio (maíz, trigo, soja, pan molido, melaza, cítricos y pollinaza). En las

pasturas evaluadas, siempre le dan al ganado algún suplemento alimenticio (salas minerales, heno y pollinaza), sin embargo, el riego, la fertilización y la quema son estrategias de manejo particulares de cada productor dadas las necesidades de cada una de las localidades y del presupuesto disponible. En todos los sistemas de ganadería de monte incluidos, consistentemente ningún productor riega, quema, fertiliza, ni suplementa al ganado (solo tienen incluidos bebederos de agua en zonas de sobra). En los sistemas de monte, el ganado obtiene suficiente forraje de los bosques en donde ingresa.

- Trabajadores vs sistema de producción

Los trabajadores incluidos en el mantenimiento de los sistemas de monte evaluados, en su mayoría tienen más de 40 años de edad, y en promedio únicamente tienen la primaria culminada. Ningún trabajador tiene seguridad médica, y casi en ningún caso acceden a vacaciones; los pocos que acceden tienen menos de 10 días de vacaciones al año y no son remuneradas. Trabajan 41.6 horas a la semana en promedio por 800 pesos mexicanos (19.32 pesos por hora), y en uno de los ranchos con ganadería de monte (Tzucacab), no tienen un salario semanal fijo, característica que refleja gran inestabilidad laboral.

Cuadro 7. Caracterización de los socioecosistemas productivos del municipio Tzucacab (820 mm).

	Rancho "El Roble" (Monte)	Rancho "Kakalna" (Silvopastoril)	Rancho "El Ramonal" (Pastura)
Infraestructura			
Tipo de Propiedad	Ejidal	Privada/Ejidal	Privada
Superficie Total (ha)	45	32	46
Superficie Ganadera (ha)	43	15	44.5
Manejo			
Tiempo de la Práctica (años)	30	8	16
Carga Animal (UA/ha)	1	3	1
Tipo de pastura implementada	-	Estrella y Guinea	Brachiaria brizantha
Especie de Arboles implementados	-	Leucaena leuacephala	-
Fertilización Química	No	No	Si
Riego	No	Si	No
Quema	No	No	No
Suplementación	No	Maiz, Melaza y Citricos	Pollinaza
Trabajadores			
Número de Empleados	5	3	4
Edad Promedio	Entre 25 y 39 años	40 años o Mayor	40 años o Mayor
Escolaridad	Secundaria	Secundaria	Ningún año escolar
Seguridad Médica	No	No	No
Carga Laboral Diaria (Horas)	5	6	12
Carga Laboral Semanal (Días)	7	6	6
Vacaciones al Año (Días)	0	0	0
Salario por Semana (Pesos Mexicanos)	No es fijo	700	600

Los trabajadores incluidos en el mantenimiento de los sistemas silvopastoriles evaluados, en todos los casos son personas mayores de 40 años de edad, y la mayoría cuentan con un nivel académico de primaria. En ninguno de los ranchos con sistemas silvopastoriles los trabajadores tienen afiliación a alguna entidad de seguridad médica, no tienen ni un solo día de vacaciones en el año, trabajan 49 horas semanales en promedio y ganan 16.32 pesos mexicanos por hora (800 pesos mexicanos a la semana). Los trabajadores incluidos en el mantenimiento de los sistemas de pastura evaluados, en su mayoría tienen entre 25 y 39 años de edad, algunos no tienen ni un solo año de escolaridad y en promedio tienen la primaria, algunos cuentan con seguridad médica, trabajan 60 horas en promedio a la semana y ganan 16.66 pesos mexicanos por hora (1.000 pesos mexicanos a la semana). Es importante resaltar que la pastura del municipio X'matkuil es propiedad de la facultad de veterinaria de la Universidad Autónoma de Yucatán (UADY), y en este lugar los trabajadores laboran 42 horas a la semana (18 horas menos que en los ranchos privados) por 1.200 pesos mexicanos (28.57 pesos por hora), y por leyes laborales nacionales tienen poco más de 20 días de vacaciones en el año. En los demás ranchos con sistemas de pastura, las vacaciones son inexistentes o son pocas, y en todos los casos son no remuneradas.

Cuadro 8. Caracterización de los socioecosistemas productivos del municipio Tizimín (917 mm).

	Rancho "Hxopel" (Monte)	Rancho "Las Golondrinas" (Silvopastoril)	Rancho "La Escalera" (Pastura)
Infraestructura			
Tipo de Propiedad	Privada	Ejidal	Privada
Superficie Total (ha)	200	123	700
Superficie Ganadera (ha)	50	38	350
Manejo			
Tiempo de la Práctica (años)	25	6	33
Carga Animal (UA/ha)	2	3	1
Tipo de pastura implementada	-	Braquiaria brisanta y Guinea	Tanzania y Guinea
Especie de Arboles implementados	-	Leucaena leucecephala	-
Fertilización Química	No	No	No
Riego	No	No	No
Quema	No	No	Si
Suplementación	-	Soja, Pan molido y Melaza	Heno y Sales Minerales
Trabajadores			
Número de Empleados	4	1	6
Edad Promedio	40 años o Mayor	40 años o Mayor	Entre 25 y 39 años
Escolaridad	Primaria	Primaria	Primaria
Seguridad Médica	Si	No	Algunos Si
Carga Laboral Diaria (Horas)	11	9	11
Carga Laboral Semanal (Días)	5	7	6
Vacaciones al Año (Días)	Menos de 10	0	Menos de 10
Salario por Semana (Pesos Mexicanos)	1.100	900	1.200

- **Trabajadores vs municipio**

En general, en el municipio X'matkuil, un trabajador vinculado a actividades ganadera trabaja en promedio 41.6 horas a la semana y por ello se le remunera 833 (20 pesos por hora), no tienen seguridad médica, ni vacaciones, excepto los trabajadores vinculados a la UADY, los cuales por ley deben tener afiliación médica y vacaciones. En el municipio Tzucacab, los trabajadores vinculados en los sistemas de producción evaluados, trabajan 47.6 horas semanales en promedio y por ello obtienen 650 pesos mexicanos (13.65 pesos mexicanos por hora). Además no tienen vinculación con alguna entidad de seguridad de salud y en todos los casos no tienen vacaciones. En Tizimín, uno de los estados con mayor tradición ganadera y tecnificación, los trabajadores asociados a los sistemas productivos evaluados laboran 61.3 horas a la semana en promedio y ganan por ello 1.066 pesos mexicanos (17.38 pesos mexicanos por hora), algunos tienen seguridad médica, y la mayoría tiene menos de 10 días de vacaciones al año y en todos los casos dichas vacaciones no son remuneradas.

DISCUSIÓN

5.1 Mejoramiento ambiental asociado a sistemas de producción ganadera en Yucatán

- **Servicio: Captación y Almacenamiento de agua**

El contenido gravimétrico de agua (CGA) fue variante en las dos localidades de menor PMA. Particularmente en la localidad más seca del gradiente (X'matkuil), en ambas estaciones de muestreo, se observaron diferencias significativas en el CGA (Figura 4), debido **al mayor CGA en el sistema silvopastoril** (secas: $0.44 \text{ gH}_2\text{O g}^{-1}$ y lluvias: $0.78 \text{ gH}_2\text{O g}^{-1}$) en comparación con el CGA de los otros sistemas. Y la localidad de precipitación intermedia (Tzucacab) mostró diferencias significativas en ambas estaciones de muestreo. En secas, el CGA fue mayor en el sistema de monte ($0.25 \text{ gH}_2\text{O g}^{-1}$) y en el sistema de referencia ($0.23 \text{ gH}_2\text{O g}^{-1}$); y en lluvias fue mayor en el sistema de referencia ($0.53 \text{ gH}_2\text{O g}^{-1}$) y **en el sistema silvopastoril** ($0.44 \text{ gH}_2\text{O g}^{-1}$) (Figura 4; Cuadro A1).

Estos resultados evidencian la importancia del mantenimiento de la cobertura arbórea, en la residencia del agua en el suelo y en el aumento de la infiltración; propiedades que a su vez reducen el riesgo de erosión y escorrentía (Ibrahim et al., 2005; Murgueitio et al., 2014). En la localidad más húmeda del gradiente (Tizimín), no se observaron diferencias significativas en el CGA entre ninguno de los sistemas de producción en ninguna de las estaciones de muestreo (Figura 4; Cuadro A1), sugiriendo con esto que se captura igual cantidad de agua en todos los sistemas en la localidad en donde la precipitación no es un factor tan limitante; y que la implementación de sistemas silvopastoriles representa una estrategia de mejoramiento para la captación de agua, principalmente en lugares mayormente limitados por agua (menor PMA).

Respecto a la capacidad de retención de agua (CRA) se observaron diferencias significativas en la localidad más seca del gradiente (X'matkuil), debido a la **mayor CRA en el sistema silvopastoril** (4.47 mL g^{-1}) en comparación con los demás sistemas: sistema de referencia (1.17 mL g^{-1}), sistema de monte (1.18 mL g^{-1}) y pastura (1.88 mL g^{-1}) (Figura 5, Cuadro A2). Este resultado refuerza lo encontrado para el CGA y coincide con Murgueitio et al., 2014, quienes aseguran que la cobertura arbórea que proveen los sistemas silvopastoriles hace que los suelos de los pastos bajo dichos árboles, tengan menores pérdidas de agua por transpiración y evaporación, y brinden beneficios hidrológicos al disminuir la escorrentía superficial y al aumentar la retención, que su vez aumenta la recarga y garantiza el sustento del agua subterránea.

- **Servicio: Almacenamiento de carbono**

En la estación de secas el COS fue estadísticamente igual entre los sistemas ganaderos de todas las localidades evaluadas. En la estación de lluvias, en todas las diferencias observadas, se destaca un **mayor COS en los sistemas de referencia y monte** (Figura 6; Cuadro A3). Estos resultados son consistentes con lo encontrado por Pan et al. (2011), en donde se remarca que grandes cantidades de C se encuentran principalmente en suelos forestales tropicales (similares a los suelos del sistema de referencia y de monte evaluados). Además concuerdan con lo hallado por Campo & Merino (2016), quienes indican que en Yucatán, grandes reservas de materia orgánica en el suelo (MOS) se acumulan en el horizonte mineral de los ecosistemas forestales, y que esa acumulación esta mediada por el secuestro de C por parte de la vegetación (claramente mejor representada en el sistema de referencia y de monte); y finalmente por lo destacado por Klumpp & Soussana (2009), quienes señalan que en las pasturas extensivas el pisado del ganado reduce considerablemente el almacenamiento de C en el suelo, al alterar las raíces de los pastos y su control sobre la comunidad microbiana, eventos que terminan fomentando la descomposición y posterior pérdida de C, por lo que no resulta sorprendente que las pasturas fueran los sistemas con menores contenidos de COS.

Por otro lado, se ha demostrado ampliamente para diferentes regiones climáticas (incluidas regiones tropicales) que algunas propiedades del suelo, y específicamente el **contenido de arcillas**, ejercen un control interno sobre la retención de COS en el suelo (Zinn et al., 2007;

Barré et al., 2014; Herold et al., 2014, Silva et al., 2016). **El contenido de arcilla fue mayor principalmente en los sistemas de referencia y monte** (Figura 7; Cuadro A6), **lugares en donde también fue mayor el COS** (Figura 6; Cuadro A3). Estos resultados son consistentes con lo observado por Zinn et al. (2007) y Silva et al. (2016), quienes encontraron una correlación positiva entre los contenidos de COS en suelos y el contenido de arcilla. Estos autores ratifican que el contenido de partículas finas (arcilla y sedimento fino) desempeña un control directo sobre la cantidad de COS presente en superficies minerales del suelo. En síntesis, las concentraciones de COS fueron iguales en todos los sistemas ganaderos evaluados durante la estación seca; sin embargo, durante la estación lluviosa, las variaciones se dieron debido al mayor COS en los sistemas de referencia y monte, esto último consistente con el mayor porcentaje de arcillas en dichos sistemas.

- **Servicio: Fertilidad del suelo**

N total: Los sistemas de referencia (bosques tropicales), silvopastoril y pastura se destacaron como los sistemas que almacenaron mayores cantidades de N (Figura 8; Cuadro A7). Sabiendo que los bosques tropicales contribuyen de manera significativa al ciclo del N por sus entradas elevadas (Zhuang et al., 2011), es lógico pensar que los sistemas de referencia almacenen grandes cantidades de N. En los sistemas silvopastoriles, el gran aporte de materia orgánica debido a la integración de árboles y arbustos sugiere que el N en estos sistemas está al alcance inmediato de los rumiantes, los cuales incorporan rápidamente el mineral al suelo tras su consumo, a través de las excretas (heces y orina) (Soussana & Lemaire, 2014). A pesar de que no parezcan, las pasturas son sistemas típicamente ricos en materia orgánica, en una parte debido a la rizodeposición activa (Jones & Donnelly, 2004) y en otra parte a la actividad de lombrices de tierra y otra fauna que promueven la formación de grandes agregados y facilita la estabilización del N (Bossuyt et al., 2005). **En síntesis, los sistemas silvopastoriles y las pasturas fueron igualmente fértiles bajo este indicador**, y únicamente el sistema de monte fue el de menor fertilidad.

Relación COS /N total: esta relación indica la potencialidad del suelo para transformar la materia orgánica (MOS) en nitrógeno mineral, y usualmente es una medida del nivel de fertilidad del suelo, ya que mide la rapidez con la que se descompone la MOS y su riqueza en

nitrógeno (Parsons et al., 2011). Cuando la relación C/N es alta (> 10) hay mucha energía (C) y poco N en el sistema, cuando la relación es baja (< 10) hay mucho N y poca energía (C) en el sistema (Parsons et al., 2011). En general, todas las localidades y todos los sistemas tuvieron valores de COS/N total mayores a 10 (Figura 8; Cuadro A8), indicando con esto que hay un exceso de C y poco N en todos los sistemas, es decir, que los sistemas evaluados en Yucatán están limitados por N, tal y como lo reportaron Bejarano et al. (2014^a). Sin embargo, en todos los casos **las pasturas tuvieron valores más cercanos a 10 de relación COS/N total** (el N estuvo mayormente disponible para los microorganismos); este resultado ha sido reportado por Soussana & Lemaire (2014), quienes resaltan que la relación C/N en las pasturas disminuye (se acerca a 10) porque los pastos tienen alta capacidad de captación de N por la raíz y mayores tasas de residencia del nutriente. Es decir, **las pasturas fueron los sistemas de mayor fertilidad bajo este indicador**. El sistema de mejoramiento pecuario (silvopastoril) no mostró una tendencia clara (Figura 9; Cuadro A8).

NH₄: En la estación de secas todos los sistemas de todas las localidades incluidas en el estudio fueron iguales en términos de NH₄. En la estación de lluvias, los sistemas de producción también fueron iguales en términos de NH₄ en dos de las localidades evaluadas (X'matkuil y Tzucacab). Sin embargo, en la localidad más húmeda del gradiente (Tizimín), se encontraron diferencias significativas en el NH₄ debido **al mayor valor promedio en el sistema silvopastoril** ($389.60 \mu\text{g N g}^{-1}$) **y en la pastura** ($346.52 \mu\text{g N g}^{-1}$) (Figura 9; Cuadro A9). Como era de esperarse, grandes contenidos de N total en la estación de lluvias (favorecidos por grandes aportes de MOS del rebrote de la vegetación que fue consumida por los rumiantes y regresada al sistema a través de las excretas (Soussana & Lemaire, 2014)), incrementaron la asimilación del NH₄ (Roa-Fuentes et al., 2012). Además, este resultado coincide con lo encontrado por Pandey et al. (2011), quienes concluyen que el aumento de la humedad del suelo tras una prolongada sequía, acelera la descomposición de la MOS y proporcionan mayores concentraciones de COS (Figura 6; Cuadro A3), N total (Figura 8; Cuadro A7), y N mineral (NH₄ y NO₃) (Figura 10;18 y Cuadro A9;A17 respectivamente). En síntesis, **el sistema silvopastoril solo represento una práctica de mejoramiento (mayor fertilidad) en la localidad más húmeda del gradiente**.

MNN: la mineralización es el proceso mediante el cual el N orgánico del suelo es transformado por los microorganismos del suelo a formas inorgánicas. La mineralización neta se ha utilizado para estimar el N disponible para las plantas, y se considera un buen indicador de la fertilidad del suelo (Celaya-Michel & Castellanos-villegas, 2011). En la estación de secas se observaron diferencias significativas en la MNN en la localidad más seca del gradiente (X'matkuil) y en la localidad de precipitación intermedia (Tzucacab), debido al **mayor valor promedio de MNN en el sistema de referencia** (1.646 y 730.52 $\mu\text{g N g}^{-1}$ respectivamente) (Figura 11, Cuadro A10). Este resultado coincide con lo registrado por Celaya-Michel & Castellanos-villegas (2011), quienes hallaron que en bosques tropicales (como los sistemas de referencia), se forman islas de fertilidad bajo el dosel de los árboles, en donde la humedad se mantiene y con ella la MNN se promueve, incluso en la estación de secas. En la estación de lluvias, todos los sistemas de producción de todas las localidades fueron iguales en términos de MNN. En esta estación la MNN tuvo en todos los casos valores negativos, resultado que indicó inmovilización de N (Lentz et al., 2014) y coincide con lo encontrado por Luo et al. (2016), quienes demostraron que relaciones altas (> 10) de COS/N total, como las registradas en este trabajo (Figura 9; Cuadro A8), típicas de sistemas N-limitados, hacen que los microorganismos inmovilicen el N cuando está mayormente disponible (en este caso en lluvias). En síntesis, **todos los sistemas de producción fueron igualmente fértiles en ambas temporadas de muestreo bajo el indicador de MNN.**

NBM: Como uno de los componentes esenciales de los ecosistemas terrestres, los microorganismos del suelo desempeñan un papel importante en los ciclos de nutrientes, en particular en la transformación del N, reflejada por los contenidos de NBM (Shen et al., 2010). El NBM fue mayor en la localidad más seca del gradiente en ambas estaciones, y disminuyó en la época de lluvias en todas las localidades evaluadas (Cuadro A11). Estos resultados coinciden con lo encontrado por Saynes et al. (2005), quienes indican que el inicio de la estación de lluvias da lugar a un aumento de la actividad microbiana, sin embargo, a medida que se acumula más precipitación esa actividad puede disminuir.

Los resultados también coinciden con lo reportado por Lee & Jose (2003), quienes destacan que a pesar de la alta disponibilidad de N en el medio, el NBM puede verse mermado por el exceso de agua, esto pudo haber pasado en este caso, pues el muestreo se realizó a finales de

la estación de lluvias, (septiembre: mes de mayor aporte de agua al sistema). Los resultados mostraron variabilidad solo en la localidad más húmeda del gradiente en ambas estaciones (Figura 12; Cuadro A11), debido a que el mayor aporte de precipitación durante todo el año, moldea el contenido de NBM, principalmente en sistemas del trópico (Xu et al., 2013). **Los sistemas de referencia, silvopastoril y pastura fueron los que presentaron mayores concentraciones promedio de NBM**, debido a que en estos sistemas el aporte de MOS es grande, y por lo tanto los microorganismos acceden más fácilmente al N (Soussana & Lemaire, 2014). En síntesis, bajo este indicador **los sistemas silvopastoriles y las pasturas fueron igualmente fértiles, y solo el sistema de monte presentó menor fertilidad.**

P total: El fósforo (P) es un componente clave en la producción agropecuaria y se ha convertido en un problema de seguridad mundial debido a la rápida disminución de reservas del mineral. El uso ineficiente y las altas pérdidas en el medio ambiente en los sistemas agropecuarios contribuyen a esta realidad (Elser & Bennett, 2011; Cordell & White, 2013). El P total fue en promedio mayor en la localidad más seca del gradiente (Cuadro A12). Este resultado coincide con lo registrado por Jara & Campo (2009), quienes observaron que la sequía prolongada (típica de ambientes tropicales con limitación de agua), reduce los procesos de lixiviación, y con ello promueve la acumulación de mayores concentraciones de P en el suelo mineral. En todas las localidades evaluadas **todos los sistemas de producción fueron iguales en términos de P total** (Figura 13; Cuadro A12).

PO₄: se observaron diferencias en la localidad más seca del gradiente (X'matkuil), debido al mayor valor promedio de PO₄ en el sistema de monte (215.57 $\mu\text{g P g}^{-1}$); y en la localidad de precipitación intermedia (Tzucacab), debido al mayor valor promedio de PO₄ en el sistema silvopastoril (96.15 $\mu\text{g P g}^{-1}$) y en la pastura (125.60 $\mu\text{g P g}^{-1}$) (Figura 14; Cuadro A13). Este resultado sugiere que la estrategia de inclusión de árboles en el sistema ganadero mejora la disponibilidad de PO₄ (Godfray & Garnett, 2014; Sulc & Franzluebbers, 2014); y que incluso el PO₄ se mantiene en la pastura cuando el agua no es un factor tan limitante en el sistema (Figura 14; Cuadro A13). En síntesis, las variaciones se observaron únicamente en las dos localidades de menor PMA, y **los tres sistemas pecuarios evaluados (monte, silvopastoril y pastura) mantuvieron buenos niveles de fertilidad bajo el indicador de P disponible (PO₄).**

5.2 Deterioro ambiental asociado a sistemas de producción ganadera en Yucatán

- **Externalidad: Emisiones de CO₂:**

RBS: La descomposición de la MOS es un proceso ecosistémico mediado por organismos heterótrofos que utilizan al material orgánico muerto o detritus como hábitat y fuente de C y energía. Durante la descomposición una parte del C es devuelto a la atmósfera en forma de CO₂, mientras que otra parte se transforma en otros compuestos más sencillos o se almacena en las propias estructuras microbianas. En particular, la respiración metabólica de la comunidad de organismos asociados al detritus orgánico (RBS) es el proceso que libera el C hacia la atmósfera en forma de CO₂ (Guerrero-ortíz et al., 2012).

En la estación de secas se observaron diferencias significativas en la RBS únicamente entre los sistemas de la localidad más seca del gradiente (X'matkuil), debido al mayor valor promedio de RBS en todos los sistemas de producción. Sin embargo, el sistema silvopastoril (1.80 g CO₂/día/g COS) en esta estación, fue el sistema que menos CO₂ emitió a la atmosfera (Figura 15; Cuadro A14). En la estación de lluvias, se observaron diferencias en la RBS únicamente entre los sistemas de la localidad más húmeda del gradiente (Tizimín), debido al mayor valor promedio de RBS en el sistema silvopastoril (1.70 g CO₂/día/g COS) y en la pastura (1.17 g CO₂/día/g COS). En síntesis, **el sistema silvopastoril representa un sistema de mejoramiento en termino de emisiones de CO₂ solamente cuando el agua es un factor limitante en el sistema, y las pasturas, independientemente de la estación y de la localidad, son sistemas que siempre emiten grandes cantidades de CO₂.**

CBM: La biomasa microbiana corresponde a microalgas, hongos, bacterias, protozoos y actinomicetos residentes en el suelo. Las poblaciones de estos microorganismos heterotróficos controlan el flujo de C y nutrientes minerales en el suelo, especialmente del N y P. Además es un indicador de actividad microbiana (Xu et al., 2013). En las dos estaciones de muestreo, **las pasturas tuvieron grandes cantidades de CBM**, principalmente en la localidad más seca del gradiente (Figura 16; Cuadro A15). Sabiendo que el CBM disminuye exponencialmente con la profundidad del suelo, es decir, en la capa superficial (mineral) es en donde la reserva de CBM es mayor, y que debido a los exudados de los sistemas radiculares

(principales fuentes de energía para los microorganismos) (Helal & Sauerbeck, 2007), se transporta oxígeno a la matriz del suelo y se crea un sistema favorable para el establecimiento de los microorganismos (Xu et al., 2013); no es sorprendente que las pasturas, que son sistemas con grandes cantidades de raíces superficiales, tengan considerables cantidades de CBM. Este resultado además sugiere que **las pasturas, al tener grandes reservas de CBM, tienen mayor actividad microbiana, y con dicha actividad se fomentan mayores emisión de CO₂.**

Relación RBS/CBM (qCO₂): La tasa de respiración por unidad de C en la biomasa microbiana se denominada cociente metabólico (qCO₂), y se utiliza como medida del estado ecofisiológico de los microorganismos del suelo (Spohn 2015). En la estación de secas, todos los sistemas de producción de todas las localidades fueron iguales (qCO₂= 0.01) en términos de RBS/CBM (Cuadro A16). En la estación de lluvias se observaron diferencias significativas en la localidad más húmeda del gradiente (Tizimín), debido a los mayores valores promedio de RBS/CBM en todos los sistemas de producción: sistema de monte (qCO₂= 0.02), sistema silvopastoril (qCO₂= 0.04) y pastura (qCO₂= 0.02), en comparación con el sistema de referencia (qCO₂= 0.006) (Figura 17; Cuadro A16). Estos resultados sugieren que **todos los sistemas de producción son igualmente nocivos en términos de la cantidad de CO₂ emitido dado el CBM disponible, es decir, son igualmente eficientes usando el C microbiano para la respiración** (Spohn, 2015).

- **Externalidad: Contaminación potencial de cuerpos de agua:**

NO₃: el nitrato es uno de los más problemáticos y difundidos potenciales contaminantes del agua subterránea, en particular en áreas rurales debido a las actividades agropecuarias no controladas y al inapropiado manejo del recurso hídrico (Guzik et al., 2005). En la estación de secas todos los sistemas fueron iguales en términos de NO₃ (Figura 18; Cuadro A17). En contraste, en la estación de lluvias se observaron diferencias significativas en X'matkuil, por el mayor valor de NO₃ en el sistema silvopastoril (1605 µg N g⁻¹) y en la pastura (1464 µg N g⁻¹); y en Tizimín, por el mayor valor de NO₃ en el sistema de referencia (1240.9 µg N g⁻¹) y en el monte (807.9 µg N g⁻¹) (Figura 18; Cuadro A17). Estos resultados sugieren, por una parte que en X'matkuil, la implementación de sistemas silvopastoriles y/o pasturas son estrategias que pueden aumentar el riesgo de contaminación a cuerpos, sin embargo por el poco aporte de

PMA allí dicho riesgo podría ser considerado de preocupación menor. Por otra parte, en la **localidad donde el agua no es nada limitante y en la estación lluviosa (Tizimín), es decir, en donde el potencial de lixiviación es mayor, el sistema monte tiene más potencial de contaminación, y particularmente la implementación de sistemas silvopastoriles podría mitigar el potencial riesgo de lixiviación de NO₃ a cuerpos de agua.**

Relación (NO₃/NH₄): la relación aumentó en promedio en la estación de lluvias en todas las localidades evaluadas (Cuadro A18). Este resultado indicó que en la estación de lluvias hubo más cantidad de NO₃ en comparación al NH₄ y por el gran aporte de precipitación podría sugerirse mayor potencial de lixiviación en esta estación. En la estación de secas todos los sistemas de todas las localidades evaluadas fueron iguales en términos de NO₃/NH₄. En contraste, en la estación de lluvias, en X'matkuil, todos los sistemas de producción tuvieron similares valores promedio de relación NO₃/NH₄, aunque el **sistema de monte (43.30) y la pastura (37.07) tuvieron en promedio los más altos valores** de la relación (Figura 19; Cuadro A18).

Las diferencias en lluvias entre los sistemas de la localidad de precipitación intermedia (Tzucacab) se debieron al mayor valor promedio de relación NO₃/NH₄ en **el sistema de monte (21.48), sugiriendo que en esta localidad, este sistema es el más propenso a la lixiviación de NO₃ a cuerpos de agua**, en comparación con la pastura. Finalmente en la localidad más húmeda del gradiente (Tizimín), se observaron diferencias debido al mayor valor promedio de relación NO₃/NH₄ en el sistema de referencia (33.58), en comparación con los sistemas ganaderos, los cuales tuvieron menores valores de relación NO₃/NH₄ (Figura 19; Cuadro A18), sugiriendo con esto que en la localidad más húmeda y en la época de lluvias, en donde usualmente el potencial de contaminación a cuerpos de agua con NO₃ es mayor, la implementación de cualquier sistemas ganadero disminuye el potencial de contaminación a cuerpos de agua en comparación con el sistema de referencia. En síntesis, **los resultados sugieren que en la localidad más húmeda del gradiente (Tizimín), la implementación cualquier sistema ganadero disminuye el riesgo potencial de contaminación de cuerpos de agua, y que dicho potencial solo aumenta con el establecimiento del sistema de monte. Este indicador no resultó ser tan buen predictor del potencial de contaminación a cuerpos de agua asociada a la producción ganadera.**

- **Externalidad: Emisiones potenciales de Óxido nitroso (N₂O)**

NN: La nitrificación es el proceso por el cual el Amonio (NH₄) se oxida a dióxido de nitrógeno (NO₂) y posteriormente a nitrato (NO₃). La nitrificación tiene múltiples efectos sobre los procesos de los ecosistemas, dentro de los cuales se resalta su papel en la producción de óxido nitroso (N₂O) (Chapin et al., 2011), un GEI con potencial de calentamiento 300 veces mayor que el CO₂ (IPCC, 2013). La estación de secas fue la que tuvo mayores tasas de NN a pesar del poco NO₃ en comparación con la estación de lluvias (Cuadro A19). Este resultado coincide con lo descrito por Chapin et al., 2011, quienes argumentan que la NN puede ser sustancial incluso con bajas concentraciones de NO₃ en el medio. La NN disminuyó en la estación de lluvias para todas las localidades evaluadas (Cuadro A19). Los valores negativos de NN en la estación de lluvias indicaron que hubo desnitrificación durante esta estación (Lentz et al., 2014). Es decir, la vía desnitrificadora se vio favorecida en lluvias, en parte por una reducción en el suministro de oxígeno impulsado por el alto contenido de agua, que impidió la difusión del oxígeno a través de los poros del suelo; y en otra parte por la gran disponibilidad de COS en el sustrato, ya que la desnitrificación se lleva a cabo principalmente por bacterias hererótrofas (que obtienen su energía de la descomposición de la MOS) (Chapin et al., 2011).

De manera general para los sistemas de producción, en la localidad más seca (X`matkuil), el sistema silvopastoril y la pastura fueron los sistemas con mayor potencial de emisiones de N₂O, consecuentes con los altos valores de NN (Figura 20; Cuadro A19). En la localidad de precipitación intermedia (Tzucacab), el sistema de monte tuvo el mayor potencial de emisiones de N₂O, dados los altos valores de NN registrados. En la localidad más húmeda del gradiente (Tizimín), el sistema silvopastoril (73.27) (Cuadro A19) fue el único sistema de producción con un valor de NN positivo en lluvias, y por ende el que en dicha estación tuvo el mayor potencialmente de emisión de N₂O a la atmosfera. En síntesis, **las pasturas y los sistemas silvopastoriles se destacaron en las dos localidades extremas del gradiente como los sistemas con mayor potencial de emisión de N₂O, y el monte como el de menor potencial.**

5.3 Vulnerabilidad de los sistemas de producción ganadera a cambios en el clima

El clima y las propiedades físicas y químicas del suelo pueden afectar directa e indirectamente a la multifuncionalidad de los ecosistemas. Por ejemplo, el clima influye directamente en las funciones del ecosistema al acelerar la actividad y las interacciones entre consumidores, detritívoros, descomponedores y microbios, e indirectamente afecta la función del ecosistema alterando la composición de las comunidades (Maestre et al., 2012). De manera general, se destaca que para la estación de secas, cuando el agua es un factor muy limitante en el sistema, el aporte de agua por la PMA y la humedad en el suelo, desempeña un papel particularmente importante en el mantenimiento de la multifuncionalidad de los sistemas pecuarios evaluados.

En la estación de lluvias, cuando el agua no es un factor tan limitante en el sistema, se destacaron las variables climáticas, PMA y TMA (parámetros más significativos en el MEE de lluvias), como los indicadores clave de mantener en el sistema para promover la MES. Estos resultados coinciden con lo reportado por (Jing et al., 2015) quienes encontraron que la PMA, la humedad y la temperatura impactan directamente y en gran medida la MES. Las correlaciones positivas de la PMA con la MES en ambas temporadas (secas: coeficiente estandarizado: 0.565; y lluvias: coeficiente estandarizado: 0.916) (Figuras 21 y 22), indican que la presencia de agua garantiza que se mantengan múltiples funciones en los sistemas pecuarios. Por otro lado, la correlación negativa de la temperatura con la MES (coeficiente estandarizado: -0.736), indica que aumentos en la TMA disminuirá considerablemente la MES.

Teniendo en cuenta que existe una disminución en la precipitación de hasta 30 mm por década y aumentos en las temperaturas en el sur y sureste de México (Conde et al., 2011), los resultados aquí descritos, cobran relevancia respecto a la vulnerabilidad de los sistemas de producción ante el cambio climático previsto para regiones tropicales como la península de Yucatán. Y sabiendo que la mayor parte de la mortalidad del ganado se asocia con sequías severas (Chatara et al., 2013), se plantea un desafío, principalmente a la ganadería en pasturas, pues con menos lluvias disminuirá el crecimiento de los pastos y con temperaturas más altas, se afectará directamente la salud del ganado; por lo que el establecimiento de sistemas silvopastoriles será buena estrategia para mitigar el impacto (Nardone et al., 2010).

5.4 Socioecosistemas productivos

Los resultados registrados en los cuadros 6, 7 y 8 confirmaron que ninguno de los sistemas ganaderos evaluados tuvo algún impacto positivo en las condiciones laborales de los trabajadores asociados. Aunque podría pensarse que la vinculación de los trabajadores a sistemas de mejoramiento pecuario, como lo son los sistemas silvopastoriles, podría representarles algún tipo de ventaja; los resultados mostraron que la implementación de dichos sistemas, que fueron todos establecidos desde hace menos de una década, a pesar de haber representado un gran esfuerzo a productores y trabajadores, solo han traído beneficios a los productores, quienes reconocen mayores rendimientos y ganancias. El mejoramiento ambiental y económico asociado a los sistemas silvopastoriles ha sido considerablemente documentado (Murgueitio et al., 2008, 2011; Fischer et al., 2008; Grau et al., 2013), pero los resultados del presente trabajo sugieren que los sistemas silvopastoriles tampoco tienen un impacto positivo en las condiciones sociales desfavorables que existen para las personas involucradas en el mantenimiento de la ganadería en Yucatán. Por el contrario, los trabajadores de dichos sistemas de mejoramiento trabajan en promedio 7.5 horas más y ganan 8 % menos que las personas que trabajan en cualquier otro sistema ganadero evaluado.

Independiente del sistema pecuario del que se hable (monte, silvopastoril o pastura), las condiciones laborales de los trabajadores no son las mejores y distan de ser al menos aceptables. Los trabajadores en su mayoría son personas que no tienen seguridad médica, vacaciones o un nivel educativo que les otorgue algún poder negociador sobre las condiciones en las que son contratados. La mayoría no se sienten incluidos, sienten que su salario es injusto, no reciben capacitaciones y siguen vinculados únicamente por la falta de oportunidades en la región. Esto refuerza una realidad de desigualdad, pues las condiciones de desarrollo económico en Yucatán benefician sólo a unos cuantos (Pérez, 2011). Las diferentes estructuras de poder y dimensiones políticas del estado carecen de consideración con los habitantes, y con esto pueden llevar a una exacerbación de la vulnerabilidad de las poblaciones (Eriksen & Lind, 2009), que allí sobreviven con lo poco que obtienen de trabajos extenuantes a campo abierto, bajo las condiciones climáticas que ofrece cada día la península.

- Reflexión asociada a los socioecosistemas del estado de Yucatán

En el estado de Yucatán, existe una gran asimetría entre la ciudad capital “Mérida” y las zonas rurales. Por esto, la variación en los medios de subsistencia en Yucatán es comparable a la brecha entre Suiza y Marruecos (OCDE, 2007). Mérida concentra el poder político y económico, mientras que las localidades rurales (como las evaluadas en este estudio), suelen estar muy dispersas y aisladas no solo espacialmente, sino políticamente; y con esto se ven afectadas en el acceso y la calidad de los servicios y mercados (Solórzano, 2016). Pero, ¿qué porcentaje de personas son pobres en Yucatán? Hace algunos años la medición de la población con carencias usaba únicamente los ingresos percibidos (cálculo de la línea de pobreza), y con el tiempo incorporó otros indicadores: rezago educativo, condiciones de vivienda y disponibilidad de servicios de salud; elementos con los que se calcula globalmente el rezago social y no únicamente la pobreza (Solórzano, 2016). Las modificaciones en la medición se vieron reflejadas en una “supuesta disminución” de la pobreza en el *Informe de pobreza y evaluación en el estado de Yucatán – 2016*, el cual se indicó que del total de la población que habita en el estado, el 41.9 %, es decir, 901 mil personas se encontraban en algún rango de pobreza (35.7 % en pobreza moderada y 6.1 % en pobreza extrema), 95 mil personas menos que en 2012 (CONEVAL, 2016)

La realidad de pobreza en el estado, en la cual sigue estando inmiscuido más del 40 % de la población total a pesar del nuevo cálculo, se vio reflejada en las condiciones laborales de los trabajadores asociados a actividades ganaderas que fueron registradas en el presente trabajo. Dentro de las condiciones laborales se destacan los bajos salarios y las extenuantes jornadas a las que se ven sometidos. La mayoría de los trabajadores entrevistados tenían más de 40 años de edad, un bajo nivel de escolaridad, y no percibían a la ganadería como una actividad que quisieran heredar, por el contrario, muchos de ellos manifestaron que ahora sus hijos viven en ciudades que les brindan la posibilidad de acceder a educación. Esto último expone otra problemática: aunque de manera general en el país se ve favorecida la mano de obra calificada, las grandes ciudades tienen una capacidad limitada para absorber mano de obra rural educada. Por esto, la mayoría de los jóvenes pobres son incapaces de encontrar empleos formales y seguros al llegar a las ciudades (Solórzano, 2016).

PERSPECTIVAS GENERALES

- Los sistemas silvopastoriles fueron los sistemas asociados a un mayor mejoramiento ambiental, pues favorecieron la provisión de dos de los tres SE evaluados: “captura y almacenamiento de agua” en ambas estaciones de muestreo, y “fertilidad del suelo”, particularmente en lluvias (indicadores: N total, NH_4 , NBM y PO_4). En comparación con los sistemas de monte, que favorecieron la provisión de uno de los tres SE evaluados: “Almacenamiento de C” en ambas estaciones de muestreo. Y con las pasturas, que aumentaron la provisión de uno de los tres SE evaluados: “fertilidad del suelo” (indicadores: N total, COS/N total, NH_4 , NBM), particularmente en lluvias.
- Las pasturas fueron los sistemas asociados con mayor deterioro ambiental, ya que beneficiaron la provisión de dos de las tres externalidades negativas evaluadas: “Emisiones de CO_2 ” y “Emisiones potenciales de N_2O ” en ambas estaciones de muestreo. En comparación con los sistemas de monte, que favorecieron la provisión de una de las tres externalidades negativas evaluadas: “Contaminación potencial de cuerpos de agua” en la estación lluviosa. Y con los sistemas silvopastoriles, que aumentaron la provisión de una de las tres externalidades evaluadas: “Emisiones potenciales de N_2O ” en la localidad más seca en la estación de secas, y en la localidad más húmeda en la estación de lluvias.
- La implementación de sistemas silvopastoriles representa una estrategia de mejoramiento en términos de captación y almacenamiento de agua, y de reducción de emisiones de CO_2 , especialmente cuando el agua es un factor limitante en el sistema. Cuando el agua no es un factor tan limitante en el sistema, la implementación de dichos sistemas aumenta la fertilidad del suelo y puede mitigar la contaminación potencial de cuerpos de agua por lixiviación de NO_3 . Por otro lado, el establecimiento de sistemas de monte representa una estrategia de mejoramiento ambiental al tener menor potencial de emisiones de óxido nitroso (N_2O) a la atmosfera, y al aumentar el almacenamiento de C independientemente de la disponibilidad de agua en el sistema.

- El modelo de ecuaciones estructurales demostró que cuando el agua es un factor limitante (secas), la precipitación media anual (PMA) y la humedad del suelo son indicadores clave para mantener la multifuncionalidad en los sistemas pecuarios evaluados. Cuando el agua no es un factor limitante (lluvias), los indicadores climáticos (PMA y TMA) son particularmente claves para mantener la multifuncionalidad. Sabiendo que existe una disminución en la precipitación de hasta 30 mm por década y aumentos en las temperaturas en el sur y sureste de México (Conde et al., 2011), estos resultados cobran relevancia por la inminente vulnerabilidad al cambio climático de los sistemas ganaderos, y particularmente de las pasturas en regiones tropicales como la península de Yucatán.
- Ningún sistema pecuario tuvo un impacto positivo en las condiciones laborales de los trabajadores asociados. Contrario a lo que podría esperarse dado el mejoramiento ambiental usualmente atribuido, los sistemas silvopastoriles tampoco tuvieron un impacto positivo sobre las condiciones sociales desfavorables de los trabajadores vinculados a la producción ganadera. Por el contrario, los trabajadores de los sistemas silvopastoriles evaluados trabajan en promedio 7.5 horas más y ganan 8 % menos que las personas que trabajan en cualquier otro sistema ganadero evaluado. Sin embargo, independientemente del sistema pecuario del que se hable, las condiciones laborales de los trabajadores en los ranchos evaluados no son las mejores y distan de ser aceptables.
- Las adaptaciones del sistema ganadero (sistemas silvopastoriles) en el estado de Yucatán son una buena iniciativa, que se han establecido ante la necesidad de transitar de una corriente que conduce de la degradación del ambiente a una que genere bienes y al tiempo mantenga atributos y SE en el escenario actual de cambio climático (Calle et al., 2009). Sin embargo, las acciones parecen ser insuficientes en la esfera social y deberían ser canalizadas a procesos transformativos, entendiendo transformación como la alteración fundamental de un sistema una vez que las condiciones ecológicas, sociales o económicas actuales se vuelven insostenibles o son indeseables (Nelson et al., 2007). Por lo tanto, la transformación de la dinámica de sistemas puede ser necesaria o deseable en situaciones en las que se prevé una gran amenaza, como el esperado cambio severo en el clima (Thapa et al., 2010, Kates et al., 2012).

Hacia un sistema de ganadería sostenible en Yucatán

Después de la extensa revisión y a la luz de los resultados que se obtuvieron en este trabajo, es necesario resaltar que más allá de las problemáticas ambientales y económicas alrededor de la producción ganadera, las cuales puede ser mitigadas con el establecimiento de sistemas silvopastoriles tal y como se evidenció aquí y se ha documentado ampliamente; existen diversos aspectos sociales igualmente importantes que han sido globalmente desatendidos. De las tres dimensiones de la sostenibilidad (social, económica y ambiental), la social ha sido la menos considerada en los estudios y en la planeación del desarrollo sostenible del sector. Particularmente en Yucatán, los trabajadores se desenvuelven en condiciones laborales que promueven la vulnerabilidad como su condición y la de sus familias. Los jóvenes yucatecos destacan en dicha condición al verse obligados a migrar a grandes ciudades en donde en ocasiones logran acceder a educación y esperan revertir la suerte de sus padres encontrando mejores oportunidades laborales.

Si bien el aumento de la productividad y el acceso a mano de obra formal altamente calificada debe ser un objetivo de desarrollo a largo plazo en México, esto debe ser aterrizado en la realidad. Con una creación de empleo insuficiente en las ciudades, alta discriminación y relaciones desiguales de poder en el país, el empleo informal y la migración ilegal a los Estados Unidos siguen siendo las opciones reales para los jóvenes rurales pobres. Además, las prioridades políticas, la asignación de los recursos, y la falta de agilidad y eficacia de los servicios estatales de apoyo al agro, hacen que el sector agropecuario en Yucatán, mayormente conformado por pequeños productores, no accedan a los beneficios de estos programas, y por el contrario queden indefensos ante un sistema agroindustrial o comercial privado; y con las bajas garantías para los productores, se siga socavando el bienestar de los trabajadores (Solórzano, 2016).

Entonces, ¿Cómo transitar hacia una ganadería sostenible en Yucatán? Teniendo en cuenta las deficiencias del sector y sabiendo que la sostenibilidad ganadera radica en que el uso de recursos no debe exceder la capacidad del planeta para reemplazarlos, debe incorporar el bienestar animal, mantener la diversidad nativa y proporcionar un estilo de vida justo a los

trabajadores (Godfray et al., 2010; Broom et al., 2013). Para empezar es necesario considerar lo que ha sido históricamente desplazado, es decir las condiciones laborales en las que están siendo contratados los trabajadores del sector ganadero en la región. Sin embargo, esto no será suficiente sin la voluntad política nacional, que seguramente actuará bajo estímulos políticos globales. Esta perspectiva conduce a un único camino viable: concentrar todos los esfuerzos hacia una transformación global del sistema de producción ganadera, para lograr hacer resonancia en lo nacional, estatal y local.

Pero ¿Qué sería transformar el sistema de producción ganadera? Esta pregunta podría ser respondida de diversas maneras, dependiendo de quién sea el que intente contestarla, y más específicamente de sus concepciones (académicas, culturales, y éticas), e intereses (políticos, económicos y sociales). Tal vez, para algunos transformar el sistema ganadero sea apoyar el establecimiento de una mayor cantidad de sistemas silvopastoriles, aunque esto posiblemente conduzca solo a una transformación en términos ambientales; especialmente si se sigue polarizando la planeación del futuro del sector pecuario a unos pocos, y se sigue excluyendo el bienestar social como un componente prioritario en dicha planeación. Quizá para otros, transformar el sistema sea cambiar los patrones de consumo y/o la forma en la que se percibe la urgencia de disminuir o abandonar la producción ganadera, especialmente en regiones tropicales. De cualquier forma, ante la crisis global, la transformación es necesaria y posiblemente impostergable.

REFERENCIAS

- Abrahams PW. 2012. Involuntary soil ingestion and geophagia: a source and sink of mineral nutrients and potentially harmful elements to consumers of earth materials. *Appl. Geochem.* 27, 954–968.
- Alexandratos N, Bruinsma J. 2012. *World Agriculture Towards 2030/2050: The 2012 Revision*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma.
- Allan E, Manning P, Alt F, Binkenstein J, Blaser S, Blüthgen N, et al. 2015. Land use intensification alters ecosystem multifunctionality via loss of biodiversity and changes to functional composition. *Ecology Letters* 18(8), 834–843.
- Anderson JM, Ingram JSI. 1993. *Tropical Soil Biology and Fertility: A Handbook of Methods*, 5th ed. CAB International, Wallingford.
- Andrews SS, Karlen DL, Cambardella CA. 2004. The soil management assessment framework: a quantitative soil quality evaluation method. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, 1945–1962.
- Austin A, Yahdjian L, Stark JM, Belnap J, Porporato A, Norton U, Ravetta DA, Schaeffer SM. 2004. Water pulses and biogeochemical cycles in arid and semiarid ecosystems. *Oecologia* 141:221–235
- Bacab HM, Madera NB, Solorio FJ, Vera F & Marrufo DF. 2013. Los sistemas silvopastoriles intensivos con *Leucaena leucocephala*: una opción para la ganadería tropical (The intensive silvopastoral systems with *Leucaena leucocephala*: tropical livestock option). *Avances En Investigación Agropecuaria*, 17(3), 67–81
- Bardgett RD, & Van Der Putten WH. 2014. Belowground biodiversity and ecosystem functioning. *Nature* 515(7528), 505–511
- Bardgett RD & Wardle DA. 2012. Aboveground-Belowground Linkages. *Biotic Interactions, Ecosystem Processes, and Global Change. Austral Ecology* 37, e26–e27
- Barré P, Fernandez-Ugalde O, Virto I, Velde B, Chenu C. 2014. Impact of phyllosilicate mineralogy on organic carbon stabilization in soils: incomplete knowledge and exciting prospects. *Geoderma* 235–236, 382–395.
- Barrios E. 2007. Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecol. Econ.* 64, 269–285.
- Bejarano M, Crosby M, Parra V, Etchevers JD, Campo J. 2014b. Precipitation regime and nitrogen addition effects on leaf litter decomposition in tropical dry forests. *Biotropica* 46:415-424
- Bejarano M, Etchevers JD, Ruíz-suárez G, & Campo J. 2014a. The effects of increased N input on soil C and N dynamics in seasonally dry tropical forests: An experimental approach.
- Bell LW, Kirkegaard JA, Swan A, Hunt JR, Huth NI, Fettell NA. 2011. Impacts of soil damage by grazing livestock on crop productivity. *Soil & Tillage Research* 113:19–29
- Bellido MM, Escribano SM, Mesías DF, Rodríguez de Ledesma VA. y Pulido GF. 2001. Sistemas extensivos de producción animal. *Archivo Zootécnico* 50: 465-489.
- Bettencourt LM, & Kaur J. 2011. Evolution and structure of sustainability science. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(49), 19540-19545.
- Boehm Schoendube B. 2006. Historia ecológica de la cuenca de Chapala. *Antología*. México: El Colegio de Michoacán, Centro Universitario de Ciencias Sociales y Humanidades de la Universidad de Guadalajara.
- Bot A & Benites J. 2005. The importance of soil organic matter: key to drought-resistant soil and sustained food production (No. 80). *Food & Agriculture Org*

- Bossuyt H, Six J, Hendrix PF. 2005. Protection of soil carbon by microaggregates within earthworm casts. *Soil Biology & Biochemistry* 37, 251–258.
- Bracamonte y Sosa, P & Lizama Quijano, J . 2003. Marginalidad indígena: una perspectiva histórica de Yucatán. n.13 [citado 2016-02-29], pp.83-98.
- Bradford MA, Wood SA, Bardgett RD, Black Helaina JJ, Bonkowski M, Eggers T. et al. 2014. Discontinuity in the responses of ecosystem processes and multifunctionality to altered soil community composition. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 111, 14478–14483.
- Brantley SL, Goldhaber MB, Vala RK. 2007. Crossing disciplines and scales to understand the critical zone. *Elements* 3, 8.
- Broom DM, Galindo FA & Murgueito E. 2013. Sustainable, efficient livestock production with high biodiversity and good welfare for animals. *Proc R Soc B* 280: 20132025.
- Brussaard L, de Ruiter PC, Brown GG. 2007. Soil biodiversity for agricultural sustainability. *Agric. Ecosyst. Environ.* 121, 233–244.
- Burney JA, Davis SJ, Lobell DB. 2010. Greenhouse gas mitigation by agricultural intensification. *Proc. Natl Acad. Sci. USA* 107, 12 052 – 12 057
- Byrnes JEK, Gamfeldt L, Isbell F, Lefcheck JS, Griffin JN, Hector A, Cardinale BJ, Hooper DU, Dee LE & Duffy JE. 2014. Investigating the relationship between biodiversity and ecosystem multifunctionality: challenges and solutions. *Methods in Ecology and Evolution* 5: 111–124
- CA. 2007. *Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture*. Londres: Earthscan
- Calle A, Montagnini F, & Zuluaga AF. 2009. Farmer's perceptions of silvopastoral system promotion in Quindío, Colombia. *Bois et Forêts Des Tropiques*, 300(2), 79–94.
- Calle A, Murgueitio E, Chará J, et al. 2013. A Strategy for Scaling-Up Intensive Silvopastoral Systems in Colombia. *J Sustain For* 32:677–693.
- Campo J, Jaramillo VJ, Maass JM. 1998. Pulses of soil phosphorus availability in a tropical dry forest: effects of seasonality and level of wetting. *Oecologia* 115: 167-172
- Campo J, Vázquez-Yanes. 2004. Effects of nutrient limitation on aboveground carbon dynamics during tropical dry forest regeneration in Yucatán, Mexico. *Ecosystems* 7:311–319
- Carifio J & Perla RJ. 2007. Common Misunderstandings, Misconceptions, Persistent Myths and Urban Legends about Likert Scales and Likert Response Formats and their Antidotes. *Journal of Social Sciences* 3: 106–116.
- Carpenter SR, Biggs R. 2009. Freshwater: Managing across scales in space and time. En *Principles of Ecosystem Stewardship. Resilience-Based Natural Resource Management in a Changing World*, Chapin FS, Kofinas GP, Folke C (eds). Nueva York: Springer, p 197-220
- Celaya MH, & Castellanos VAE. 2011. Mineralización De Nitrógeno En El Suelo De Zonas Áridas Y Semiáridas. *Terra Latinoamericana*, 29(3), 343–356.
- Chapin III FS, Matson PA, & Vitousek P. 2011. *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer Science & Business Media.
- Chantarat S, Mude AG, Barrett CB & Carter MR. 2013. Designing index-based livestock insurance for managing asset risk in northern Kenya. *The Journal of Risk and Insurance*, Vol. 80, No. 1, 205-237

- Clothier BE, Green SR, Deurer M. 2008. Preferential flow and transport in soil: progress and prognosis. *Eur. J. Soil Sci.* 59, 2–13.
- Cirera X & Masset E. 2010. Income distribution trends and future food demand. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 365 (1554), 2821–2834.
- Clark Conservation District. 2004. Healthy riparian areas (disponible en <http://clark.scc.wa.gov/Page7.htm>)
- Collins ED, Chandrasekaran K. 2012. A wolf in sheep's clothing? An analysis of the 'sustainable intensification' of agriculture. Amsterdam, The Netherlands: Friends of the Earth International.
- Conde C, Estrada F, Martínez B, Sánchez O, Gay C. 2011. Regional climate change scenarios for Mexico. *Atmosfera*, 24, 125–140.
- CONEVAL (Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social). 2016. Metodología para la medición multidimensional de la pobreza en México. Consultado el 20 de Agosto/2017.
- Cordell D, White S. 2013. Sustainable phosphorus measures: strategies and technologies for achieving phosphorus security. *Agronomy* 3, 86–116.
- Costanza R, d'Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B., et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260.
- Costanza R, de Groot R, Sutton P, van der Ploeg S, Anderson SJ, Kubiszewski I, et al. 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Glob. Environ. Change Hum. Policy Dimens.* 26, 152–158. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002
- Cuevas RM, Hidalgo C, Payán F, Etchevers JD & Campo J. 2013. Precipitation influences on active fractions of soil organic matter in seasonally dry tropical forests of the Yucatan: regional and seasonal patterns. *European Journal of Forest Research*, 132(5-6), 667–677.
- Dávila Moreno MEN. 2014. El surgimiento de la ganadería en la Ciénega de Chapala (Michoacán, México): El caso de la Hacienda Guaracha (siglos XVI-XIX). *HiSTOReLo. Revista de Historia Regional y Local*, 6(11), 185-219.
- de Groot RS, Wilson MA, Boumans RMJ. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecol. Econ.* 41, 393–408.
- Decaens T, Jimenez JJ, Gioia C, Measey GJ, Lavelle P. 2006. The values of soil animals for conservation biology. *Eur. J. Soil Biol.* 42, S23–S38.
- Defosse P & Richard G. 2002. Models of soil compaction due to traffic and their evaluation. *Soil Tillage Res.* 67, 41–64.
- Delgado C, Narrod CA, & Tiongco MM. 2006. Determinants and implications of the growing scale of livestock farms in four fast-growing developing countries. Instituto Internacional de Investigación sobre Políticas Alimentarias, Washington DC.
- DISEMINA. 2011. Crían ganado cebuino siete de cada diez unidades de producción pecuarias.
- Dominati E, Patterson M, Mackay A. 2010. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics* 69(9), 1858–1868.
- Elser J, Bennett E. 2011. A broken biogeochemical cycle. *Nature* 478, 29–31. Godfray, H.C.J., Garnett, T., 2014. Food security and sustainable intensification. *Philos. Trans. B* 369, 1–10.
- EM. 2005a. *Ecosystems and human well-being: synthesis*, Washington DC, Island Press.

- Eshel G, Shepon A, Makov T, Milo R. 2014. Land, irrigation water, greenhouse gas, and reactive nitrogen burdens of meat, eggs, and dairy production in the United States. *Proc Natl Acad Sci USA* 111, 11996-12001
- FAO. 2006. Global forest resources assessment 2005. FAO Forestry Paper 147, Rome.
- FAO. 2008. An introduction to the basic concepts of food security. Rome, Italy.
- FAO. 2012. The state of food insecurity in the world 2012. Economic Growth is necessary but not Sufficient to Accelerate Reduction of Hunger and Malnutrition. FAO, Rome.
- FAO-SAGARPA. 2012. Línea de Base del Programa de Sustentabilidad de los Recursos Naturales. Subíndice de Emisiones de Gases Efecto Invernadero – Metodología de Cálculo, México.
- Farriss, N. M. 1980. Propiedades territoriales en Yucatán en la época colonial: Algunas observaciones acerca de la pobreza española y la autonomía indígena. *Historia Mexicana*, 30(2), 153–208.
- Fierer N, Schimel JP. 2002. Effects of drying–rewetting frequency on soil carbon and nitrogen transformations. *Soil Biology and Biochemistry*. 34(6):777– 787
- Fischer J, Brosi B, Daily GC, et al. 2008. Should agricultural policies encourage land sparing or wildlife- friendly farming? *Front. Ecol. Environ.* 6:380–385.
- Foley JA, Ramankutty N, Brauman KA, et al. 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478:337–42.
- Foresight. 2011. The future of food and farming. London, UK: Government Office of Science.
- Gamboa-Mena JV, Magaña-Magaña MA, Rejón-Ávila M, & Martínez VP. 2005. Eficiencia económica de los sistemas de producción de carne bovina en el municipio de tizimín, yucatán, méxico [economic efficiency of beef production systems in tizimin, yucatan, méxico]. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 5, 79-84.
- Gamon JA, Kitajima K, Mulkey SS, Serrano L, Wright SJ. 2005. Diverse optical and photosynthetic properties in a Neotropical fry forest during the dry season: implications for remote estimation of photosynthesis. *Biotropica* 37(4): 547–560
- García de León A. 1988. “Las grandes tendencias de la producción agraria”. En *Historia de la cuestión agraria mexicana*. 1. El siglo de la hacienda 1800-1900, coord. Enrique Semo, 13-86. México: Siglo XXI - Centro de Estudios Históricos del Agrarismo en México.
- García YK. 2011. Experiencias de producción de carne en el Trópico Húmedo. Proc. 1st Congreso Ganadero Virbac Bovinos Carne. (In Spanish.) Guadalajara, Jalisco, México.
- Garnett T. 2013. Food sustainability: problems, perspectives and solutions. *Proc. Nutr. Soc.* 72, 29 – 39.
- Garnett T, Godfray HCJ. 2012. Sustainable intensification in agriculture; navigating a course through competing food system priorities. Oxford, UK: Oxford Martin Programme on the Future of Food & Food Climate Research Network.
- Gerber PJ, Steinfeld H, Henderson B, Mottet A, Opio C, Dijkman J, ... & Tempio G. 2013. Tackling climate change through livestock: a global assessment of emissions and mitigation opportunities. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- Gobierno Del Estado De Yucatán. 1998. Secretaría de Desarrollo Rural. Programa ganadero. Mérida, Yucatán, México.
- Godfray HCJ, Beddington JR, Crute IR, Haddad L, Lawrence D, Muir JF, ... & Toulmin C. 2010. Food security: the challenge of feeding 9 billion people. *science*, 327(5967), 812-818.

- Godfray HCJ & Garnett T. 2014. Food security and sustainable intensification. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 369, 1–10.
- Goldstein JH, Caldarone G, Duarte TK, Ennaanay D, Hannahs N, Mendoza G. et al. 2012. Integrating ecosystem-service tradeoffs into land-use decisions. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 109, 7565–7570.
- Grace JB. 2006. *Structural equation modeling and natural systems*. Cambridge University Press.
- Grace JB, Anderson TM, Olff H, & Scheiner SM. 2010 On the specification of structural equation models for ecological systems. *Ecological Monographs*, 80, 67–87.
- Grau R, Kuemmerle T, Macchi L. 2013. Beyond “land sparing versus land sharing”: Environmental heterogeneity, globalization and the balance between agricultural production and nature conservation. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 5:477–483.
- Green R.E, Cornell S.J, Scharlemann J.P.W, Balmford A. 2005. Farming and the fate of wild nature. *Science* 307, 550–555.
- Greenwood KL, McKenzie BM. 2001. Grazing effects on soil physical properties and the consequences for pastures: a review. *Aust. J. Exp. Agric.* 41, 1231–1250.
- Guerrero-Ortíz PL, Quintero-Lizaola R, Espinoza-Hernández V, Benedicto-Valdés GS, Sánchez-Colín M de J. 2012. Respiración de CO₂ como indicador de la actividad microbiana en abonos orgánicos de Lupinus. *Terra Latinoamericana*, 30, 355–362.
- Guzik M, Liszka P, Zembal M, Pacholewski A. 2005. Nitrate and nitrite in shallow groundwater. En “Nitrates in Groundwater”, Razowska-Jaworek y Sadurski (eds), 149-153. Balkema Publishers.
- Hassan R, Scholes R & Ash N. 2005. Ecosystems and human well-being: current state and trends: findings of the Condition and Trends Working Group. eds (No. 333.9 ECO V. 1. CIMMYT).
- Haygarth PM, Ritz K. 2009. The future of soils and land use in the UK: soil systems for the provision of land-based ecosystem services. *Land Use Policy* 26, S187–S197.
- Hector A & Bagchi R. 2007. Biodiversity and ecosystem multifunctionality. *Nature*, 448(7150), 188-190.
- Helal HM & Sauerbeck D. 2007. Effect of plant roots on carbon metabolism of soil microbial biomass. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 149, 181–188.
- Hernández L. 2001. *Historia ambiental de la Ganadería en México, México y Francia*: Instituto de Ecología, A.C., L’ Institut de Recherche pour le Développement.
- Herold N, Schöning I, Michalzik B, Trumbore S, Schrumpf M. 2014. Controls on soil carbon storage and turnover in German landscapes. *Biogeochemistry* 119, 435–451.
- Herrero M, Grace D, Njuki J, Johnson N, Enahoro D, Silvestri S, & Rufino MC. 2013. The roles of livestock in developing countries. *Animal*, 7(s1), 3-18.
- Herrero M, Henderson B, Havlík P, Thornton, PK, Conant RT, Smith P, Stehfest E. 2016. Greenhouse gas mitigation potentials in the livestock sector. *Nature Climate Change*, 6(5), 452–461.
- Herrero M, Thornton PK, Gerber P, Reid RS. 2009. Livestock, livelihoods and the environment: understanding the trade-offs. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 1, 111–120.
- Herrero M, Thornton PK, Notenbaert AM, Wood S, Msangi S, Freeman HA., ... & Lynam, J. 2010. Smart investments in sustainable food production: revisiting mixed crop-livestock systems. *Science*, 327(5967), 822-825.

- Horwath WR, Pregitzer KS, & Paul EA. 1994. ^{14}C Allocation in tree-soil systems. *Tree Physiology*, 14, 1163-1163.
- Houghton RA & Nassikas AA. 2017. Global and regional fluxes of carbon from land use and land cover change 1850–2015. *Global Biogeochem. Cycles* 31:1- 17
- Ibrahim M, Chacón M, Mora J, Zamora S, Gobbi J, Llanderal T, ... & Ramirez E. 2005. Opportunities for Carbon Sequestration and Conservation of Water Resources on Landscapes Dominated by Cattle Production in Central America. In IV Wallace Conference: Integrated Management of Environmental Services in Human-Dominated Tropical Landscapes. Memoria. Turrialba, Costa Rica, CATIE (pp. 27-34).
- IFPRI. 2011. Press release of 23 May 2011 on Keynote lecture by Dr Mark Rosegrant to Agronomic and Economic Forum, St Louis
- INEGI. 2015. Encuesta Intercensal 2015.
- IPCC. 2013. *Climate Change 2013. The Physical Science Basis*. Cambridge : Cambridge University Press - Jing X, Sanders NJ, Shi Y, Chu H, Classen A, Zhao K, He JS. 2015. The links between ecosystem multifunctionality and above - and belowground biodiversity are mediated by climate. *Nature Communications* 6, 8159.
- Isbell F, Calcagno V, Hector A, Connolly J, Harpole WS, Reich PB, ... & Weigelt A. 2011. High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature*, 477(7363), 199-202.
- Jara P, Martínez E, & Campo J. 2009. N and P dynamics in the litter layer and soil of Mexican semi-arid forests, state of Morelos. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 130(3–4), 164–170. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2009.01.002>
- Jarvis A, Touval JL, Castro M, Sotomayor L, Hyman GG. 2010. Assessment of threats to ecosystems in South America. *J. Nat. Conserv.* 18, 180 – 188.
- Jayasuriya RT. 2003. Measurement of the scarcity of soil in agriculture. *Resources Policy*, 29(3-4): 119-129.
- Jenkinson DS. 1988. The determination of microbial biomass carbon and nitrogen in soil. In: Wilson, J.R. (Ed.), *Advances in Nitrogen Cycling in Agricultural Ecosystems*. CAB International, Wallingford, pp. 368–386.
- Jones MB, Donnelly A. 2004. Carbon sequestration in temperate grassland ecosystems and the influence of management, climate and elevated CO₂. *New Phytologist* 164, 423–439.
- Jónsson JÖG, & Davíðsdóttir B. 2016. Classification and valuation of soil ecosystem services. *Agricultural Systems*, 145, 24-38.
- Jordan D, & Beare MH. 1991. A comparison of methods for estimating soil microbial biomass carbon. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 34(1-4), 35-41.
- Jing X, Sanders NJ, Shi Y, Chu H, Classen AT, Zhao K, ... & He JS. 2015. The links between ecosystem multifunctionality and above-and belowground biodiversity are mediated by climate. *Nature communications*, 6.
- Kates RW, WR Travis, and TJ Wilbanks. 2012. Transformational adaptation when incremental adaptations to climate change are insufficient. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109 (19):7156-7161.
- Kim YS, Imori M, Makoto W, Hatano R, Yi MJ, Koike T. 2012. Simulated nitrogen inputs influence methane and nitrous oxide fluxes from a young larch plantation in northern Japan. *Atmospheric Environment*. 46: 34– 44
- Kline RB. 2015. *Principles and practice of structural equation modeling*. Guilford publications.

- Klump K, Soussana JF. 2009. Using functional traits to predict grassland ecosystem change: a mathematical test of the response-and-effect. *Global Change Biology* 15, 2921–2934.
- Lavelle P, Decaens T, Aubert M, Barot S, Blouin M, Bureau F, Margerie P, Mora P, Rossi JP. 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. *Eur. J. Soil Biol.* 42, S3–S15.
- Lee KH, Jose S. 2003. Soil respiration, fine root production and microbial biomass in cottonwood and loblolly pine plantations along a nitrogen fertilization gradient. *For. Ecol. Manage.* 185, 263–273.
- Lehmann J & Kleber M. 2015. The contentious nature of soil organic matter. *Nature*, 528(7580), 60-68.
- Lentz RD, Ippolito JA, Spokas KA. 2014. Biochar and manure effects on net nitrogen mineralization and greenhouse gas emissions from calcareous soil under corn. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 78 (5), 1641–1655.
- Lerner AM, Zuluaga AF, Chará J, Etter A, & Searchinger T. 2017. Sustainable Cattle Ranching in Practice: Moving from Theory to Planning in Colombia's Livestock Sector. *Environmental Management*, 1–9.
- Lipiec J, Ferrero A, Giovanetti V, Nosalewicz A, Turski M. 2002. Response of structure to simulated trampling of woodland soil. *Adv. Geocol.* 35, 133–140.
- Lobell DB, Cassman KG, Field CB. 2009. Crop yield gaps: their importance, magnitudes, and causes. *Annu Rev Environ Resour* 34, 179–204
- Lyytimäki J. 2015. Ecosystem disservices: embrace the catchword. *Ecosys. Serv.* 12, 136–136. doi: 10.1016/j.ecoser.2014.11.008
- Luo X, Chen L, Zheng H, Chang J, Wang H, Wang Z, & Xing B. 2016. Biochar addition reduced net N mineralization of a coastal wetland soil in the Yellow River Delta, China. *Geoderma*, 282, 120-128.
- Maestre FT, Quero JL, Gotelli NJ, Escudero A, Ochoa V, Delgado-Baquerizo M, ... & García-Palacios P. 2012. Plant species richness and ecosystem multifunctionality in global drylands. *Science*, 335(6065), 214-218.
- R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Martínez-Yrizar AB, Mooney HA, Medina E. 1995. Biomass Distribution And Primary Productivity Of Tropical Dry Forests. En: Bullock S, Mooney HA, Medina E, editores. *Seasonally Dry Tropical Forests*. Cambridge: Cambridge University Press; pp. 245–326.
- Massaccesi G, Romero MC, Cazau MC, Bucsinszky AM. 2002. Cadmium removal capacities of filamentous soil fungi isolated from industrially polluted sediments, in La Plata (Argentina). *World J. Microbiol. Biotechnol.* 18, 817–820.
- McCune B, Mefford MJ. 2006. PC-ORD—Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 5.10. MjM Software, Gleneden Beach, OR, U.S.A.
- Mendez RD, Meza CO, Berruecos JM, Garces P, Delgado EJ, y Rubio MS. 2009. A survey of beef carcass quality and quantity attributes in Mexico. *J. Anim. Sci.* 87:3782–3790.
- Milcu AI, Hanspach J, and Fischer J. 2013. Cultural ecosystem services: a literature review and prospects for future research. *Ecol. Soc.* 18, 44. doi: 10.5751/ES-05790-180344
- Mitchell FJ, Berry WAJ. 2001. The effects and management of compaction in agricultural soils. *Proceedings of the Annual Congress—South African Sugar Technologists' Association*, No. 75, pp. 118–124.
- Montes C, & Sala O. 2007. La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio. Las relaciones entre el funcionamiento de los ecosistemas y el bienestar humano. *Revista Ecosistemas*, 16(3).

- Mueller ND, Gerber JS, Johnston M, Ray DK, Ramankutty N, & Foley JA. 2012. Closing yield gaps through nutrient and water management. *Nature*, 490(7419), 254-257.
- Murgueitio E, Calle Z, Uribe F, et al. 2011. Native trees and shrubs for the productive rehabilitation of tropical cattle ranching lands. *For Ecol Manage* 261:1654–1663.
- Murgueitio ER, Chará JO, Barahona RR, Cuartas CC, & Naranjo JR. 2014. Los Sistemas Silvopastoriles Intensivos (SSPI), herramienta de mitigación y adaptación al cambio climático. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 17, 501–507.
- Murgueitio E, Cuartas CA, Naranjo JF. 2008 *Ganadería del Futuro*. Cali, Colombia: Fundación CIPAV.
- Murgueitio E, Cuellar P, Ibrahim M, et al. 2006. Adopción de Sistemas Agroforestales Pecuarios Adoption of Agroforestry Systems for Animal Production. *Pastos y Forrajes* 29:1– 17
- Murphy PG, Lugo AE. 1986. Ecology of tropical dry forests. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 67–88
- Nardone A, Ronchi, B, Lacetera N, Ranieri MS & Bernabucci U. 2010. Effects of climate changes on animal production and sustainability of livestock systems. *Livestock Science* 130: 57–69
- Nelson DR, WN Adger, and K Brown. 2007. Adaptation to environmental change: contributions of a resilience framework. *Annual Review of Environment and Resources* 32:395-419.
- OCDE. 2007. *Revenue Statistics. Science competences for tomorrow's world*. París
- OECD/FAO. 2014. *Perspectivas Agrícolas 2014*.
- Ojeda Sampson A, Covarrubias Villa F, y Arceo Ortega G. 2008. “El proceso de antropización del lago de Chapala”. *Secuencia*. 7: 103-129.
- Orenstein D. 2013. More than language is needed in valuing ecosystem services. *Bioscience* 63, 913–913. doi: 10.1525/bio.2013.63.12.17
- Organización de Naciones Unidas (ONU). 2015. Asamblea General, “Proyecto de documento final de la cumbre de las Naciones Unidas para la aprobación de la agenda para el desarrollo después de 2015”, adoptada el 27 de septiembre de 2015.
- Paillard S, Treyer S, Dorin B. 2009. *Agrimonde: scenarios and challenges for feeding the world in 2050*. Versailles, France: Quae.
- Pan Y, Birdsey RA, Fang J et al. 2011. A large and persistent carbon sink in the World's forests. *Science*, 333, 988–993.
- Pandey CB, Singh L, & Singh SK. 2011. Buttresses induced habitat heterogeneity increases nitrogen availability in tropical rainforests. *Forest Ecology and Management*, 262(9), 1679–1685.
- Parsons AJ, Rowarth J, Thornley J, Newton J. 2011. Primary production of grass- lands, herbage accumulation and use and impacts of climate change. In: Lemaire, G., Hodgson, J., Chabbi, A. (Eds.), *Grassland Productivity and Ecosystem Services*. CAB International, Wallingford, UK, pp. 3–18.
- Pasari JR, Levi T, Zavaleta, ES & Tilman D. 2013. Several scales of biodiversity affect ecosystem multifunctionality. *PNAS*
- Paul EA. 2015. *Soil microbiology, ecology, and biochemistry*. Fourth edition. Academic Press.
- Peel D, Johnson RJ, and Mathews KH. 2010. Cow-calf beef production in Mexico. A report from the Economic Research Service, USDA. LDP-M-196-01, November 2010. Washington, DC.

- Pérez Medina S. 2011. Políticas públicas de combate a la pobreza en Yucatán, 1990-2006, (999), 291–329.
- Phalan, B., Onial, M., Balmford, A., Green, R.E., 2011b. Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. *Science* 333, 1289–1291.
- Popp A, Lotze-Campen H & Bodirsky B. 2010. Food consumption, diet shifts and associated non-CO₂ greenhouse gases from agricultural production. *Glob. Environ. Change* 20, 451–462
- Quero AR, Enríquez JF, y Miranda JL. 2007. Evaluación de especies forrajeras en América Tropical, avances o status quo. *Interciencia* 32: 566-571.
- R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Radford BJ, Yule DF, Braunack M, Playford C. 2008. Effects of grazing sorghum stubble on soil physical properties and subsequent crop performance. *Am. J. Agric. Biol. Sci.* 3, 734–742.
- Ramírez L, Juan C, & Rivera A. 2004. La ganadería en el contexto de la biodiversidad.
- Rao I, Peters M, Castro A, et al. 2015. LivestockPlus - The sustainable intensification of forage-based agricultural systems to improve livelihoods and ecosystem services in the tropics. *Trop Grasslands - Forrajes Trop* 3:59.
- Rask KJ, & Rask N. 2011. Economic development and food production-consumption balance: A growing global challenge. *Food Policy*, 36(2), 186–196.
- Reed MS, Graves A, Dandy N, Posthumus H, Hubacek K, Morris J. et al. 2009. Who's in and why? A typology of stakeholder analysis methods for natural resource management. *J. Environ. Manage.*, 90, 1933–1949.
- Rivera HA, Güereca LP & Rubio LMS. 2016. Environmental impact of beef production in Mexico through life cycle assessment. *Resources, Conservation and Recycling* 109: 44–53
- Roa-Fuentes LL, Campo J, Parra V. 2012. Plant biomass allocation across a precipitation gradient: An approach to seasonally dry tropical forest at Yucatán, Mexico. *Ecosystems* 15: 1234–1244
- Robertson GP, Wedin D, Groffman PM, Blair JM, Holland EA, Nadelhoffer KJ, Harris D. 1999. Soil carbon and nitrogen availability. Nitrogen mineralization, nitrification and soil respiration potential. In: Robertson, G.P., Coleman, D.C., Bledsoe, C.S., Sollins, P. (Eds.), *Standard Soil Methods for Long-Term Ecological Research*. University Press, Oxford, pp. 258–271.
- Roth D, Moreno-Sanchez R, Torres-Rojo JM, & Moreno-Sanchez F. 2016. Estimation of human induced disturbance of the environment associated with 2002, 2008 and 2013 land use/cover patterns in Mexico. *Applied Geography*, 66, 22–34. <http://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.11.009>
- Rudel TK, Paul B, White D, et al. 2015. LivestockPlus: Forages, sustainable intensification, and food security in the tropics. *Ambio* 44:685–693.
- Sá CM, C Cerri, W Dick, R Lal, S Venske Filho, M Piccolo & B Feigl. 2001. Organic matter dynamics and carbon sequestration rates for a tillage chronosequence in a brazilian oxisol. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65:1486-1499
- SAGARPA, 2009. Escenarios base 09-18. Proyecciones para el Sector Agropecuario, México, D.F.
- Sanchez, R. G., and V. A. Sanchez. 2005. Tendencias de la Industria Nacional de la Carne de Bovino. In: *La Ganadería Bovina del Estado de Michoacán*. (In Spanish.) Fundación Produce Michoacán, A.C. Michoacán, Mexico. p. 1.

Sandhu HS, Wratten SD, Cullen R, Case B. 2008. The future of farming: The value of ecosystem services in conventional and organic arable land. An experimental approach. *Ecol. Econ.* 64, 835–848.

Saynes V, Hidalgo C, Etchevers JD, Campo JE. 2005. Soil C dynamics in primary and secondary seasonally dry tropical forest in Mexico. *Appl. Soil Ecol.* 29, 282–289.

Schneider UA, Havlik P, Schmid E, Valin H, Mosnier A, Obersteiner M, Bottcher H, Skalský R, Balkovic J, Sauer T, Fritz S. 2011. Impacts of population growth, economic development, and technical change on global food production and consumption. *Agricultural Systems* 104: 204–215

Science. 2004. Soils—the final frontier. *Science* 304.

SEMARNAT. 2006. Informe de cobertura vegetal y uso del suelo. Capítulo 2. Página 70.

SEMARNAT. 2012. Estrategia Nacional de Producción y Consumo Sustentable. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

SEMARNAT. 2013. National Emissions Inventory of Greenhouse Gases 1990-2010. Secretariat of Environment and Natural Resources, Mexico.

Semo E. 1988. Historia de la cuestión agraria mexicana. 1. El siglo de la hacienda 1800-1900. México: Siglo XXI - Centro de Estudios Históricos del Agrarismo en México, CEHAM

Setten G, Stenseke M, and Moen J. 2012. Ecosystem services and landscape management: three challenges and one plea. *Int. J. Biodivers. Sci. Ecos. Serv. Manage.* 8, 305–312. doi: 10.1080/21513732.2012.722127

Shen W, Lin X, Shi W, Min J, Gao N, Zhang H, Yin R, He X. 2010. Higher rates of nitrogen fertilization decrease soil enzyme activities, microbial functional diversity and nitrification capacity in a Chinese polytunnel greenhouse vegetable land. *Plant Soil* 337, 137–150.

Silva VR, Reinert DJ, Reichert JM. 2000a. Soil strength as affected by combine wheel traffic and two soil tillage systems. *Ciencia Rural.* 30, 795–801.

Silva YJAB, Nascimento CWA, Biondi CM, Straaten P, Souza Jr, VS, Ferreira TO. 2016. Weathering rates and carbon storage along a climosequence of soils developed from contrasting granites in northeast Brazil. *Geoderma* 284

Sistema Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP). 2013. Resumen estatal pecuario [En línea]: <http://www.siap.gob.mx/ganaderia-resumen-estatal-pecuario/>. Consultado 16 de Noviembre, 2016.

Smith WK, Cleveland CC, Reed SC, Running SW. 2014. Agricultural conversion without external water and nutrient inputs reduces terrestrial vegetation productivity. *Geophys Res Lett* 41, 449–55

Soil Science Society of America. 1996. Glossary of Soil Science Terms. Madison, WI, USA.

Solis E, Campo J. 2004. Soil N and P dynamics in two secondary tropical dry forests after fertilization. *Forest Ecology and Management.* 195: 409–418

Solórzano A. 2016. Can Social Protection Increase Resilience to Climate Change? A Case Study of Oportunidades in Rural Yucatan, Mexico.

Soussana JF, & Lemaire G. 2014. Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 190, 9-17.

Spohn M. 2015. Microbial respiration per unit microbial biomass depends on litter layer carbon-to-nitrogen ratio. *Biogeosciences*, 12(3), 817–823.

- Steinfeld H, Gerber P, Wassenaar T, Castel V, Rosales M & De Haan C. .2009. La larga sombra del ganado: problemas ambientales y opciones. FAO.
- Steinfeld H, Wassenaar T. 2007. The Role of Livestock Production in Carbon and Nitrogen Cycles. *Annual Review of Environment and Resources* 32(1), 271–294.
- Stoate C, Boatman ND, Borralho RJ, Carvalho CR, Snoo GRD y Eden P. 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*, 63(4): 337-365.
- Sulc RM, Franzluebbers AJ. 2014. Exploring integrated crop–livestock systems in different ecoregions of the United States. *Eur. J. Agron.* 57, 21–30.
- Szott L, Ibrahim M, & Beer J. 2000. The hamburger connection hangover: cattle, pasture, land degradation and alternative land use in Central America. CATIE. Costa Rica. 71 pp.
- Thapa S, F Marshall, and S Stagl. 2010. Understanding peri- urban sustainability: the role of the resilience approach. STEPS Working Paper 38. STEPS Centre, Brighton, UK
- The Montpellier Panel. 2013. Sustainable Intensification: A New Paradigm for African Agriculture. London.
- Thornton PK. 2010. Livestock production: Recent trends, future prospects. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 365.
- Tubiello FN, Salvatore M, Rossi S, Ferrara A, Fitton N, & Smith P. 2013. The FAOSTAT database of greenhouse gas emissions from agriculture. *Environmental Research Letters*, 8(1), 015009.
- Turbé A, De Toni A, Benito P, Lavelle P, Lavelle P, Ruiz N, Van der Putten WH, Labouze E, Mudgal S. 2010. Soil Biodiversity: Functions, Threats and Tools for Policy Makers. European Commission - DG ENV.
- Unión Ganadera Regional de Tabasco (UGRT). 2007. 70 años son un buen comienzo: Frigorífico y Empacadora de Tabasco. (In Spanish.) UGRT, Villahermosa, Tabasco, México.
- US EPA. 2006. Global Anthropogenic Non-CO₂ Greenhouse Gas Emissions: 1990–2020
- Van Gestel M, Merckx R, Vlassak K. 1993. Microbial biomass responses to soil drying and rewetting: the fate of fast-and slow-growing microorganisms in soils from different climates. *Soil Biology and Biochemistry*.
- Van Wensem J, Calow P, Dollacker A, Maltby L, Olander L, Tuvendal M. and Van Houtven G. 2017. Identifying and assessing the application of ecosystem services approaches in environmental policies and decision making. *Integrated Environmental Assessment and Management* 13, 41-51.
- Vance EE, Brooker PC, Jenkinson DS. 1987. An extraction method of measuring soil microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.* 19, 703–707.
- Vilaboa AJ, Diaz RP, Ruiz RO, & Platas RDE. 2008. Caracterización de la cadena agroalimentaria de ganadería bovina en la Región del Papaloapan, Veracruz. (In Spanish.)
- WCED (The World Commission on Environment and Development). 1987. *Our Common Future*. Oxford University Press, Oxford, UK
- Weber JL. 2007. Accounting for Soil in the SEEA, Session 8 on Assets Accounts. Rome.
- Wells EC, Mihok LD. 2009. In: Landa, E.R., Feller, C. (Eds.), *Ancient Maya Perceptions of Soil, Land, and Earth Soil and Culture*. Springer, Netherlands, pp. 311–327.
- Wiggering H, Dalchow C, Glemnitz M, Helming K, Müller K, Schultz A, Zander P. 2006. Indicators for multifunctional land use - Linking socio-economic requirements with landscape potentials. *Ecological Indicators* 6(1), 238–249

Xu X, Thornton PE, & Post WM. 2013. A global analysis of soil microbial biomass carbon, nitrogen and phosphorus in terrestrial ecosystems. *Global Ecology and Biogeography*, 22(6), 737–749.

Zhang W, Ricketts TH, Kremen C, Carney K, Swinton SM. 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecol. Econ.* 64, 253–260.

Zika M, Erb KH. 2009. The global loss of net primary production resulting from human-induced soil degradation in drylands. *Ecol Econ* 69, 310–18

Zinn YL, Lal R, Bigham JM, Resck DVS. 2007. Edaphic controls on soil organic carbon retention in the Brazilian Cerrado: texture and mineralogy. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71, 1204–1214.

Zorrilla-Ríos JM, Lancaster PA, Goad CL, Horn GW, Hilton GG, & Galindo JG. 2013. Quality evaluation of beef carcasses produced under tropical conditions of Mexico. *Journal of animal science*, 91(1), 477-482.

Zhuang Q, Lu Y, Chen M. 2011. An inventory of global N₂O emissions from the soils of natural terrestrial ecosystems. *Atmos. Environ.* 47, 66–75.

Anexos

Cuadro A1. Contenido gravimétrico de agua (CGA) (gH₂O g⁻¹). Los valores son medias ± EE.

Precipitación (mm año -1)	X'matkuil		Tzucacab		Tizimín	
	995		1240		1249	
Estación Secas						
Referencia	0.20 ± 0.01	b	0.23 ± 0.003	a	0.22 ± 0.01	a
Monte	0.12 ± 0.01	b	0.25 ± 0.007	a	0.24 ± 0.01	a
Silvopastoril	0.44 ± 0.03	a	0.15 ± 0.02	b	0.20 ± 0.009	a
Pastura	0.25 ± 0.02	b	0.17 ± 0.01	b	0.18 ± 0.006	a
Estación Lluvias						
Referencia	0.61 ± 0.02	ab	0.53 ± 0.04	a	0.47 ± 0.03	a
Monte	0.43 ± 0.03	b	0.37 ± 0.01	b	0.51 ± 0.02	a
Silvopastoril	0.78 ± 0.08	a	0.44 ± 0.01	ab	0.46 ± 0.008	a
Pastura	0.66 ± 0.01	ab	0.39 ± 0.01	b	0.52 ± 0.02	a

Letras diferentes indican que las medias son significativamente diferentes entre los sistemas pecuarios. NS: No significativo, * P < 0.05, ** P < 0.01, *** P < 0.001.

Secas: X'matkuil: ***, Tzucacab: *, Tizimín: NS; **Lluvias:** X'matkuil: *, Tzucacab: **, Tizimín: NS

Cuadro A2. Capacidad de Retención de Agua (mL g⁻¹). Los valores son medias ± EE.

Precipitación (mm año -1)	X'matkuil		Tzucacab		Tizimín	
	995		1240		1249	
Referencia	1.17 ± 0.06	b	1.63 ± 0.09	a	1.46 ± 0.006	a
Monte	1.18 ± 0.02	b	1.71 ± 0.04	a	1.63 ± 0.66	a
Silvopastoril	4.47 ± 1.25	a	1.53 ± 0.09	a	1.40 ± 0.03	a
Pastura	1.88 ± 0.47	ab	1.51 ± 0.03	a	1.35 ± 0.05	a

Letras diferentes indican que las medias son significativamente diferentes entre los sistemas pecuarios. NS: No significativo, * P < 0.05, ** P < 0.01, *** P < 0.001.

X'matkuil: *, Tzucacab: NS, Tizimín: NS

Cuadro A3. COS (mg C g⁻¹). Los valores son medias ± EE.

Precipitación (mm año -1)	X'matkuil		Tzucacab		Tizimín	
	995		1240		1249	
Estación Secas						
Referencia	383.78 ± 8.26	a	142.83 ± 1.05	a	140.63 ± 0.63	a
Monte	107.30 ± 15.86	b	112.52 ± 16.49	a	122.60 ± 3.61	a
Silvopastoril	134.37 ± 6.09	b	119.94 ± 9.66	a	115.50 ± 2.76	a
Pastura	127.25 ± 7.19	b	114.12 ± 6.03	a	117.40 ± 6.52	a
Estación Lluvias						
Referencia	223.78 ± 4.72	a	141.48 ± 10.78	a	228.82 ± 24.0	a
Monte	238.04 ± 22.62	a	117.01 ± 13.18	a	193.35 ± 17.09	a
Silvopastoril	248.20 ± 31.85	a	126.82 ± 4.06	a	101.37 ± 7.90	b
Pastura	261.25 ± 20.51	a	119.01 ± 4.77	a	161.71 ± 22.79	b

Letras diferentes indican que las medias son significativamente diferentes entre los sistemas pecuarios. NS: No significativo, * P < 0.05, ** P < 0.01, *** P < 0.001.

Secas: X'matkuil: ***, Tzucacab: NS, Tizimín: NS; **Lluvias:** X'matkuil: NS, Tzucacab: NS, Tizimín: *

Cuadro A4. Contenido de Arena (% Arena). Los valores son medias \pm EE.

Precipitación (mm año -1)	X'matkuil		Tzucacab		Tizimín	
	995		1240		1249	
Referencia	74 \pm 1.0	ab	69.5 \pm 1.5	a	80 \pm 0.0	a
Monte	68 \pm 1.0	b	69.5 \pm 1.5	a	77.5 \pm 1.38	a
Silvopastoril	77.83 \pm 1.6	a	72.33 \pm 0.66	a	69 \pm 0.0	b
Pastura	79.66 \pm 0.33	a	70.33 \pm 0.49	a	77 \pm 1.3	a

Letras diferentes indican que las medias son significativamente diferentes entre los sistemas pecuarios. NS: No significativo, * P < 0.05, ** P < 0.01, *** P < 0.001.

X'matkuil: **, Tzucacab: NS, Tizimín: **

Cuadro A5. Contenido de Limos (% Limos). Los valores son medias \pm EE.

Precipitación (mm año -1)	X'matkuil		Tzucacab		Tizimín	
	995		1240		1249	
Referencia	13 \pm 1.0	ab	11 \pm 1.0	a	10 \pm 1.0	b
Monte	16.5 \pm 0.5	a	10.5 \pm 1.5	a	10 \pm 0.51	b
Silvopastoril	10 \pm 1.0	b	14.33 \pm 1.33	a	14.33 \pm 0.33	a
Pastura	10.66 \pm 0.33	b	13.16 \pm 0.54	a	10.22 \pm 0.43	b

Letras diferentes indican que las medias son significativamente diferentes entre los sistemas pecuarios. NS: No significativo, * P < 0.05, ** P < 0.01, *** P < 0.001.

X'matkuil: **, Tzucacab: NS, Tizimín: ***

Cuadro A6. Contenido de Arcillas (% Arcillas). Los valores son medias \pm EE.

Precipitación (mm año -1)	X'matkuil		Tzucacab		Tizimín	
	995		1240		1249	
Referencia	13 \pm 0.0	ab	19.5 \pm 0.5	a	10 \pm 1.0	b
Monte	15.5 \pm 0.5	a	20 \pm 0.0	a	12.5 \pm 1.05	ab
Silvopastoril	12.16 \pm 0.70	ab	13.33 \pm 0.66	c	16.66 \pm 0.33	a
Pastura	9.66 \pm 0.66	b	16.5 \pm 0.5	b	12.77 \pm 1.60	b

Letras diferentes indican que las medias son significativamente diferentes entre los sistemas pecuarios. NS: No significativo, * P < 0.05, ** P < 0.01, *** P < 0.001.

X'matkuil: **, Tzucacab: ***, Tizimín: *

Cuadro A7. Nitrógeno total (mg N g⁻¹). Los valores son medias \pm EE.

Precipitación (mm año -1)	X'matkuil		Tzucacab		Tizimín	
	995		1240		1249	
Estación Secas						
Referencia	12.66 \pm 0.12	a	6.57 \pm 0.27	a	7.47 \pm 0.42	a
Monte	8.1 \pm 0.9	b	5.85 \pm 1.35	a	5.22 \pm 0.74	b
Silvopastoril	8.37 \pm 1.02	b	5.94 \pm 0.41	a	4.26 \pm 0.24	b
Pastura	10.32 \pm 0.80	ab	5.58 \pm 0.36	a	7.16 \pm 1.12	a
Estación Lluvias						
Referencia	9.74 \pm 0.37	b	7.44 \pm 1.51	a	11.0 \pm 1.15	a
Monte	10.01 \pm 0.76	b	4.24 \pm 0.13	b	7.98 \pm 0.69	b
Silvopastoril	12.28 \pm 1.80	a	6.76 \pm 0.12	a	6.70 \pm 0.17	b
Pastura	13.93 \pm 0.77	a	6.17 \pm 0.64	a	8.84 \pm 0.71	b

Letras diferentes indican que las medias son significativamente diferentes entre los sistemas pecuarios. NS: No significativo, * P < 0.05, ** P < 0.01, *** P < 0.001.

Secas: X'matkuil: *, Tzucacab: NS, Tizimín: *; Lluvias: X'matkuil: *, Tzucacab: *, Tizimín: *

Cuadro A8. COS/Nt. Los valores son medias \pm EE.

Precipitación (mm año -1)	X'matkuil 995		Tzucacab 1240		Tizimín 1249	
Estación Secas						
Referencia	30.33 \pm 0.85	a	21.78 \pm 1.05	a	18.89 \pm 1.05	b
Monte	13.63 \pm 3.47	b	19.63 \pm 1.70	a	26.31 \pm 4.46	a
Silvopastoril	17.35 \pm 2.25	b	20.20 \pm 0.76	a	27.25 \pm 1.29	a
Pastura	12.56 \pm 1.56	b	20.78 \pm 1.37	a	20.03 \pm 2.98	b
Estación Lluvias						
Referencia	23.01 \pm 0.58	a	20.15 \pm 3.16	a	20.80 \pm 0.33	ab
Monte	23.70 \pm 0.56	a	27.45 \pm 2.38	a	24.62 \pm 1.58	a
Silvopastoril	20.53 \pm 0.72	ab	18.73 \pm 0.26	a	15.09 \pm 0.99	b
Pastura	18.76 \pm 1.16	b	20.06 \pm 1.80	a	18.0 \pm 1.59	b

Letras diferentes indican que las medias son significativamente diferentes entre los sistemas pecuarios. NS: No significativo, * P < 0.05, ** P < 0.01, *** P < 0.001.

Secas: X'matkuil: **, Tzucacab: NS, Tizimín: *; **Lluvias:** X'matkuil: **, Tzucacab: NS, Tizimín: **

Cuadro A9. NH4 (μ g N g-1). Los valores son medias \pm EE.

Precipitación (mm año -1)	X'matkuil 995		Tzucacab 1240		Tizimín 1249	
Estación Secas						
Referencia	21.99 \pm 3.94	a	9.28 \pm 0.02	a	32.20 \pm 10.16	a
Monte	7.40 \pm 1.26	a	8.79 \pm 4.74	a	20.94 \pm 3.11	a
Silvopastoril	13.15 \pm 2.22	a	13.29 \pm 1.66	a	34.38 \pm 4.78	a
Pastura	13.33 \pm 3.63	a	14.08 \pm 3.64	a	39.05 \pm 10.81	a
Estación Lluvias						
Referencia	416.79 \pm 54.07	a	435.97 \pm 54.04	a	38.88 \pm 4.20	b
Monte	19.61 \pm 0.24	b	22.85 \pm 2.87	b	185.05 \pm 52.31	ab
Silvopastoril	74.04 \pm 11.19	b	30.14 \pm 3.92	b	389.60 \pm 103.5	a
Pastura	41.58 \pm 4.35	b	74.48 \pm 24.62	b	346.52 \pm 44.29	a

Letras diferentes indican que las medias son significativamente diferentes entre los sistemas pecuarios. NS: No significativo, * P < 0.05, ** P < 0.01, *** P < 0.001.

Secas: X'matkuil: NS, Tzucacab: NS, Tizimín: NS; **Lluvias:** X'matkuil: ***, Tzucacab: ***, Tizimín: **

Cuadro A10. Mineralización Neta de Nitrogeno (μ g N g-1). Los valores son medias \pm EE.

Precipitación (mm año -1)	X'matkuil 995		Tzucacab 1240		Tizimín 1249	
Estación Secas						
Referencia	1646.58 \pm 39.70	a	730.52 \pm 112.0	a	470.81 \pm 116.09	a
Monte	767.82 \pm 139.84	b	305.86 \pm 66.92	ab	381.13 \pm 34.66	a
Silvopastoril	1241.83 \pm 161.26	ab	156.47 \pm 96.25	b	6.80 \pm 47.94	a
Pastura	1090.30 \pm 119.49	ab	184.16 \pm 87.20	b	521.13 \pm 284.03	a
Estación Lluvias						
Referencia	-524.92 \pm 376.90	a	-428.39 \pm 50.68	b	-533.95 \pm 72.21	a
Monte	-410.59 \pm 156.99	a	-86.87 \pm 38.69	a	-416.24 \pm 84.98	a
Silvopastoril	-729.50 \pm 228.51	a	-184.57 \pm 12.14	a	-291.82 \pm 240.4	a
Pastura	-495.22 \pm 137.81	a	-108.73 \pm 23.74	a	-236.58 \pm 149.9	a

Letras diferentes indican que las medias son significativamente diferentes entre los sistemas pecuarios. NS: No significativo, * P < 0.05, ** P < 0.01, *** P < 0.001.

Secas: X'matkuil: *, Tzucacab: *, Tizimín: NS; **Lluvias:** X'matkuil: NS, Tzucacab: ***, Tizimín: NS

Cuadro A11. NBM ($\mu\text{g N g}^{-1}$). Los valores son medias \pm EE.

Precipitación (mm año -1)	X'matkuil		Tzucacab		Tizimín	
	995		1240		1249	
Estación Secas						
Referencia	31.17 \pm 12.99	a	13.8 \pm 4.19	a	13.33 \pm 6.42	a
Monte	37.68 \pm 1.36	a	18.56 \pm 4.18	a	6.85 \pm 1.92	a
Silvopastoril	18.80 \pm 5.66	b	25.38 \pm 5.19	a	10.14 \pm 2.40	a
Pastura	42.11 \pm 6.70	a	16.76 \pm 2.04	a	62.26 \pm 39.12	b
Estación Lluvias						
Referencia	20.58 \pm 2.72	a	21.04 \pm 2.92	a	43.37 \pm 7.90	a
Monte	20.78 \pm 2.22	a	14.14 \pm 0.81	a	20.73 \pm 3.56	b
Silvopastoril	21.86 \pm 2.60	a	25.72 \pm 8.13	a	12.01 \pm 1.74	b
Pastura	34.40 \pm 9.07	a	12.16 \pm 2.01	a	18.15 \pm 2.99	b

Letras diferentes indican que las medias son significativamente diferentes entre los sistemas pecuarios. NS: No significativo, * P < 0.05, ** P < 0.01, *** P < 0.001.

Secas: X'matkuil: *, Tzucacab: NS, Tizimín: *; **Lluvias:** X'matkuil: NS, Tzucacab: NS, Tizimín: **

Cuadro A12. Fósforo Total ($\mu\text{g P g}^{-1}$). Los valores son medias \pm EE.

Precipitación (mm año -1)	X'matkuil		Tzucacab		Tizimín	
	995		1240		1249	
Referencia	377.07 \pm 28.84	b	287.65 \pm 25.96	a	110.76 \pm 34.61	a
Monte	815.53 \pm 121.15	a	351.11 \pm 2.88	a	244.0 \pm 48.18	a
Silvopastoril	743.42 \pm 73.89	a	677.07 \pm 36.02	a	197.30 \pm 20.80	a
Pastura	832.84 \pm 96.36	a	581.88 \pm 122.11	a	305.30 \pm 76.83	a

Letras diferentes indican que las medias son significativamente diferentes entre los sistemas pecuarios. NS: No significativo, * P < 0.05, ** P < 0.01, *** P < 0.001.

X'matkuil: *, Tzucacab: NS, Tizimín: NS

Cuadro A13. Fosforo disponible PO₄ ($\mu\text{g P g}^{-1}$). Los valores son medias \pm EE.

Precipitación (mm año -1)	X'matkuil		Tzucacab		Tizimín	
	995		1240		1249	
Referencia	2.98 \pm 0.26	b	4.02 \pm 0.34	b	10.11 \pm 5.60	a
Monte	215.57 \pm 43.22	a	9.45 \pm 5.16	b	6.35 \pm 3.14	a
Silvopastoril	4.63 \pm 3.34	b	96.15 \pm 9.53	a	2.06 \pm 0.37	a
Pastura	2.22 \pm 1.52	b	125.60 \pm 33.04	a	13.95 \pm 5.50	a

Letras diferentes indican que las medias son significativamente diferentes entre los sistemas pecuarios. NS: No significativo, * P < 0.05, ** P < 0.01, *** P < 0.001.

X'matkuil: ***, Tzucacab: *, Tizimín: NS

Cuadro A14. RBS (mg CO₂ día gCOS). Los valores son medias ± EE.

Precipitación (mm año -1)	X'matkuil		Tzucacab		Tizimín	
	995		1240		1249	
Estación Secas						
Referencia	0.89 ± 0.06	b	1.12 ± 0.08	a	0.74 ± 0.17	a
Monte	2.85 ± 0.81	a	0.98 ± 0.05	a	1.25 ± 0.06	a
Silvopastoril	1.80 ± 0.23	ab	1.35 ± 0.35	a	1.48 ± 0.21	a
Pastura	2.38 ± 0.24	a	1.23 ± 0.10	a	1.58 ± 0.20	a
Estación Lluvias						
Referencia	0.43 ± 0.07	a	0.89 ± 0.09	a	0.91 ± 0,07	b
Monte	0.53 ± 0.08	a	0.87 ± 0.16	a	1.08 ± 0.07	b
Silvopastoril	0.51 ± 0.11	a	0.74 ± 0.04	a	1.70 ± 0.19	a
Pastura	0.57 ± 0.06	a	0.86 ± 0.09	a	1.17 ± 0.12	ab

Letras diferentes indican que las medias son significativamente diferentes entre los sistemas pecuarios. NS: No significativo, * P < 0.05, ** P < 0.01, *** P < 0.001.

Secas: X'matkuil: *, Tzucacab: NS, Tizimín: NS; **Lluvias:** X'matkuil: NS, Tzucacab: NS, Tizimín: *

Cuadro A15. CBM (µg C g-1). Los valores son medias ± EE.

Precipitación (mm año -1)	X'matkuil		Tzucacab		Tizimín	
	995		1240		1249	
Estación Secas						
Referencia	204.15 ± 70.40	b	98.59 ± 60.26	a	111.98 ± 74.60	b
Monte	266 ± 6.82	a	45.37 ± 8.67	a	121.44 ± 23.75	b
Silvopastoril	189.39 ± 42.34	b	86.69 ± 24.41	a	82.96 ± 8.80	b
Pastura	311 ± 28.34	a	110.71 ± 14.35	a	139.29 ± 42.58	a
Estación Lluvias						
Referencia	168.6 ± 28.52	b	102.96 ± 8.08	a	173.15 ± 38.26	a
Monte	196.12 ± 7.42	b	96.76 ± 5.33	a	78.06 ± 19.22	b
Silvopastoril	232.82 ± 18.77	b	160.79 ± 34.35	a	36.55 ± 3.84	b
Pastura	284.71 ± 21.74	a	90.9 ± 13.79	a	65.88 ± 10.75	b

Letras diferentes indican que las medias son significativamente diferentes entre los sistemas pecuarios. NS: No significativo, * P < 0.05, ** P < 0.01, *** P < 0.001.

Secas: X'matkuil: *, Tzucacab: NS, Tizimín: *; **Lluvias:** X'matkuil: *, Tzucacab: NS, Tizimín: **

Cuadro A16. RBS/CBM. Los valores son medias ± EE.

Precipitación (mm año -1)	X'matkuil		Tzucacab		Tizimín	
	995		1240		1249	
Estación Secas						
Referencia	0.01 ± 0.001	a	0.02 ± 0.01	a	0.01 ± 0.005	a
Monte	0.01 ± 0.003	a	0.02 ± 0.003	a	0.01 ± 0.003	a
Silvopastoril	0.01 ± 0.001	a	0.02 ± 0.002	a	0.02 ± 0.0007	a
Pastura	0.01 ± 0.001	a	0.01 ± 0.001	a	0.02 ± 0.006	a
Estación Lluvias						
Referencia	0.003 ± 0.001	a	0.009 ± 0.001	a	0.006 ± 0.0008	b
Monte	0.003 ± 0.0003	a	0.009 ± 0.001	a	0.022 ± 0.001	ab
Silvopastoril	0.002 ± 0.0004	a	0.005 ± 0.001	a	0.047 ± 0.003	a
Pastura	0.002 ± 0.0001	a	0.01 ± 0.002	a	0.025 ± 0.005	ab

Letras diferentes indican que las medias son significativamente diferentes entre los sistemas pecuarios. NS: No significativo, * P < 0.05, ** P < 0.01, *** P < 0.001.

Secas: X'matkuil: NS, Tzucacab: NS, Tizimín: NS; **Lluvias:** X'matkuil: NS, Tzucacab: NS, Tizimín: *

Cuadro A17. NO₃ (µg N g⁻¹). Los valores son medias ± EE.

Precipitación (mm año -1)	X'matkuil		Tzucacab		Tizimín	
	995		1240		1249	
Estación Secas						
Referencia	1.64 ± 1.51	a	20.90 ± 15.99	a	48.66 ± 6.89	a
Monte	13.18 ± 8.63	a	17.13 ± 2.33	a	49.55 ± 15.18	a
Silvopastoril	8.66 ± 4.99	a	65.37 ± 13.27	a	60.84 ± 12.33	a
Pastura	21.53 ± 10.70	a	26.98 ± 9.02	a	68.93 ± 9,01	a
Estación Lluvias						
Referencia	831.34 ± 408.44	b	548.35 ± 104.29	a	1250.9 ± 156.35	a
Monte	850.62 ± 170.28	b	467.63 ± 47.66	a	807.9 ± 132.94	ab
Silvopastoril	1605 ± 344.67	a	488.30 ± 13.37	a	361.82 ± 92.24	b
Pastura	1464 ± 267.97	a	328.55 ± 40.24	a	413.9 ± 105.75	b

Letras diferentes indican que las medias son significativamente diferentes entre los sistemas pecuarios. NS: No significativo, * P < 0.05, ** P < 0.01, *** P < 0.001.

Secas: X'matkuil: NS, Tzucacab: NS, Tizimín: NS; **Lluvias:** X'matkuil: *, Tzucacab: NS, Tizimín: **

Cuadro A18. Nitrato/Amonio. Los valores son medias ± EE.

Precipitación (mm año -1)	X'matkuil		Tzucacab		Tizimín	
	995		1240		1249	
Estación Secas						
Referencia	0.11 ± 0.10	a	2.25 ± 1.71	a	1.75 ± 0.76	a
Monte	1.63 ± 0.88	a	2.95 ± 1.85	a	2.37 ± 0.61	a
Silvopastoril	0.70 ± 0.39	a	4.87 ± 0.63	a	1.74 ± 0.11	a
Pastura	1.35 ± 0.70	a	1.85 ± 0.49	a	2.34 ± 0.46	a
Estación Lluvias						
Referencia	2.13 ± 1.0	b	1.36 ± 0.42	b	33.58 ± 7.15	a
Monte	43.30 ± 8.47	a	21.48 ± 4.48	a	12.00 ± 4.93	b
Silvopastoril	21.72 ± 3.45	ab	16.83 ± 2.55	ab	1.04 ± 0.34	b
Pastura	37.07 ± 9.20	a	6.76 ± 2.11	b	1.46 ± 0.44	b

Letras diferentes indican que las medias son significativamente diferentes entre los sistemas pecuarios. NS: No significativo, * P < 0.05, ** P < 0.01, *** P < 0.001.

Secas: X'matkuil: NS, Tzucacab: NS, Tizimín: NS; **Lluvias:** X'matkuil: **, Tzucacab: **, Tizimín: ***

Cuadro A19. Nitrificación Neta (µg N g⁻¹). Los valores son medias ± EE.

Precipitación (mm año -1)	X'matkuil		Tzucacab		Tizimín	
	995		1240		1249	
Estación Secas						
Referencia	1653.70 ± 34.79	a	723.47 ± 109.83	a	491.53 ± 102.91	a
Monte	761.44 ± 138.71	b	287.74 ± 72.46	ab	385.51 ± 29.79	a
Silvopastoril	1236.9 ± 161.99	ab	156.43 ± 94.49	b	25.43 ± 50.29	a
Pastura	1084.55 ± 117.90	ab	185.55 ± 88.59	b	522.63 ± 283.44	a
Estación Lluvias						
Referencia	-134.09 ± 384.8	a	-31.68 ± 76.89	a	-515.25 ± 74.25	b
Monte	-418.79 ± 161.02	a	-92.15 ± 42.52	a	-240.99 ± 77.79	ab
Silvopastoril	-677.31 ± 223.82	a	-173.39 ± 7.60	a	73.27 ± 189.45	a
Pastura	-482.18 ± 147.08	a	-51.66 ± 31.56	a	-236.58 ± 53.48	a

Letras diferentes indican que las medias son significativamente diferentes entre los sistemas pecuarios. NS: No significativo, * P < 0.05, ** P < 0.01, *** P < 0.001.

Secas: X'matkuil: *, Tzucacab: *, Tizimín: NS; **Lluvias:** X'matkuil: NS, Tzucacab: NS, Tizimín: **

Cuadro A20. pH del suelo. Los valores son medias \pm EE.

Precipitación (mm año -1)	X'matkuil 995		Tzucacab 1240		Tizimín 1249	
	Estación Secas					
Referencia	7.61 \pm 0.04	b	7.49 \pm 0.02	b	7.43 \pm 0.23	a
Monte	8.03 \pm 0.15	a	7.38 \pm 0.11	b	7.52 \pm 0.11	a
Silvopastoril	8.15 \pm 0.04	a	7.96 \pm 0.03	a	7.01 \pm 0.08	a
Pastura	8.28 \pm 0.05	a	7.91 \pm 0.05	a	7.56 \pm 0.17	a
Estación Lluvias						
Referencia	8.07 \pm 0.04	b	7.39 \pm 0.05	b	7.92 \pm 0.03	a
Monte	8.09 \pm 0.02	b	7.93 \pm 0.08	a	7.67 \pm 0.08	a
Silvopastoril	8.28 \pm 0.02	a	8.10 \pm 0.01	a	7.22 \pm 0.003	a
Pastura	8.31 \pm 0.04	a	8.09 \pm 0.03	a	7.69 \pm 0.18	a

Letras diferentes indican que las medias son significativamente diferentes entre los sistemas pecuarios. NS: No significativo, * P < 0.05, ** P < 0.01, *** P < 0.001.

Secas: X'matkuil: ***, Tzucacab: ***, Tizimín: NS; **Lluvias:** X'matkuil: ***, Tzucacab: ***, Tizimín: NS

Cuadro A21. Densidad Aparente (g cm^3). Los valores son medias \pm EE.

Precipitación (mm año -1)	X'matkuil 995		Tzucacab 1240		Tizimín 1249	
	Estación Secas					
Referencia	0.51		0.85		0.73	
Monte	1.04		1.00		1.02	
Silvopastoril	0.89		1.25		1.04	
Pastura	0.64		1.02		1.01	
Estación Lluvias						
Referencia	0.17		0.32		0.52	
Monte	0.83		0.76		0.47	
Silvopastoril	0.54		0.78		0.72	
Pastura	0.64		0.90		0.79	