



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS Y SUSTENTABILIDAD
MANEJO INTEGRAL DE ECOSISTEMAS

RÉGIMEN DE MANEJO, SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y CAPACIDAD ADAPTATIVA EN UN
SISTEMA MANEJADO DE UNA REGIÓN TROPICAL SECA

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

DOCTORA EN CIENCIAS

PRESENTA:

JENNY MARITZA TRILLERAS MOTHÁ

TUTORA PRINCIPAL DE TESIS: DRA. PATRICIA BALVANERA LEVY
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN
ECOSISTEMAS Y SUSTENTABILIDAD, UNAM

COMITÉ TUTORAL: DR. JOSE MANUEL MAASS MORENO
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN
ECOSISTEMAS Y SUSTENTABILIDAD, UNAM
DR. MIGUEL EDUARDO EQUIHUA ZAMORA
INSTITUTO DE ECOLOGÍA, A. C.

MÉXICO, D.F. NOVIEMBRE, 2015.



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



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.



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS Y SUSTENTABILIDAD
MANEJO INTEGRAL DE ECOSISTEMAS

RÉGIMEN DE MANEJO, SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y CAPACIDAD
ADAPTATIVA EN UN SISTEMA MANEJADO DE UNA REGIÓN TROPICAL SECA

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

DOCTORA EN CIENCIAS

PRESENTA:

JENNY MARITZA TRILLERAS MOTHA

TUTORA PRINCIPAL DE TESIS: DRA. PATRICIA BALVANERA LEVY
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN
ECOSISTEMAS Y SUSTENTABILIDAD, UNAM

COMITÉ TUTORAL: DR. JOSE MANUEL MAASS MORENO
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN
ECOSISTEMAS Y SUSTENTABILIDAD, UNAM
DR. MIGUEL EDUARDO EQUIHUA ZAMORA
INSTITUTO DE ECOLOGÍA, A. C.

MÉXICO, D.F. NOVIEMBRE, 2015.

Dr. Isidro Ávila Martínez
Director General de Administración Escolar, UNAM
Presente.-

Me permito informar a usted, que el Subcomité de (Ecología y Manejo Integral de Ecosistemas), en su sesión ordinaria del día 17 de agosto de 2015, aprobó el jurado para la presentación de su examen para obtener el de grado de **DOCTORA EN CIENCIAS**, de la alumna **TRILLERAS MOTHA JENNY MARITZA** con número de cuenta **506471449** del Posgrado en Ciencias Biológicas, con la tesis titulada **"Régimen de manejo, servicios ecosistémicos y capacidad adaptativa en un sistema manejado en una región tropical seca"**, bajo la dirección de la Dra. Patricia Balvanera Levy:

Presidente: Dr. Víctor Joaquín Jaramillo Luque
Vocal: Dr. Leopoldo Galicia Sarmiento
Secretario: Dr. José Manuel Maass Moreno
Suplente: Dr. Miguel Eduardo Equihua Zamora
Suplente: Dr. Eduardo García Frapolli

Sin otro particular, me despido.

ATENTAMENTE
"POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU"
Cd. Universitaria, D.F., a 05 de noviembre de 2015

M. del Coro Arizmendi
Dra. María del Coro Arizmendi Arriaga
Coordinadora del Programa



AGRADECIMIENTOS

Al posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) y al Centro de Investigaciones en Ecosistemas ahora Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad (IIES) de la UNAM por brindarme la oportunidad de llegar a este país y aprender de los mejores.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), por el apoyo económico brindado a través de la beca de estudios de posgrado número 226703, y por el apoyo para el desarrollo de toda esta investigación a través de los proyectos SEP-CONACYT 2009-129740, SEP-CONACYT 83441 y a la UNAM a través del proyecto PAPIIT IN211114. También quiero agradecer al Programa de Apoyo a los Estudios de Posgrado (PAEP) de la UNAM, por el apoyo económico otorgado para la asistencia a congresos y estancia de investigación.

Agradezco a mi tutora principal, Dra. Patricia Balvanera Levy, por todas sus enseñanzas y apoyo durante mi proceso de formación como Doctora en Ciencias.

A mi comité tutorial Dr. Manuel Maass y Dr. Miguel Equihua y mis tutores invitados Víctor Jaramillo y Elisabeth Huber-Swannwald por todos sus consejos y sugerencias para la realización de esta investigación.

AGRADECIMIENTOS A TÍTULO PERSONAL

Quiero agradecer a mi familia. A mi niño Nicolás por haber llegado a mi vida en el momento justo y necesario para mí, eres mi vida y mi gran amor. A mi esposo Erick, mi guerrero por todo su amor y el apoyo constante e incondicional, gracias cielo por tu paciencia y estar siempre pendiente de mí. A mis padres Cielito y Edgar, no me alcanzará la vida para agradecerles todo el amor, todo el apoyo y esas palabras de aliento cuando yo sentía que ya no podía más, los amo demasiado y gracias por estar siempre a mi lado. A mis hermanos Maryluz y Augusto, mi sobrino Camilo, gracias por su compañía y cariño. A mi hermana, mi suegra Amparo y a mi mamita, gracias por ayudarme con mi niño para poder terminar de escribir esta tesis.

Quiero agradecer profundamente a Patty, por su apoyo constante e incondicional desde que puse un pie en este país. Patty te agradezco inmensamente tu amistad, tus consejos, la paciencia y comprensión que tuviste conmigo y siempre dispuesta a ayudarme. Gracias por tu guía y enseñanzas que me llevaron a culminar este ciclo y mi formación como doctora.

De igual manera quiero agradecer al Dr. Víctor Jaramillo, Dr. Manuel Maass, Dra. Angelina Martínez-Yrizar, Dra. Irma Trejo y Dra. Elisabeth Huber-Swannwald, por formar parte de mi jurado de candidatura, sin lugar a dudas todos los comentarios realizados contribuyeron a mejorar mi proyecto de investigación.

Al personal del Posgrado en Ciencias Biológicas, en especial a Lilia Espinosa, Lilia Jiménez, Armando Rodríguez quienes siempre me ayudaron con los trámites de manera cordial.

Quiero agradecer a todas las personas que me ayudaron con cuestiones logísticas y técnicas. Muchísimas gracias a Lolita por todo su apoyo y colaboración en los primeros cuatro años de mi doctorado y le agradezco también a Janik y Leonarda por su colaboración en los trámites relacionados con la obtención de grado. Gracias a la Unidad de Telecomunicaciones y Cómputo: Heberto Ferreira, Alberto Valencia y a Atzimba López por todo el apoyo recibido y por su amistad durante todo este tiempo.

Mis más sinceros agradecimientos a todo el personal de la Estación de Biología de Chamela, por el apoyo recibido durante el tiempo que estuve en sus instalaciones. En especial quiero agradecer a la señora Eva y a la señora Elena por tan hacer de mi estancia una delicia y a Norma y a Nachita por toda su colaboración en cuestiones administrativas.

Muchas gracias a todos los investigadores del ahora Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, por todo lo que aprendí de una u otra forma de ustedes como investigadores y como personas. En especial quiero agradecer a Alicia Castillo, por sus enseñanzas socio-ecológicas, a Ernesto Vega, por su apoyo y orientación estadística, a Maribel Nava y Rodrigo, por todo su apoyo y disposición para el trabajo en el laboratorio. A Mayra Gavito por comentarios y préstamo del laboratorio. De igual manera a Miguel Martínez, Julieta Benítez, Carla Galán, Eduardo García Frapolli, Alejandro Casas, Liliana Rentería, Gumersindo Sánchez, Ana María Noguez.

Quiero agradecer a los ejidatarios de la región de Chamela-Cuixmala que decidieron participar en esta investigación, con sus vivencias, relatos, anécdotas e información valiosa y específica que me brindaron. Gracias por el apoyo y la disposición en querer colaborar.

También quiero agradecer el apoyo recibido en el trabajo de campo por parte de Eloy Castro, Carlos Castro, Felipe Arreola, Manuel Beterams, Víctor Isaac, Angélica Vidal, Miriam Durán. A las personas que me ayudaron con bases de datos y análisis de muestras vegetales: Francisco Mora, Maelle Wallemacq y Wendy Sánchez.

Paralelo al proceso investigativo durante estos seis años he tenido el privilegio de formar lazos de amistad con personas muy queridas y quiero agradecer en especial a Víctor Jaramillo por su amistad y cada una de sus enseñanzas durante todo este proceso. De igual manera a Manuel Maass por su disposición y apoyo. A Elisabeth Huber por su bonita amistad que espero perdure siempre y por sus comentarios tan acertados a esta investigación.

Quiero agradecer a mi linda y querida amiga Sandrita Quijas, por su amistad y apoyo incondicional durante todos estos años y que aún sigue cerca de mí. Gracias a mi gran amiga Luz Piedad Romero, agradezco enormemente a la vida por haberte conocido en tierras mexicanas, que fueras colombiana y tenerte tan cerca luego de mi regreso a Colombia, LuzPi querida... gracias por todo!

De igual manera quiero agradecer a mi amigos, con ustedes mi estancia en México fue inolvidable, gracias por todo el apoyo recibido en las distintas etapas que viví en Morelia. En especial quiero agradecer a Carito y Dieguito, amigos muchas gracias por todo el afecto y el apoyo moral, por los almuerzos, las cenas, los paseos, por las porras y esas palabras siempre oportunas cuando me sentía saturada. Waly y Carito, mis niñeras favoritas, gracias amigas, por las cenas, los cafés, la compañía, por todo! Mi Susi, amiga muchas gracias por estar siempre pendiente de mí y de mi Latzi, gracias por las comilonas, las películas, tu compañía y cariño. Pacho y Yesi, amigos gracias por los consejos sobre maternidad, por el tiempo compartido, por las cenas, las reuniones, las celebraciones, es bonito contar con su amistad que espero perdure siempre. A mi amiga María José por sus alegrías y sacarme de la rutina. A mi gran amigo Felipe, muchas gracias por toda tu ayuda siempre de manera incondicional y con la mejor sonrisa, sobre todo al final con tanto trámite.

Muchas gracias por lo momentos y espacios compartidos a mis amigos: Isela Zemeño, Moisés Méndez, Pachi, Ángela Camargo, Omar Hernández, Fabiola Parra, Hernando Rodríguez, Angy Mendoza, Felipe Campos, Fabiola Gutiérrez, Ilyas Siddique, Radika Bhaskar, Cynthia Armendariz, César González, Sandra Pérez, Ana María Noguez, Lucy Martínez, Ale González, Omar y Nohora Rodríguez, Claudia Cabrera, Yamile Granados, Magnolia Martínez, Mónica Ribeiro, Katy Armenta, Betty Fuentes, a la Señora Rebeca y su familia.

Tengo un enorme agradecimiento con este país y con toda la gente querida que estuvo apoyándome tanto emocional como académicamente durante el tiempo que estuve desarrollando mi doctorado y que de una u otra forma contribuyeron en mi formación no solo como doctora sino también como persona. Gracias Morelia, gracias UNAM!

DEDICATORIA

A mi hijito Nico, mi luz y gran motivación

A mi esposo, por su amor y apoyo incondicional

A mis padres, por la vida y por tenerlos siempre a mi lado

ÍNDICE

RESUMEN	1
ABSTRACT	4
INTRODUCCIÓN GENERAL	7
CAPITULO 1	
Capacidad adaptativa en los sistemas socio-ecológicos en zonas de bosque tropical seco: un análisis del concepto y su aplicabilidad.....	16
CAPÍTULO 2	
Effects of livestock management on the supply of ecosystem services in pastures in a tropical dry region of western México.....	33
CAPÍTULO 3	
Dinámica del sistema socio-ecológico de bosque tropical seco manejado para pasturas y variables biofísicas y sociales asociadas.....	61
DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES	91
LITERATURA CITADA	99
Anexo 1. Sobre tiro del artículo requisito.....	111

RESUMEN

Los sistemas socio-ecológicos (SSE) son sistemas integrados donde componentes tanto sociales como ecológicos están interactuando de manera constante y compleja. El estudio de esta dinámica socio-ecológica es una de las prioridades de investigación para el desarrollo sostenible y el manejo de ecosistemas. Se ha considerado a los SSE como la unidad analítica fundamental para la investigación de la sustentabilidad de los ecosistemas. Desde que fueron evidentes los cambios ocasionados por las actividades humanas en los últimos 50 años, ha crecido un particular interés por abordar la problemática de los ecosistemas desde esta perspectiva socio-ecológica. Sin embargo, aun constituye un reto abordar desde estas perspectivas el estudio de los ecosistemas como sistemas manejados. En esta tesis estudié la dinámica socio-ecológica que determina el manejo ganadero y el suministro de servicios ecosistémicos en una región tropical seca en el Pacífico mexicano. Adopté el enfoque de sistemas complejos, mediante el análisis de la capacidad adaptativa, la relación entre el régimen de manejo ganadero y el suministro de servicios ecosistémicos, así como también la identificación de variables exógenas y endógenas del SSE para explicar la dinámica SSE de Chamela-Cuixmala.

La tesis se compone de cinco secciones. Una introducción general, tres capítulos que corresponden a los tres objetivos de investigación y una discusión general. En la Introducción se presenta la problemática abordada de manera general, la descripción general de los sistemas socio-ecológicos como marco conceptual adoptado para esta investigación, la importancia y la problemática asociada a las zonas tropicales secas, así como también los objetivos de esta investigación.

En el Capítulo 1 hice un análisis del concepto de capacidad adaptativa y sus implicaciones en los sistemas socio-ecológicos, para esto realicé una revisión del concepto y lo contextualicé con relación a la resiliencia y cómo se puede desarrollar y aplicar al caso particular de Chamela-Cuixmala. A pesar de que en la literatura abundan los conceptos sobre capacidad adaptativa que refleja su característica contexto-dependiente, es importante identificar esta capacidad como una propiedad emergente de estos sistemas complejos que

contribuye a su resiliencia. Para el caso particular de Chamela-Cuixmala que es una región compuesta por mosaicos de parches de bosque tropical seco conservado y praderas ganaderas, además de otras actividades y distintos actores sociales, se encontró que se tiene información sobre parámetros que pueden definir la capacidad adaptativa como son los naturales, físicos, económicos y sociales.

En el Capítulo 2 analicé los efectos de los componentes del régimen de manejo ganadero (duración, frecuencia, número de quemas y chapeos e intensidad) sobre los servicios ecosistémicos de provisión, regulación y de soporte en praderas ubicadas en zonas del trópico seco. Combiné metodologías cuantitativas y cualitativas, documenté el régimen de manejo ganadero mediante entrevistas semi-estructuradas a los dueños de las parcelas y cuantifiqué 15 indicadores de servicios en un gradiente de duración entre 4 y 40 años con manejo ganadero. Encontré que la duración del manejo ganadero estuvo relacionado con el aumento de la cantidad de forraje (a mayor disponibilidad de forraje mayor duración del manejo ganadero), pero también asociado a una disminución en su calidad (a mayor duración del manejo menor calidad de forraje), así como también en la estructura del suelo y en la biodiversidad vegetal (a mayor duración de manejo menor estructura del suelo y diversidad vegetal). Los demás componentes del régimen de manejo mostraron efectos diferenciales. Por ejemplo, las quemas afectaron el nitrógeno del suelo, así como también la calidad de los pastos, el almacén de carbono y la riqueza y equitatividad de plantas leñosas, herbáceas y plántulas de plantas leñosas. Los resultados indican que existe un conflicto entre las decisiones de manejo a corto plazo y la sostenibilidad a largo plazo del régimen de manejo ganadero.

En el Capítulo 3 exploré la dinámica del sistema socio-ecológico a partir del conocimiento por parte de los ejidatarios para determinar las variables biofísicas y sociales que se consideran importantes al momento de tomar decisiones, para luego clasificarlas en endógenas y exógenas del sistema. Las variables endógenas tanto sociales como ecológicas se caracterizaron en variables lentas (calidad del suelo, conocimiento local, estrategias de manejo, actitud y apropiación de la actividad ganadera) y rápidas (la producción de forraje, cantidad de ganado, vegetación) y se identificaron las variables claves del sistema (calidad del suelo-fertilidad). Por último, exploré las interacciones entre las variables y los servicios

ecosistémicos de la configuración actual del SSE para describir la dinámica del sistema. Encontré que la estructura del SSE está determinada por variables lentas, mientras que su dinámica emerge de las interacciones que generan variables rápidas. La identificación de las variables lentas y rápidas se ha usado como parte del análisis de la dinámica y las interacciones entre sistemas sociales y biofísicos, para formular estrategias de manejo que contribuyan al fortalecimiento de la capacidad adaptativa, el manejo y la sostenibilidad del sistema socio-ecológico.

En la última sección hice una discusión general sobre los hallazgos y las implicaciones de esta investigación con relación a los avances metodológicos, los efectos del manejo sobre servicios ecosistémicos, las interacciones entre variables biofísicas y sociales, y la capacidad adaptativa en sistemas socio-ecológicos. Los avances metodológicos fueron la combinación de datos cualitativos provenientes de entrevistas para documentar los componentes del régimen de manejo y los datos cuantitativos desde las parcelas para medir indicadores de servicios ecosistémicos y condiciones de sitio, mientras que para la dinámica del SSE se abordó desde una perspectiva cualitativa a partir de las percepciones que la gente tiene tanto de componentes sociales como biofísicos. Las oportunidades y limitaciones del enfoque utilizado fueron la detección de variables e interacciones claves de los sistemas socio-ecológicos necesarios para entender su dinámica, sin embargo, algunas limitaciones estuvieron relacionadas con la escala temporal relativamente corta para evidenciar cambios en variables lentas clave y detectar de esta manera umbrales de cambio, no se contó con la información suficiente para evaluar la capacidad adaptativa, ni para realizar un modelo cuantitativo del sistema socio-ecológico. Esta investigación presenta avances en el entendimiento de la complejidad de estos sistemas mediante la incorporación del concepto de capacidad adaptativa, las implicaciones de los sistemas manejados sobre los distintos servicios ecosistémicos y se aporta conocimiento para el entendimiento de la dinámica de los sistemas socio-ecológicos.

ABSTRACT

Social-Ecological System (SES) are integrated systems where both social and ecological components are constantly interacting within a complex system. The study of these socio-ecological dynamics is one of the research priorities for sustainable development and ecosystem management. SES are the fundamental analytical units for the research in ecosystem sustainability. Since there have been obvious changes caused by human activities over the past 50 years, a particular interest in addressing the problem of ecosystems from this socio-ecological perspective has grown. However, there are challenges to address these perspectives in the study of ecosystems and managed systems. In this thesis I studied the socio-ecological dynamics that determine the livestock management and provision of ecosystem services in a dry tropical region in the Mexican Pacific, adopting the conceptual approach of adaptive capacity, analyzing the relationship between livestock management and supply of ecosystem services, as well as exogenous and endogenous variables of SES to explain the dynamics of Chamela-Cuixmala.

The thesis comprises five sections. A general introduction, three chapters corresponding to the three research objectives and a general discussion. In the introduction there is a broad approach to the tackled problems, a general description of socio-ecological systems as the conceptual framework adopted for this research, the importance of the dry tropics and their associated problems, as well as the objectives of this research.

In Chapter 1 there is a review of the concept of adaptive capacity and its implications for the socio-ecological systems; the concept was contextualized with respect to resilience and how to develop and apply the particular case of Chamela-Cuixmala. There are several concepts of adaptive capacity in the literature which reflect their context-dependent characteristic, it is important to identify this capacity as an emergent property of these complex systems which contributes to their resilience. For the particular case of Chamela-Cuixmala, a region composed of mosaics of remnant patches of tropical dry forest and cattle pastures, and other activities and social actors, it was found that information on natural, physical, economic and social parameters could define adaptive capacity.

In Chapter 2 the effects of the components of the system of livestock management (duration, grazing period, number of fires and bonnets and stocking density) on ecosystem services regulation and provision of support in pastures located in dry tropical areas were analyzed. For this, quantitative and qualitative methodologies were combined, the livestock management regime was documented by semi-structured interviews to estate owners and 15 ecosystem service indicators were quantified in a gradient of 40 years of livestock management. It was found that the duration of livestock management was associated with an increase in the amount of forage (a greater availability of forage increases the duration of livestock management), but is also associated with a decrease in quality (longer the livestock management decreases forage quality), as well as soil structure and plant biodiversity (a longer livestock management duration is detrimental to soil structure and plant diversity). The other components of the management regime showed differential effects. For example, burning affected soil nitrogen, as well as the quality of the pasture, carbon storage and the richness and evenness of woody plants, herbaceous and woody plant seedlings. The results indicate that there is a conflict between management decisions and short-term and long-term sustainability of livestock management regime.

In Chapter 3 the dynamic of the socio-ecological system is explored from the knowledge on the biophysical and social variables that are considered important when making decisions by the *ejidatarios*, and then are classified into endogenous and exogenous. There were slow (soil quality, local knowledge, management strategies, attitude and sense belonging of livestock) and fast (forage production, livestock numbers and vegetation) endogenous variables, both social and ecological. Key system variables are identified (soil quality-fertility). Finally the interactions between variables and ecosystem services of the current configuration of SES were explored to describe the dynamics of the system. It was found that the structure of the SES is determined by slow variables, while its dynamic emerges from the interactions that generate fast variables. The identification of slow and fast variables has been used as part of the analysis of the dynamics and interactions between social and biophysical systems, to formulate management strategies that contribute to the strengthening of adaptive capacity, management and sustainability of the socio ecological -system.

The last section provides a general discussion of the findings and implications of this research in relation to methodological developments, the effects of management on ecosystem services, interactions between biophysical and social variables, and adaptive capacity in socio-ecological systems. Methodological advances were combining qualitative data from interviews to document the components of the management regime and quantitative data from the plots to measure indicators of ecosystem services and site conditions, while the dynamics of SSE were addressed from a qualitative perspective from perceptions that people have of both social and biophysical components. The opportunities and limitations of the approach were the detection of variables and key interactions of the socio-ecological systems necessary to understand its dynamics, however, some limitations were related to the relatively short timescale to demonstrate changes in key slow variables and detect thresholds, the lack of enough information to assess adaptive capacity, or to perform a quantitative model of this socio-ecological system. This research presents advances in the understanding of the complexity of these systems by incorporating the concept of adaptive capacity, it also provides knowledge on the implications of management on ecosystem services on the the dynamics of socio-ecological systems is provided.

INTRODUCCIÓN GENERAL

El reto de la conservación de los ecosistemas en un mundo cambiante

Los seres humanos hemos transformado los ecosistemas más rápido de lo que se han modificado en cualquier otro periodo de la historia (MA 2005). Debido al gran impacto que han tenido las actividades humanas sobre los ecosistemas del planeta, se le ha denominado a esta era el *antropoceno* (Steffen *et al.* 2011), que inicia con la agricultura y se intensifica con la industrialización, cuya principal característica ha sido el uso de combustibles fósiles. Con el antropoceno el rápido crecimiento de la población humana trajo consigo cambios y crecientes impactos de las actividades humanas sobre el planeta y la atmósfera. Los cambios ocasionados por los humanos son múltiples, complejos e interactúan entre sí de manera exponencial con consecuencias globales (Steffen *et al.* 2004). Casi el 50% de la superficie terrestre ha sido transformada en los últimos tres siglos, la cantidad de suelo usado para la agricultura se ha incrementado cinco veces y grandes áreas de suelo se han perdido debido a la degradación. Estos y otros cambios en el clima, en las concentraciones de CO₂, en el flujo de N, y en las pesquerías, se han dado de manera acelerada desde comienzos de la revolución industrial (por los años 50's) por lo que se le conoce también como *la gran aceleración* (Steffen *et al.* 2004). Todos estos fenómenos reflejan un profundo cambio en las relaciones entre los humanos y la naturaleza (Steffen *et al.* 2011).

Para el caso de los sistemas terrestres, la expansión y la intensificación de la agricultura es el principal factor que contribuye al cambio ambiental (Rockström *et al.* 2009). La conversión de bosques y otros ecosistemas a tierras de cultivo ha ocurrido a una tasa del 8% por año en los pasados 50 años y es el principal responsable de la pérdida del funcionamiento y servicios del ecosistema (Rockström *et al.* 2009).

La transformación de los ecosistemas ha ocurrido con el fin de aumentar el bienestar humano, por lo que actualmente observamos una *paradoja ambiental* (Raudsepp-Hearne *et al.* 2011; Steffen *et al.* 2011), aquella en la que a pesar del deterioro aumenta el bienestar social. Este

deterioro no es homogéneo para todos los procesos del ecosistema, ni lo es para todos los servicios ecosistémicos, que son todos los beneficios que se obtienen de los ecosistemas y que son fundamentales para el bienestar de las personas (MA 2005).

El bienestar humano está muy relacionado con el estado de los ecosistemas y los servicios que estos proveen (MA 2005), pero los impactos dependen del tipo de servicio ecosistémico en cuestión. Lo que se observa es que la actividad antrópica ha fomentado el aumento de los llamados servicios de provisión, es decir, de la oferta de recursos naturales como la madera y la producción de alimentos derivados de la agricultura. Sin embargo, la actividad antrópica ha contribuido al deterioro de los servicios de regulación, aquellos que regulan las condiciones en las que vivimos (p.ej. regulación climática, regulación de la calidad del suelo), y de los servicios de soporte, aquellos que sustentan el funcionamiento de los ecosistemas y su capacidad de ofrecer servicios (p.ej. mantenimiento de la biodiversidad, ciclaje de nutrientes) (MA 2005; Maass *et al.* 2005; Raudsepp-Hearne *et al.* 2010b). La paradoja ambiental se explica porque el bienestar humano aumenta en el corto plazo por la generación de servicios de provisión (alimentos principalmente), a costa de los servicios de soporte y regulación, potencialmente amenazando el mantenimiento de la oferta de servicios de provisión a largo plazo.

Los sistemas socio-ecológicos y la capacidad adaptativa

La comprensión de la dinámica socio-ecológica es una de las prioridades de investigación para el desarrollo sostenible, el manejo de ecosistemas, de los paisajes y de recursos (Dearing *et al.* 2015). Los sistemas socio-ecológicos (SSE) se consideran como la unidad analítica fundamental para la investigación de la sustentabilidad de los ecosistemas (Gallopín 2006). Los SSE permiten considerar que los componentes tanto sociales como ecológicos están acoplados dentro de un sistema complejo y que interactúan entre sí (Liu *et al.* 2007). La necesidad de tener esta visión integral surge desde el siglo XIX, aunque la discusión al respecto se ha consolidado en las últimas dos décadas, abarcando muchas disciplinas como la ecología humana, la ecología cultural, la antropología ecológica y la etnoecología, entre otras (Davidson-Hunt & Berkes 2003). Este enfoque ha sido la plataforma ideal para

fundamentar otros marcos conceptuales como el de la resiliencia socio-ecológica, la vulnerabilidad, la adaptabilidad (Young *et al.* 2006), los servicios ecosistémicos (Liu *et al.* 2007) y la sustentabilidad (Berkes *et al.* 1998). El acercamiento de los SSE ha permitido el comienzo por trascender no sólo las barreras disciplinarias sino incidir en la toma de decisiones a distintas escalas (Fischer *et al.* 2015).

Los estudios socio-ecológicos abarcan no solo variables ecológicas y sociales, sino que hacen particular énfasis en aquellas variables que modulan las relaciones entre componentes naturales y humanos. En particular, los servicios ecosistémicos y el manejo de los ecosistemas (Liu *et al.* 2007; Schultz *et al.* 2007; Ostrom 2009) son los temas centrales que modulan la interacción entre sociedad y ecosistemas. En este contexto, se entiende por SSE los sistemas en el cuales la gente depende de los recursos y servicios que proveen los ecosistemas, cuya dinámica está influenciada por las actividades humanas (Chapin *et al.* 2009; Collins *et al.* 2010; Renaud *et al.* 2010). De esta manera, las actividades humanas determinan el manejo de los ecosistemas y tienen implicaciones directas sobre la capacidad de los ecosistemas para sostener el desarrollo social y el progreso que se fija en torno a los servicios ecosistémicos que estos ecosistemas suministran (Folke *et al.* 2003b).

En un sistema que ha sido transformado por acciones humanas se generan interacciones que replantean las relaciones hombre-naturaleza y estas se reorganizan entorno a ese cambio, lo que genera distintas capacidades por parte del SSE para adaptarse al cambio. El estudio de la capacidad adaptativa definida como la capacidad que tiene un sistema para ajustarse y responder a cambios tanto internos como externos (Carpenter & Brock 2008), ofrece una perspectiva para entender cómo el sistema responde a cambios inminentes y a la incertidumbre que generan estos cambios (Gallopín 2006).

La capacidad adaptativa, reconocida también por algunos autores como un componente de la resiliencia del sistema (Chapin *et al.* 2009), hace que el sistema sea capaz de sobrellevar los cambios y las incertidumbres, mediante procesos y acciones que son tomados desde la dimensión humana para mejorar, manejar o ajustarse a las condiciones cambiantes (Smit & Wandel 2006). De esta manera, en un mundo donde los sistemas socio-ecológicos se

enfrentan a grandes transformaciones es importante tener muy claro esta perspectiva socio-ecológica para estudiar esta capacidad adaptativa, que es particularmente relevante para los ecosistemas secos ante su deterioro en función del bienestar humano.

Las transformaciones del trópico seco

El trópico seco posee una alta diversidad ecológica y cultural, alto endemismo de plantas vasculares en matorrales y alta diversidad de anfibios, reptiles, aves y mamíferos. Las zonas tropicales secas se caracterizan por condiciones climáticas extremas, elevada temperatura y elevada evapotranspiración potencial (Murphy & Lugo 1986; Reynolds *et al.* 2005). Los altos niveles de estrés hídrico que ocurren durante los años secos puede ser el factor moldeador más significativo de la estructura, la composición y las funciones de los ecosistemas secos (Murphy & Lugo 1986). La vegetación y el suelo están fuertemente influenciados por la retención de agua, además el suelo tiene contenido bajo de materia orgánica y baja fuerza de agregación, lo que los hace altamente erosionables (Reynolds *et al.* 2007a; Stafford-Smith *et al.* 2009).

En este tipo de ecosistemas, el deterioro ambiental y sus consecuencias sobre el bienestar humano amenazan el suministro de servicios ecosistémicos. Las zonas secas ocupan aproximadamente un 41% de la superficie terrestre, cerca de dos billones de personas viven en ellas (MA 2005; Reynolds *et al.* 2007a; Stafford-Smith *et al.* 2009), y aproximadamente la mitad de estas personas dependen directamente de los recursos naturales y culturales como el pastoreo, agricultura, turismo y minería (Stafford-Smith *et al.* 2009). Todos estos beneficios corresponden a los servicios ecosistémicos que los seres humanos obtienen de este ecosistema (MA 2005; Balvanera *et al.* 2011).

Los servicios ecosistémicos que las sociedades obtienen de los ecosistemas secos, y de otros ecosistemas, se clasifican en cuatro categorías (Millenium Ecosystem Assessment 2005a): i) *provisión*, también llamados bienes, que se obtienen directamente del ecosistema y se adquieren a través del manejo; estos incluyen la producción de alimentos asociados a prácticas agropecuarias o al cultivo de forraje para la ganadería ; ii) *regulación*, que regulan

las condiciones biofísicas del ambiente en el que habitan los seres humanos y realizan sus actividades productivas, estos incluyen la regulación de la calidad del suelo o los almacenes de carbono; iii) *soporte*, o funciones básicas que mantienen el ecosistema, p. ej. el mantenimiento de la biodiversidad; y iv) *culturales* cuya importancia surge de la percepción individual o colectiva de su existencia, p. ej. la identidad, el legado cultural y el sentido de pertenencia (Balvanera 2012).

Todos los servicios contribuyen al bienestar de las sociedades humanas (Balvanera *et al.* 2011). Sin embargo, los pobladores de las zonas secas dependen de los servicios ecosistémicos para satisfacer sus necesidades básicas más que los habitantes de cualquier otro tipo de ecosistema, ya que dependen 100% de la productividad biológica, como producción de cosechas, ganadería, producción lechera, crecimiento de la madera para leña, y materiales de construcción y, por lo que ya se mencionó, en estas zonas la productividad está limitada por la disponibilidad de agua (MA 2005). Esto significa que el deterioro ambiental afecta tanto a los servicios de provisión como al bienestar humano, por lo que puede ser que no ocurra la paradoja ambiental en estos lugares. Esta situación hace que las poblaciones de estas zonas se encuentren entre las más marginadas económica, social y políticamente (Stafford-Smith *et al.* 2009).

El régimen de manejo y los servicios ecosistémicos

Las poblaciones humanas modifican las condiciones de los ecosistemas mediante el manejo para incrementar el suministro de algunos servicios ecosistémicos (Van Oudenhoven *et al.* 2012). De esta manera, la expansión y la intensificación de los sistemas de producción pueden generar consecuencias negativas sobre los servicios de regulación y de soporte (Bennett & Balvanera 2007). El fuego, los cultivos y la ganadería, pueden crear mosaicos de cambios complejos a través de las zonas secas con implicaciones a escalas regionales. Tales modificaciones espaciales y temporales pueden dar lugar a la emergencia de nuevos paisajes y dinámicas ecosistémicas (GLP 2005). Por ejemplo, la conversión del bosque a praderas para la ganadería genera cambios como la compactación del suelo, que conlleva a la reducción del volumen y continuidad de los poros largos en el suelo y a la disminución del

movimiento de agua y aire en el perfil del suelo (Maass 1995; Gillespie *et al.* 2000). También, la ganadería intensiva puede dar lugar a la dominancia de especies de plantas con espinas y arbustos no palatables para el ganado que transforma estos sistemas (Gillespie *et al.* 2000). Lo mismo sucede cuando se emplea el fuego y surgen especies oportunistas (Burgos & Maass 2004).

El impacto del manejo sobre las propiedades biofísicas de los ecosistemas y el suministro de servicios depende de cómo son manejados estos ecosistemas (Van Oudenhoven 2015). Desde una perspectiva socio-ecológica, el régimen de manejo no depende solamente de la duración, frecuencia, intensidad y magnitud de las prácticas de manejo, sino también de las condiciones biofísicas y sociales en las que se llevan a cabo dichas prácticas de manejo (Trilleras *et al.* 2015). Así, la actividad ganadera impacta de manera diferencial a un conjunto de servicios ecosistémicos. Por ejemplo, mediante prácticas de manejo que favorecen la producción de forraje para el ganado, a la vez se pone en riesgo la productividad del suelo y la calidad de este forraje (Trilleras *et al.* 2015). Además, si se tienen en cuenta otras prácticas de manejo como periodos de barbecho reducidos, sobrepastoreo y tala de árboles, el resultado es la degradación de estas tierras, que se traduce en una pérdida de servicios ecosistémicos (Reynolds *et al.* 2005; Agarwala *et al.* 2014), que puede conducir a acciones de manejo que exacerban la degradación de estos ecosistemas (Puigdefábregas 1998).

La dinámica socio-ecológica

En el contexto de los SSE como sistemas complejos, existen interacciones importantes entre variables, tanto sociales como ecológicas, que determinan su dinámica y pueden ser entendidas mediante el estudio de las relaciones entre variables lentas y rápidas (Carpenter *et al.* 2009). Las variables “lentas” definen procesos con tendencias lentas que se perciben a largo plazo y las variables “rápidas” definen procesos que ocurren en un tiempo relativamente corto (Hossain & Dearing 2013). Se ha planteado la importancia de identificar las variables lentas y rápidas, así como sus interacciones, para entender los procesos de toma de decisiones y el manejo en los SSE (Gunderson & Holling 2002). Dichas decisiones determinan la

estructura y dinámica de estos sistemas, así como también el suministro de servicios ecosistémicos (Walker *et al.* 2002).

La identificación de variables lentas y rápidas se complementa con la de variables clave. Las variables clave pueden influir sobre los SSE, son generalmente de tipo lento y actúan a diferentes escalas (Davidson-Hunt & Berkes 2003; Biggs *et al.* 2015a). La existencia de este tipo de variables podría contribuir a la identificación de umbrales que determinan cambios irreversibles para el sistema (Scheffer *et al.* 2009). En este sentido, el estudio de las dinámicas socio-ecológicas requiere del análisis de sus variables tanto lentas como rápidas y de la identificación de variables claves.

Presentación de la tesis

El objetivo general de este trabajo es analizar la dinámica socio-ecológica que determina el régimen de manejo ganadero y el suministro de servicios ecosistémicos en una región tropical seca en el Pacífico mexicano. Este objetivo general consta de los siguientes objetivos específicos:

1. Describir el concepto de capacidad adaptativa y su aplicabilidad en los sistemas socio-ecológicos en zonas de bosque tropical seco.
2. Analizar la relación entre el régimen de manejo ganadero y la capacidad de suministro de cuatro servicios ecosistémicos en la región de Chamela-Cuixmala en áreas de bosque tropical seco de México.
3. Describir la relación entre variables de carácter biofísico y social que contribuyen a la toma de decisiones sobre el manejo ganadero y que regulan la dinámica del sistema socio-ecológico de Chamela-Cuixmala.

La tesis consta de cinco secciones: una introducción general, tres capítulos y una discusión general. En la introducción general se presentan los elementos conceptuales para el desarrollo de la tesis. En el capítulo uno se aborda el primer objetivo que describe y analiza el concepto de capacidad adaptativa en el marco conceptual de los sistemas socio-ecológicos con énfasis en las zonas tropicales secas. El capítulo dos analiza la relación entre el manejo y el

suministro de servicios ecosistémicos, como se plantea en el segundo objetivo. El capítulo tres, relacionado con el tercer objetivo, describe la dinámica socio-ecológica del sistema analizado en función de la relación entre sus variables exógenas y endógenas, lentas y rápidas y variables claves. Por último, se presenta una sección de discusión general y conclusiones.

Área de estudio

Esta investigación se desarrolló en la región de Chamela-Cuixmala, ubicada en la costa del Pacífico mexicano, en el estado de Jalisco. La temperatura media anual es de 24,6°C y la precipitación media anual es de 749 mm, fuertemente estacional y altamente variable entre años (Maass & Burgos 2011a). En la región se encuentra la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala (RBCC) (19°23' – 19°30'N, 104°56'105°04'O) que está rodeada por ejidos que conforman un paisaje de mosaicos de parches de bosque tropical seco y praderas ganaderas (principalmente). El área de estudio corresponde a praderas ganaderas con diferentes edades de uso ubicadas en los ejidos de San Mateo, Juan Gil Preciado, Santa Cruz, Los Ranchitos y Nacastillo (Figura 1). En la región de Chamela-Cuixmala el sistema social incluye a los ejidatarios o habitantes y usuarios de los servicios ecosistémicos, las instituciones, la infraestructura y las actividades productivas que realizan (Castillo *et al.* 2005), mientras que el sistema ecológico está comprendido por el ecosistema de bosque seco tropical (BTS), los componentes biofísicos y las comunidades de organismos, tanto de flora como fauna (Noguera *et al.* 2002).

La historia de manejo en la región de Chamela-Cuixmala es de aproximadamente unos 40 años y estuvo influenciada por políticas gubernamentales –el reparto agrario y políticas públicas- entre los años 50's y 70's, que han sido los principales factores que propiciaron la transformación del bosque seco tropical de la región a mosaicos de praderas ganaderas y bosque (Castillo *et al.* 2005). Una vez establecidas las comunidades, han prevalecido las incompatibilidades y los intereses en conflicto debido al cambio de uso del suelo para las actividades agropecuarias y turísticas (Castillo *et al.* 2009). Además, el bosque tropical seco está sujeto a múltiples presiones que a menudo operan simultáneamente como son: el cambio climático, la fragmentación, el fuego, la conversión a la agricultura o a praderas para la

ganadería y la población humana (Miles *et al.* 2006). Todos estos cambios generan transformaciones ecológicas y sociales (Gallopín 2006) y los efectos de la transformación ocurren a dos escalas temporales: a corto plazo, como consecuencia de quemadas, por ejemplo, y a largo plazo, como consecuencia de varios años de manejo, como es el caso de la ganadería (Maass 1995; García-Oliva & Jaramillo 2011).

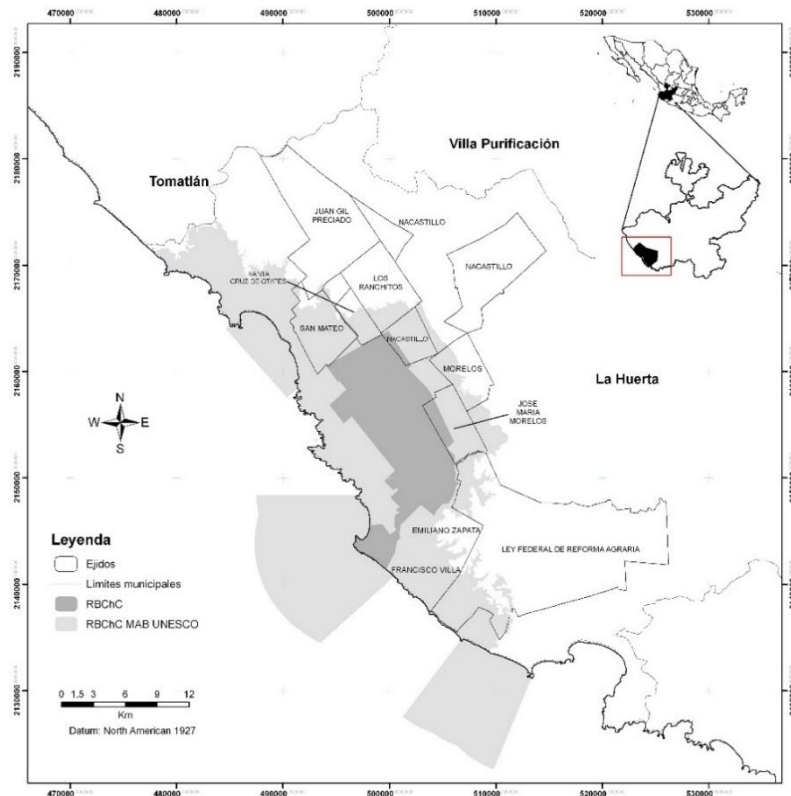


Figura1. Mapa de la región de Chamela-Cuixmala. En el mapa se puede observar la reserva de la biósfera de Chamela Cuixmala (RBChC) y su área de influencia constituida por ejidos. Fuente: (Pérez-Escobedo 2011).

Esta investigación se llevó a cabo utilizando praderas ganaderas activas con diferentes edades de uso, que variaron entre 4 y 40 años con manejo ganadero. Toda la información de historia de manejo e identificación de las variables biofísicas y sociales fue proporcionada por los ejidatarios, dueños de estas praderas ganaderas.

CAPITULO 1

Capacidad adaptativa en los sistemas socio-ecológicos en zonas de bosque tropical seco: un análisis del concepto y su aplicabilidad

Resumen

Se entiende por capacidad adaptativa la habilidad de un sistema para ajustarse a los cambios de demandas internas y externas, lo que le permite sobreponerse a las contingencias ambientales. Sin embargo en la literatura se encuentra gran variedad de conceptos y definiciones que dificultan su entendimiento y aplicabilidad, por lo que el objetivo de este capítulo fue proveer una descripción del concepto de capacidad adaptativa y su aplicabilidad en los sistemas socio-ecológicos en zonas de bosque tropical seco. Se encontró que la gran variedad de conceptos y definiciones de capacidad adaptativa responde a su característica contexto dependiente propia de los sistemas complejos, en esta revisión se consideró a la capacidad adaptativa como una propiedad emergente de los sistemas socio-ecológicos que contribuye a su resiliencia, entendida como la capacidad que tiene estos sistemas de continuar suministrando servicios ecosistémicos. Con base en estudios que han abordado y estimado la capacidad adaptativa, se identificaron como determinantes (o factores) el acceso a los recursos, ya sean naturales, físicos, económicos y sociales. Cada uno de estos determinantes está definido por un conjunto de indicadores que se pueden medir, para luego obtener un índice de capacidad adaptativa. Se encontraron 16 estudios que han cuantificado esta capacidad adaptativa mediante el índice de capacidad adaptativa, para aplicar el concepto al caso particular de Chamela-Cuixmala, se encontró que se tiene información suficiente sobre determinantes naturales, sociales y económicos (en menor grado). Se consideró relevante generar información sobre los determinantes físicos (tecnológicos e infraestructura), así como los indicadores (transporte, sistemas de drenaje, comunicaciones) que permiten definir cada determinante. Esta información es relevante para identificar zonas con distintos niveles de adaptación teniendo en cuenta que la zona de estudio es particularmente vulnerable a los cambios de uso del suelo y al cambio climático.

Palabras clave: capacidad adaptativa, resiliencia, sistema socio-ecológico, bosque seco tropical.

Introducción

Los cambios ambientales ocurridos en los últimos cincuenta años en los ecosistemas han alcanzado escalas globales llevando al planeta a sus propios límites. Adoptar un enfoque de sostenibilidad global es urgente para garantizar tanto el mantenimiento y recuperación de los ecosistemas, así como también para el desarrollo de las sociedades (Rockström *et al.* 2009; Steffen *et al.* 2015). Una de las metas de la sostenibilidad es garantizar el mantenimiento a largo plazo de los servicios ecosistémicos, que dependen de la integridad de los ecosistemas (Bennett *et al.* 2014). Por lo tanto, el reto es promover la sostenibilidad de los ecosistemas en todo el planeta a razón de que muchos de ellos son convertidos en sistemas productivos con la finalidad de ofrecer algunos servicios ecosistémicos tangibles (ej. alimentos) que benefician a una sociedad humana en continuo crecimiento. Esta problemática puede estudiarse adoptando el marco conceptual de los sistemas socio-ecológicos.

Los sistemas socio-ecológicos (SSE) se comprenden desde un enfoque sistémico y representan la unidad de análisis para el desarrollo sostenible (Gallopín 2006; Gallopín 2015). Los sistemas socio-ecológicos (gente-naturaleza) permiten analizar el vínculo estrecho que existe entre los subsistemas social y ecológico, cada uno con componentes, interacciones y funciones propias que se acoplan dando lugar a propiedades únicas que emergen como resultado de estas interacciones y que gobiernan la dinámica de los SSE (Chapin *et al.* 2009; Renaud *et al.* 2010). Las zonas de bosque tropical seco (BTS), pueden considerarse como sistemas socio-ecológico debido a que millones de personas habitan en estas zonas y dependen de su productividad y buen funcionamiento (Stafford-Smith *et al.* 2009). La dependencia de las poblaciones humanas hacia estos sistemas los ha transformado ocasionando su degradación (Miles *et al.* 2006). Esta degradación tiene consecuencias que pueden ser negativas para el suministro de servicios ecosistémicos y afectar directamente al bienestar humano (MA 2005). De esta manera, la complejidad al interior de los SSE está

fundamentada por las condiciones particulares en las que se encuentran los subsistemas (social y ecológico), esto es, las retroalimentaciones entre recursos, actores sociales e instituciones que operan a distintas escalas espaciales y temporales (Schlüeter *et al.* 2012). Existen diversos marcos conceptuales en la literatura actual que estudian la complejidad de los SSE (Binder *et al.* 2013) y están relacionados con la resiliencia (Biggs *et al.* 2015c), la vulnerabilidad (Turner *et al.* 2003), la capacidad adaptativa (Armitage & Plummer 2010) o los servicios ecosistémicos (Reyers *et al.* 2013), entre otros.

Algunos de los esfuerzos para entender cómo estos SSE responden a las transformaciones, se han centrado en construir y mejorar la capacidad adaptativa (Vogel & Smith 2002). La capacidad adaptativa puede entenderse como la habilidad de un sistema para “ajustarse” a los cambios de demandas internas y externas (Carpenter & Brock 2008), lo que le permite sobreponerse a las contingencias ambientales (Gallopín 2006). No obstante, el concepto de capacidad adaptativa varía y es discutido en la literatura bajo distintas perspectivas (Armitage & Plummer 2010), incluso es vinculado frecuentemente al concepto de resiliencia (Carpenter *et al.* 2001; Smit & Wandel 2006; Carpenter & Brock 2008) y se han propuesto algunos determinantes para estimarla en escenarios bajo amenazas tanto naturales como aquellas relacionadas con el manejo de recursos naturales (López-Marrero 2010; Pandey *et al.* 2011). La pregunta de investigación que guiará este capítulo es: ¿Cómo se puede entender el concepto de capacidad adaptativa y su aplicabilidad en los sistemas socio-ecológicos en zonas de bosque tropical seco?

Las zonas de bosque tropical seco en el pacífico mexicano, se enfrentan a distintas amenazas, entre estas el cambio climático, cambios de uso del suelo, demandas de agua, extracción de especies, entre otras (Maass *et al.* 2009). Se escogió como sistema socio-ecológico para hacer este ejercicio de análisis a la región de Chamela-Cuixmala, por ser una de las áreas de bosque tropical seco más conocidos, por sus estudios tanto en patrones y procesos ecológicos (Durán *et al.* 2006) como también en la incorporación del enfoque socio-ecológico relacionados con el manejo de estas áreas (Maass *et al.* 2010). El objetivo principal de este capítulo es proveer una descripción del concepto de capacidad adaptativa y su aplicabilidad en los sistemas socio-ecológicos en zonas de bosque tropical seco. En este sentido, primero se realiza una

revisión del concepto de capacidad adaptativa, luego se presenta la relación entre la capacidad adaptativa y la resiliencia de los sistemas socio-ecológicos, posteriormente se describe qué determina la capacidad adaptativa y por último se explora cómo se puede aplicar dicho concepto al caso particular del bosque tropical seco en la región de Chamela-Cuixmala.

Métodos

La búsqueda en la que se basa esta investigación es de carácter exploratoria y se concentró en la detección del uso del concepto de capacidad adaptativa en contextos tanto ecológicos como sociales y socio-ecológicos, así como también en la detección de ejemplos del uso del concepto en estudios de caso especialmente para zonas secas (que incluye al BTS). Se realizó una búsqueda de información mediante el uso de palabras claves como “adaptive capacity” “complex adaptive systems” combinados con “social-ecological system” en buscadores como Web of Science y Google Scholar. La información se organizó en las cuatro secciones que se describen a continuación.

1. El concepto de capacidad adaptativa

La sostenibilidad es entendida como un proceso que requiere de una capacidad de adaptación por parte de las sociedades y de los ecosistemas ante cambios eventuales (Berkes *et al.* 2003). Los cambios están definidos como modificaciones en la biósfera que incluyen modificaciones al paisaje, la pérdida de la biodiversidad, el cambio climático derivado de acciones humanas, entre otros. Estos cambios tienen lugar desde escalas locales hasta globales y han estado ocurriendo en periodos de tiempo cortos y sin precedentes (Crutzen 2006). Más allá de explicar el cambio en los ecosistemas lo que se busca es explicar cómo estos sistemas mantienen la estabilidad a pesar del cambio. El énfasis está en el análisis y comprensión de la dinámica de las interacciones entre los sistemas social y ecológico y en analizar maneras eficaces cómo estos sistemas responden a los cambios, para así tomar decisiones de manejo adecuadas (Berkes *et al.* 2003; Dearing *et al.* 2015). La capacidad adaptativa, bajo esta perspectiva, se convierte en una herramienta conceptual y de análisis para los SSE que puede contribuir al entendimiento de estas dinámicas y a la sustentabilidad de los estos sistemas.

La adaptabilidad o capacidad adaptativa fue originalmente definida en biología para referirse a la capacidad que tienen los seres vivos de adaptarse (es decir, ser capaces de vivir y reproducirse) a las contingencias ambientales (Plummer & Armitage 2010). Para el caso específico de los seres humanos, incluye además la viabilidad de actividades sociales y económicas y la calidad de vida humana (Engle 2011). Bajo este enfoque, la capacidad adaptativa de sistemas humanos puede ser definida como “la capacidad de cualquier sistema humano desde el individuo hasta toda la humanidad, de aumentar la calidad de vida de sus miembros individuales en un ambiente dado” (Gallopín 2006). Para el caso de los SSE el concepto tiene dos componentes: i) la capacidad de los SSE de sobrellevar los cambios ambientales y ii) la capacidad de mejorar sus condiciones en relación a su ambiente (Gallopín 2006). No obstante, en la literatura abundan los conceptos sobre capacidad adaptativa que reflejan distintos énfasis y contextos en los que se han desarrollado y vale la pena discutir.

Del análisis de la literatura sobre la capacidad adaptativa emergen seis perspectivas (Gallopín 2006; Plummer & Armitage 2010) que se describen a continuación. i) Desde las ciencias naturales: la capacidad adaptativa se refiere a la capacidad que tienen los organismos para adaptarse a cambios en su ambiente, normalmente dado por cambios en condiciones biofísicas, como la disponibilidad de agua. ii) Desde las ciencias sociales, la capacidad adaptativa se refiere a la importancia de la cultura y las instituciones como mediadoras para permitir el desarrollo de las sociedades, el cual ocurre a través del aprendizaje social y de sus interacciones (Kofinas & Chapin 2009), ante cambios tanto en condiciones biofísicas, como ante cambios en condiciones sociales. iii) Desde la ecología ambiental y política, la capacidad adaptativa presta atención a la vulnerabilidad de la población humana y su capacidad para afrontar los cambios en sus medios de vida (Chapin *et al.* 2009). iv) Desde el análisis de riesgos y amenazas, que evalúa la respuesta como una capacidad de adaptación a desastres y amenazas, que está muy relacionada con la vulnerabilidad (Engle 2011); v) Desde el análisis de la vulnerabilidad y cambio climático, la capacidad adaptativa se refiere a la capacidad de un sistema de ajustarse al cambio climático y tolerar sus consecuencias (Carpenter & Brock 2008; Engle 2011); y vi) Desde la evaluación de la resiliencia y los sistemas socio-ecológicos, la capacidad adaptativa hace énfasis en las interacciones que mantienen la dinámica del sistema en un balance entre el sostenimiento y el desarrollo (Plummer & Armitage 2010;

Engle 2011). De las anteriores, dos perspectivas han estado ganando adeptos en los últimos años con relación a la capacidad adaptativa: la perspectiva de “vulnerabilidad y cambio climático” (IPCC 2001; Adger & Vincent 2005; Gallopín 2006; Twomlow *et al.* 2008; Czúcz *et al.* 2011) y la perspectiva de la “resiliencia y los SSE” (Allison & Hobbs 2004; Fazey *et al.* 2007; Plummer & Armitage 2010; Engle 2011; Toral *et al.* 2014). En este capítulo se tomará como referencia la perspectiva de la resiliencia y los SSE.

2. La capacidad adaptativa y la resiliencia de los sistemas socio-ecológicos (SSE)

La resiliencia es considerada como propiedad y fundamento de los SSE (Salas-Zapata *et al.* 2012) y la ciencia de la sostenibilidad reconoce la importancia de la capacidad adaptativa para el mantenimiento de la resiliencia (Fazey *et al.* 2007). La perspectiva de la resiliencia surgió entre los 60’s y 70’s con un contexto ecológico, que enfatizaba los múltiples estados o configuraciones en las que un sistema podía permanecer y que estaban estrechamente relacionados con los procesos ecosistémicos y con los disturbios (Holling 1973). La definición de resiliencia adoptada para entonces se refería a la capacidad de los ecosistemas para absorber cambios o impactos y continuar persistiendo (Holling 1973). Treinta años después, se retomó esta definición y se complementó, para definirla como “la capacidad del sistema para absorber disturbios y reorganizarse mientras experimenta cambios, y aun así, continuar manteniendo su estructura, función, e interacciones” (Walker *et al.* 2004). Sin embargo, la resiliencia no sólo se refiere a la capacidad del sistema para tolerar impactos, sino también a las oportunidades que el disturbio abre en términos de renovación del sistema y emergencia de nuevas trayectorias o configuraciones para que el sistema se adapte (Berkes *et al.* 2003; Folke 2006). No obstante, con la incorporación del concepto de resiliencia a los sistemas socio-ecológicos, han abundado las investigaciones en varios sistemas (tanto urbanos como rurales) que ha dejado un entendimiento disperso y fragmentado sobre esta (Biggs *et al.* 2015c). Recientemente para el caso de los SSE se ha propuesto que la resiliencia es “la capacidad del SSE para sostener un grupo de servicios ecosistémicos deseado a pesar del disturbio o los cambios que experimente el SSE” (Biggs *et al.* 2012). Debido a que en las zonas de bosque tropical seco el manejo está relacionado con la oferta de servicios ecosistémicos, es pertinente incorporar a este SSE el concepto de resiliencia socio-ecológica.

Los SSE se caracterizan por la oferta de servicios ecosistémicos a los actores sociales (Biggs *et al.* 2015c), bajo estas circunstancias, cuando un ecosistema es transformado a campos agrícolas o ganaderos, el SSE ofrece un conjunto de servicios ecosistémicos que en comparación a los ofertados antes del cambio (cambio de configuración), son diferentes y se pueden suministrar algunos en mayor cantidad que otros (Biggs *et al.* 2015d). La relación entre la capacidad adaptativa y la resiliencia en sistemas socio-ecológicos puede llegar a ser confusa en algunas circunstancias, por lo que esclarecer esta relación contribuiría al entendimiento y aplicabilidad de los dos conceptos.

La relación entre la capacidad adaptativa y la resiliencia no es clara debido a los distintos puntos de vista que la describen (Gallopín 2006). Algunos autores han planteado que la capacidad adaptativa es sinónimo de resiliencia (Smit & Wandel 2006), otros que la capacidad adaptativa es un componente o característica de la resiliencia (Carpenter *et al.* 2001; Walker *et al.* 2002; Carpenter & Brock 2008), que la resiliencia es la clave para mejorar la capacidad adaptativa (Folke *et al.* 2002), o que la resiliencia depende de la capacidad adaptativa (Chapin 2009). También se ha considerado a la capacidad adaptativa como puente entre la vulnerabilidad y la resiliencia (Engle 2011). Se encontró que estas descripciones no son excluyentes, sino que pueden llegar a ser complementarias. Para los propósitos de este trabajo, se considera que la capacidad adaptativa es una propiedad emergente de los sistemas socio-ecológicos que contribuye a su resiliencia (Fazey *et al.* 2007), relacionada con la capacidad que tiene el SSE de continuar suministrando servicios ecosistémicos a pesar del manejo.

Un SSE resiliente es visto como un sistema que persiste y mantiene su capacidad para sostener servicios ecosistémicos y al bienestar humano, a pesar de los cambios que este sistema pueda experimentar (Biggs *et al.* 2015c), ya sea amortiguando los impactos o adaptándose y reorganizándose para responder a los cambios (Folke *et al.* 2010). Estos cambios no necesariamente son negativos, sino que también pueden generar oportunidades que le permiten al SSE renovarse y mejorar (Biggs *et al.* 2015c). La clave está tanto en construir resiliencia como en mejorar la capacidad adaptativa de los sistemas socio-ecológicos mediante distintas medidas, estrategias y toma de decisiones (Twomlow *et al.* 2008).

3. Determinantes de la capacidad adaptativa

Los elementos necesarios para el desarrollo de la capacidad adaptativa, son muy variados y dependen del contexto en el que se trabaje. Las zonas de BTS, por ejemplo, se ven amenazadas por distintos factores que pueden llegar a generar transformaciones en este tipo de ecosistema. Las amenazas a nivel global que ponen en riesgo al bosque tropical seco son: el cambio climático, la fragmentación del bosque, la frecuencia del fuego, el aumento en la densidad poblacional humana y la conversión a campos de cultivo (Miles *et al.* 2006). De esta manera, la capacidad adaptativa que se desarrolle en estas zonas, responden directamente a estas amenazas. Las amenazas varían según las regiones y la escala, a una escala global se ha encontrado que la amenaza al cambio climático es significativo en las Américas, mientras que la fragmentación del hábitat y el fuego afecta a África (Miles *et al.* 2006). Para construir capacidad adaptativa, se necesita identificar los factores determinantes más relevantes.

Un componente fundamental para impulsar la capacidad adaptativa es el capital social, que está constituido por las relaciones sociales, el liderazgo y la confianza existente en diferentes escalas (Vilardy 2009). De igual manera, otros componentes importantes para la capacidad adaptativa son la memoria ecológica y social. La memoria ecológica es la composición y distribución de organismos y sus interacciones a diferentes escalas espacio-temporales. Incluye la experiencia de la historia de vida de los organismos con las fluctuaciones ambientales, a las especies o grupos funcionales y a los patrones que persisten en un área después de un disturbio (ej. fotosintetizadores, polinizadores, dispersores de semilla, herbívoros, predadores, descomponedores, transportadores de nutrientes, modificadores del flujo de agua, etc.). Estos grupos existen como legado biológico en un área sujeta al cambio (Folke *et al.* 2003b; Chapin *et al.* 2009). La memoria social, se refiere al entendimiento de largo plazo de las dinámicas del cambio ambiental y la transmisión de la experiencia usada en estos casos. La memoria social captura experiencias de cambio y adaptaciones exitosas, y consiste de una diversidad de indicadores, instituciones y organizaciones (p.ej. conocimiento profesional, fabricantes, manejadores y líderes, interconexiones, seguidores). De esta manera, la memoria social necesita del conocimiento ecológico y su entendimiento, incluyendo el conocimiento de los usuarios del recurso local. La combinación de estos

recursos en los SSE provee potencial para la reorganización, la novedad y la capacidad adaptativa después de un cambio (Folke *et al.* 2003b; Fennell & Plummer 2010). Mantener la capacidad adaptativa requiere de una diversidad de grupos sociales con interconexiones para tener acceso a la diversidad de conocimientos (Bohensky *et al.* 2010).

Los factores determinantes de la capacidad adaptativa son dinámicos y varían en el espacio y el tiempo (Smit & Wandel 2006; Bohensky *et al.* 2010). Los determinantes principales incluyen el acceso a los recursos tales como recursos naturales, a materiales, económicos, institucionales, humanos, sociales y políticos. También incluyen los factores cognitivos (conocimiento) como son la percepción y la motivación de la gente ante los eventuales cambios que presenten los sistemas y que están influenciados por el acceso a los recursos (López-Marrero 2010). Otros determinantes de la capacidad adaptativa son la tecnología y la infraestructura, la información y las habilidades (Lindner *et al.* 2010). También se han propuesto algunos indicadores para medirla, por ejemplo para medir la capacidad adaptativa al estrés hídrico (escasez de agua, contaminación, etc) en una cuenca hidrográfica, se puede considerar indicadores como: la cobertura vegetal, la cobertura de agua potable, la cobertura de áreas de cultivo con riego, la población económicamente activa, entre otros. La selección de estos indicadores depende de los objetivos del estudio, la escala, el tipo de sistema y la disponibilidad de datos (Pandey *et al.* 2011). De esta manera, la capacidad adaptativa es el resultado de una construcción analítica con manejadores, científicos, usuarios del recurso y tomadores de decisión que juntos pueden decidir, aplicar soluciones y ponerlas a prueba así como explorar enfoques, esto es crucial para el desarrollo de la capacidad adaptativa (Chapin *et al.* 2009).

El avance en la comprensión de la capacidad adaptativa de los SSE depende de los avances en las investigaciones sobre sistemas adaptativos complejos. El énfasis está puesto en las relaciones, interconexiones y retroalimentaciones; en los factores que construyen capacidad, como recursos técnicos, financieros, humanos y componentes institucionales y sociales; en el aporte de las instituciones, entendidas como las convenciones, normas y reglas de una sociedad; y en el aprendizaje continuo, que está dirigido a modificar las estrategias de manejo o las acciones y que involucra el desarrollo mutuo y el conocimiento por parte de múltiples actores (Plummer & Armitage 2010). Para el caso de las zonas de bosque tropical seco, la

capacidad adaptativa se ha explorado de manera limitada, por tal razón se ha ampliado a las zonas secas en general. En la Tabla 1 se describen algunos estudios de caso y cómo estos han abordado el concepto de capacidad adaptativa en sus sistemas.

Tabla 1. Casos de estudio en zonas secas y la incorporación de la capacidad adaptativa.

SSE	Contexto	Capacidad adaptativa (CA)	Fuente bibliográfica
Agro-ecosistemas de Iraqwâr Da/aw localizada en el norte de Tanzania, en este sistema integran la agricultura con la ganadería.	Prácticas de manejo basadas en el conocimiento local y promoción y sostenimiento de procesos ecosistémicos y servicios. Se tienen problemas con el fenómeno del Niño.	En este sistema dos factores promueven la CA: 1. las extensas prácticas de manejo dirigidas hacia el funcionamiento del sistema más que al propio recurso, incluyendo procesos indirectos por ejemplo, especies de plantas silvestres, pastoreo distante y áreas boscosas 2. un descentralizado sistema de instituciones que amortiguan el disturbio local y permite la respuesta a señales de retroalimentaciones a varios niveles	(Tengö & Hammer 2003)
Mucubeni, sur de África, zonas de pastizales con escasa precipitación (590 mm)	Prácticas de cultivo inadecuadas, inapropiado manejo del fuego y pérdida de biodiversidad	Desarrollo de planes de manejo formación de comités, desarrollo de capital financiero y humano (profesionales en desarrollo). Para superar el legado de políticas históricas, requieren intervenciones prolongadas e inversiones por las autoridades locales, el gobierno nacional y provincial, instituciones académicas y organismos internacionales de desarrollo y la comunidad local, que entiende que la gestión de los ecosistemas es principalmente su responsabilidad	(Fabricius & Cundill 2010)
Tecpatán, sureste de México, sistemas agro-silvopastoriles tradicionales de ganado bovino de doble propósito	Unidades de pastoreo con un gradiente de arborización que va desde pastizales extensivos hasta	Herramientas de adaptación, desarrollo sustentable y ganadería orgánica, se usan recursos locales, este tipo de ganadería contribuye a mitigar los efectos del cambio climático mediante captura y almacenamiento de carbono, reduce las	(Torral et al. 2014)

	pastizales con cercos vivos.	emisiones evitando quemas y deforestación, se disminuye el impacto de la lluvia al suelo y se generan servicios ecosistémicos.	
Zonas semiáridas de Brasil	Zonas con manejo agropecuario	Tecnologías que faciliten el acceso al agua, innovaciones tecnológicas, fortalecimiento de la autosuficiencia económica de los agricultores a través de mejoras en la productividad, manejo silvopastoril, transferencia de conocimiento mediante capacitaciones, y la integración de políticas nacionales y locales.	(Cesano & Obermaier 2014b)

4. Propuesta de aplicación del concepto de capacidad adaptativa al estudio de caso en el Pacífico mexicano

El área del pacífico mexicano no escapa a los procesos globales de transformación y las principales amenazas que tienen los bosques tropicales secos en esta región son: el cambio de uso del suelo por agricultura, extracción forestal, ganadería y minería, los incendios provocados, la introducción de especies, la extracción de especies (fauna) y la demanda de agua (Ceballos *et al.* 2010). El SSE en el Pacífico mexicano está constituido por un sistema (o subsistema) social que incluye a los ejidatarios o habitantes y usuarios de los servicios ecosistémicos, las instituciones, la infraestructura y las actividades productivas que realizan (Castillo *et al.* 2005), mientras que el sistema ecológico está comprendido por el ecosistema de BTS, los factores biofísicos y las comunidades de organismos y microorganismos propios de este ecosistema (Noguera *et al.* 2002). El BTS provee diversos bienes y servicios ecosistémicos que se han visto amenazados por el cambio de uso del suelo (por ejemplo, la conversión del bosque a parcelas ganaderas). Los principales bienes y servicios son: suministro de agua, recursos de aprovisionamiento (usados para medicina, madera, materiales, alimento, etc), biodiversidad, regulación climática, mantenimiento de la fertilidad del suelo, control de inundaciones, control biológico y belleza escénica (Maass *et al.* 2005; Balvanera *et al.* 2011). Por otro lado, el manejo del ecosistema involucra actividades humanas (ganaderas principalmente) que en conjunto determinan el uso que se le puede dar

al sistema ecológico. Las interacciones que determinan el manejo son también muy complejas y dependen de decisiones que se tomen dentro del sistema social y afectan directamente al suministro de bienes y servicios ecosistémicos (Van Oudenhoven 2015) (Figura 2).



Figura 2. Diagrama del sistema socio-ecológico de zonas tropicales secas del pacífico mexicano (modificado de Chapin III et al 2009).

El SSE está condicionado por las dinámicas de factores exógenos como las políticas gubernamentales, la economía regional, el clima, la fauna y flora regionales (Castillo *et al.* 2009; Chapin *et al.* 2009). Todos estos controles operan a través de distintas escalas espaciales y temporales. En el caso del trópico seco en el Pacífico mexicano la dinámica del sistema estuvo influenciada por políticas gubernamentales –el reparto agrario y políticas públicas- entre los años 50’s y 70’s, que fueron los principales factores exógenos que propiciaron la transformación del BTS de la región a mosaicos de parcelas ganaderas y bosque (Castillo *et al.* 2005). Una vez establecidas las comunidades, han prevalecido las

incompatibilidades y los intereses en conflicto, ya que la zona es altamente vulnerable al cambio de uso del suelo para actividades agropecuarias y turísticas (Castillo *et al.* 2009). Además, el BTS es un sistema ecológico que tiene una marcada estacionalidad en la lluvia, periodos de sequía que pueden ser de más de cuatro meses al año, temperaturas elevadas y gran variación interanual en el régimen de lluvias (Mooney *et al.* 1995a; Noguera *et al.* 2002; Maass & Burgos 2011b). Dadas estas condiciones, el bosque seco del Pacífico mexicano también puede ser vulnerable al cambio climático (Gavito *et al.* 2014). Todas estas condiciones exógenas están determinando la dinámica al interior de este SSE.

El caso particular de Chamela-Cuixmala

¿Capacidad adaptativa con respecto a qué? En la región de Chamela-Cuixmala, las áreas de BTS se transforman para uso agropecuario (Challenger 1998). La transformación inicia con la roza, tumba y quema, luego con el establecimiento de cultivos que se sostienen por dos o tres temporadas, seguido por el establecimiento de pasturas para la producción ganadera (Trilleras 2008). A pesar de que la conversión o cambio de uso del suelo es la principal amenaza, también lo es el cambio climático (Gavito *et al.* 2014). Estos dos motores de cambio (cambio de uso del suelo y cambio climático) crean nuevas condiciones en el sistema socio-ecológico, y estos deben “ajustarse” a esas condiciones. La capacidad adaptativa confiere al SSE los mecanismos por los cuales este puede mantenerse en el tiempo, sin que el sistema se degrade (Dutra *et al.* 2015).

¿Capacidad adaptativa para qué? Conocer la capacidad adaptativa a escala local se ha utilizado como conocimiento base para la formulación de políticas que logren un manejo adaptativo, también se usa para destinar recursos a aquellos que requieran reparar algún tipo de capacidad, ya sea física (infraestructura), humana (recursos sociales), natural (capacidad ecológica del sistema para sobrellevar el cambio) o económica (el nivel de acceso a tecnologías y recursos); por ejemplo, mientras en algunas localidades se requiere fortalecer la capacidad económica, tal vez en otras se necesite fortalecer la capacidad natural (Pandey *et al.* 2011). Las investigaciones en capacidad adaptativa están dirigidas a contribuir con iniciativas prácticas que aborden y mejoren las capacidades de los SSE expuestos a amenazas

naturales o antropogénicas (López-Marrero 2010), para aportar a la toma de decisiones y de acciones para minimizar las amenazas, y entender las limitaciones u oportunidades para mejorar la capacidad adaptativa (Smit & Wandel 2006).

Para construir, aumentar y mantener la capacidad adaptativa se requiere de diversidad de grupos sociales que interactúen y compartan conocimiento; ya que la capacidad adaptativa es producto de un balance de poder que da a todos los actores voz en la toma de decisiones y credibilidad en los procesos de generación de información (Bohensky *et al.* 2010). Esto es de particular importancia para todos los procesos que involucra la gobernanza, entendida aquí como todos los actores y redes que ayudan a formular e implementar políticas ambientales y/o instrumentos políticos (Pahl-Wostl 2009). Esto incluye nuevas formas de gobernanza con base en el conocimiento de la dinámica del sistema, la creación de instituciones flexibles y redes sociales, así como el desarrollo de prácticas de manejo que impulsen el aprendizaje continuo de los manejadores y garantice la sostenibilidad de estos SSE (Folke 2006; Escalante & Basurto 2014). Se ha propuesto que fortaleciendo el capital social, y en este caso el comportamiento individual puede propiciar cambios en el conjunto de la comunidad lo que permite el fortalecimiento de la capacidad adaptativa (Fazey *et al.* 2007). En este contexto el capital social está determinado por la reciprocidad, cooperación y confianza tanto a nivel individual como comunitario (Mota 2015).

En el caso de Chamela-Cuixmala, significa incluir a todos los actores sociales a escala local que puedan contribuir a la toma de decisiones, en Chamela-Cuixmala se tiene diversidad de actores sociales, los *ejidatarios* quienes realizan el manejo en las parcelas, toman decisiones directas sobre el ecosistema y las actividades que realizan para obtener ingresos económicos; los *avecindados* quienes no tienen tierras pero dependen de la productividad de estas áreas (turismo, comercio, ranchos privados o pesca), investigadores de la reserva (Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala) y otros grupos de *investigadores* quienes adelantan estudios sobre el funcionamiento del BTS, convirtiéndolo en uno de los más estudiados a nivel global; por último, diferentes niveles del *gobierno* quienes tienen la responsabilidad de hacer cumplir las políticas y apoyar el desarrollo de las comunidades locales (Castillo *et al.* 2005). Todos

estos actores sociales pueden contribuir al fortalecimiento del tejido social y a la formación de capacidad adaptativa.

Debido a que la capacidad adaptativa varía de acuerdo con la región, las actividades y los grupos sociales, se han desarrollado índices para discutir los límites potenciales de la adaptación (Iglesias *et al.* 2011). En la literatura, se encontraron 16 estudios a partir del 2008 hasta la fecha, que han estimado la capacidad adaptativa mediante el uso de índices (ICA, índice de capacidad adaptativa), estas estimaciones se han logrado en áreas urbanas para sobreponerse a desastres ambientales (Kim 2013; Zaidi & Pelling 2015) y la capacidad adaptativa al cambio climático (Acosta *et al.* 2013; Fraser *et al.* 2013; Jung *et al.* 2013) que es donde más investigaciones se tienen (ocho en total). Para el caso de zonas secas, el índice de capacidad adaptativa se ha utilizado dos veces, en pastizales de la región árida del norte de China (escala regional) (Xu *et al.* 2014) y en pastizales de Karoo, Sudáfrica (de Villiers *et al.* 2014). En ambos estudios se evaluó la capacidad de sobrellevar cambios e implementar medidas de adaptación mediante la identificación de factores naturales, económicos, sociales, como los más relevantes, y se asociaron indicadores de acuerdo con la problemática abordada y el sitio de estudio. Algunos indicadores abordados fueron: la resistencia a la erosión del suelo, la precipitación, el producto interno bruto, la infraestructura, el área de pastizales, el número de vacas, el tamaño de la población, la densidad poblacional, la tasa de crecimiento, la escolaridad de los pobladores, entre otros. Los resultados ofrecieron información sobre distintos grados de vulnerabilidad en la región, que permitieron identificar las zonas que requerían de mayor atención y medidas de adaptación.

En el caso de Chamela-Cuixmala se cuenta con las siguientes particularidades: el área de la región está compuesta por mosaicos de parches de BTS conservado y praderas ganaderas, se tienen diversas actividades, además de la ganadería, cultivos, extracción de productos maderables y no maderables y el turismo (Castillo *et al.* 2005; Trilleras 2008; Rendón-Carmona *et al.* 2009), y distintos actores sociales (ejidatarios, vecindados, investigadores y gobierno). Se tiene información sobre distintos parámetros que definen a la capacidad adaptativa: naturales, físicos, económicos y sociales (Pandey *et al.* 2011). Algunos aspectos que se podrían considerar teniendo en cuenta los cambios generados por la actividad ganadera

en la región de Chamela- Cuixmala, serían: naturales, erosión, precipitación, fertilidad del suelo, producción de forrajes (Mooney *et al.* 1995b; Noguera *et al.* 2002); físicos, se sugieren aspectos relacionados con tecnologías e infraestructura (López-Marrero 2010); económicos, subsidios gubernamentales, nivel de bienestar, población, actividades que generan ingresos, número de vacas (Trilleras 2008; Cohen 2014); sociales, el papel de las instituciones, redes, el uso de estrategias, toma de decisiones, capacidades políticas, percepciones, entre otras (Martínez 2003; Schroeder 2006; Trilleras 2008; Cohen 2014). Para la región faltaría precisar el tipo de indicador que definiría cada aspecto mencionado, y se podría aplicar un índice de capacidad adaptiva que contribuiría a identificar las zonas en distintos niveles de adaptación ya sea al manejo o al cambio climático.

Una estrategia de manejo que podría contribuir al fortalecimiento de capacidades es el manejo adaptativo. El manejo adaptativo implica la habilidad de aprender y responder mediante retroalimentaciones a las transformaciones del sistema y requiere de la participación de la comunidad. Este se hace operativo mediante talleres, donde los participantes identifican acciones que pueden tomar para solucionar problemas (Fabricius & Cundill 2010) y a través de la cooperación entre sectores (Keskitalo 2010). Este tipo de manejo flexible, que permite adaptarse mediante ensayos de prueba-error e incorporar constantemente durante el manejo el diálogo y la participación de los grupos de interés, se le conoce también como co-manejo adaptativo (Galán *et al.* 2013), y favorece la resiliencia de SSE permitiendo transformaciones a pequeña escala evitando cambios o estados no deseados (Folke *et al.* 2010).

Conclusión

La capacidad adaptativa en Chamela-Cuixmala puede describirse por la habilidad que tiene el sistema para enfrentar tensiones generadas por factores externos como el clima (Mooney *et al.* 1995a; Noguera *et al.* 2002) o internos como el manejo (Cohen 2014). Estas tensiones han generado cambios graduales en las últimas décadas. Sin embargo, se ha documentado que la región de Chamela-Cuixmala ha tolerado el cambio que ha estado ocurriendo en los últimos 40 años; en la región se ha analizado la vulnerabilidad del SSE frente al cambio de

uso del suelo y al cambio climático y se ha reportado que han estado afectando el ecosistema de BTS y aumentando su vulnerabilidad (Gavito *et al.* 2014) y para el caso de áreas con manejo ganadero, se han registrado algunas tendencias en la disminución de la calidad del suelo, del forraje para alimento del ganado y en algunos servicios ecosistémicos de regulación y de soporte (Trilleras *et al.* 2015). Aunque se ha reportado que la región de Chamela-Cuixmala tiene una alta capacidad de adaptación (Gavito *et al.* 2014), se recomienda la cuantificación de esta capacidad, no era objetivo de este capítulo desarrollar un índice de capacidad adaptativa, sino poner en contexto los elementos presentes en el área de estudio y considerar que es una herramienta útil que se puede aplicar para definir y estimar el potencial de capacidad adaptativa en este SSE considerando las vulnerabilidades a las que está expuesto.

CAPÍTULO 2

Effects of livestock management on the supply of ecosystem services in pastures in a tropical dry region of western Mexico.

Jenny M. Trilleras, Víctor J. Jaramillo, Ernesto V. Vega and Patricia Balvanera

Artículo publicado en *Agriculture, Ecosystems and Environment* 211 (2015) 133-144

ABSTRACT

Human beings manage ecosystems to obtain ecosystem services. Through selected interventions they modify ecosystem condition to increase the provisioning services of interest to people. We analyzed the effect of livestock management regime components (duration, grazing period, number of burns and slashes and stocking density) on ecosystem services (provisioning, regulating and supporting) in seeded pastures in a tropical dry region. Our main questions were: 1) How is livestock management duration related to the magnitude of service supply?; 2) How are the different components of the livestock management regime and site conditions related to the magnitude of ecosystem service supply?; and 3) How do the components of management regime, the site conditions and the magnitude of ecosystem service supply interact? We quantified 15 service indicators within 24 plots (20 x 50 m) chosen along a 40-year gradient of livestock management duration. Livestock management regime was documented with semi-structured interviews to landowners. Simple linear regressions showed that increasing livestock management duration was related to increasing forage amount ($p=0.03$) and to decreasing forage quality ($p=0.05$), soil structure ($p=0.002$), and several biodiversity indicators ($p=0.002-0.03$). Stepwise multiple regression analyses showed that the increase in the total number of burns was related to decreases in foliar and soil nitrogen ($p < 0.05$), carbon stock ($p < 0.001$), as well as woody, herbaceous, and seedling richness or evenness ($p < 0.001$). Increased frequency of slashes and of the grazing period also decreased soil fertility regulation and biodiversity. The canonical correspondence analysis showed a prominent role of the number of burns (which is correlated with duration, slashing frequency and grazing period) in promoting forage production, but in reducing most indicators of regulating and supporting services. Increased shallow soil moisture was related to increasing regulating and supporting services. Canopy cover inside the plot and in the surrounding forest were positively related to woody and seedling richness or evenness, but were independent of the effects of other management regime components. Our study suggests a conflict between the short-term management decisions such as burning to foster forage production and the long term sustainability of the management regime of these seeded pastures.

Keywords: management regime, duration gradient, grazing period, forage production, soil fertility regulation, biodiversity maintenance.

1. Introduction

Human beings manage ecosystems to obtain ecosystem services that satisfy their basic needs. Through land management, people modify ecosystem condition to increase the supply of services of interest to people (Van Oudenhoven 2015). The expansion and intensification of production systems, however, may have unintended negative consequences for regulating and supporting services, so that the long-term supply of provisioning services may be at stake (Bennett & Balvanera 2007). Thus, it is necessary to understand the consequences of different human activities involved in land management on the supply of ecosystem services.

The impact of land management on the biophysical properties of ecosystems and the supply of ecosystem services depends on the way ecosystems are managed (Bennett *et al.* 2009; Van Oudenhoven 2015). The management regimes are determined by the bundles of human activities, also called management regime components, that define the way people use the land and modify land cover (Van Oudenhoven 2015). From an ecological perspective (*sensu* Pickett & White 1985), the anthropogenic disturbance regime of the ecosystem depends on the duration of each of the management practices (e.g. number of years), their frequency (e.g. twice a year), their intensity (e.g. number of cows per hectare) and their magnitude (e.g. number of hectares under management). From a social-ecological perspective (Reyers *et al.* 2013), management regimes are also dependent on the biophysical and social conditions within which the different management practices are undertaken (Van Oudenhoven 2015). While a range of management regime indicators (Alkemade *et al.* 2013; Zermeño-Hernández *et al.* 2015) have been derived from the intersection of these approaches, and the range of ecosystem service indicators is growing (Layke *et al.* 2012; Van Oudenhoven *et al.* 2012), the impact of alternative management regimes and their components on ecosystem services needs to be further assessed.

Livestock management has changed ecosystem service supply in different ways (Van Oudenhoven *et al.* 2012). Livestock management has expanded and intensified to meet the growing meat and milk consumption needs (Steinfeld *et al.* 2006), at the cost of transforming ecosystems, largely dry ones, into livestock production systems (Miles *et al.* 2006). A variety of effects of forest-to-pasture conversion on soil (Elmore & Asner 2006) and vegetation (Franklin & Molina-Freaner 2010) have been documented. However, a better understanding of how the supply of ecosystem services changes under alternative livestock management regimes still needs systematic documentation (Barnosky *et al.* 2012).

In Mexico, livestock in pastures with introduced grasses has been the principal cause of tropical dry forest conversion (Stern *et al.* 2002). Slashing and burning of the woody biomass is the starting point of forest conversion to pasture for livestock, a land-use change with long-term consequences for ecosystem properties (Jaramillo *et al.* 2010) and, thus, most likely on ecosystem services. In this study, we explore the consequences of several components of the livestock management regimes on four ecosystem services in a tropical dry forest region of Mexico.

We ask the following questions: 1) How is livestock management duration related to the magnitude of ecosystem services supply?; 2) How are the different components of the management regimes and the site conditions related to the magnitude of ecosystem services supply?; and 3) How do the indicators of the components of the management regimes, of the site conditions and of the magnitude of ecosystem services supply interact in this tropical dry region?

2. Methods

2.1. Study area

The study was conducted in the Chamela region, on the Pacific Coast of Jalisco, Mexico. The mean annual temperature is 24.6 °C, and the mean annual rainfall is 759 mm, with significant interannual variation (data from the meteorological station at Chamela, IBUNAM). The Chamela-Cuixmala Biosphere Reserve (CCBR) (19° 23'-19° 30' N, 104° 56'-105° 04' W) is

surrounded by land transformed for agricultural and livestock management (Fig. 1). The landscape is dominated by low hills (<300 m elevation) with steep slopes (>20°) (Noguera *et al.* 2002). The predominant vegetation type is a highly diverse tropical dry forest (1,149 vascular plants), with trees 4-15 m tall and a well-developed understory (Lott & Atkinson 2002). The forest is seasonal, and most plant species drop their leaves during the dry season each year. Along riparian zones of temporary streams and floodplains, a semi-deciduous tropical forest with distinctive vegetation structure also occurs (Noguera *et al.* 2002).

The region was very sparsely populated until the decades of 1950-1970, when government programs fostered the arrival of new residents and the establishment of “ejidos” a type of communal land tenure system (Castillo *et al.* 2005). Tropical dry forests are slashed and burned and predominantly converted into cattle pastures (Burgos & Maass 2004). Evidence scattered throughout the region shows the differential outcomes of livestock management on soil and biodiversity (Maass *et al.* 2005).

This study was conducted in the five ejidos adjacent to the north-western and most heavily transformed border of the CCBR: San Mateo, Juan Gil Preciado, Santa Cruz de Otates, Los Ranchitos and Nacastillo (Fig. 1).

2.2.Characterization of the management regimes and its components

We characterized the livestock management regimes using a set of indicators using an *ad hoc* approach drawing from the growing literature on ecological, agronomic and socio-ecological assessments of ecosystem management (Alkemade *et al.* 2013; Van Oudenhoven 2015; Zermeño-Hernández *et al.* 2015). The land use is pasture for livestock production and the

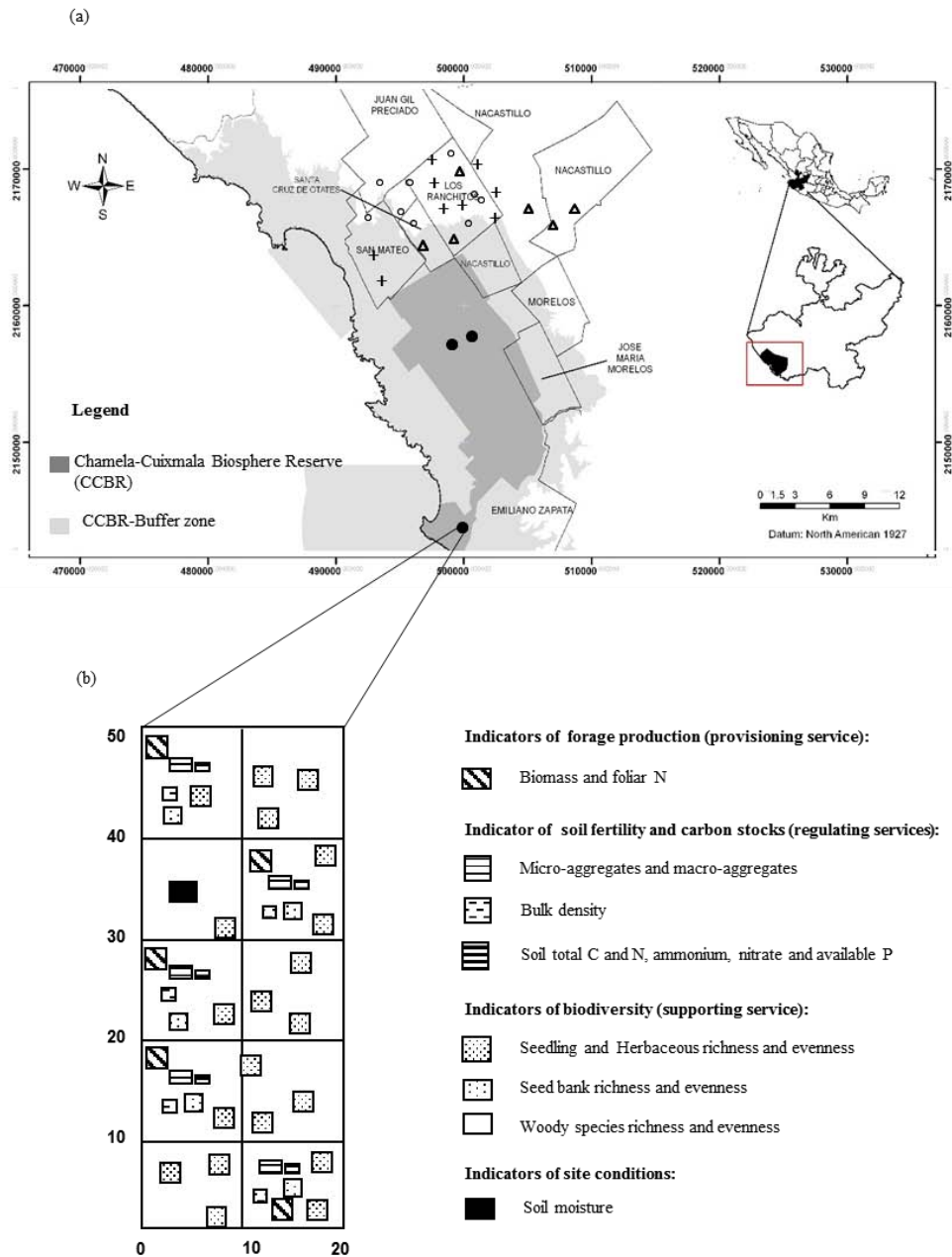


FIG. 1. Study sites and sampling protocol used to assess the effects of livestock management on the tropical dry Pacific Coast of Mexico. (a) The pastures studied (\circ sites between 1 and 14 years, $+$ sites between 15 and 30 years, Δ sites between 31-40 years) were distributed around the ejidos, areas with semi-communal land ownership that surround the Chamela-Cuixmala Biosphere Reserve, within which old-growth forest (\bullet) was also sampled. (b) Sampling design for each plot. Figure modified from Pérez-Escobedo (2011) with permission from the author.

land management involves planting alien grasses, slashing and burning for pasture maintenance, and managing livestock by modifying stocking density and grazing periods, which together comprise the components of these management regimes.

The duration of livestock management was used as a key descriptor of the management regimes, because it is well-known that the impacts of management on soil and vegetation accumulate through time (Martinez & Zinck 2004). Furthermore, previous work in the region had shown that livestock management was a key driver of degradation (Trilleras 2008), and implications for ecosystem services have been suggested (Balvanera *et al.* 2011).

2.3. Site selection and development of a gradient of livestock management duration

We aimed at identifying active seeded pastures evenly distributed along a gradient of livestock management duration to maximize coverage of potentially contrasting management regimes effects on ecosystem services. In the first stage, we visited 160 active pastures and assessed grass cover per unit area (percentage of the total plot area) and soil degradation condition (presence of gullies and bare ground). We qualitatively evaluated the relative condition of each plot (from 1- excellent condition to 10- very poor condition). We then selected 60 plots among the total which best represented the gradient of plant cover and soil degradation from the best to the worst conditions.

In the second stage, we conducted semi-structured interviews to inquire about the history of livestock management to landowners who agreed to participate in this study (40 ejidatarios, owners of 40 plots). We inquired briefly about the use of slash and burn for the initial clearing (including date and total area), grazing (duration, stocking density, total area used, most recent event), pasture maintenance (identity of species sown, initial date, most recent event), and slashing and burning for pasture maintenance (their use, most recent events). With such information, we selected plots that covered a range of duration of livestock management, from the most recently established plots to the oldest ones found in the region.

In the final stage, to determine the effects of the various components of the livestock management regimes, we selected 24 plots from the group of 40; we added three plots which corresponded to the category of "no use" (i.e. old-growth forest) included as a reference to

consider the effect of conversion to pasture (Fig. 1). Thus, our gradient covered a range from 0 to 40 years of management. The youngest pastures were four years old.

2.3.1. General characteristics of sites comprising the gradient of livestock management duration in pastures

The 24 plots, covering a range of 4 to 40 years of livestock management in pastures, were distributed in the four ejidos (Fig. 1). The minimum distance between pairs of plots was 1.4 km. The size of the individually-owned parcels varied between 12 and 56 ha. Soils are generally shallow and stony; Regosols are dominant in tropical dry forest along the Mexican Pacific (Noguera *et al.* 2002).

The gradient of livestock management duration involves a sampling model, which replaces space for time (chronosequence approach). Given the landscape heterogeneity in the dry tropics, we carefully selected the 24 sites to maximize homogeneity of land use (pastures for livestock management), soil type (i.e. Regosol), and topographic position (i.e. midslope with a southern aspect), while maximizing variance in management regimes (see above).

2.4. Other management regimes components

Semi-structured interviews were applied to assess the occurrence of the most important management practices associated with livestock management. The same structure as the previous interviews was used, but detailed information on the particular characteristics of each management regime component was obtained.

The grazing period was defined as the number of months that cattle remained in a plot per year (e.g. 1, 2, 3, 4 or 6 months). The total number of prescribed burns applied to foster grass growth and to control the growth of woody plants was quantified from interview responses on the total duration of livestock management and the estimated average frequency of burns (e.g. every two years). The number of slashes to control undesirable woody plants was estimated in the same way. Stocking density was the average number of animals per hectare, calculated from information about the highest, lowest and current stocking densities reported

by the interviewee. Further information on the characteristics of the fires (e.g. height of flames, methods of ignition), the grass species, and the use of herbicide was documented but not used for further analysis because of their low relevance to the questions posed here and to their reduced variance among pastures.

2.4.1. Site conditions

We assessed soil moisture and canopy cover within the plot and in the vegetation matrix surrounding the plots. Soil moisture at two different soil depths was measured as an indicator of site condition, given that soil moisture especially in dry systems is tightly linked to soil biogeochemical processes, to vegetation growth, and thus to pasture productivity (Jaramillo *et al.* 2011). Soil moisture was measured in soil samples (one sample per plot) taken every 5 cm from the 0 to 20 cm depth, and every 10 cm from 20 cm to bedrock. Each sample was oven dried at 75 °C to determine gravimetric moisture content. The values from the 0-20 cm depth and those from 20 cm to bedrock were averaged to obtain a single value for the shallower and one for the deeper soil moisture. Vegetation cover (canopy and surrounding forest cover) modifies microclimatic conditions, site productivity, propagule availability (Thaxton *et al.* 2012; DeLonge *et al.* 2013) and likely ecosystem service supply. Canopy cover within the plot was determined by using a spherical densitometer (Lemmon 1956); five measurements were made per site and averaged. Matrix forest cover was determined in a circular area with a 0.5 km radius from each plot, drawn from georeferenced Google Earth® satellite images. Each image was scanned, and the percentage area with or without tree cover was estimated with a grid over the drawing.

2.5. Indicators of ecosystem service supply

Ecosystem service supply is defined here as the potential contribution of the ecosystem to a particular benefit to society (De Groot *et al.* 2010). To evaluate changes in ecosystem services along the duration gradient and in response to the different components of the management regime, we quantified indicators of the supply of one provisioning service, two regulating services and one supporting service at each of the selected sites. We established a

20 x 50 m subplot within each plot for measurement and sampling in October 2009 after the rainy season (Fig. 1b). To reduce sources of variation associated with topography, we focused only on the center of the south-facing slopes.

2.5.1. Provisioning services

Forage production is the key provisioning service of the livestock management system. We assessed it by using two performance indicators: (i) the amount of aboveground herbaceous biomass to account for forage production (Jobbagy & Sala 2000) and (ii) grass foliar nitrogen (N) to account for forage quality (Ramoelo 2012). Herbaceous aboveground forage biomass was quantified by harvesting all the herbaceous aboveground material in five randomly located 1 m² quadrats. The plant material was oven dried at 70 °C and weighed. Forage amount was the average aboveground herbaceous biomass and was expressed as dry weight (g) per unit area (m²). Grass foliar N was assessed at the beginning, the middle and the end of the duration of the livestock management gradient. A 300 g composite sample of the dominant species *Panicum maximum* Jacq. was collected from each of the five quadrats and was oven dried at 70 °C. A 10 g subsample of leaves was ground in a mill into a fine powder to determine foliar N with a Kjeldahl procedure (Technicon Industrial Systems 1977). The extracts were read by colorimetry with a Bran+Luebbe AutoAnalyzer III, (Norderstedt, Germany).

2.5.2. Regulating services

The capacity of soils to sustain yield over the long term, also called soil productive capacity, is a key regulating service (Palm *et al.* 2007). Soil structure, soil fertility and soil carbon content are modified by livestock management, but are also critical for sustaining forage production over the long term (Martinez & Zinck 2004). We assessed soil productive capacity using eight condition indicators (Drewry *et al.* 2008): i) the presence of macro- and micro-aggregates and soil bulk density to account for soil structure, ii) soil total N concentration, available NH₄⁺, NO₃⁻ and PO₄⁻ to account for soil fertility, and iii) soil C stock to account for soil carbon content. Soil C stock is an important regulating service in itself

through its contribution to climate change mitigation and avoidance of greenhouse gas release (Palm *et al.* 2007). Soil structure was assessed from five random samples taken with a metal corer (5 cm diameter, 10 cm depth) in each plot; they were stored in a plastic bottle to protect their structure (Angers *et al.* 2006). In the laboratory, soil aggregates were subjected to breakdown under the influence of water to extract macro- (> 250 microns) and micro-aggregates (<250 μm). Bulk density was measured by calculating the dry weight per volume sampled.

Soil fertility was assessed from a composite sample of three subsamples per quadrat, taken from the top 10 cm of soil in each of the five quadrats per plot. Soil total N concentrations were determined by the same procedure used to determine grass foliar N. Available N inorganic forms (NH_4^+ and NO_3^-) were extracted with 2N KCl, after filtering through a Whatman No. 1 paper filter (Robertson *et al.* 1999). Available P (PO_4^-) was extracted with a Mehlich III solution. All nutrients were determined by colorimetry with a Bran+Luebbe AutoAnalyzer III (Norderstedt, Germany). Soil C concentrations were determined in a 20 g subsample of dry soil, ground in an agate mortar, and determined by combustion with a carbon analyzer (CM 5012, UIC, Inc.). The soil C stock for each site was calculated as follows: $\text{C stock} = \text{D} \times \text{BD} \times \text{C}$, where D is soil depth (cm), BD is bulk density (g/cm^3), and C is carbon concentration (mg/g). The results were expressed as MgC ha^{-1} .

2.5.3. Supporting services

The expansion of livestock management has led to tropical forest deforestation and thus the loss of forest plants and animals (Franklin & Molina-Freaner 2010); also, livestock management has led to the loss of local soil biodiversity in the established pastures (Elmore & Asner 2006). The maintenance of plant and soil biodiversity is key to the maintenance of soil productive capacity and tradeoffs between biodiversity maintenance and livestock management have frequently been documented (Alkemade *et al.* 2013). Thus, plant biodiversity is considered in this study a key supporting service. We have, as for other services, focused only on the supply side of this service.

We assessed current biodiversity for four vegetation components, woody and herbaceous plants, seedlings, and the seed bank, by using two condition indicators: species richness and evenness. All individuals of woody plants with diameter at breast height (dbh) > 2.5 cm were identified to species and measured in the whole plot. Seedling and herbaceous species were assessed in twenty 1 m² quadrats per site; a sample of soil surface litter was taken in five 1 m² quadrants per site to assess the seed bank. Seed bank samples were sieved into different-sized metal sieves to remove soil and debris. The material was visually inspected to remove all seeds. Seeds were separated into morphospecies and quantified. Observed species richness, rarified species richness and evenness were estimated with the Simpson index expressed as the inverse (1/S) and were calculated using EcoSim 700 (Gotelli & Entsminger 2011) for each vegetation component.

2.6. Data analyses

For each of the ecosystem service indicators, we distinguished those with an expected positive relationship with the actual service or benefit to society from those with an expected negative relationship. Indicators with positive relationships with service supply were those for which a larger magnitude of the indicator would be considered desirable for people and thus an increase in the supply of the service (e.g. aboveground forage biomass, grass foliar N, macro-aggregates, soil C stock, woody species richness, woody evenness, herbaceous species richness, herbaceous evenness, seedling species richness, seedling evenness, seed bank species richness, seed bank evenness, total N concentration available, ammonium (NH₄⁺), nitrate (NO₃⁻) and available P (PO₄⁻)). Indicators with negative relationships with service supply were those for which a larger magnitude of the indicators would be considered as undesirable or as a decrease in the supply of the service (i.e. micro-aggregates, soil bulk density). In all figures and tables, the first category of indicators is shown in regular font, while the second category is shown in italics. Transformations of these variables to their inverse (e.g. 1/micro-aggregates) were used in the analyses so that the indicator and the corresponding service are positively correlated.

To assess the effects of livestock management duration (an explanatory variable) on the magnitude of ecosystem service supply (response variables), we used simple linear regression models. We examined the normal distribution of the response variables with the Shapiro-Wilk test ($P > 0.05$). Simple linear regression models were fitted to the response variables with a normal distribution. Non-normal response variables were fitted with generalized linear models (GLMs), by using a log link function.

To determine the effects of the other components (besides duration) of the management regime (i.e. grazing period, number of burns, number of slashes and stocking density) and site conditions (i.e. shallow and deep soil moisture, canopy cover within the plot, vegetation matrix surrounding the plots) on the indicators of the magnitude of ecosystem service supply, multiple regression models were fitted. First, GLMs were fitted with an identity link function to select independent variables (management, site conditions) with significant effects on the response variables (services), assuming a normal distribution. Quadratic and cubic responses were fitted and compared with the corresponding linear regressions by using adjusted R^2 . We then used multiple stepwise regression models to assess the relationship between each independent variable (i.e. the management regime components), the site condition indicators, and the dependent variables (i.e. the ecosystem services). The best models were chosen with the following criteria: lowest values of Akaike Information Criterion (AIC) and the highest values of R^2 and p -value < 0.05 ; the value most important to variables that best explain the model are the highest values of Akaike weights ($W_{i\text{par}}$) (Burnham & Anderson 2002). The procedures were performed with JMP 8.0 statistical software. Given that availability of nutrients such as ammonium (NH_4^+), nitrate (NO_3^-) and available P (PO_4^-) vary seasonally, but were determined only on one date, they were excluded from this particular analysis.

To explore the interactions among all the indicators of the components of the management regime, the site conditions and magnitude of the supply of the provisioning, regulating and supporting ecosystem services, we used a canonical correspondence analysis (CCA). A permutation test with 199 Monte Carlo permutations was included to assess the significance of the canonical axes (Triggerfish & Braak 1986). To establish interactions among ecosystem services, we assessed the correlation between pairs of services using the Pearson parametric

correlation test. These analyses were performed with R statistical program (R Development Core Team 2011).

3. Results

3.1. Livestock management duration and ecosystem service supply in pastures

The duration of livestock management had a negative impact on only some of the indicators of the supply of provisioning, regulating and supporting services. Six of the fifteen ecosystem service indicators declined significantly with the duration of livestock management, and one increased (Fig. 2 and Table 1). Forage quality, measured as foliar N concentration (an indicator of the provisioning service) (Fig. 2b), soil structure measured as 1/micro-aggregates (indicator of the regulating service) (Fig. 2c), and herbaceous richness and evenness, seed bank evenness and woody richness and evenness (indicators of the supporting service) (Figs. 2d and h) declined with increasing management duration. Only forage amount increased (an indicator of the provisioning service) along the livestock duration gradient (Fig. 2a). Soil C stocks and soil total N concentrations did not change significantly after 40 years of management.

PROVISIONING ECOSYSTEM SERVICE

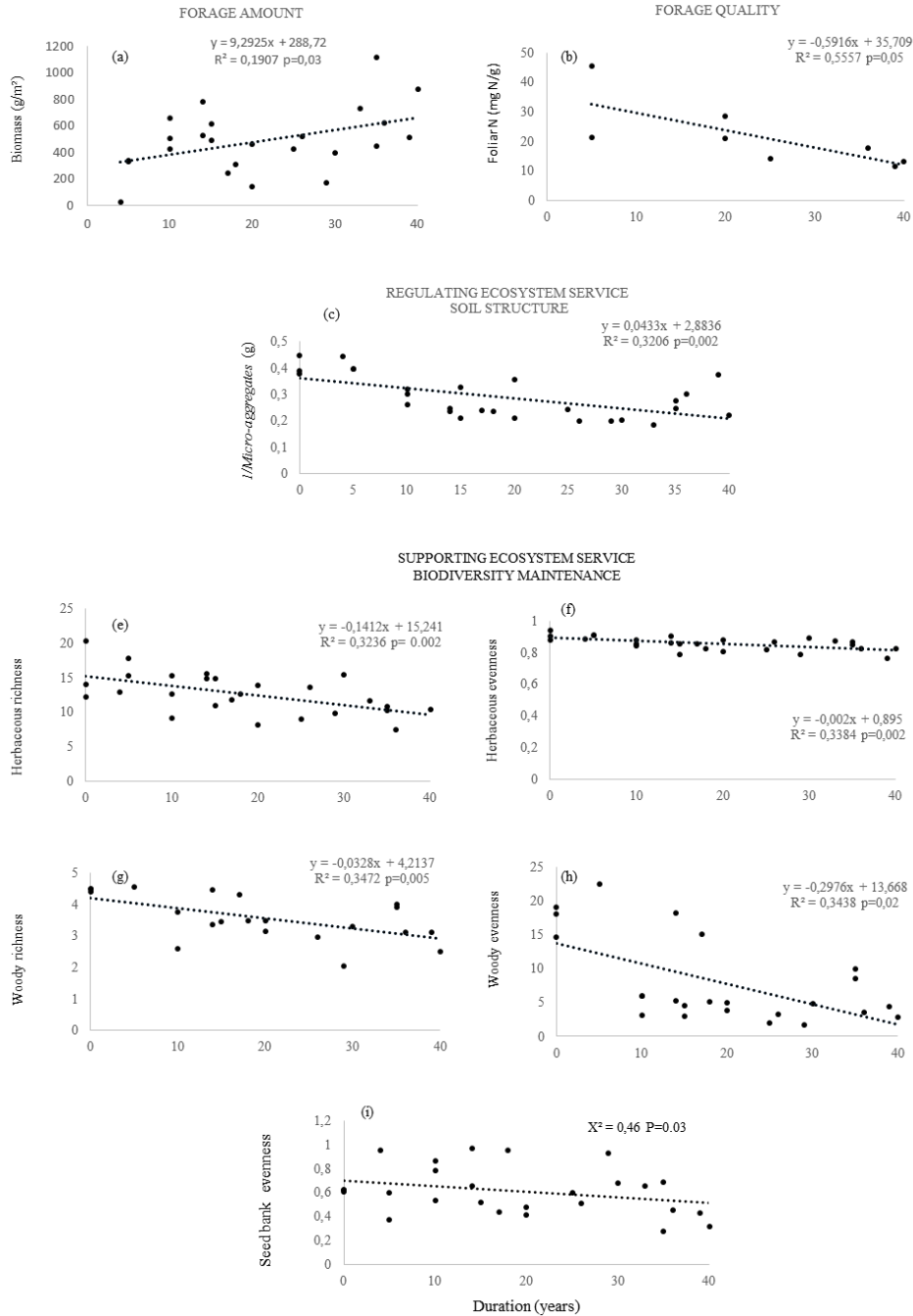


FIG. 2. Significant effects of livestock management duration on indicators of the supply of provisioning, regulating and supporting ecosystem services in 24 seeded pastures in the tropical dry Pacific Coast of Mexico. Variables in italics (*1/micro-aggregates*) indicate transformation to allow the indicator and corresponding service to be positively correlated. Table 1. Values for the indicators of the livestock management regimes components, the magnitude of the supply of provisioning, regulating and supporting services and site

conditions measured at 24 pastures in the tropical dry Pacific Coast of Mexico. Mean and standard error values are shown.

	Old growth forest	Duration of livestock management		
		Pastures 1-14	Pastures 15-30	Pastures 31-40
Components of the management regime				
Duration (years)		9 ± 1.40	21.5 ± 1.77	36.33 ± 1.09
Stock density (Num. Animals/ha)		2.97 ± 1.37	1.58 ± 0.31	1.56 ± 0.31
Grazing period (# moths/years)		1.62 ± 0.32	2.7 ± 0.42	2.66 ± 0.42
Number of burns (# burns/years)		4.54 ± 0.64	7.60 ± 1.26	14.13 ± 2.05
Number of slash (# slash/years)		1.75 ± 0.49	2.1 ± 0.43	1.16 ± 0.17
Supply of provisioning service				
Forage biomass (g/m ²)		447 ± 81.15	374.51 ± 49.63	716.79 ± 101.43
Foliar nitrogen (mg/g)		8.36 ± 12.18	6.38 ± 7.00	7.07 ± 1.93
Supply of regulating service				
Micro-aggregates (g)	2.48 ± 0.13	3.23 ± 0.27	4.28 ± 0.25	3.93 ± 0.39
Macro-aggregates (g)	2.20 ± 0.14	2.63 ± 0.16	2.81 ± 0.16	2.58 ± 0.14
Bulk density (g/cm ³)	1.32 ± 0.03	1.30 ± 0.09	1.28 ± 0.06	1.38 ± 0.05
Ammonium (µg/ g)	2.42 ± 4.21	4.79 ± 13.57	4.87 ± 15.43	4.87 ± 11.95
Nitrate (µg/ g)	24.71 ± 9.47	17.99 ± 2.33	15.82 ± 1.67	14.46 ± 2.03
Phosphate (µg/ g)	35.82 ± 7.74	26.89 ± 3.63	25.41 ± 4.07	31.14 ± 9.47
Total Nitrogen (mg/g)	3.74 ± 0.64	3.82 ± 0.43	3.32 ± 0.16	2.81 ± 0.31
Total carbon (Mg/ha)	31.38 ± 4.28	28.52 ± 2.66	28.61 ± 1.87	24.87 ± 3.47
Supply of supporting service				
Woody richness	32.66 ± 0.88	4.87 ± 1.04	5.3 ± 0.82	4.6 ± 0.87
Woody evenness	17.26 ± 1.33	10.17 ± 3.29	4.82 ± 1.19	5.83 ± 1.44
Herbaceous richness	15.51 ± 2.46	14.18 ± 0.92	11.99 ± 0.80	10.09 ± 0.72
Herbaceous evenness	12.25 ± 2.87	8.88 ± 0.70	6.48 ± 0.50	6.32 ± 0.55
Seedling richness	42 ± 4.16	3 ± 0.76	2.55 ± 0.44	3 ± 1.15
Seedling evenness	24.90 ± 6.69	4 ± 1.37	4.32 ± 1.65	2.06 ± 1.71
Seed bank richness	6.46 ± 0.91	5.80 ± 0.79	6.11 ± 0.91	6.97 ± 1.02
Seed bank evenness	0.61 ± 0.01	0.71 ± 0.08	0.61 ± 0.07	0.47 ± 0.07
Site conditions				
Shallow soil moisture (%)	7.60 ± 15.30	7.69 ± 9.42	8.46 ± 8.80	7.643 ± 10.84
Deep soil moisture (%)	7.08 ± 14.81	9.24 ± 10.23	9.65 ± 9.34	12.29 ± 13.40
Canopy cover (%)	81.16 ± 22.57	11.38 ± 11.22	11.25 ± 9.99	8.90 ± 11.62
Surrounding forest cover (%)	79.33 ± 23.37	65.62 ± 16.79	63 ± 15.26	59.16 ± 20.06

3.2. Effects of the components of the management regimes and site conditions on ecosystem

The total number of burns, of slashes and the length of the grazing period had significant effects on several indicators of provisioning, regulating and supporting services (Table 2).

The total number of prescribed burns and the number of slashes to foster grass growth and control for woody vegetation growth had clear positive effects on aboveground herbaceous biomass (Table 2). Negative effects of the total number of burns were observed for provisioning (forage quality), regulating (soil N concentration and C stock) and supporting (richness and evenness of vegetation) service indicators. More slashing and a longer grazing period resulted in an increase in soil micro-aggregates (decrease in 1/micro-aggregates), suggesting that larger macro-aggregates were broken down because of cattle trampling. Herbaceous evenness and woody richness decreased as the grazing period increased. No significant effects of stocking density were found.

None of the site condition indicators had a significant effect on the ecosystem service indicators. No quadratic or cubic responses to livestock management components or to site conditions were found for any of the services.

Table 2. Stepwise regression analysis to explore the effects of indicators of the livestock management regimes components (columns) on the indicators of the supply of provisioning, regulating and supporting services (rows) in pastures in the Pacific Coast of Mexico. The values shown in the intersection of rows and columns include the regression coefficients, the p-value of the coefficient and the $W_{i\text{par}}$ = Akaike weight of the corresponding model parameter. Only significant results are shown.

Type of service	Ecosystem service	Indicator	Indicators of the components of the management regimes		
			Grazing period	Number of burns	Number of slashes
Provisioning	Forage production	Biomass (g/m ²)		32.28, ****, +++	62.47, *, +++
		Foliar nitrogen (mg/g)		-0.02, **, +++	
Regulating	Soil fertility regulation	1/Micro-aggregates (g)	0.32, **, +++		0.36, **, +++
		Macro-aggregates (g)			
	1/Bulk density (g/cm ³)				
	Total Nitrogen (mg/g)		-0.04, *, +		
Carbon stock regulation	Total carbon (Mg/Ha)		-59.9, *, +++		
	Herbaceous richness		-0.28, **, +++		
Supporting	Biodiversity maintenance	Herbaceous evenness	-0.01, ***, +++		
		Seedling richness			

Seedling evenness	-0.01, **, +
Seed bank richness	
Seed bank evenness	
Woody richness	-0.2, **, +++
Woody evenness	-0.01, **, +++

p< 0.05 (*); p< 0.01 (**); p<0.001 (***), p<0.0001 (****)

Wi(par)= 0.5 (+); Wi(par)= 0.8 (++), Wi(par)>0.9 (+++)

3.3. Interactions between the management regimes components, site conditions and ecosystem services

The increase in forage production was associated with a decrease in the magnitude of several indicators of regulating (linked to soil structure, soil fertility, and soil C stocks) and supporting (biodiversity) services (Fig. 3a). Forage biomass (in the lower right quadrant of the graph) was negatively correlated to most indicators (in the upper left quadrant of the graph) of regulating (macro-aggregates, available P, total N, C stock, 1/micro-aggregates, 1/bulk density) and supporting services (seed bank evenness more prominently). Pairwise correlations (Appendix A) confirmed that the strongest negative relationships were found between forage amount and soil micro-aggregates, woody and seedling richness and evenness.

Some supporting service indicators showed a very different response (Fig. 3a). Woody and sapling evenness and richness (in the lower left quadrant) were largely uncorrelated with forage amount. Pairwise correlations (Appendix A) confirmed the strong correlations among these supporting service indicators.

Several management regimes and site condition indicators were clearly correlated with the pattern of increased forage amount and decreased regulating and supporting services (Fig. 3b). Livestock management duration and the number of burns, and to a lesser extent the number of slashings, were correlated with each other (upper right quadrant of Fig. 3b) and were positively correlated with forage amount (upper right quadrants of Fig. 3a and b). Deep soil moisture (20-60 cm) was positively related to forage amount (lower right quadrant of Fig. 3a and b), while shallow soil moisture (0-20 cm) showed a negative relationship with

this provisioning service indicator and a positive relation with most regulating and supporting service indicators (upper left quadrant of Fig. 3a and b).

Canopy cover inside the plot and in the surrounding forest cover were correlated with each other (lower right quadrant of Fig. 3b) and with woody and seedling richness and evenness (lower right quadrants of Fig. 3a and b). They were orthogonal to most other indicators of provisioning, regulating and supporting services. Stocking density showed a weak negative correlation (upper right quadrant of Fig. 3b) with woody and seedling diversity (lower left quadrant of Fig. 3a).

Pastures were clearly differentiated from old-growth forest, and the pastures were very clearly differentiated among them (Fig. 3c). Differences in canopy cover and surrounding forest cover, and in woody and seedling richness and evenness, which were highest in mature forests and lowest in pastures, contributed to this separation (lower left quadrants of Figs. 3a, b and c).

The pastures were arranged along the gradient with the highest forage production and the highest number of burns on one extreme (lower right quadrant Figs. 3a, b and c) and the highest levels of regulating and supporting services (e.g. available P and seed bank evenness, upper left corner Figs. 3a, b and c). While no clear-cut pattern was found along this gradient for pastures with different ages, one of the youngest pastures is clearly separated from the rest of the pastures (upper left corner Fig. 3c) corresponding to high levels of regulating and supporting services (upper left corner Fig. 3a), as well as a reduced number of burns and slashes (which increase in the opposite direction; lower right quadrant Fig. 3b). On the other extreme of the gradient, the oldest pastures tended to cluster (lower right corner Fig. 3c) in areas corresponding to the highest forage production (lower right corner Fig. 3a) and to the highest frequency of burns and slashes (lower right corner Fig. 3b).

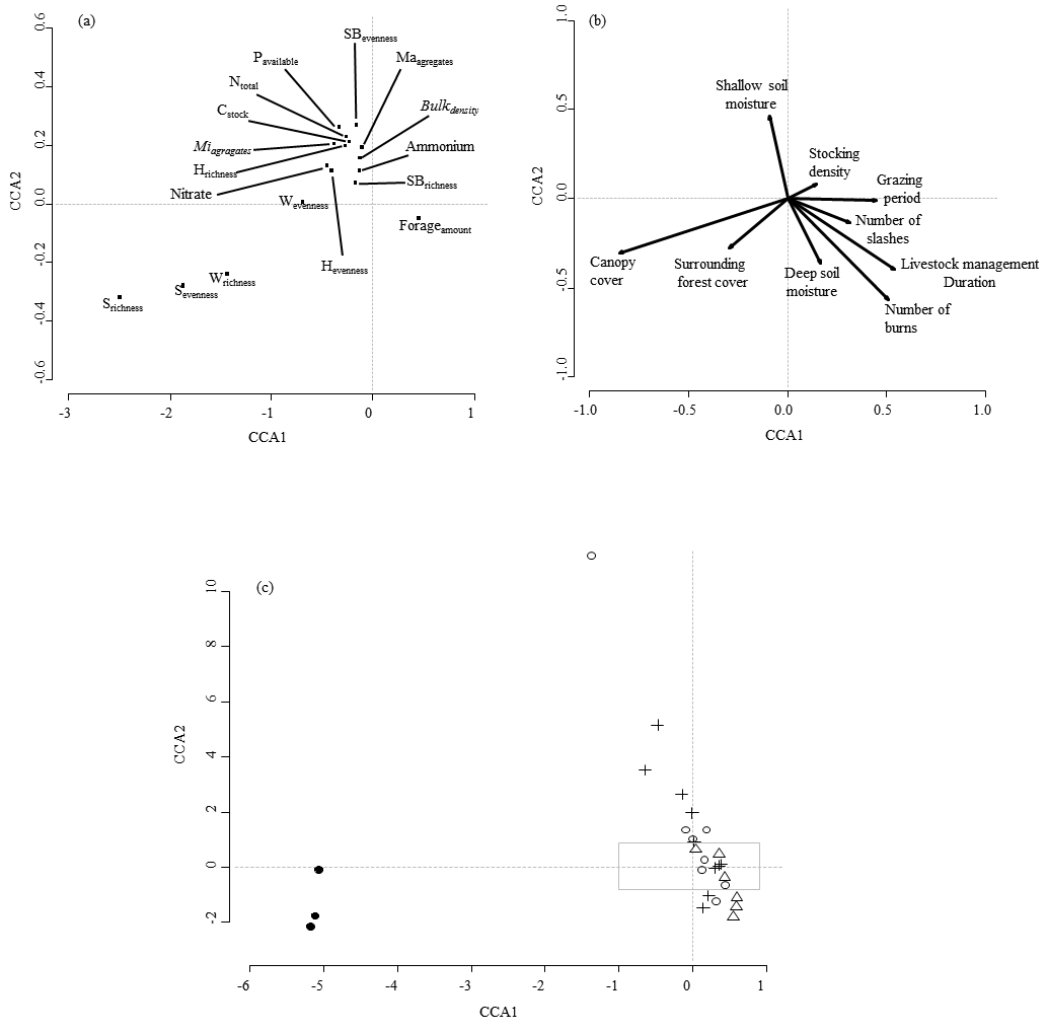


FIG. 3. Interactions between ecosystem services, soil conditions and management regime components within livestock management in pastures of the tropical dry Pacific Coast of Mexico. A canonical correspondence analysis was used to summarize the variance found among sites into only two axes (CCA1 and CCA2) that significantly explained ($P=0.002$) 65% of the total variation observed. Points, as well as end of arrows, indicate the position along these two axes of: (a) the ecosystem service indicators, (b) the livestock management components and site conditions that affect the ecosystem service indicators, and (c) the analyzed pasture and forest plots. Points that are closer to each other are more similar than distant ones; points in the same quadrant indicate positive correlations and those in opposite quadrants (e.g. lower right quadrant vs. upper left quadrant) indicate negative correlations. Furthermore, the points in adjacent quadrants (e.g. lower left quadrant vs. lower right

quadrant) depict lack of correlation. Abbreviations: H: herbaceous, S: seedling, W: woody, SB: seed bank. ● old-growth forest, ○ sites between 1 and 14 years, + sites between 15 and 30 years, Δ sites between 31-40 years.

4. Discussion

4.1. Ecosystem services and the livestock management duration gradient

Increased duration of livestock management favored grass production (i.e. forage amount, a provisioning service) but not without costs, thus questioning its sustainability over the long term. We found decreases in grass quality with increasing duration, which is consistent with changes documented in semi-arid ecosystems in South Africa (Aganga & Tshwenyane 2004). Forage production is expected to level off at a given threshold or even decline with time under inadequate management, as was observed in semi-arid ecosystems in Zimbabwe (Moyo *et al.* 2011) as a result of poor rotation grazing and inadequate stocking density. The positive relationship between duration and grass production observed here is most likely caused by the relatively short history of livestock management in the region (Burgos & Maass 2004; Castillo *et al.* 2005). The length of our duration gradient was then not sufficient to identify factors that may control forage production in this region as years of livestock grazing increase.

Clear threats to the long-term sustenance of forage production were found here, as shown by the decline in several key regulating services. The increase in soil micro-aggregates (regulating service), consistent with patterns reported in other sites in Chamela (Cotler & Ortega-Larrocea 2006), as well as in other semiarid grasslands (Zhou *et al.* 2010), suggests a decrease in soil fertility regulation along the duration gradient, which likely contributed to the observed decrease in forage quality. Soil organic matter associated with micro-aggregates is highly processed by microbial activity, is less physically protected and is diminished in its potential nutrient mineralization, when compared to that in macro-aggregates (Elliott 1986). The lack of change in soil C stocks along the management duration gradient indicates that this soil regulation service remains unaffected at least for a period of 40 years of livestock

management regimes. Our results are consistent with previous work in this area (García-Oliva & Jaramillo 2011) and in Brazil (Batlle-Bayer *et al.* 2010). In addition, the C stocks in forest (31 Mg ha⁻¹) and pastures (28 Mg ha⁻¹) in the top 10 cm of soil in this study are comparable to those reported for mature forest (26 Mg ha⁻¹) and 4-13 year-old pastures (29 Mg ha⁻¹) at the same soil depth in other sites within the Chamela region (Jaramillo *et al.* 2003).

The introduction of the grass *Panicum maximum* Jacq. to feed livestock was associated with a negative impact on biodiversity maintenance (i.e. supporting service) as management duration increased. The dominance of a few woody, herbaceous, seedling and seed species increased with livestock management duration, leading to declines in species richness and evenness, consistent with patterns observed at other sites in Chamela (Burgos & Maass 2004), as well as elsewhere in Mexico (Franklin & Molina-Freaner 2010). Individuals of a few species tend to become relatively more abundant because of their resistance to high water deficit, to grazing and trampling from cattle, as well as to the impacts of repeated burns (Nayak *et al.* 2014). In addition, some woody species may show higher resprouting capacity than others and thus be maintained over the longer term (Miller & Kauffman 1998). Likely, as management duration increases and the negative impact on biodiversity maintenance increases, the potential negative consequences for ecosystem function in the longer term would be higher.

4.2 Differential effects of the components of the livestock management regimes

The total number of burns and of slashes, as well as the length of the grazing period, had comparable (shown here in decreasing importance) impact on the supply of provisioning, regulating and supporting services. They were all highly correlated with livestock management duration (also in the same decreasing correlation order). The effects of these different management components were confirmed both by the multiple regression and canonical correspondence analyses and are consistent with those found when analyzing solely the effect duration.

Burning was the management component with the clearest positive effects on grass growth, but burning can also more clearly jeopardize the maintenance of regulating and supporting services and thus the long-term sustainability of livestock management in these pastures. As the number of burns increased, soil N concentrations and soil C stocks decreased. Repeated burning contributes to nutrient loss through volatilization from vegetation (Coetsee *et al.* 2010) and may enhance nutrient losses by promoting their transformations in soil (Giardina *et al.* 2000). Although the heat effect of fire in the dry tropics may be most critical for the upper 5 cm of the soil (Giardina *et al.* 2000), its disruption of macro-aggregate stability may promote long-term C and nutrient losses (García-Oliva *et al.* 1999), as soil C is transferred from slow protected pools to active pools with short residence times (Grandy & Robertson 2007). Reduced soil carbon stocks have been shown to result from repeated fires in Tanzanian savannas (Cheng *et al.* 2013) and from the accumulated impact of slash-and-burn practices after 30 years of land use in Ecuadorian pastures (Bahr *et al.* 2014).

Stocking density has shown clear negative correlations with soil regulating services in previous reviews (Greenwood & McKenzie 2001). The low variance observed here among plots for this management regime component hindered the possibility to observe if this pattern holds or not in our study region.

4.3. Potential synergies between site conditions, management regimes components and ecosystem services

Landscape and plot forest cover had clear positive effects on biodiversity maintenance. Large trees left within pasture provide shade for cattle, as indicated by interviewees. These trees reduce irradiance and soil water deficits and lead to greater nutrient availability in the upper soil layers (Salazar *et al.* 2012). Also, they reduce the dominance of introduced grasses and promote seedling emergence (Lloret 1998). Greater forest cover in the surrounding matrix has been associated to increased seedling recruitment (both in terms of species richness and number of individuals) in this region (Maza-Villalobos *et al.* 2011), as it contributes to higher propagule availability. These effects were orthogonal to those of the management regime components that foster forage production.

Soil moisture in the top 20 cm of soil, a critical condition regulating nutrient dynamics in this tropical dry forest (Campo *et al.* 1998), showed a positive relationship with most regulating and supporting services indicators. Soil moisture has been demonstrated to be the most important factor influencing the microbial community and enzyme activity in this (Sandoval-Pérez *et al.* 2009) and in other regions (Brockett *et al.* 2012). Nevertheless, these results should be considered with caution since soil moisture and available nutrients were measured at only one point in time in each plot of the chronosequence, despite the fact that they clearly vary through time.

4.4. Plant biodiversity as a key supporting ecosystem service and its links to the livestock management regimes

Biodiversity maintenance is both a trade-off with livestock management and a key factor in the long-term sustenance of this productive activity (Franklin & Molina-Freaner 2010; Alkemade *et al.* 2013). While our study was not designed to assess the long-term effects of plant or soil biodiversity of the management regimes components, we did find interesting correlations between these components, other services and biodiversity. Seed and herb diversity indicators increased as livestock management duration and the frequency of burns and slashes decreased, and was positively related to most regulating service indicators. In contrast, seedling and woody biodiversity indicators were independent of the onsite management regime components and the regulating service indicators, but rather sensitive to the way the matrix surrounding the pasture plot was managed. Further studies are needed to assess the impacts of different management regimes components on the various indicators of plant and soil biodiversity, the long-term effects of these biodiversity components on the key provisioning and regulating services, and the resulting demand for biodiversity related supporting services.

4.5. The alternative management regimes and their implications

We identified at least three distinct livestock management regimes in this area. One management regime involved old-growth forest conservation, which includes specific policies and strategies to protect it from land use change. The second management regime corresponded to the youngest pastures with low frequencies of burns and slashes. These plots showed low forage yields and reduced negative impacts on regulating and supporting services. The plots were located generally in areas with lower upper-soil water availability, far from the main temporary streams. The third management regime corresponded to the oldest pastures, with the highest frequencies of burns and slashes. These plots were closer to the main streams and showed greater upper-soil water availability. Forage yields were highest, but the negative impacts of livestock management on regulating and supporting services were already evident.

Alternative management regimes are tightly linked to the socio-economic drivers that underpin decision-making, but were not explicitly addressed here. Intact old-growth forests, included in this study, are only found within the adjacent Biosphere Reserve. Old-growth forests owned by local farmers (*ejidatarios*), not considered in our study, are subjected to the extraction of multiple resources and cattle are allowed to forage for twigs, leaves, fruits and seeds (Burgos & Maass 2004). These are generally found in the steepest and most inaccessible areas (Balvanera et al., unpublished). Younger pastures have in general been established by younger *ejidatarios*, with access to the lower quality and more remote land than that available to earlier settlers (Cohen 2014). Thus, older pastures were established by the oldest settlers in the region, with access to the best land and to the more accessible sites, and in general to larger properties (Cohen 2014). Further work is underway to more explicitly link socio-economic and biophysical drivers to livestock management decisions (Balvanera et al., unpublished; Mora et al., unpublished; Trilleras et al., unpublished).

4.6 Advantages of the methodological approach

The approach used was inspired by the growing literature on management of social-ecological systems (Van Oudenhoven 2015), including recent assessments of the effects of management on ecosystem properties (Morales-Romero *et al.* 2015). Drawing from

the ecological and social sciences, we used mixed methods, by combining qualitative data from interviews to document the components of the management regimes and quantitative data from plots to measure site conditions and ecosystem service indicators. We used a chronosequence approach, one in which space replaces time, to assess the role of management duration. Such approach has been widely used to assess changes through time in vegetation (Lebrija-Trejos *et al.* 2008), soil properties (Osland *et al.* 2012), or management legacies (Kashian *et al.* 2012), despite its well-known limitations (Chazdon *et al.* 2007). Plots were chosen to reduce as much as possible the variance in biophysical conditions among them, while maximizing the variance in management. The use of multiple regressions and multivariate tools, such as canonical correspondence analysis, allowed us to explore the links between such disparate types of data, as those accounting for indicators of the components of the management regime, those of site conditions and those of ecosystem services. Additionally, we explored causal effect relations between management regime components or site conditions and the ecosystem service indicators. Such statistical approaches are increasingly used for analogous purposes in the recent ecosystem management literature (Jackson *et al.* 2012).

5. Conclusions

Our study suggests that the livestock management regimes employed in pastures of the western coast of Mexico are aimed at fostering forage production for cattle but are compromising its quality and potentially affecting its long-term maintenance. In particular, repeated burning had the strongest positive effects on the desired provisioning services, but also the strongest potential for jeopardizing long-term sustainability through its evident and synergic effects on regulating and supporting services under study. Thus, our results suggest an apparent conflict between the short-term management decisions and the longer-term sustainability of the management regimes of this ecosystem.

Acknowledgments

We thank the Estación de Biología Chamela (IBUNAM) and its personnel for providing all facilities and support. We are grateful to the landowners and livestock managers of San Mateo, Santa Cruz de Otates, Los Ranchitos, and Nacastillo for permission to conduct this

study and to many people who participated in the fieldwork and in the laboratory, especially W. Sánchez, M. Wallemacq, L. F. Arreola and F. Mora. We thank Maribel Nava for technical assistance in the laboratory for nutrient and carbon determinations. This research was supported by grants SEP-CONACYT 2009-129740 and PAPIIT IN211114 to P. Balvanera, SEP-CONACYT 83441 to E. Martínez-Meyer and by a PhD scholarship from the Mexican National Science and Technology Council (CONACyT) to J. M. Trilleras. This paper constitutes a partial fulfillment of the requirements of J. M. Trilleras, under the supervision of P. Balvanera, to obtain the PhD degree from the Graduate Program in Biological Sciences of the National Autonomous University of Mexico (UNAM).

FIG. A.1: Significant pairwise correlations between ecosystem service indicators.

Abbreviations: ** (Pearson coefficient $r \geq 0.5$), * (Pearson coefficient $r \geq 0.3$), GrBM= Grass biomass, ++1/mAgg= 1/micro-aggregates, MAgg= macro-aggregates, 1/BD=1/bulk density, tN=total nitrogen, NH4=ammonium, NO3=nitrates, avP= available phosphorus, tC=total carbon, Wr= woody richness, Ws= woody evenness, Hr=herbaceous richness, Hs=herbaceous evenness, Sr=seedling richness, Ss=seedling evenness, BSr= seed bank richness, BSs= seed bank evenness.



CAPITULO 3

Dinámica del sistema socio-ecológico del bosque tropical seco con manejo ganadero y variables biofísicas y sociales asociadas

RESUMEN

Los sistemas socio-ecológicos (SSE) son sistemas complejos, estructurados mediante distintos elementos que interactúan entre sí. Su dinámica está controlada por variables exógenas que operan a través de escalas temporales y espaciales superiores a la escala de análisis y variables endógenas o variables lentas y rápidas que son importantes para la dinámica interna del SSE. Los SSE a menudo son transformados para obtener servicios ecosistémicos principalmente de provisión, por lo que la prioridad en un mundo tan cambiante es asegurar el adecuado flujo de servicios ecosistémicos que garantice el bienestar de la población en estos sistemas. En este estudio se exploró la dinámica del sistema socio-ecológico del bosque tropical seco de la costa de Jalisco, México, a partir de tres preguntas de investigación: i) ¿Cuáles son las variables biofísicas y sociales que los ganaderos consideran importantes al momento de tomar decisiones sobre el manejo ganadero y cuáles de estas variables son exógenas o endógenas al sistema? ii) ¿Cuáles de las variables biofísicas y sociales son de tipo lento y rápido y cuáles pueden ser consideradas clave para la toma de decisiones sobre el manejo ganadero en un SSE? y iii) ¿Cómo interactúan las variables biofísicas y sociales de tipo lento, rápido y clave con los servicios ecosistémicos para determinar la dinámica del SSE? Mediante entrevistas semi-estructuradas se exploró el papel que juegan las variables potencialmente relevantes identificadas por los ejidatarios y se encontró que la dinámica del SSE de Chamela-Cuixmala está influenciada por una variable rápida (producción de forraje) mientras que su estructura está determinada por variables lentas (fertilidad del suelo, conocimiento local, apropiación de la actividad ganadera).

Palabras clave: variable lenta, variable rápida, variable clave, interacciones, servicios ecosistémicos.

1. INTRODUCCIÓN

Los sistemas socio-ecológicos (SSE) son sistemas complejos, estructurados mediante distintos elementos que interactúan entre sí, generando procesos tanto sociales como ecológicos que contribuyen al mantenimiento y funcionamiento del sistema (Folke *et al.* 2003a). El funcionamiento del SSE es el resultado de las interacciones entre variables ecológicas, sociales y las propiedades que emergen de las interacciones entre ellas (García 2006). Desde el subsistema ecológico se obtiene un conjunto de servicios ecosistémicos de provisión, regulación, culturales y de soporte, indispensables para el funcionamiento del sistema social (MA 2005). En el sistema social los actores sociales son individuos o grupos de individuos que entre muchas de las decisiones que toman esta la manera como obtienen los servicios ecosistémicos de provisión principalmente y por lo tanto influyen sobre los ecosistemas directamente (Castillo *et al.* 2005). Bajo esta perspectiva, el eje integrador de estos dos sistemas es el manejo del socio-ecosistema (GLP 2005; Collins *et al.* 2010), que permite el acceso a bienes y servicios de los ecosistemas a una sociedad en continuo crecimiento, por lo que lograr la sostenibilidad en estas condiciones se vuelve necesario (Pérez-Escobedo 2011). Los SSE son sistemas complejos que están caracterizados por la convergencia de múltiples procesos que constituyen la estructura del sistema y que funciona como una totalidad organizada (García 2006). En estos sistemas se pueden distinguir dos subsistemas o sistemas, uno biofísico y otro social cuyas variables (lentas y rápidas) están interactuando en distintas escalas espaciales y temporales, generando nuevas propiedades en el sistema y determinando una constante variación en las condiciones del sistema mismo que le confiere dinamismo.

La dinámica de los SSE está controlada por variables tanto exógenas como endógenas del sistema. Las variables exógenas operan a través de escalas temporales y espaciales superiores a la escala local o de análisis. Su importancia radica en que le confieren al sistema dinamismo e incertidumbre y generalmente responden a tendencias regionales o globales y afectan al conjunto de variables endógenas del sistema. Las variables endógenas son todas aquellas variables (lentas y rápidas) que operan a escalas locales y son importantes para la dinámica del SSE (Chapin *et al.* 2009). Las variables exógenas son el clima, la economía y políticas

regionales, mientras que las variables endógenas son los ciclos de nutrientes, el régimen de disturbio, las prácticas de manejo, la infraestructura, entre otras. Estas variables pueden generar impactos en la dinámica de los SSE y hacer que éstos se “trasladen” a estados o configuraciones más ó menos deseados (Walker *et al.* 2004; Chapin *et al.* 2009).

Un aspecto determinante en la dinámica de los SSE es el tipo de variables tanto lentas como rápidas que están involucradas en los procesos que definen su dinámica (Reynolds *et al.* 2007b; Chapin *et al.* 2009). Las variables “lentas” definen procesos con tendencias que se perciben en el largo plazo y las variables “rápidas” definen procesos que ocurren en un tiempo relativamente corto (Hossain & Dearing 2013). La identificación de las variables rápidas y lentas así como la de sus interacciones proporcionan elementos claros para la toma de decisiones y el manejo en SSE (Gunderson & Holling 2002).

Las variables lentas son aquellas que determinan la estructura y dinámica de los SSE y por lo tanto también el suministro de servicios ecosistémicos, actúan en el largo plazo (Walker *et al.* 2002), responden a variables externas al sistema y controlan a las variables rápidas (Walker *et al.* 2012). Ejemplo de algunas variables lentas biofísicas son el contenido de materia orgánica del suelo, los almacenes de nutrientes (Chapin *et al.* 2009) y la composición de especies (Martínez-Peña 2012). Algunas variables lentas de tipo social son la migración (Martínez-Peña 2012), aspectos culturales (Chapin *et al.* 2009), conocimiento tradicional (Ribeiro 2007), entre otras. Las variables rápidas son aquellas que responden con variaciones en periodos de tiempo corto (Carpenter & Turner 2000; Reynolds *et al.* 2007b), ya sea anual o intra-anual (Thom *et al.* 2013). Son las variables rápidas las que permiten conocer las consecuencias de las acciones humanas de forma más directa y por lo tanto son las que les preocupa a los usuarios de los ecosistemas (Walker *et al.* 2012). Ejemplo de algunas variables rápidas de tipo ecológico son la productividad anual, la disponibilidad de nitrógeno inorgánico en el suelo, y el tipo de cultivo (Ribeiro 2007). Las variables rápidas de tipo social son el uso de subsidios gubernamentales (Martínez-Peña 2012), el aprovechamiento de los recursos (Martínez-Peña *et al.* 2012) y los procesos demográficos, entre otras, (Ribeiro 2007).

Describir la dinámica de un SSE implica también identificar los mecanismos de retroalimentación entre los componentes biofísicos y sociales del sistema (García 2006). Las variables clave determinan la mayoría de los procesos (Davidson-Hunt & Berkes 2003) y se definen como aquellas que influyen fuertemente en los SSE (Chapin *et al.* 2009). Las variables clave pueden ser exógenas o endógenas, son generalmente lentas y actúan en diferentes escalas (Davidson-Hunt & Berkes 2003; Biggs *et al.* 2015a). En un contexto de sistemas socio-ecológicos expuestos a perturbaciones son variables clave por ejemplo, las reglas, el aprendizaje, los valores económicos, el número de usuarios y la respuesta de los actores sociales de manera anticipada a estas perturbaciones (Fleischman *et al.* 2010). También lo son las variables lentas que determinan las configuraciones particulares de un SSE. En un SSE pueden existir diferentes configuraciones (estados) o regímenes, y cada uno produce diferentes servicios ecosistémicos que tienen consecuencias sobre los diferentes usuarios (Biggs *et al.* 2015a). Esto quiere decir, que la dinámica de un sistema que ha sido transformado para producir un servicio ecosistémico en mayor cantidad (p.ej. provisión de forraje) va a estar determinada por estas variables clave. Se ha propuesto que cuando estas variables clave son de tipo lento son muy útiles para identificar umbrales que al ser cruzados implican un cambio en la configuración del SSE y así mismo en el suministro de servicios ecosistémicos (Martínez-Peña 2012; Biggs *et al.* 2015a). Sin embargo, no existe información suficiente para determinar umbrales que indiquen cambios irreversibles en las configuraciones del SSE analizado (Scheffer *et al.* 2009). Lo que se pretende hasta aquí es sentar algunos precedentes sobre el estudio de este tipo de variables.

Las variables lentas de un SSE están relacionadas con los servicios ecosistémicos (Hossain & Dearing 2013). Las variables lentas están frecuentemente relacionadas con los servicios de regulación, así como también con los servicios culturales como valores y tradiciones (Biggs *et al.* 2012). La prioridad en un mundo tan cambiante es asegurar un adecuado flujo de servicios ecosistémicos indispensables para satisfacer las necesidades y el bienestar de la población. El entendimiento del suministro de servicios ecosistémicos bajo estas condiciones requiere del manejo de variables lentas y de interacciones en el contexto de las distintas configuraciones de los SSE (Biggs *et al.* 2015a). En este sentido por ejemplo, la relación de las variables lentas con un servicio ecosistémico de provisión como la producción de forraje

es producido por la interacción de factores biofísicos (fertilidad del suelo y lluvia) con factores sociales (demanda, prácticas de manejo, acceso a mercado). El reconocimiento de las variables lentas permitiría monitorear y manejar de manera efectiva los servicios ecosistémicos en distintas configuraciones o regímenes (Raudsepp-Hearne *et al.* 2010a; Biggs *et al.* 2015a).

La toma de decisiones está estrechamente vinculada con la oferta de los servicios por parte de los ecosistemas (De Groot *et al.* 2010; Vilaridy *et al.* 2011). El conocimiento de cómo se suministran estos servicios ecosistémicos, la manera como la gente los percibe y los reconoce es considerado como la base fundamental para establecer las interacciones al interior del SSE por lo tanto se convierte en la base conceptual para la toma de decisiones (Vilaridy 2009). Por tal razón, es importante entender qué factores tanto ecológicos como sociales están influyendo en la toma de decisiones para así entender la dinámica misma del SSE.

En este estudio exploramos la dinámica del sistema socio-ecológico del bosque tropical seco de la costa de Jalisco, México. En particular analizamos el sistema de manejo ganadero establecido en áreas de BTS mediante praderas sembradas y exploramos cómo los ganaderos perciben la dinámica del manejo. Las preguntas/objetivos abordadas son las siguientes: 1) ¿Cuáles son las variables biofísicas y sociales que los ganaderos consideran importantes al momento de tomar decisiones sobre el manejo ganadero y cuáles de estas variables son exógenas o endógenas al sistema? 2) ¿Cuáles de las variables biofísicas y sociales son de tipo lento y rápido y cuáles pueden ser consideradas clave para la toma de decisiones sobre el manejo ganadero en un SSE? y 3) ¿Cómo interactúan las variables biofísicas y sociales de tipo lento, rápido y clave con los servicios ecosistémicos para determinar la dinámica del SSE?

2. METODOLOGÍA

2.1 Área de estudio

El sistema socio-ecológico de la Región de Chamela-Cuixmala está ubicado en la Costa Pacífica de Jalisco, México e incluye los ejidos de San Mateo, Juan Gil Preciado, Santa Cruz de Otates, Los Ranchitos y Nacastillo. Nuestro SSE comprende una escala temporal de 40

años de manejo ganadero (actual configuración del SSE) y una escala espacial a nivel de parcela. En este SSE se encuentra ubicada la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala (RBCC) que está rodeada por ejidos que llevan a cabo actividades agrícolas y ganaderas (Trilleras 2008) (Fig. 1). La región fue poblada entre 1950 y 1979 debido a programas gubernamentales que dieron paso al establecimiento de “ejidos”, un sistema de tenencia semi-comunal de la tierra (Ortega 1995; Castillo *et al.* 2005) o “forma de tenencia que combina la propiedad privada con un manejo comunal de las tierras” (Castillo *et al.* 2009). En la región más del 70% del territorio es ejidal (INEGI, 2000). Debido a esta ocupación del territorio, los asentamientos humanos han estado transformando el paisaje en los alrededores de la RBCC, convirtiendo la zona en parches de BTS y praderas ganaderas (Sánchez-Azofeifa *et al.* 2009) que con el tiempo han aumentado en número. De esta manera, el bosque tropical seco es transformado mediante prácticas de manejo que incluyen cortes, rozas y quemas (González 1992; Maass 1995; Trilleras 2008) y lo han convertido principalmente en potreros para alimentar al ganado vacuno (Burgos & Maass 2004; Castillo *et al.* 2005; Maass *et al.* 2010).

En esta zona se perciben al menos dos configuraciones distintas: la primera es el bosque tropical seco que aún se conserva y la segunda es el mosaico de parches de bosque tropical seco con parcelas agrícolas y ganaderas (Burgos & Maass 2004). El funcionamiento del SSE de la región de Chamela-Cuixmala, depende de la oferta potencial de múltiples servicios ecosistémicos (provisión, regulación, culturales y soporte) que son aprovechados por los ejidatarios que realizan distintas actividades de subsistencia como la actividad ganadera y que por ende están estrechamente relacionadas con la productividad del ecosistema (Maass *et al.* 2005). Los ejidatarios son actores sociales, dueños de las parcelas ganaderas y quienes realizan el manejo ganadero (Castillo *et al.* 2005). La dinámica del SSE de Chamela-Cuixmala está fundamentada en procesos sociales dinámicos (tanto en el tiempo como en el espacio) como por ejemplo la toma de decisiones por parte de los ejidatarios (actores sociales), quienes deciden qué actividades se realizan en la región y llevan a cabo distintas prácticas de manejo para obtener beneficios y subsistir (Trilleras 2008). En este proceso, se pueden dar distintos regímenes de manejo (prácticas agropecuarias y extractivas

principalmente) para obtener en mayor cantidad un tipo de servicio en particular (de provisión principalmente) (Van Oudenhoven 2015).

Las prácticas de manejo que se realizan en la región son producto de la toma de decisiones tanto de manera individual como grupal, así como también, son el reflejo de políticas desarrolladas en momentos particulares que obedecen a factores económicos (Galicía 2009; Pérez-Escobedo 2011). Tanto elementos biofísicos como organismos, el suelo, el agua, los pastos y elementos sociales como personas o ejidatarios y medios de subsistencia (Gavito *et al.* 2014), están influyendo en la toma de decisiones y por ende en el manejo para obtener servicios ecosistémicos de provisión (principalmente), generando constantes interacciones dentro del SSE (Castillo *et al.* 2005; De Fuentes Martínez 2009; Maass *et al.* 2010).

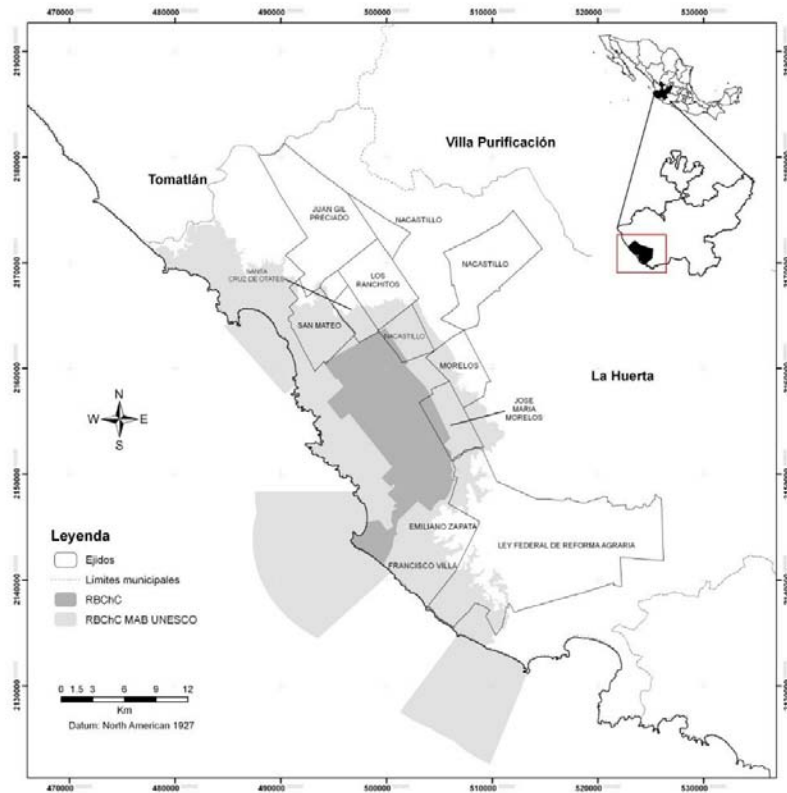


Figura 1. Ubicación de la Reserva de la Biosfera Chamela Cuixmala (RBCC) y los ejidos que la rodean. Los ejidatarios que participaron en este estudio corresponden a los ejidos de San Mateo, Santa Cruz de Oates, Juan Gil Preciado, Los Ranchitos y Nacastillo. Fuente: Pérez-Escobedo 2001. Mapa elaborado por Juan Luis Peña con datos del Registro Agrario Nacional 2010 y la MAB UNESCO.

2.2 Variables biofísicas y sociales consideradas para tomar decisiones sobre el manejo ganadero.

2.2.1. Diseño metodológico: elaboración y aplicación de instrumentos

La identificación de las variables clave, tanto biofísicas como sociales, que son consideradas por los ejidatarios al momento de tomar decisiones, se llevó a cabo en dos grandes fases. En la primera fase se realizó una revisión de factores biofísicos y sociales involucrados en el manejo ganadero en general y se elaboró una lista preliminar de estas (Tabla 1). A partir de esta lista quedaron identificados los ejes temáticos que permitieron elaborar una entrevista semi-estructurada para explorar el papel que juegan las variables potencialmente relevantes identificadas para la zona de estudio de acuerdo con los ganaderos (Vela-Peón 2004). En la entrevista se le preguntó a cada ejidatario cómo cada eje temático tiene implicaciones en la toma de decisiones (Anexo B. Entrevista).

Tabla 1. Aspectos relevantes de factores ecológicos y sociales relacionados con sistemas ganaderos reportados en la literatura.

Factores Biofísicos		
Ejes temáticos	Descripción	Cita
Clima	Precipitación (total, promedio, extrema) y temperatura (promedio, extrema)	(Louette <i>et al.</i> 2001; Geist & Lambin 2004)
Geomorfología	Posición de la parcela en la ladera	(Brady & Weil 2002)
Suelo	Materia orgánica, compactación, humedad, textura, calidad y estructura	(Lal 1997; Martinez & Zinck 2004)
Vegetación	Estructura de la vegetación en la parcela, diversidad de especies leñosas, matriz circundante	(Keyes & García 2001)
Servicios ecosistémicos	Producción de pastos, siembras frecuentes, calidad de forraje	(Cochet 2001; Louette <i>et al.</i> 2001)
Factores sociales		
Económicos	Cantidad, mercado y precio del ganado, ingresos, ahorros	(Chauvet 2001; Lazos 2001; Geist & Lambin 2004)
Tecnológicos	Acceso al agua para el ganado	(Barral & Hernández 2001; Geist & Lambin 2004)
Manejo	Estrategias de manejo ganadero, nuevas razas	(Challenger 1998; Lazos 2001; Perramond 2001)

Políticos	Programas gubernamentales, intermediarios	(Keyes & García 2001; Geist & Lambin 2004)
Culturales	Conocimiento local, apropiación, actitud frente a la actividad ganadera	(Challenger 1998; Geist & Lambin 2004)

Dado que la toma de decisión depende del conocimiento y percepción que la gente tiene de su entorno (Vilardy 2009), el énfasis en las entrevistas fue obtener información sobre cómo los factores biofísicos y sociales influyen en el quehacer dentro de la parcela y en las acciones que se toman para enfrentar eventualidades. Para entender la percepción que tienen los ganaderos de la naturaleza de las variables se preguntó que tanto han cambiado dichas variables en el tiempo; con esta información se identificaron las variables lentas o rápidas. La entrevista resultante (Anexo A) se aplicó a 14 ejidatarios dueños de parcelas ganaderas que decidieron participar en este estudio. Estas parcelas cubren un gradiente de duración de manejo ganadero que va de 4 a 40 años y son un total de 21 parcelas con manejo ganadero. Todas las entrevistas fueron grabadas, transcritas y almacenadas en formato digital.

2.2.2. Análisis de datos

Para el procedimiento y análisis de los datos obtenidos de la entrevista se llevaron a cabo las siguientes actividades:

- (i) Se identificaron las variables biofísicas y sociales que los ejidatarios reportaron y que reconocieron como aquellas que influyen en la toma de decisiones para el manejo ganadero en sus parcelas,
- (ii) Se clasificaron las variables en
 - a. exógenas y endógenas del SSE
 - b. rápidas y lentas y en
 - c. variables clave,
- (iii) Se identificaron las interacciones entre estas variables con los servicios ecosistémicos.

El primer paso fue el procesamiento básico de la información derivada de la entrevista en el cual se agruparon estas variables por ejes temáticos (ver Tabla 1) y se asignó un grado de importancia a cada eje según el porcentaje de frecuencias de opiniones por parte de los

ejidatarios relacionados a dicha categoría (Taylor & Bogdan 1987; Escudero 2004). La clasificación de variables y la identificación de interacciones se explican a continuación.

Identificación de variables exógenas y endógenas

Se identificaron las variables exógenas y endógenas al SSE de estudio con respecto a los límites del sistema. Las variables exógenas son las variables externas, son factores que se determinan fuera del sistema ya sea por organismos gubernamentales, no gubernamentales, factores climáticos o ecológicos, entre otros, sobre los cuales los ejidatarios no tienen control directo. Fueron identificadas como resultado de la información obtenida por las entrevistas. Por endógenas se define a aquellas variables internas del sistema que dependen directamente de las partes interesadas, como los usuarios de los recursos (ejidatarios) y los servicios que se proveen de manera local (Walker *et al.* 2004; Escalante & Basurto 2014). Las variables endógenas son el objetivo de estudio y se describen como variables lentas y rápidas.

Identificación de variables lentas y rápidas del socio-ecosistema

Para determinar si una variable es lenta o rápida se tiene en cuenta la duración de los procesos asociados a los factores que se están midiendo o analizando (Martínez-Peña 2012; Thom *et al.* 2013). Se determinó que las variables rápidas corresponden a procesos que suceden en un tiempo menor a 5 años y las variables lentas corresponden a procesos que suceden en un tiempo superior a 5 años. Las variables utilizadas para esta categorización corresponden a las variables biofísicas y sociales obtenidas mediante las entrevistas que hacen énfasis sobre qué tanto han cambiado dichas variables en el tiempo.

Con los resultados obtenidos se elaboró un **diagrama de interacciones** en el que se ubicaron variables exógenas y endógenas definidas como lentas y rápidas, tanto para el sistema ecológico como para el social (Martínez-Peña 2012). Se establecieron las interacciones mediante conectores entre las variables con la finalidad de identificar las variables que más interacciones sostienen. El tipo de interacción, positiva o negativa, se estableció con base en la percepción de los ejidatarios. De esta manera, una interacción positiva es cuando la variable ejerce un impacto positivo o aumenta el potencial de la variable receptora, y una interacción negativa es cuando la variable inicial ejerce un impacto negativo o disminuye el

potencial de la variable receptora. Así por ejemplo, la calidad del suelo (fertilidad) tiene un efecto positivo sobre la producción de forraje, mientras que la producción de pastos tiene un efecto negativo sobre la vegetación nativa del bosque seco, ya que este es transformado para establecer las parcelas ganaderas. Además, en el diagrama de interacciones se indicó la magnitud con la que los ejidatarios apoyan o reconocen cada variable. Esto se representa con cajas de tamaños distintos, en donde las cajas de tamaño grande representan variables que fueron reconocidas por más del 50% de los ejidatarios y las cajas más pequeñas indican un reconocimiento por menos del 30%.

Variables clave del SSE

Se definió una variable clave como aquella que controla la configuración (estado) de un SSE (Biggs *et al.* 2015a). Las variables clave son aquellas que sostienen el mayor número de interacciones y mantienen el sistema funcionando en esa configuración en particular. Para ayudar en la identificación de las variables clave: i) se utilizó el diagrama de interacciones entre variables lentas y rápidas, descrito anteriormente, ii) se identificaron como variables clave aquellas que “sostienen” el mayor número de interacciones dentro de este SSE y se establecieron las implicaciones que tienen en la toma de decisiones, de acuerdo a las percepciones que los ejidatarios tienen de estas. Se considerarán sólo variables lentas como variables clave, de acuerdo con Walker y colaboradores (2002) y Folke y colaboradores (2004) quienes reportan que las variables lentas son a la vez claves, porque son las que controlan el suministro de servicios ecosistémicos, y también porque son las únicas capaces de cruzar umbrales dejando el sistema en una nueva configuración con un suministro de servicios ecosistémicos diferente (Biggs *et al.* 2015c).

Interacciones entre variables y servicios ecosistémicos

a. Interacciones entre variables

Se elaboró un **diagrama de lazo** (loop diagram) para sintetizar la información de la configuración actual del SSE y describir las variables que determinan su dinámica. Las variables se vincularon de acuerdo a como los ejidatarios entrevistados ligaron estas variables entre sí a lo largo de su discurso. Además, los vínculos relacionados con los servicios

ecosistémicos se establecieron teniendo en cuenta la información generada en Trilleras et al. (2005).

El diagrama de lazo está compuesto por nodos o variables y conectores o interacciones. Las interacciones pueden ser positivas o negativas. Una interacción positiva indica que los dos nodos cambian en la misma dirección, es decir, si el nodo en el que el enlace comienza aumenta, el otro nodo también aumenta o viceversa. Una interacción negativa significa que los dos nodos cambian de manera opuesta, es decir, si el nodo en el que el vínculo empieza aumenta, el otro disminuye y viceversa (Angelstam *et al.* 2013).

b. Interacciones entre variables y los servicios ecosistémicos

Se identificaron los servicios ecosistémicos que los ejidatarios reportaron. Las variables mencionados por los ejidatarios se tradujeron a servicios ecosistémicos de acuerdo con la nomenclatura y definiciones establecidas en la literatura previamente (Maass *et al.* 2005; Trilleras *et al.* 2015). En la Tabla 2 se definen los distintos tipos de servicios ecosistémicos. Además, para establecer el vínculo entre las variables lentas y rápidas con los servicios ecosistémicos, adoptamos un vínculo conceptual fundamentado en que los servicios ecosistémicos de provisión (producción de forraje) es derivado de procesos ecosistémicos (ciclo de nutrientes, control de erosión, calidad del suelo) que generalmente son servicios de regulación y soporte cuyas variables se comportan de manera lenta, mientras que los servicios de provisión se comportan de manera rápida (Biggs *et al.* 2015a). La configuración actual del SSE suministra entre otros, servicios ecosistémicos como la producción de forraje (cantidad y calidad), regulación de la calidad del suelo (estructura y fertilidad), regulación del almacén de carbono y mantenimiento de la biodiversidad.

Tabla 2. Servicios ecosistémicos del SSE de Chamela-Cuixmala

Tipo de servicio	Descripción	Servicios	Cita
Provisión	Recursos naturales o bienes que la gente se puede apropiar, consumir o contabilizar.	Producción de forraje para alimento del ganado (cantidad y calidad)	(Maass <i>et al.</i> 2005; Balvanera & Maass 2009; Trilleras <i>et al.</i> 2015)
Regulación	Son el resultado de interacciones complejas entre los distintos elementos del ecosistema, regulan las condiciones en la que los seres humanos habitan.	Regulación de la calidad del suelo (estructura y fertilidad) Regulación del almacén de carbono en el suelo	(Maass <i>et al.</i> 2005; Balvanera & Maass 2009; Trilleras <i>et al.</i> 2015)
Culturales	Son intangibles, producto de percepciones individuales o colectivas.	Desarrollo de conocimiento local, la actitud ganadera y la apropiación o el sentido de pertenencia	(Maass <i>et al.</i> 2005; Balvanera & Maass 2009)
Soporte	Son procesos básicos del ecosistema que permiten el suministro de los otros tres tipos de servicios y están indirectamente relacionados con el bienestar humano.	Mantenimiento de la biodiversidad	(Maass <i>et al.</i> 2005; Balvanera & Maass 2009; Trilleras <i>et al.</i> 2015)

3. RESULTADOS

a. Variables biofísicas y sociales (exógenas y endógenas) que inciden sobre el manejo ganadero.

3.1.1. Factores biofísicos exógenos y endógenos

Se identificaron siete variables biofísicas que los ejidatarios vinculan con la toma de decisiones para el manejo ganadero en la configuración actual del SSE (Tabla 3). Dos variables biofísicas exógenas fueron identificadas: la variable más importante fue la precipitación, la cual fue identificada por todos los entrevistados. La cantidad de lluvia (precipitación) que cae en la zona determina las estrategias de manejo y por ende todas las decisiones que se toman con respecto al manejo ganadero. La segunda variable exógena

identificada por los ejidatarios fue el periodo de sequía (meses sin lluvias). En la zona, el periodo de sequía suele ser prolongado y puede ser diferente cada año. Los ejidatarios lo identificaron mediante indicadores como el estado de los potreros. Ellos observan que los pastos disminuyen considerablemente cuando la temporada de sequía se prolonga más de lo normal. También lo observan en el desarrollo del ganado, pues al no haber alimento estos disminuyen su masa corporal considerablemente, y en la proliferación de “plagas” como el gusano, el comején y las hormigas. Con estos indicadores, los ejidatarios toman decisiones que se ven reflejadas en las distintas estrategias de manejo que emplean. Por ejemplo, deciden hacer quemas o sembrar otras variedades de pasto.

Entre las variables endógenas, la producción de pastos fue la variable biofísica más importante para los ejidatarios. La productividad de los pastos cambia cada año y por esto se han introducido pastos más resistentes a las condiciones biofísicas de la zona para maximizar la producción, como el Andropogón (*Andropogon gayanus*). Los ejidatarios consideran que es muy complicado mantener una producción constante, debido a que el mantenimiento de las parcelas en la zona es muy demandante y costoso, lo que conduce a que mucho forraje se pierda por falta de mantenimiento.

Otras variables biofísicas endógenas incluyeron a la vegetación, la calidad del suelo, la calidad de pastos y la estructura del suelo. La vegetación se ha modificado en la zona para el establecimiento de praderas, sin embargo, se considera importante tener ciertos árboles dentro de la parcela, generalmente aquellos con varios propósitos, ya sea para madera, para sombra o como alimento del ganado. Muy pocos ejidatarios mantienen árboles dentro de la parcela con el objetivo de proteger el suelo. Variables como la calidad del suelo, la calidad de pastos y la estructura del suelo, fueron consideradas como importantes para la toma de decisiones del manejo ganadero para algunos ejidatarios. Los entrevistados consideran que estas variables no son tan fáciles de percibir como las descritas en el párrafo anterior. Sin embargo, algunos ejidatarios identifican que hay una relación positiva entre la calidad del suelo y el crecimiento de las plantas. Así mismo, relacionan la rotación de potreros con la calidad del pasto y reconocen que el sobrepastoreo puede llegar a dañar la estructura del suelo (Tabla 3).

Tabla 3. Variables biofísicas clasificadas como exógenas y endógenas identificadas por los ejidatarios, que están influyendo en la toma de decisiones sobre el manejo ganadero y que están cambiando en el tiempo en el SSE de la Región de Chamela-Cuixmala (entre paréntesis se indica el número de ejidatarios que apoyan dicha variable o proposición).

Biofísicos	Tipo de Variable	Frecuencias totales %	Implicaciones para la toma de decisiones (proposiciones)	Frecuencias relativas %
Las precipitaciones (13)	Exógena	92	La cantidad de agua determina el desarrollo del forraje y así se decide resembrar, cuantos animales se tienen (7)	54
			La cantidad de precipitación no es suficiente para mantener la producción de pastos, al ganado hay que ayudarlo con otro tipo de alimento como el silo.(6)	46
Las sequías (11)	Exógena	78	Las sequías cuando se prolongan afecta la producción, la pastura disminuye y esto afecta el desarrollo del ganado. También favorece el establecimiento de plagas.	100
Producción de pastos (12)	Endógena	86	La producción de pastos no es constante, por tal razón se ha tenido que cambiar a variedades resistentes a la sequía como el guinea y andropogón (12)	100
			Para tener una buena producción se debe hacer mantenimiento, esto es limpiar, rociar y quemar (2)	16
Vegetación (10)	Endógena	71	Los árboles se siembran para obtener madera (5)	50
			Los árboles se siembran para que haya sombra en la parcela (2)	20
			Algunos árboles son útiles para alimentar el ganado (2)	20
			Los arboles detienen la tierra (1)	10
Calidad del suelo - fertilidad (8)	Endógena	57	La calidad del suelo se refleja en que el pasto crece bien, solo es necesario el agua (3)	38
			Cuando no se da bien, crece lento y no tan verde, entonces hay que quemar para que crezca bien (3)	37
			Después de la lluvia o temporal, el suelo se hace mas fértil, porque la tierra se ablanda, se resiembra (2)	25
Calidad de pastos (4)	Endógena	28	Para mantener una buena calidad, hay rotación de potreros (2)	50
			El pasto cuando muere se deja en el suelo, así se vuelve abono y le ayuda a la pastura (1)	50
Estructura del suelo (3)	Endógena	21	El sobrepastoreo aprieta el suelo (2)	67
			El suelo no se aprieta porque se rota el ganado en lluvias (1)	33

3.1.2. Factores sociales exógenos y endógenos

Se identificaron trece variables sociales que los ejidatarios vinculan con la toma de decisiones para el manejo ganadero en el sistema socio-ecológico (Tabla 4). Dos variables sociales exógenas fueron identificadas: los subsidios gubernamentales y el precio que se fija para la venta del ganado. Los subsidios, que generalmente son dos (PROCAMPO y PROGAN), son ayudas para el manejo en las parcelas. Hay quienes tienen los dos, uno de los dos o ninguno, y dependiendo de esto se tiene o no dinero extra para llevar a cabo actividades dentro de la parcela. El precio que se fija para la venta del ganado es una variable exógena ya que generalmente obedece a los precios del mercado en el momento de realizar la venta, esto

determina decisiones relacionadas con transacciones monetarias, por ejemplo, cuando el precio es bajo, no hay ventas.

Tabla 4. Variables sociales exógenas y endógenas identificadas por los ejidatarios, que están cambiando en el tiempo y que están influyendo en la toma de decisiones sobre el manejo ganadero en el SSE de la Región de Chamela-Cuixmala (entre paréntesis se indica el número de ejidatarios que apoyan dicha variable o proposición).

Sociales	Tipo de variable	Frecuencias totales %	Implicaciones para la toma de decisiones (proposiciones)	Frecuencias relativas %
Subsidios gubernamentales (10)	Exógena	71	Algunos reciben Procampo (4)	40
			Algunos reciben Progran (3)	30
			Algunos reciben de los dos (progran y procampo) (3)	30
El precio del ganado (9)	Exógena	64	El precio depende del comprador, el trae un precio establecido, eso esta variando dependiendo de la época	100
La cantidad de ganado que tiene el ejidatario en un tiempo determinado (14)	Endógena	100	Cambia dependiendo de las condiciones ambientales (lluvias y sequias), si la sequía se prolonga el hato disminuye (deben vender porque sale caro el mantenimiento).	100
Estrategias de manejo ganadero (14)	Endógena	100	Deben aprender a preparar alimento para el ganado que les ayude a sobrellevar la temporada de sequía (preparación de silo) (7)	50
			Aprender nuevas tecnicas, usar el estiércol de vaca como abono y todo lo que se pudre dentro de la parcela también es abono (2)	14
			Se debe invertir en buscar agua subterránea para tener agua sin necesidad de transportarla (2)	14
			Cuando el suelo esta muy humedo, se evita introducir el ganado porque se compacta el suelo (1)	7
			Se incorporan alternativas, compra de lixiviado (40lt cuestan 400 pesos), compost o humus (1)	7
			Cambio de algunas prácticas, las quemas han estado disminuyendo (1)	7
Personas intermediarias para comprar el ganado (14)	Endógena	100	Los ejidatarios estan sujetos al precio que les ofrecen los intermediarios para comprar ganado, no hay otra alternativa (14)	100
Conocimiento local (14)	Endógena	100	Generación de conocimiento local con el tiempo que pasa de generación en generación	100
Actitud frente a la ganadería (14)	Endógena	100	Disfrutan de la actividad, del campo (12)	86
			Resignación (2)	14
Apropiación con la actividad (9)	Endógena	64	Existe una apropiación de la actividad ganadera, porque ven que es lo unico que les da sustento en la zona	100
Ganadería como ahorro (7)	Endógena	50	Se tiene ganado como una manera de ahorrar para alguna eventualidad, a veces tener ganado como negocio no es rentable	100
			Para las familias que dependen totalmente de la ganadería	
Ganadería como ingreso complementario (6)	Endógena	42	Algunos ejidatarios tienen otros tipos de trabajo, tienen tiendas, carpintería, venden ropa, trabajan en el turismo, etc. Además, la ganadería es un ingreso complementario	100
Construcción de repesos (4)	Endógena	28	Es una decisión que se toma para almacenamiento de agua, sin embargo a veces es costoso y no se cuenta con los recursos	100
Acceso al agua (3)	Endógena	21	Cuando no llueve, hay que transportar agua, desde distintas partes, eso es trabajo y un costo extra	100
Adquisición de nuevas razas (2)	Endógena	14	Se toma la decisión de estar adquiriendo razas que tienen mas demandas, de mayor calidad	100

Las variables endógenas más importantes (ver frecuencias totales en la tabla 4) identificadas por los ejidatarios son: la cantidad de vacas que se tiene en las parcelas, las estrategias de manejo, los intermediarios que compran ganado, el conocimiento local y la actitud ganadera. El número de vacas que tiene el ejidatario en un tiempo determinado depende de las condiciones ambientales como la precipitación o los periodos de sequía, pero también es el resultado de aspectos como el ingreso económico de los ejidatarios, ya que se debe disponer de efectivo para comprar nuevos animales y alimentarlos. Por otro lado, las estrategias de manejo ganadero están estrechamente relacionadas con los factores biofísicos y están determinando la toma de decisiones por parte de los ejidatarios. Otra variable social importante para la toma de decisiones son los intermediarios, personas que llegan a la región a comprar ganado y cambian constantemente (diferentes personas con diferentes ofertas) e imponen sus condiciones a los ejidatarios en la compra de vacas. Esto trae muchas veces inconformidades, ya que se tienen que aceptar los precios que les ofrecen y muchos deciden tener pocos animales precisamente porque no tienen nuevas alternativas para venderlos. Variables como el conocimiento local y la actitud frente a la actividad ganadera, determinan por ejemplo que los conocimientos se transmitan de generación en generación o que se quieran aprender nuevas formas de manejo.

Otras variable endógena social considerada importante para al menos el 64% de los ejidatarios fue la apropiación de la actividad ganadera. La apropiación (o sentido de pertenencia) de la actividad ganadera determina que a pesar de las pérdidas que se experimenten con la actividad, el hecho de pensar que es una “buena” actividad hace que las personas tomen la decisión de continuar con el manejo. La ganadería como ahorro, como ingreso complementario, la construcción de represas, el acceso al agua y adquisición de nuevas razas son variables endógenas que fueron consideradas importantes por menos del 50% de los ejidatarios para la toma de decisiones. Considerar la actividad ganadera como un mecanismo para ahorrar, le permite a los ejidatarios disponer de “dinero” cuando lo necesitan, ya sea para gastos personales o para invertirlo en la parcela. Como ingreso complementario, da la libertad de no depender de la rentabilidad de la actividad para el sustento de las familias; por ejemplo, no todos los ejidatarios dependen completamente de la ganadería, un 42% lleva a cabo otras actividades como tener una tienda, vender ropa, trabajar

jornales, ocuparse en el turismo, etc. La construcción de represas, el acceso al agua y la adquisición de nuevas razas fueron identificadas de manera independiente como importantes en la toma de decisiones, ya que el tener agua disponible dentro de la parcela estaría determinando el éxito de la producción ganadera y le restaría esfuerzos en cuanto a la búsqueda y transporte de agua. Sin embargo, hubo poca opinión al respecto debido a que casi todos cuentan con represas pequeñas y el acceso al agua en temporada de secas es una actividad que todos realizan independientemente. Aunque cada año sea más costoso transportar el agua a sus parcelas, es una decisión que deben tomar todos por igual (Tabla 4).

3.2 Identificación de variables lentas y rápidas del socio-ecosistema

Se identificaron ocho variables lentas y doce variables rápidas (Tabla 5). **Las variables lentas de tipo biofísico** corresponde a la calidad del suelo y la calidad de pastos, pues los ejidatarios consideran que estas variables han permanecido casi constantes en el gradiente de 40 años. **Las variables rápidas de tipo biofísico** corresponden a la producción de pastos, la modificación de la estructura del suelo y los cambios en la vegetación que requieren un mantenimiento permanente en las parcelas. Sin embargo, variables como la precipitación y el periodo de sequía, que fueron identificadas por los ejidatarios como variables que cambian cada año y son impredecibles, podrían ser variables rápidas por esta percepción, no obstante, corresponden a variables exógenas al sistema (Tabla 5).

Las variables lentas de tipo social estuvieron relacionadas con varios aspectos, uno de ellos es el proceso de aprendizaje de la actividad ganadera que se fue dando con el tiempo y generó en parte las distintas estrategias de manejo que se tienen en la actualidad. Otras variables están relacionadas con aspectos culturales como el desarrollo de un conocimiento local, la actitud ganadera y la apropiación o el sentido de pertenencia. Por último, dos variables lentas están relacionadas con aspectos económicos como los subsidios gubernamentales, que algunos ejidatarios tienen hace más de cinco años y con la ganadería como una cuenta de ahorros. No obstante, cabe resaltar que el subsidio gubernamental es también una variable exógena al sistema porque forma parte de programas gubernamentales que se llevan a cabo a una escala local. **Las variables rápidas de tipo social** corresponden a variables relacionadas con la cantidad de ganado vacuno que se tiene en la parcela y los procesos que

se desencadenan a partir de esa cantidad, como por ejemplo la venta de vacas, que trae consigo intermediarios diferentes para la compra del ganado, el mercado que está relacionado directamente con el precio y que varía constantemente, y la adquisición de nuevas razas. La ganadería como actividad complementaria es considerada una variable rápida, ya que depende de la oferta laboral que exista en la región; así mismo, los ejidatarios se pueden dedicar a otras actividades. También son variables rápidas la construcción de represas y el acceso al agua (Tabla 5).

Tabla 5. Clasificación de variables biofísicas y sociales en lentas y rápidas. La clasificación en lenta (más de cinco años) y rápida (un año o menos de cinco años) está determinada por el cambio de estas variables en el tiempo, que fue identificado por los ejidatarios.

* Variables exógenas.

Variables	Categoría de cambio	Variable Lenta	Variable Rápida
Biofísicas			
Las precipitaciones (13)	Cada año*		x
Producción de pastos (12)	Cada año		x
Las sequías (11)	Cada año*		x
Vegetación (10)	Cada año		x
Calidad del suelo - fertilidad (8)	Más de cinco años	x	
Calidad de pastos (4)	Más de cinco años	x	
Estructura del suelo (3)	En el año		x
Sociales			
La cantidad de ganado (14)	Cada año		x
Estrategias de manejo (14)	Más de cinco años	x	
Intermediarios (14)	Cada año		x
Conocimiento local (14)	Más de cinco años	x	
Actitud frente a la ganadería (14)	Más de cinco años	x	
Subsidios (10)	Más de cinco años*	x	
El precio del ganado (9)	Cada año*		x
Apropiación (9)	Más de cinco años	x	
Ganadería como ahorro (7)	Más de cinco años	x	
Ganadería como ingreso complementario (6)	Cada año		x
Construcción de represas (4)	Cada año		x
Acceso al agua (3)	Cada año		x
Nuevas razas (2)	Cada año		x

3.2.1 Variables clave del SSE

La interacción entre variables lentas y rápidas permitió identificar las variables clave que controlan la configuración (o estado) del SSE. En la Figura 2 se muestran las variables lentas y rápidas de los dos subsistemas (uno social y otro biofísico). El tamaño de las cajas representa la frecuencia con que la variable fue identificada para tomar decisiones por parte de los ejidatarios, siendo las cajas más grandes identificadas con mayor frecuencia (ver Tablas 3 y 4). Como variables exógenas biofísicas se tiene a la precipitación y los periodos de sequía y como sociales a los subsidios gubernamentales y el precio del ganado. De acuerdo con el número de interacciones que cada variable puede “sostener”, se identificaron como variables clave del subsistema biofísico a la calidad del suelo-fertilidad y del subsistema social a las estrategias de manejo. Las variables exógenas como los periodos de sequía y la precipitación determinan interacciones que conectan estos dos subsistemas (Fig. 2).

En el subsistema biofísico se encontró una variable lenta clave, la calidad del suelo –fertilidad (Fig. 2). Esta variable se considera como clave porque sostiene interacciones con la calidad de los pastos, la estructura del suelo, la producción de los pastos, la vegetación y la precipitación. Esta variable es clave para la toma de decisiones porque la producción de forraje se mantiene en el tiempo gracias a la calidad del suelo, los ejidatarios reconocen que si el suelo no fuera fértil, tendrían que cambiar de actividad de sustento.

En el subsistema social, se encontró que las “estrategias de manejo” es una variable lenta clave (Fig. 2); es la síntesis de todos los aspectos culturales adquiridos durante el tiempo que se ha desarrollado la actividad, esto es: el conocimiento local que está relacionada con la actitud ganadera y la apropiación. Así mismo, el conocimiento local se convierte también en una variable lenta clave del sistema, ya que está determinando principalmente las estrategias de manejo, además de otras variables como el acceso al agua y la construcción de represas. Las estrategias de manejo son todas aquellas prácticas de manejo que se hacen dentro de una parcela para obtener la producción de pasto para alimento del ganado. Estas prácticas son el resultado de la toma de decisión en la región durante 40 años que se lleva manejando las parcelas tras la conversión del BTS.

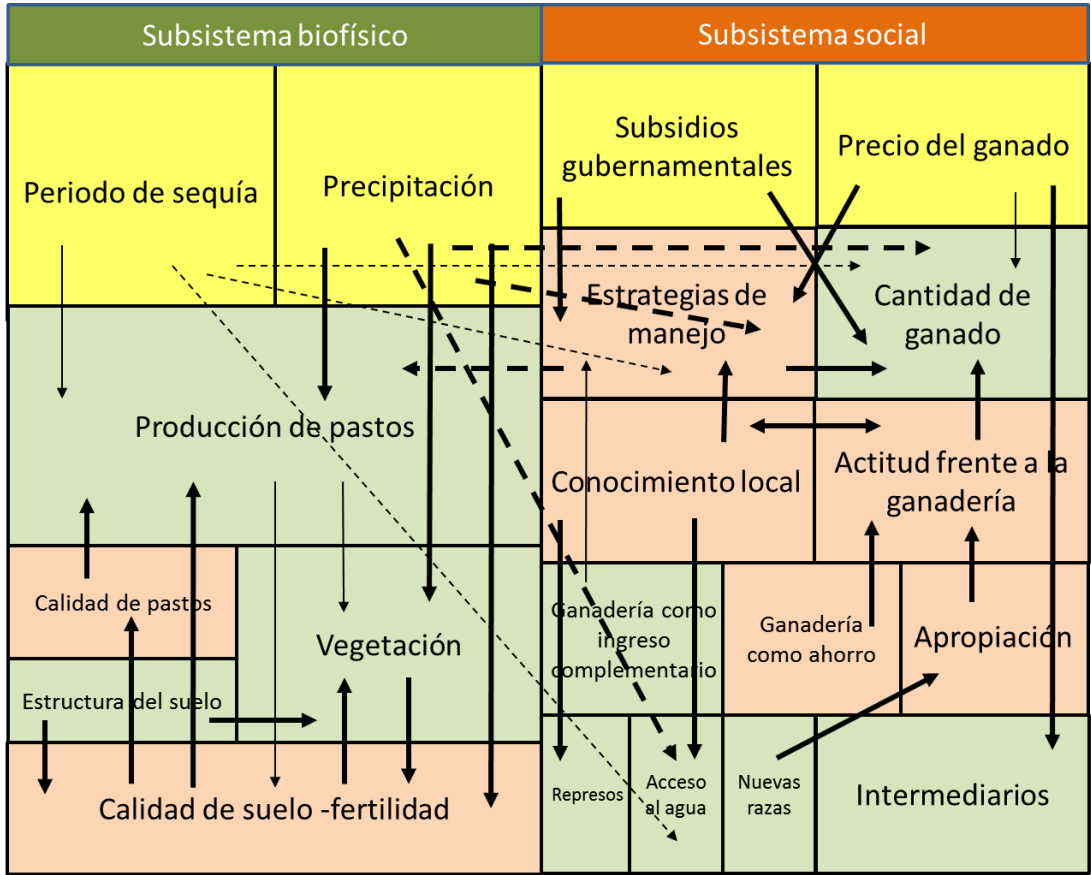


Figura 2. Diagrama de interacciones que ilustra las variables (lentas y rápidas) y sus interacciones. Variables exógenas en color amarillo, las variables endógenas en color salmón (lentas) y en verde (rápidas). Variables lentas en color salmón, variables rápidas en color verde, variables exógenas en amarillo. Las interacciones dentro de cada subsistema están representadas con conectores en línea sólida y las interacciones entre los dos subsistemas están representadas con conectores en línea punteada. Las líneas gruesas representan interacciones positivas y las líneas delgadas representan interacciones negativas.

Las interacciones entre las variables biofísicas y sociales en este sistema están determinadas por las variables exógenas del sistema. El periodo de sequía o la precipitación están impulsando las interacciones desde el subsistema social, pues es la gente la que percibe dinámicas como el régimen de lluvia y de esta manera toma decisiones al respecto. Por ejemplo, si la temporada de sequía se prolonga, desde el subsistema social se decide comprar alimento extra para el ganado, o elaborar silo. Si la lluvia (precipitación) es abundante,

entonces ellos deciden comprar más ganado, sembrar más pasto, etc. Son decisiones que se toman con la finalidad de aprovechar las condiciones favorables del sistema. Todo esto se refleja en la producción de pastos que es una variable del subsistema biofísico. Desde el subsistema social, las variables exógenas al sistema como los subsidios gubernamentales y el precio del ganado también impulsan interacciones al subsistema biofísico, ya que si hay más recursos económicos, se decide trabajar más las parcelas que a la final impulsa la producción de pastos. Por otro lado, el precio del ganado, es establecido por agentes externos y obedece a otros rubros (mercado, políticas económicas nacionales e internacionales, etc.). En todas estas interacciones, las variables lentas son las que están determinando con mayor importancia la toma de decisiones de los ejidatarios.

3.3 Interacciones entre variables y los servicios ecosistémicos

La dinámica del SSE emerge de las interacciones y retroalimentaciones generadas por una variable rápida, pero que responde a condiciones creadas por variables lentas (Figura 3). La producción de forraje-cantidad para alimento del ganado es la variable rápida que determina la dinámica de este sistema. La producción de forraje se refuerza por un conjunto de variables lentas sociales que ejercen una retroalimentación positiva que hace que la producción continúe, mientras que la retroalimentación hacia las variables biofísicas (estructura del suelo, calidad del suelo, vegetación) es negativa. Estas interacciones y retroalimentaciones mantienen la configuración actual del SSE: mosaico de parches de parcelas ganaderas y bosque tropical seco. Sin embargo, aunque la dinámica la determina una variable rápida, el SSE está estructurado por las variables lentas como calidad del suelo-fertilidad y las estrategias de manejo que fueron identificadas también como variables clave del sistema. En el diagrama (Fig. 3) se pone en contexto la configuración del bosque tropical seco para indicar que hubo una conversión a partir de esta configuración a parcelas ganaderas que es la configuración actual del SSE.

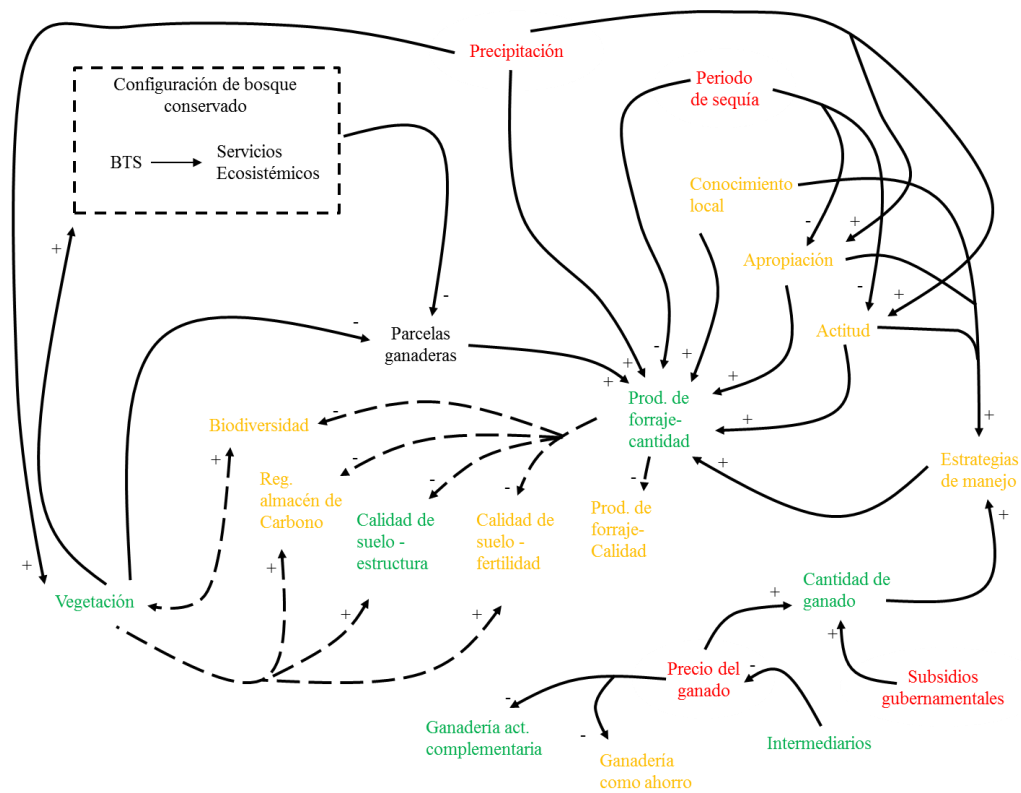


Figura 3. Interacciones entre variables y servicios ecosistémicos en el SSE de Chamela-Cuixmala. En rojo variables exógenas al sistema, todas las demás son variables endógenas y fueron clasificadas en verde las variables rápidas y en anaranjado las variables lentas. Los servicios ecosistémicos están incorporados a la dinámica como variables lentas, a excepción del servicio de provisión (producción de forraje-cantidad) y la estructura del suelo que son variables rápidas porque cambian rápidamente en el sistema. Los vínculos establecidos por los ejidatarios van marcados en línea sólida y los vínculos entre servicios en línea punteada (Trilleras *et al.* 2015).

4. DISCUSIÓN

4.1 Variables exógenas y endógenas (lentas y rápidas) del SSE de Chamela-Cuixmala

Las variables exógenas que están determinando parte de la dinámica del SSE de Chamela-Cuixmala están relacionadas con el clima y las políticas gubernamentales. En Chamela, estas variables están controlando la dinámica de las variables lentas, particularmente de tipo social,

ya que dependiendo de estas variables exógenas los ejidatarios van estructurando un manejo más acorde con las condiciones del sistema (Alessa *et al.* 2009; Walker *et al.* 2012). Por otro lado, la dinámica al interior del SSE está determinada por las interacciones entre las variables lentas y rápidas.

La producción de forraje (cantidad) fue la variable rápida más importante para la dinámica del SSE de Chamela-Cuixmala. Se ha reportado que por lo general, en los SSE los manejadores tienden a enfocarse frecuentemente sobre variables rápidas, ya que responden directamente a sus propios intereses y de ahí que estén estrechamente relacionados con los servicios ecosistémicos de provisión (Walker *et al.* 2006). Sin embargo, cabe resaltar que esta interacción genera disminución en otro grupo de servicios ecosistémicos como sucede con los de regulación y de soporte (Trilleras *et al.* 2015). Por otro lado, las variables lentas más importantes para este sistema fueron la calidad del suelo (fertilidad), el conocimiento local, las estrategias de manejo, la actitud frente a la ganadería y la apropiación de la actividad ganadera. Se encontró que las variables biofísicas lentas están relacionadas con servicios de regulación mientras que las variables sociales lentas están relacionadas con servicios culturales, identidad, el legado cultural y el sentido de pertenencia (Balvanera 2012). La identificación de variables lentas y rápidas es un área del conocimiento relativamente nuevo, se han tenido algunos avances en sistemas ecológicos (Nemec *et al.* 2014), en zonas secas en el marco de desertificación (Reynolds *et al.* 2011) y en el marco de sistemas socio-ecológicos y servicios ecosistémicos (Biggs *et al.* 2012). En México, se han identificado para el estudio del concepto de sostenibilidad dentro de la legislación mexicana y es una aproximación al análisis del marco normativo relacionado con sistemas socio-ecológicos (Martínez-Peña *et al.* 2012). Se han estudiado también como parte del análisis de la dinámica y las interacciones entre sistemas sociales y biofísicos (Holdschlag & Ratter 2013). Por último, en ecosistemas de zonas secas se han usado para identificar la trayectoria del manejo en Tanzania (Enfors 2013).

4.2 Interacciones entre variables y variables clave

Las variables lentas capaces de cruzar umbrales son consideradas claves según la literatura de cambios de estados o configuraciones por ser idóneas para dar alertas tempranas y evitar

el cambio de configuraciones a otros estados no deseados y donde el suministro de servicios ecosistémicos es menor (Biggs *et al.* 2015c). De acuerdo con los resultados presentados en este capítulo y con lo reportado en la literatura, la variable lenta calidad del suelo (fertilidad) es la variable clave del SSE. La importancia de las variables lentas radica en que cambios graduales en estas variables alteran las interacciones entre las variables rápidas, ocasionando un cambio en la configuración del sistema (Allison & Hobbs 2004). En Chamela-Cuixmala, por ejemplo, se tiene que el almacén de nutrientes (nitrógeno, fósforo y carbono totales y formas disponibles) en el suelo conservado disminuye al hacer la conversión (Sandoval-Pérez 2007; Chirino-Valle 2008; Trilleras *et al.* 2015). Esto significa que la configuración de BTS conservado donde alguna de sus funciones ecosistémicas son la regulación de nutrientes en el suelo y el almacén de carbono, asociados a los servicios de calidad del suelo y regulación climática respectivamente (De Groot *et al.* 2002), cambian a una configuración donde estas funciones van disminuyendo con el tiempo. En la nueva configuración (praderas ganaderas) el suministro de servicios ecosistémicos (la calidad del suelo y la regulación climática-almacenamiento de carbono) es diferente, por lo tanto variables rápidas asociadas a la “nueva” configuración como la producción de pastos, puede cambiar también en el tiempo. A pesar de que la escala temporal no ha sido suficiente para comprobar la existencia de umbrales, se pueden sentar precedentes para el estudio de umbrales en el SSE de Chamela-Cuixmala.

4.4 Interacciones entre variables y servicios ecosistémicos

La interacciones entre variables lentas y rápidas definen el manejo y el suministro de servicios ecosistémicos (Berkes *et al.* 2003). Los resultados de estas interacciones promueven la toma de decisión que es un mecanismo de retroalimentación que puede reforzar o debilitar estas interacciones (Chapin *et al.* 2009; Biggs *et al.* 2015a). En Chamela-Cuixmala, los ejidatarios son los actores directos que toman decisiones (Castillo *et al.* 2005), mediante las estrategias de manejo y el conocimiento local (variables lentas) favorecen el aumento en el suministro de servicios de provisión como la producción de pastos para alimento del ganado (una variable rápida); con el tiempo, estas decisiones resultan en cambios sobre los servicios ecosistémicos de regulación (calidad del suelo) y soporte (mantenimiento de la biodiversidad) (Trilleras *et al.* 2015), también consideradas variables

lentas (Biggs *et al.* 2015a). Aunque se ha reportado para Chamela-Cuixmala que los ejidatarios no han definido claramente la relación manejadores – ecosistema (Castillo *et al.* 2009), de manera indirecta se establece un vínculo entre la toma de decisión y los servicios ecosistémicos de provisión. Este vínculo se puede reforzar por medio del conocimiento tanto local como científico para generar retroalimentaciones que refuercen las capacidades de respuesta a las incertidumbres del sistema dictadas por la transformación de los mismos (Reynolds *et al.* 2011). Esto es importante ya que las interacciones entre las variables (lentas y rápidas) asegura el mantenimiento de la configuración del SSE (Moore *et al.* 2014).

4.5 Dinámica socio-ecológica

En Chamela, la estacionalidad del sistema y la variación anual de las lluvias son determinante para el manejo, las condiciones naturales del sistema no permiten una explotación de los recursos a largo plazo (Castillo *et al.* 2009). Nuestros resultados indican que las actividades que inicialmente tuvieron lugar en los años 70's se han tenido que ir modificando e incluso cambiando, para lograr de esta manera una productividad que beneficie al ejidatario. Para ello, los ejidatarios han tenido que modificar algunas prácticas de manejo relacionadas con la actividad ganadera (actividad principal). Incluso algunos han tenido que optar por otros medios de ingreso (trabajos que tienen que ver con el turismo, comercio u otras actividades), que surgen como respuesta a la falta de sustentabilidad de la actividad ganadera. En otros lugares como las zonas agrarias de Bangladesh, los manejadores han demostrado que para afrontar periodos de sequía recurrentes es necesario desarrollar medidas de adaptación a través de esfuerzos propios (prácticas adecuadas como mantenimiento de cobertura, especies tolerantes a la sequía, plantación de árboles frutales, etc.) con el apoyo de instituciones gubernamentales, no gubernamentales y de investigación (Habiba *et al.* 2014). En Chamela, se valora más las estrategias de adaptación como resultado de esfuerzos propios encaminados a promover alternativas de alimento para el ganado en época de escasez, como la elaboración de silos. Estas estrategias de manejo son congruentes con las practicadas en ambientes de zonas secas de África y Asia (Ben Salem & Smith 2008), así como también en Argentina, donde la incorporación de otras actividades para diversificar ingresos es la manera que tienen los ejidatarios de asegurar su subsistencia en estos sistemas (Easdale & Aguiar 2013). El

entendimiento de las dinámicas e interacciones al interior de los SSE contribuye a la identificación de estrategias para lograr un manejo adecuado de los sistemas socio-ecológicos complejos (Biggs *et al.* 2015b).

La dinámica del SSE de Chamela-Cuixmala emerge de las interacciones y retroalimentaciones entre variables exógenas y endógenas lentas y rápidas, sociales y biofísicas. La dinámica de las zonas secas tropicales está determinada en gran medida por la estacionalidad (pocos meses de lluvia), que es una variable exógena que impone y modifica las dinámicas internas del sistema. Los ejidatarios enfrentan este desafío fortaleciendo la capacidad de adaptarse a estas circunstancias (Lasage *et al.* 2015) para garantizar la subsistencia y medios de vida (Jansen *et al.* 2006).

5. CONCLUSIONES

La dinámica del SSE de Chamela-Cuixmala está influenciada por una variable rápida (producción de forraje-cantidad) lo que refleja una dependencia por parte de los ejidatarios del ambiente biofísico para obtener servicios ecosistémicos de provisión. De esta manera, las decisiones que se toman en torno al manejo de las parcelas no consideran las interacciones que estas decisiones puedan tener sobre un grupo más amplio de servicios ecosistémicos (regulación y soporte), que también forman parte del SSE. Esto se debe a que las interacciones entre variables lentas y rápidas determinan el manejo y el suministro de servicios ecosistémicos y muchas de estas interacciones son generadas a partir de la toma de decisión que se convierte en el principal mecanismo de retroalimentación en este SSE. El acercamiento metodológico propuesto permitió abordar desde una perspectiva cualitativa las complejidades de los SSE para caracterizarlos en variables lentas, rápidas, clave y sus interacciones, así como entender la configuración actual del sistema que ha permitido a los actores sociales mantener el sistema funcionando a pesar de la vulnerabilidad del área involucrada y de las implicaciones sobre variables lentas importantes para todo el SSE.

Anexo A. Entrevista abierta semi-estructurada para conocer cuáles son los factores biofísicos y sociales que determinan el manejo y la toma de decisiones en las parcelas ganaderas y cómo están cambiando.

Nombre de ejidatario:

Edad:

Ejido:

Parcela Hectáreas:

Núm. De cabezas:

Factores biofísicos relacionados con el clima:

1. ¿Ha notado cambios en el número de años secos o húmedos o en la cantidad de agua que cae?, ¿en la temporada que cae? ¿Cómo le afecta que unos años sean lluviosos y que otros sean secos?
2. ¿Ha notado cambios en la temperatura del ambiente? ¿En qué le afecta a usted, a la parcela o al ganado?
3. ¿Usted cree que estos cambios tienen que ver con el manejo en las parcelas ganaderas? ¿Cómo cree que le afecta estos cambios la manera como maneja el pasto y el ganado en su parcela?

Factores biofísicos relacionados con el suelo:

4. ¿El suelo de su parcela es el adecuado para este tipo de manejo? ¿Por qué?
5. ¿Usted cree que aspectos del suelo como la fertilidad, el tipo de suelo (textura), la cantidad de suelo (profundidad), que este apretado o no (compactación) han cambiado con el manejo? ¿Cuáles cree que han cambiado?
6. ¿Usted cree que la calidad del suelo está relacionada con la producción de pastos?
7. ¿Usted cree que estos cambios hacen que se maneje las pasturas o el ganado de forma distinta?

Factores biofísicos relacionados con la vegetación:

8. ¿Desde su punto de vista, nota algún cambio en el manejo ganadero cuando tiene árboles en la parcela a cuando no tiene? Explique.
9. ¿Para Usted, tiene importancia que su parcela ganadera se encuentre en medio de potreros o rodeada de bosque? ¿Esto ocasiona algún cambio en su parcela?
10. ¿Estos cambios afectan la manera como usted maneja los pastos y el ganado? Explique.

Factores biofísicos relacionados con los servicios ecosistémicos (producción de pasturas):

11. ¿Ha notado cambios en la producción de su parcela (es decir en la cantidad y calidad de las pasturas)?
12. ¿Cómo estos cambios afectan la forma en la que maneja la parcela, el pasto o el ganado? Explique.
13. ¿Usted necesita estar sembrando pastos en su parcela? ¿En qué época siembra y por qué? ¿Cuáles son las señales para tomar esta decisión? ¿Esto ha cambiado con el tiempo?
14. ¿La producción de pastos en la parcela, le es suficiente para mantener las vacas que tiene? ¿Esto ha cambiado?
15. ¿Ha cambiado la forma en la que alimenta el ganado? ¿Ha habido cambios en la disponibilidad de agua para su ganado? Explique.

Factores sociales:

Factores sociales relacionados con las instituciones:

16. ¿Cómo se regula o vigila el manejo en las parcelas? ¿Quién lo regula o vigila, personas, conjunto de personas etc.?
17. ¿Ha observado cambios en esta regulación? ¿Cuáles?
18. ¿Cómo estos cambios han afectado la forma en la que maneja la parcela?

Factores sociales relacionados con la tenencia:

19. ¿Cómo es la tenencia de su parcela? Es decir: ¿es de título personal, arrendado o ejidal?
20. ¿Ha habido cambios en esta tenencia, es decir ha pasado de ejidal a títulos personales? ¿Cómo se ha dado esto y por qué?
21. ¿Cómo estos cambios han afectado o no la forma en la que se maneja la parcela?
22. ¿Para Usted, en qué ha cambiado el manejo ganadero desde que cada uno tiene títulos individuales sobre sus parcelas?

Factores sociales relacionados con aspectos económicos:

23. ¿Cómo comercializa el ganado? ¿Dónde y a qué precio? ¿Cómo se fija el precio?
24. ¿Ha observado cambios en el lugar, la forma de comercio y en el precio?
25. ¿Esto es importante? ¿Quién le informa de cambios eventuales en el precio?
26. ¿Ha observado cambios en los precios? ¿Cuáles?
27. ¿El precio del ganado con que tiene que ver? ¿Con el peso, la raza, el tipo (becerro, adulto etc) Explique.
28. ¿Cómo afecta los cambios en el precio de las vacas la forma en la que maneja la parcela, los pastos o las vacas?
29. ¿Compra forraje aparte? ¿Qué tipo de forraje es? ¿Cuánto le cuesta? ¿Cuánto le dura? ¿Para cuantas vacas le alcanza? ¿Dónde lo compra? ¿Recibe algún apoyo para esto? ¿Cuánto le dan (si es económico)?
30. ¿Cuántos y cuándo decide comprar animales? ¿Cómo toma estas decisiones? ¿Ha cambiado la forma en la que toma estas decisiones?
31. ¿En qué época es más rentable tener ganado? y ¿Cómo lo compensa con la peor época para tenerlos? ¿Cómo cambia esto la forma en la que toma decisiones?
32. ¿A quién le vende el ganado? y ¿Por qué a esa persona? ¿Esto ha cambiado? ¿Por qué?
33. ¿Tiene otro trabajo a parte de la ganadería? ¿Por qué? ¿Ha cambiado? ¿Cómo? ¿Por qué?
34. ¿Cómo ha cambiado con el tiempo su trabajo y a que se debe? ¿Antes ganaba mas, menos o igual? ¿Por qué? ¿A qué se dedica, cuanto tiempo le dedica a la ganadería? ¿Cuánto de sus ingresos dependen de la ganadería?
35. ¿Cómo adquiere la semilla de pasto que siembra? ¿Cuánto cuesta? ¿Ha cambiado el precio? ¿Cómo afecta esto la forma en la que maneja la parcela?

36. ¿Las pasturas tienen plagas? ¿Cómo se controlan? ¿Esto ha cambiado? ¿Cómo afecta esto la forma en la que maneja la parcela?
37. ¿Con qué frecuencia se enferman el ganado? ¿Cómo lo controlan? ¿Ha cambiado esto? ¿Cómo afecta la forma en la que maneja?
38. ¿Recibe algún tipo de subsidio para la producción ganadera? ¿Cual? ¿Quién lo supervisa? ¿En qué le ayuda?
39. ¿Estos subsidios tienen algún objetivo particular en su parcela? ¿Han cambiado? ¿Cómo ha afectado esto la forma en la que maneja?

Factores sociales relacionados con aspectos tecnológicos:

40. ¿Cómo decide manejar el ganado? ¿Se lo enseñó su padre? ¿Su vecino? ¿Es parte de un paquete tecnológico del gobierno?
41. ¿Ha cambiado esto? ¿Cómo? ¿Cómo ha ido cambiando la forma en la que maneja al ganado?
42. ¿Tiene acceso a algún tipo de tecnología para el manejo ganadero en su parcela? y ¿Cómo se tiene acceso a ellas? (¿semillas mejoradas, construcción de represas, algún tipo de riego, de maquinaria, etc).

Factores sociales relacionados con aspectos políticos:

43. ¿Existe un programa de gobierno que apoya esta actividad? ¿Qué programa? ¿Esto ha cambiado? ¿Cómo? ¿Cómo esto ha afectado la forma en la que maneja?
44. ¿Estos programas lo han favorecido? ¿Cómo era antes?

Factores sociales relacionados con aspectos culturales:

45. ¿Cómo cree que se dio paso a la apropiación de la ganadería en la región?
46. ¿Cómo se identifica usted y cómo se siente siendo ganadero?
47. ¿Cómo ha cambiado la toma de decisiones sobre el manejo ganadero desde que se empezó con esta actividad en el ejido?
48. ¿Cómo Usted decide que hacer en su parcela? ¿Cómo hacen los demás? ¿Cómo lo hacen a nivel de ejido?
49. ¿Cómo toman decisiones ante situaciones que parecen problema? (Como por ejemplo una sequía prolongada, que se extienda un fuego o se pierdan vacas).
50. ¿Le enseña a alguien lo que hace en su parcela? o lo habla con otras personas (comparte experiencias).
51. ¿Ve continuidad de esta actividad para un futuro? o ¿cree que con el tiempo va ir desapareciendo? Si es así, ¿qué cree que pasará con las parcelas?

DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES

Los avances metodológicos de esta investigación y su contribución al entendimiento de la dinámica socio-ecológica

Esta investigación comprendió un acercamiento metodológico para el entendimiento de las complejas interacciones entre el sistema social y ecológico. Aquí se evaluaron los efectos del manejo ganadero sobre cuatro servicios ecosistémicos, mediante una aproximación metodológica inspirada en la creciente literatura sobre manejo de sistemas socio-ecológicos (GLP 2005; Chapin *et al.* 2009; Collins *et al.* 2010; Van Oudenhoven *et al.* 2012). En esta investigación se usó una mezcla de métodos que combina datos cualitativos provenientes de entrevistas para documentar los componentes del régimen de manejo y datos cuantitativos desde las parcelas para medir indicadores de servicios ecosistémicos y condiciones de sitio. Para el análisis de la dinámica del SSE se optó por una perspectiva cualitativa mediante un acercamiento metodológico de corte interpretativista (O'Brien 2005), que permitió entender la dinámica socio-ecológica a partir de las percepciones que tiene la gente del sistema y que determina sus actos y toma de decisiones con relación al manejo (Anderies *et al.* 2004). En la región de Chamela-Cuixmala las dinámicas socio-ecológicas se han abordado desde distintos sistemas de manejo. Se ha contribuido al entendimiento socio-ecológico a partir de la comprensión de las interacciones rurales con el ambiente (Castillo *et al.* 2005), del manejo de zonas rurales raparías (Flores-Díaz *et al.* 2014) y las implicaciones del turismo como servicio ecosistémico (Riensch *et al.* 2015). Con esta investigación se contribuyó al entendimiento socio-ecológico del sistema a partir de las interacciones generadas por la actividad ganadera que es una actividad importante para los pobladores de la región (Trilleras 2008).

Este acercamiento metodológico también contribuye al entendimiento de las problemáticas que implica al bosque tropical seco. Muchas de las problemáticas que enfrenta el bosque tropical seco se debe principalmente a la deforestación, fragmentación, conversión a actividades agrícolas y ganaderas (Miles *et al.* 2006; Quesada *et al.* 2009) que han ocasionado

que en muchos países estos bosques estén en riesgo de desaparecer (Portillo-Quintero & Sánchez-Azofeifa 2011). Generalmente, estas problemáticas se han abordado de manera aislada, lo que aporta más al problema que a la solución, llevando estos sistemas a configuraciones donde la degradación es evidente así como la pérdida de servicios ecosistémicos (Whitfield *et al.* 2011). Por tal razón, estudiarlos desde la perspectiva de SSE, contribuirá a entender sus dinámicas y a generar posibles soluciones (Reynolds *et al.* 2007b). La comprensión de las dinámicas socio-ecológicas es una prioridad de investigación para el manejo sostenible de los ecosistemas y los recursos (Dearing *et al.* 2015), por tal razón la adopción de múltiples marcos conceptuales, así como de distintas metodologías para entender las dinámicas socio-ecológicas, son aun necesarias (Fischer *et al.* 2015). Esta investigación generó información sobre cómo entender las dinámicas socio-ecológicas a partir de las interacciones entre variables biofísicas y sociales.

Los efectos diferenciales del manejo ganadero sobre los servicios ecosistémicos

Esta investigación contribuye al entendimiento de los efectos del manejo sobre los distintos servicios ecosistémicos. El conocimiento que se tiene sobre los sistemas de producción, es que éstos responden a la demanda de servicios de provisión que causan una disminución en otros servicios ecosistémicos (Bennett & Balvanera 2007; Power 2010; Raudsepp-Hearne *et al.* 2010a; Deguines *et al.* 2014). Con la finalidad de contribuir al entendimiento de cómo se suministran los servicios en sistemas productivos (Bennett & Balvanera 2007), esta investigación se enfocó en el análisis del efecto de la actividad ganadera sobre un conjunto de servicios ecosistémicos. Algunos estudios en la región de Chamela-Cuixmala han abordado los efectos de la conversión del bosque seco a praderas ganaderas. Los resultados aquí reportados fueron consistentes con algunos estudios previos para los microagregados del suelo (Cotler & Ortega-Larrocea 2006), el almacén de C (Jaramillo *et al.* 2003), la dominancia de especies vegetales (Burgos & Maass 2004) y las implicaciones de las condiciones ambientales como la cobertura vegetal (Maza-Villalobos *et al.* 2011). De igual manera, para el análisis de los servicios ecosistémicos, se han abordado investigaciones a distintas escalas espaciales y temporales (Maass *et al.* 2005), se ha analizado también el papel de la diversidad vegetal sobre la generación de servicios ecosistémicos (Quijas 2012) y se

han explorado las percepciones sociales de los pobladores locales sobre servicios ecosistémicos de provisión, regulación y culturales (Martínez 2003). Esta investigación contribuyó al entendimiento del efecto directo de una actividad productiva (ganadera) sobre un grupo de servicios ecosistémicos en un contexto socio-ecológico.

Tanto la integridad como la biodiversidad del bosque tropical seco están bajo la influencia de la conversión a campos agrícolas y ganaderos (Calderon-Aguilera *et al.* 2012). Sin embargo, aún hay poca información cuantitativa sobre las consecuencias de este tipo de disturbio sobre el suministro de servicios ecosistémicos (Bennett & Balvanera 2007; Calderon-Aguilera *et al.* 2012). En general, para los bosques tropicales secos, se necesita de mucha investigación para entender los beneficios en el corto plazo de los servicios de provisión y los efectos negativos en el largo plazo sobre los demás servicios ecosistémicos (Schmerbeck & Fiener 2015). Los hallazgos en esta investigación (Trilleras *et al.* 2015) contribuyen al entendimiento de estas compensaciones lo que es relevante para la sostenibilidad de los sistemas productivos a largo-plazo en zonas tropicales secas. Por otro lado, a pesar de que se tiene un amplio conocimiento de los impactos que genera la actividad ganadera, mucha de esta información es definida de manera subjetiva por lo que se necesita que el régimen de manejo sea abordado de manera precisa para evaluar las consecuencias del régimen de manejo sobre los servicios ecosistémicos (van Oudenhoven *et al.* 2015). Esta investigación aportó información precisa sobre el efecto del régimen de manejo ganadero caracterizado por la duración, frecuencia, intensidad y magnitud de las prácticas de manejo sobre los servicios ecosistémicos de provisión, regulación y de soporte (Trilleras *et al.* 2015).

Las interacciones entre variables biofísicas y sociales y la configuración y dinámica del sistema socio-ecológico

Con esta investigación se demostró que la dinámica socio-ecológica está influenciada por variables de tipo lento y rápido. En la región de Chamela-Cuixmala no existen precedentes sobre el estudio de variables lentas y rápidas. Los resultados de esta investigación sugieren que los actores sociales tienden a enfocarse más sobre las variables rápidas. Las variables lentas son frecuentemente ignoradas, debido a que son las variables rápidas las que responden

en el corto plazo, son generalmente fáciles de observar y son las que le preocupan a los usuarios de los ecosistemas (Biggs *et al.* 2012; Walker *et al.* 2012). Para el caso de Chamela-Cuixmala, la atención de los actores sociales está puesta sobre la producción de forraje, la modificación de la estructura del suelo por el pisoteo del ganado, los cambios en la cobertura de la vegetación, en la cantidad de ganado y en los intermediarios que van a comprar el ganado, siendo todas estas variables rápidas. Por otra parte, las variables claves como la fertilidad del suelo puede ser usada como indicador en la identificación de umbrales que señale un cambio en la configuración del SSE (Reynolds *et al.* 2007b; King & Whisenant 2009). El análisis que se realizó en esta investigación constituye una de las primeras contribuciones en la identificación de este tipo de variables para el estudio de las complejidades socio-ecológicas en áreas de bosque tropical seco.

La identificación de las variables exógenas, variables lentas y rápidas y variables clave, es esencial para entender la dinámica del sistema. En la práctica, se ha dicho que separar todas estas variables puede ser complicado (Walker *et al.* 2012). No obstante, se ha recomendado para entender la dinámica socio-ecológica de las zonas tropicales secas debido a las complejidades socio-ecológicas a las que están expuestos (Reynolds *et al.* 2007b; Whitfield *et al.* 2011). Al respecto, se tienen contribuciones a partir de las zonas tropicales secas de México a través de la aplicación del Paradigma para el Desarrollo de las Zonas Áridas (DDP, por sus siglas en inglés) que dentro de sus cinco principios presta particular interés a las variables lentas y claves (Huber-Sannwald *et al.* 2012; Martínez-Peña 2012; Ribeiro Palacios *et al.* 2013). También se tiene contribuciones desde otros ecosistemas tropicales como los manglares (Hossain & Dearing 2013) que buscan entender las complejidades socio-ecológicas relacionadas con el desarrollo sustentable. En esta investigación se aporta conocimientos tanto de tipo conceptual como metodológico para el entendimiento de las dinámicas socio-ecológicas en sistemas con manejo ganadero en zonas de bosque tropical seco.

Es necesario un mejor entendimiento y manejo de las dinámicas socio-ecológicas para garantizar el suministro de servicios ecosistémicos que puede ser entendida mediante las relaciones entre variables lentas y rápidas (Carpenter *et al.* 2009). Estas interacciones son las

mismas que determinan la resiliencia (Hossain & Dearing 2013; Dearing *et al.* 2015). Esto es particularmente importante debido a que los cambios en las configuraciones socio-ecológicas pueden ocurrir de manera inesperada y rápidamente cuando variables lentas claves han cruzado un umbral. En estos casos, el suministro de servicios es completamente diferente (Biggs *et al.* 2015a). El mantenimiento del suministro de servicios ecosistémicos requiere del manejo de las variables lentas que aseguren que el SSE se mantenga en una configuración en particular y esta investigación contribuyó al entendimiento de estas dinámicas.

La capacidad adaptativa y la resiliencia definen el mantenimiento del suministro de servicios ecosistémicos en sistemas socio-ecológicos complejos

Los sistemas productivos tienen una alta dependencia con los servicios ecosistémicos de regulación y soporte (Rist *et al.* 2014). Sin embargo, en el sistema ganadero de Chamela-Cuixmala la disminución de estos servicios amenaza la resiliencia del sistema. Se encontraron claras amenazas a la sostenibilidad de la producción de forraje a largo plazo debido al aumento de la duración del manejo ganadero. En la región se podría fomentar un régimen de manejo de bajo impacto e incluir periodos de descanso en las parcelas para ayudar en la sostenibilidad del sistema. En este estudio no se pudo comprobar pero se ha encontrado recientemente que los regímenes de manejo con pastoreo estacional, es decir algunos meses al año, es el mejor régimen de manejo ganadero, debido a que puede mantener servicios ecosistémicos relacionados con el contenido de N, P, materia orgánica y densidad aparente (Habtemicael *et al.* 2015). También se ha reportado para la región, que existe una alta capacidad de recuperación (relacionada con variables de vegetación) atribuida a la baja intensidad de manejo y una baja recuperación en los niveles de carbono y fósforo en el suelo, además se han expuesto las vulnerabilidades tanto del bosque tropical seco al cambio de uso del suelo y cambio climático como la de sus pobladores (Gavito *et al.* 2014). No obstante, el bosque seco en Chamela recupera más rápido las variables estructurales que los atributos de diversidad (Mora *et al.* 2014) y en los sistemas ganaderos, se encontró evidencia de que regímenes de manejo intensivos han contribuido en la disminución de la calidad del suelo, el

almacén de carbono y el mantenimiento de la biodiversidad poniendo en riesgo su sostenibilidad.

Reconocer los bosques tropicales secos como sistemas socio-ecológicos permite distinguir retroalimentaciones que promueven la capacidad adaptativa. Se ha reportado que desde el sistema ecológico estos bosques tienen capacidad adaptativa (Gavito *et al.* 2014), de modo que desde el sistema social se puede reforzar la capacidad de adaptación debido a que los problemas ambientales como aumento de la frontera agropecuaria, usos intensivos, extracción de materiales, entre otros, son producto de las interacciones inexistentes o desconexiones al interior de estos SSE. Se ha discutido que reforzando las interacciones que favorecen la capacidad adaptativa mediante el fortalecimiento del capital social y natural, se garantizaría el mantenimiento de estos sistemas a largo plazo (Vilardy 2009).

A partir de la revisión del concepto de capacidad adaptativa se encontró que esta capacidad busca establecer conexiones entre actores sociales, instituciones y organizaciones para que el capital social se fortalezca y así, minimizar los impactos hacia el ecosistema. De esta manera, el concepto de capacidad adaptativa es muy útil para abordar temas relacionados con la gobernanza (Folke *et al.* 2005; Vilardy 2009) y retroalimentaciones para fortalecer la resiliencia de los SSE (Berkes *et al.* 2009). Sin embargo, existen pocos esfuerzos para evaluar la capacidad adaptativa (Engle 2011), se han tenido avances en la evaluación de la capacidad adaptativa relacionados con el agua en una cuenca hidrográfica en Nepal (Pandey *et al.* 2011), y con el sistema de gobernanza de bosques en el sureste de Madagascar (Tengö & von Heland 2011). En Latinoamérica se han hecho algunos esfuerzos para estimar la capacidad adaptativa en sistemas silvopastoriles en el trópico seco de México (Toral *et al.* 2014), las adaptaciones al cambio climático en Brasil (Cesano & Obermaier 2014a) y a pequeños agricultores en zonas semiáridas (Cesano & Obermaier 2014b). En esta investigación no se alcanzó a estimar la capacidad adaptativa, pero se adoptó el concepto como parte del estudio de la dinámica socio-ecológica, lo que resultó ser una herramienta conceptual que facilitó el entendimiento de estas dinámicas complejas y permitió establecer un paso preliminar para el entendimiento del funcionamiento de la resiliencia en SSE.

Oportunidades y limitaciones del enfoque utilizado

Recientemente se ha venido destacando la necesidad de incorporar la perspectiva socio-ecológica para el avance en la sustentabilidad (Fischer *et al.* 2015). Esta investigación representa una contribución al esfuerzo por integrar aspectos tanto sociales como ecológicos y relacionarlos con el manejo integral de los ecosistemas bajo el marco conceptual de los sistemas socio-ecológicos. La investigación socio-ecológica además, implica el entendimiento de los ecosistemas como sistemas acoplados complejos (Liu *et al.* 2015). Con esta investigación se lograron detectar tanto variables como interacciones claves de los SSE necesarias para entender su dinámica. Esto genera oportunidades para formular estrategias de manejo que contribuyan al fortalecimiento de la capacidad adaptativa, el manejo y la resiliencia de SSE.

Durante el desarrollo de esta investigación se encontraron algunas limitaciones. Una de ellas fue la escala temporal relativamente corta para evidenciar cambios en variables lentas clave y detectar de esta manera umbrales de cambio de configuración, lo que se recomienda es la adopción de este tipo de variables a estudios de largo plazo (Dearing *et al.* 2015). Así mismo, no contamos con la información suficiente para evaluar la capacidad adaptativa, ni para realizar un modelo socio-ecológico del sistema. Por lo que, para estudios futuros, se recomienda, incorporar el análisis de variables clave para la detección de umbrales (Carpenter *et al.* 2009), y medir la capacidad adaptativa en el sistema de estudio a través de indicadores tanto sociales como ecológicos (Engle 2011). De igual forma, se sugiere incorporar un análisis que incluya configuraciones alternativas del sistema y las condiciones bajo las cuales estos se manifiestan (Biggs *et al.* 2015c). Por último, será muy útil realizar un modelo de la dinámica socio-ecológica utilizando algún software como STELLA, por ejemplo (Kumar *et al.* 2011) que incorpore información cuantitativa ya que en esta investigación se abordó de manera cualitativa.

Conclusiones generales

La capacidad adaptativa es una propiedad emergente de los SSE que contribuye al mantenimiento de la resiliencia y sustentabilidad de estos sistemas. Su reconocimiento dentro de la dinámica de los SSE presta particular atención en las retroalimentaciones que surgen de las interacciones dentro de cada sistema social y ecológico así como también entre estos dos sistemas. Este tipo de análisis tiene implicaciones conceptuales para el entendimiento del funcionamiento de los sistemas complejos acoplados.

El estudio de los efectos del manejo en sistemas productivos sobre los servicios ecosistémicos, es una manera de abordar las interacciones entre el sistema social y ecológico. Estas interacciones mostraron que el régimen de manejo ganadero favorece el suministro de servicios de provisión (producción de forraje para alimento del ganado) pero puede afectar el mantenimiento de este y otros servicios de regulación y de soporte a largo plazo. Lo que indica que la calidad de este servicio será afectado con el tiempo, poniendo en riesgo la productividad de los sitios de estudio. Estos hallazgos ofrecen información a los tomadores de decisión e investigadores sobre las consecuencias del manejo ganadero en zonas del trópico seco y puede ser tomada en cuenta para evitar pérdidas en el suministro de servicios ecosistémicos.

Las variables lentas, como la calidad del suelo (fertilidad), el conocimiento local, las estrategias de manejo, la actitud frente a la ganadería y la apropiación de la actividad, determinan la estructura del SSE de Chamela-Cuixmala mientras que la dinámica de corto plazo del SSE está influenciada por variables rápidas, como la producción de forraje (Calidad), las cuales responden a las condiciones creadas por las variables lentas. Las retroalimentaciones de refuerzo en el sistema provienen de la toma de decisiones relacionadas con el manejo. La información generada facilita el entendimiento de la dinámica del SSE, además que se sientan precedentes para la identificación de variables lentas y claves que se utiliza en la identificación de cambios de configuración. Dicha información es útil tanto para investigaciones orientadas al estudio de dinámicas y modelación socio-ecológica, así como también para los actores sociales involucrados en el manejo de ecosistemas o socio-ecosistemas.

LITERATURA CITADA

- Acosta L., Klein R.J.T., Reidsma P., Metzger M.J., Rounsevell M.D.A., Leemans R. & Schroter D. (2013). A spatially explicit scenario-driven model of adaptive capacity to global change in Europe. *Glob. Environ. Change-Human Policy Dimens.*, 23, 1211-1224.
- Adger W.N. & Vincent K. (2005). Uncertainty in adaptive capacity. *Comptes Rendus Geoscience*, 337, 399-410.
- Aganga A.A. & Tshwenyane S. (2004). Potentials of guinea grass (*Panicum maximum*) as forage crop in livestock production. *Pakistan Journal of Nutrition*, 3, 1-4.
- Agarwala M., Atkinson G., Fry B.P., Homewood K., Mourato S., Rowcliffe J.M., Wallace G. & Milner-Gulland E.J. (2014). Assessing the Relationship Between Human Well-being and Ecosystem Services: A Review of Frameworks. *Conservation and Society*, 12, 437.
- Alessa L., Kliskey A. & Altaweel M. (2009). Toward a typology for social-ecological systems. *Sustainability: Science, Practice, and Policy*, 5.
- Alkemade R., Reid R.S., van den Berg M., de Leeuw J. & Jeuken M. (2013). Assessing the impacts of livestock production on biodiversity in rangeland ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110, 20900-20905.
- Allison H.E. & Hobbs R.J. (2004). Resilience, adaptive capacity, and the lock-in trap of the western Australian agricultural region. *Ecology and Society*, 9.
- Anderies J.M., Janssen M.A. & Ostrom E. (2004). Framework to Analyze the Robustness of Social-ecological Systems from an Institutional Perspective. *Ecology and Society*, 9.
- Angelstam P., Andersson K., Annerstedt M., Axelsson R., Elbakidze M., Garrido P., Grahn P., Jönsson K.I., Pedersen S., Schlyter P., Skärbäck E., Smith M. & Stjernquist I. (2013). Solving problems in social-ecological systems: Definition, practice and barriers of transdisciplinary research. *Ambio*, 42, 254-265.
- Angers D.A., Bullock M.S. & Mehuys G.R. (2006). Aggregate stability to water. In: *Soil sampling and methods of analysis* (eds. Carter MR & Gregorich EG). Taylor & Francis - Canadian Society of Soil Science Boca Raton, FL.
- Armitage D. & Plummer R. (2010). *Adaptive Capacity and Environmental Governance*. Springer Verlag, Heidelberg.
- Bahr E., Chamba Zaragocin D. & Makeschin F. (2014). Soil nutrient stock dynamics and land-use management of annuals, perennials and pastures after slash-and-burn in the Southern Ecuadorian Andes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 188, 275-288.
- Balvanera P. (2012). Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. *Revista Ecosistemas*, 21.
- Balvanera P., Castillo A. & Martínez-Harms M.J. (2011). Ecosystem Services in Seasonally Dry Tropical Forest. In: *Seasonally Dry Tropical Forest. Ecology and Conservation* (eds. Dirzo R, Young HS, Mooney HA & Ceballos G). Island Press Washington, USA.
- Balvanera P. & Maass J.M. (2009). Los servicios ecosistémicos que proveen las selvas secas. In: *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de Selvas Secas del Pacífico de México* (eds. Ceballos G, Marínez L, García A, Espinoza E, Bezaury J & Dirzo R). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad D.F. México.
- Barnosky A.D., Hadly E.A., Bascompte J., Berlow E.L., Brown J.H., Fortelius M., Getz W.M., Harte J., Hastings A., Marquet P.A., Martinez N.D., Mooers A., Roopnarine P., Vermeij G., Williams J.W., Gillespie R., Kitzes J., Marshall C., Matzke N., Mindell D.P., Revilla E. & Smith A.B. (2012). Approaching a state shift in Earth's biosphere. *Nature*, 486, 52-58.
- Barral H. & Hernández L. (2001). Los ecosistemas pastoreados desérticos y sus diversas formas de aprovechamiento: análisis de tres casos. In: *Historia Ambiental de la Ganadería en México*. Instituto de Ecología Xalapa, México, p. 295.
- Battle-Bayer L., Batjes N.H. & Bindraban P.S. (2010). Changes in organic carbon stocks upon land use conversion in the Brazilian Cerrado: a review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 137, 47-58.
- Ben Salem H. & Smith T. (2008). Feeding strategies to increase small ruminant production in dry environments. *Small Ruminant Res.*, 77, 174-194.
- Bennett E., Carpenter S.R., Gordon L.J., Ramankutty N., Balvanera P., Campbell B., Cramer W., Foley J., Folke C. & Karlberg L. (2014). Toward a more resilient agriculture. *Solutions*, 5, 65-75.

- Bennett E.M. & Balvanera P. (2007). The future of production systems in a globalized world. *Front Ecol Environ* 5, 191–198.
- Bennett E.M., Peterson G.D. & Gordon L.J. (2009). Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters*, 12, 1394-1404.
- Berkes F., Colding J. & Folke C. (1998). Introduction. In: *Linking Social and Ecological Systems: management practices and social mechanisms for building resilience* (eds. Berkes F & Folke C). Cambridge University Press Cambridge, UK.
- Berkes F., Colding J. & Folke C. (2003). *Navigating social-ecological systems: Building resilience for complexity and change*. Cambridge University Press, New York.
- Berkes F., Kofinas G.P. & Chapin Iii F.S. (2009). Conservation, community, and livelihoods: sustaining, renewing, and adapting cultural connections to the land. In: *Principles of ecosystem stewardship*. Springer, pp. 129-147.
- Biggs R., Gordon L., Raudsepp-Hearne C., Schlüter M. & Walker B. (2015a). 5 Principle 3-Manage slow variables and feedbacks. *Principles for Building Resilience: Sustaining Ecosystem Services in Social-Ecological Systems*, 105.
- Biggs R., Rhode C., Archibald S., Kunene L.M., Mutanga S.S., Nkuna N., Ocholla P.O. & Phadima L.J. (2015b). Strategies for managing complex social-ecological systems in the face of uncertainty: examples from South Africa and beyond. *Ecology and Society*, 20.
- Biggs R., Schlüter M. & Schoon M.L. (2015c). *Principles for Building Resilience: Sustaining Ecosystem Services in Social-Ecological Systems*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Biggs R., Schlüter M. & Schoon M.L. (2015d). The resilience approach and principles to sustain ecosystem services in social-ecological systems. In: *Principles for Building Resilience: Sustaining Ecosystem Services in Social-Ecological Systems* (eds. Biggs R, Schlüter M & Schoon ML). Cambridge University Press Cambridge, United Kingdom.
- Biggs R., Schlüter M., Biggs D., Bohensky E.L., BurnSilver S., Cundill G., Dakos V., Daw T.M., Evans L.S., Kotschy K., Leitch A.M., Meek C., Quinlan A., Raudsepp-Hearne C., Robards M., Schoon M.L., Schultz L. & West P.C. (2012). Toward principles for enhancing the resilience of ecosystem services. *Annual Review of Environment and Resources*, 37, 421-448.
- Binder C.R., Hinkel J., Bots P.W.G. & Pahl-Wostl C. (2013). Comparison of frameworks for analyzing social-ecological systems. *Ecology and Society*, 18, 26.
- Bohensky E., Stone-Jovicich S., Larson S. & Marshall N. (2010). Adaptive capacity in theory and reality: implications for governance in the Great Barrier Reef region. In: *Adaptive capacity and environmental governance* (eds. Armitage D & Plummer R). Springer Verlag, Heidelberg, pp. 23-41.
- Brady N.C. & Weil R.R. (2002). *The Nature and Properties of Soil* Thirteenth Edition edn. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.
- Brockett B.F.T., Prescott C.E. & Grayston S.J. (2012). Soil moisture is the major factor influencing microbial community structure and enzyme activities across seven biogeoclimatic zones in western Canada. *Soil Biology and Biochemistry*, 44, 9-20.
- Burgos A. & Maass J.M. (2004). Vegetation change associated with land-use in tropical dry forest areas of western Mexico. *Agriculture Ecosystems and Environmental*, 104, 475 - 481.
- Burnham K.P. & Anderson D.R. (2002). *Model selection and multimodel inference. A practical information-theoretical approach*. Springer, New York.
- Calderon-Aguilera L.E., Rivera-Monroy V.H., Porter-Bolland L., Martínez-Yrizar A., Ladah L., Martínez-Ramos M., Alcocer J., Santiago-Pérez A., Hernandez-Arana H.A., Reyes-Gómez V.M., Pérez-Salicrup D.R., Díaz-Núñez V., Sosa-Ramírez J., Herrera-Silveira J. & Búrquez A. (2012). An assessment of natural and human disturbance effects on Mexican ecosystems: current trends and research gaps. *Biodivers. Conserv.*, 21, 589-617.
- Campo J., Jaramillo V.J. & Maass J.M. (1998). Pulses of soil phosphorus availability in a Mexican tropical dry forest: effects of seasonality and level of wetting. *Oecologia*, 115, 167-172.
- Carpenter S. & Turner M. (2000). Hares and Tortoises: Interactions of Fast and Slow Variables in Ecosystems. *Ecosystems*, 3, 495-497.
- Carpenter S., Walker B., Anderies J.M. & Abel N. (2001). From metaphor to measurement: Resilience of what to what? *Ecosystem*, 4, 765-781.
- Carpenter S.R. & Brock W.A. (2008). Adaptive Capacity and Traps. *Ecology and Society*, 13, 16.
- Carpenter S.R., Mooney H.A., Agard J., Capistrano D., DeFries R.S., Díaz S., Dietz T., Duraiappah A.K., Oteng-Yeboah A., Pereira H.M., Perrings C., Reid W.V., Sarukhan J., Scholes R.J. & Whyte A. (2009).

- Science for managing ecosystem services: beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *PNAS*, 106, 1305-1312.
- Castillo A., Godínez C., Schroeder N.M., Galicia L., Pujadas-Botey A. & Martínez L. (2009). El bosque tropical seco en riesgo: conflictos entre uso agropecuario, desarrollo turístico y provision de servicios ecosistémicos en la Costa de Jalisco, México. *INTERCIENCIA*, 34, 844-850.
- Castillo A., Magaña A., Pujadas A., Martínez L. & Godínez C. (2005). Understanding the interaction of rural people with ecosystems: A case study in a tropical dry forest of Mexico. *Ecosystems*, 8, 630-543.
- Ceballos G., Martínez L., García A., Espinoza E. & Bezaury J. (2010). *Áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico mexicano*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), D.F, México.
- Cesano D. & Obermaier M. (2014a). Adaptación al cambio climático en regiones semiáridas. *Universidad Federal de Río de Janeiro* 32p.
- Cesano D. & Obermaier M. (2014b). Mejorando la capacidad de adaptación de los pequeños agricultores en regiones semiáridas. *Apuntes de investigación*, 2.
- Cochet H. (2001). Agricultura de tumba y quema, ganadería extensiva y degradación ambiental en la Sierra Madre del Sur. In: *Historia Ambiental de la Ganadería en México* (ed. Hernández L). Instituto de Ecología Xalapa, Veracruz, p. 295.
- Coetsee C., Bond W.J. & February E.C. (2010). Frequent fire affects soil nitrogen and carbon in an African savanna by changing woody cover. *Oecologia*, 162, 1027-1034.
- Cohen D. (2014). Estrategias de Manejo de Recursos Naturales en un ejido aledaño a la Reserva de la Biósfera Chamela-Cuixmala, Jalisco. In. Universidad Nacional Autónoma de México Morelia, Mich.
- Collins S.L., Carpenter S.R., Swinton S.M., Orenstein D.E., Childers D.L., Gragson T.L., Grimm N.B., Grove J.M., Harlan S.L., Kaye J.P., Knapp A.K., Kofinas G.P., Magnuson J., McDowell W., Meack J.M., Ogden L., Robertson G.P., Smith M.D. & Whitmer A. (2010). An integrated conceptual framework for long-term social-ecological research. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9, 351-357.
- Cotler H. & Ortega-Larrocea M.P. (2006). Effects of land use on soil erosion in a tropical dry forest ecosystem, Chamela watershed, Mexico. *Catena*, 65, 107-117.
- Crutzen P. (2006). The "Anthropocene". In: *Earth System Science in the Anthropocene* (eds. Ehlers E, Krafft T & Crutzen P). Springer Berlin Heidelberg, pp. 13-18.
- Czúcz B., Csecserits A., Botta-Dukát Z., Kröel-Dulay G., Szabó R., Horváth F. & Molnár Z. (2011). An indicator framework for the climatic adaptive capacity of natural ecosystems. *Journal of Vegetation Science*, 22, 711-725.
- Challenger A. (1998). *Utilización y Conservación de los Ecosistemas de México. Pasado, presente y futuro*. Instituto de Biología, UNAM, México, D.F.
- Chapin F.S. (2009). Managing ecosystems sustainably: the key role of resilience. In: *Principles of Ecosystem Stewardship. Resilience-Based Natural Resource Management in a Changing World* (eds. Chapin III FS, Folke C & Kofinas GP). Springer New York, USA, pp. 29-53.
- Chapin F.S., Folke C. & Kofinas G.P. (2009). A Framework for understanding change. In: *Principles of Ecosystem Stewardship. Resilience-Based Natural Resource Management in a Changing World* (eds. Chapin III FS, Folke C & Kofinas GP). Springer New York, USA.
- Chauvet M. (2001). Los nuevos retos de la ganadería. In: *Historia Ambiental de la Ganadería en México* (ed. Hernández L). Instituto de Ecología Xalapa, México, p. 295.
- Chazdon R.L., Letcher S.G., Van Breugel M., Martínez-Ramos M., Bongers F. & Finegan B. (2007). Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 362, 273-289.
- Cheng C.H., Chen Y.S., Huang Y.H., Chiou C.R., Lin C.C. & Menyailo O.V. (2013). Effects of repeated fires on ecosystem C and N stocks along a fire induced forest/grassland gradient. *J. Geophys. Res.-Biogeosci.*, 118, 215-225.
- Chirino-Valle I. (2008). Almacenes y fracciones de fósforo en el suelo de tres ecosistemas en la región de Chamela, Jalisco. In: *Centro de Investigaciones en Ecosistemas*. Universidad Nacional Autónoma de México D. F, p. 46.
- Davidson-Hunt I.J. & Berkes F. (2003). Nature and society through the lens of resilience: toward a human-ecosystem perspective. In: *Navigating social-ecological systems: Building resilience for complexity and change* (eds. Berkes F, Colding J & Folke C). Cambridge University Press New York, pp. 53-82.

- De Fuentes Martínez K. (2009). Análisis del paisaje y estudio de las percepciones ambientales en la congregación Tapachapan, Municipio de Coatepec, Veracruz. In: Instituto de Ecología, A. C. Xalapa, México, p. 265.
- De Groot R.S., Alkemade R., Braat L., Hein L. & Willemen L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7, 260-272.
- De Groot R.S., Wilson M.A. & Boumans R.M.J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *ECOLOGICAL ECONOMICS*, 41, 393-408.
- de Villiers A.C., Esler K.J. & Knight A.T. (2014). Social processes promoting the adaptive capacity of rangeland managers to achieve resilience in the Karoo, South Africa. *Journal of Environmental Management*, 146, 276-283.
- Dearing J.A., Acma B., Bub S., Chambers F.M., Chen X., Cooper J., Crook D., Dong X.H., Dotterweich M. & Edwards M.E. (2015). Social-ecological systems in the Anthropocene: the need for integrating social and biophysical records at regional scales. *The Anthropocene Review*, 2053019615579128.
- Deguines N., Jono C., Baude M., Henry M., Julliard R. & Fontaine C. (2014). Large-scale trade-off between agricultural intensification and crop pollination services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12, 212-217.
- DeLonge M., Vandecar K.L., D'Odorico P. & Lawrence D. (2013). The impact of changing moisture conditions on short-term P availability in weathered soils. *Plant and Soil*, 365, 201-209.
- Drewry J.J., Cameron K.C. & Buchan G.D. (2008). Pasture yield and soil physical property responses to soil compaction from treading and grazing -a review *Soil Research*, 46, 237-256.
- Durán E., Meave J.A., Lott E.J. & Segura G. (2006). Structure and tree diversity patterns at the landscape level in a Mexican tropical deciduous forest. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 79, 43-60.
- Dutra L.X.C., Bustamante R.H., Sporne I., van Putten I., Dichmont C.M., Ligtermoet E., Sheaves M. & Deng R.A. (2015). Organizational drivers that strengthen adaptive capacity in the coastal zone of Australia. *Ocean & Coastal Management*, 109, 64-76.
- Easdale M.H. & Aguiar M.R. (2013). Regional forage production assessment in arid and semi-arid rangelands -A step towards social-ecological analysis. *Journal of Arid Environments*, 83, 35-44.
- Elmore A.J. & Asner G.P. (2006). Effects of grazing intensity on soil carbon stocks following deforestation of a Hawaiian dry tropical forest. *Global Change Biology*, 12, 1761-1772.
- Elliott E.T. (1986). Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils. *Soil Science Society of America Journal*, 50, 627-633.
- Enfors E. (2013). Social-ecological traps and transformations in dryland agro-ecosystems: Using water system innovations to change the trajectory of development. *Glob. Environ. Change-Human Policy Dimens.*, 23, 51-60.
- Engle N.L. (2011). Adaptive capacity and its assessment. *Global Environmental Change*, 21, 647-656.
- Escalante R. & Basurto S. (2014). Resiliencia de un Sistema Socio-Ecológico. *Revista Virtual REDESMA*, 7, 25.
- Escudero E. (2004). Investigación cualitativa e investigación cuantitativa: un punto de vista. *Revista Enfoques Educativos*, 6, 11-18.
- Fabricius C. & Cundill G. (2010). Building Adaptive Capacity in Systems Beyond the Threshold: The Story of Macubeni, South Africa. In: *Adaptive Capacity and Environmental Governance*. Springer New York, pp. 43-68.
- Fazey I., Fazey J.A., Fischer J., Sherren K., Warren J., Noss R.F. & Dovers S.R. (2007). Adaptive capacity and learning to learn as leverage for social-ecological resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5, 375-380.
- Fennell D.A. & Plummer R. (2010). Sociobiology and adaptive capacity: evolving adaptive strategies to build environmental governance. In: *Adaptive Capacity and Environmental Governance* (eds. Plummer R & Armitage D). Springer Verlag, Heidelberg.
- Fischer J., Gardner T.A., Bennett E.M., Balvanera P., Biggs R., Carpenter S., Daw T., Folke C., Hill R. & Hughes T.P. (2015). Advancing sustainability through mainstreaming a social-ecological systems perspective. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 144-149.
- Fleischman F., Boenning K., Garcia-Lopez G.A., Mincey S., Schmitt-Harsh M., Daedlow K., Lopez M.C., Basurto X., Fischer B. & Ostrom E. (2010). Disturbance, response, and persistence in self-organized forested communities: analysis of robustness and resilience in five communities in southern Indiana. *Ecology and Society*, 15, 9.

- Flores-Díaz A.C., Castillo A., Sánchez-Matías M. & Maass M. (2014). Local values and decisions: views and constraints for riparian management in western Mexico. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 06.
- Folke C. (2006). Resilience: The emergence of a perspective for social-ecological systems analyses. *Global Environmental Change*, 16, 253-267.
- Folke C., Carpenter S., Elmqvist T., Gunderson L., Holling C.S., Walker B., Bengtsson J., Berkes F., Colding J., Danell K., Falkenmark M., Gordon L., Kasperson R., Kautsky N., Kinzig A., Levin S., Mäler K.G., Moberg F., Ohlsson L., Olsson P., Ostrom E., Reid W., Rockström J., Savenije H. & Svedin U. (2002). Resilience and sustainable development: Building adaptive capacity in a world of transformations. In: *Scientific Background Paper on Resilience for the process of The World Summit on Sustainable Development on behalf of The Environmental Advisory Council to the Swedish Government*. Norstedts Tryckeri AB Stockholm, p. 73.
- Folke C., Carpenter S., Walker B., Scheffer M., Elmqvist T., Gunderson L. & Holling C.S. (2004). Regime shifts, resilience, and Biodiversity in ecosystem management. *The Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 557 – 581.
- Folke C., Carpenter S.R., Walker B., Scheffer M., Chapin T. & Rockström J. (2010). Resilience thinking: integrating resilience, adaptability and transformability. *Ecology and Society*, 15, 20.
- Folke C., Colding J. & Berkes F. (2003a). *Navigating social-ecological systems: Building resilience for complexity and change*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Folke C., Colding J. & Berkes F. (2003b). Synthesis: building resilience and adaptive capacity in social-ecological systems. *Navigating social-ecological systems: Building resilience for complexity and change*, 352-387.
- Folke C., Hahn T., Olsson P. & Norberg J. (2005). Adaptive governance of social-ecological systems. *Annu. Rev. Environ. Resour.*, 30, 441-473.
- Franklin K. & Molina-Freaner F. (2010). Consequences of Buffelgrass Pasture Development for Primary Productivity, Perennial Plant Richness, and Vegetation Structure in the Drylands of Sonora, Mexico. *Conservation Biology*, 24, 1664-1673.
- Fraser E.D.G., Simelton E., Termansen M., Gosling S.N. & South A. (2013). "Vulnerability hotspots": Integrating socio-economic and hydrological models to identify where cereal production may decline in the future due to climate change induced drought. *Agric. For. Meteorol.*, 170, 195-205.
- Galán C., Balvanera P. & Castellarini F. (2013). *Políticas públicas hacia la sustentabilidad. integrando la visión ecosistémica*. CONABIO, México.
- Galicia R.C. (2009). Historia socio-ecológica y percepciones sociales sobre el bosque tropical seco en un ejido de la Región de Chamela-Cuixmala, Jalisco. In: *Centro de Investigaciones en Ecosistemas*. Universidad Nacional Autónoma de México Morelia, p. 152.
- Gallopin G.C. (2006). Linkages between vulnerability, resilience, and adaptive capacity. *Global Environmental Change*, 16, 293-303.
- Gallopin G.C. (2015). Desarrollo sostenible, complejidad y anticipación del futuro. *Autoridades académicas*, 146.
- García-Oliva F. & Jaramillo V. (2011). Impact of anthropogenic transformation of seasonally dry tropical forests on ecosystem biogeochemical processes. In: *Seasonally Dry Tropical Forests* (eds. Dirzo R, Young HS, Mooney HA & Ceballos G). Island Press/Center for Resource Economics Washington, USA, pp. 159-172.
- García-Oliva F., Sanford R.L. & Kelly E. (1999). Effects of slash-and-burn management on soil aggregate organic C and N in a tropical deciduous forest. *Geoderma*, 88, 1-12.
- García R. (2006). *Sistemas complejos*. Filosofía de la Ciencia, Barcelona, España.
- Gavito M.E., Martínez-Yrizar A., Ahedo R., Araiza S., Ayala B., Ayala R., Balvanera P., Benítez J., Cotler H., Jaramillo V., Maass M., Martínez-Hernández L., Martínez-Meyer E., Mazari M., Nava-Mendoza M., Ortega M.A., Renton K. & Siddique I. (2014). La vulnerabilidad del socio-ecosistema de bosque tropical seco de Chamela, Jalisco, al cambio global: un análisis de sus componentes ecológicos y sociales.
- Geist H.J. & Lambin E.F. (2004). Dynamic causal patterns of desertification. *Bioscience*, 54, 817-829.
- Giardina C.P., Sanford R.L., Dockersmith I.C. & Jaramillo V.J. (2000). The effects of slash burning on ecosystem nutrients during the land preparation phase of shifting cultivation. *Plant and Soil*, 220, 247-260.

- Gillespie T.W., Grijalva A. & Farris C.N. (2000). Diversity, composition, and structure of tropical dry forest in Central America. *Plant Ecology*, 147, 37-47.
- GLP (2005). Global Land Project Science Plan and Implementation Strategy. In: IGBP Secretariat, Stockholm, p. 64pp.
- González P.C. (1992). El manejo del fuego en el sistema de roza, tumba y quema, en la Selva baja caducifolia de Chamela, Jalisco. In: *Facultad de Ciencias*. Universidad Nacional Autónoma de México México.
- Gotelli N.J. & Entsminger G.L. (2011). EcoSim: Null models software for ecology.
- Grandy A.S. & Robertson G.P. (2007). Land-use intensity effects on soil organic carbon accumulation rates and mechanisms. *Ecosystems*, 10, 59-74.
- Greenwood K.L. & McKenzie B.M. (2001). Grazing effects on soil physical properties and the consequences for pastures: a review. *Animal Production Science*, 41, 1231-1250.
- Gunderson L.C. & Holling C.S. (2002). *Panarchy: Understanding Transformations in Human and Natural Systems*. Island Press.
- Habiba U., Shaw R. & Takeuchi Y. (2014). Farmers' adaptive practices for drought risk reduction in the northwest region of Bangladesh. *Nat. Hazards*, 72, 337-359.
- Habtemicael M., Yayneshet T. & Treydte A.C. (2015). Responses of vegetation and soils to three grazing management regimes in a semi-arid highland mixed crop-livestock system. *African Journal of Ecology*, 53, 75-82.
- Holdschlag A. & Ratter B.M.W. (2013). Multiscale system dynamics of humans and nature in The Bahamas: perturbation, knowledge, panarchy and resilience. *Sustain. Sci.*, 8, 407-421.
- Holling C.S. (1973). Resilience and stability of ecological systems. *The Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 4, 1-23.
- Hossain M.S. & Dearing J.A. (2013). Recent trends of ecosystem services and human wellbeing in the Bangladesh delta. In: *ESPA Deltas Working Paper #3, UK*. www.espadeltas.net, date viewed.
- Huber-Sannwald E., Ribeiro-Palacios M., Arredondo Moreno J.T., Braasch M., Martínez-Peña R.M., García de Alba-Verduzco J. & Monzalvo Santos K. (2012). Navigating challenges and opportunities of land degradation and sustainable livelihood development in dryland social-ecological systems: a case study from Mexico. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 367, 3158-3177.
- Iglesias A., Mougou R., Moneo M. & Quiroga S. (2011). Towards adaptation of agriculture to climate change in the Mediterranean. *Reg. Envir. Chang.*, 11, S159-S166.
- IPCC (2001). *Climate change 2001: impacts, adaptation, and vulnerability: contribution of Working Group II to the third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Jackson L.E., Pulleman M.M., Brussaard L., Bawa K.S., Brown G.G., Cardoso I.M., De Ruiter P.C., García-Barrios L., Hollander A.D. & Lavelle P. (2012). Social-ecological and regional adaptation of agrobiodiversity management across a global set of research regions. *Global Environmental Change*, 22, 623-639.
- Jansen H.G.P., Pender J., Damon A., Wielemaker W. & Schipper R. (2006). Policies for sustainable development in the hillside areas of Honduras: a quantitative livelihoods approach. *Agricultural Economics*, 34, 141-153.
- Jaramillo V., García-Oliva F. & Martínez-Yrizar A. (2010). La selva seca y las perturbaciones antrópicas en un contexto funcional In: *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del pacífico de México* (eds. Ceballos G, Martínez L, García A, Espinoza E, Bezaury J & Dirzo R). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad México, D. F.
- Jaramillo V.J., Kauffman J.B., Renteria-Rodriguez L., Cummings D.L. & Ellingson L.J. (2003). Biomass, carbon, and nitrogen pools in Mexican tropical dry forest landscapes. *Ecosystems*, 6, 609-629.
- Jaramillo V.J., Martínez-Yrizar A. & Sanford Jr R.L. (2011). Primary productivity and biogeochemistry of seasonally dry tropical forests. In: *Seasonally Dry Tropical Forests*. Springer, pp. 109-128.
- Jobby E.G. & Sala O.E. (2000). Controls of grass and shrub aboveground production in the patagonian steppe. *Ecological Application*, 10, 541-549.
- Jung I.W., Chang H. & Bae D.H. (2013). Spatially-explicit assessment of flood risk caused by climate change in South Korea. *KSCE J. Civ. Eng.*, 17, 233-243.
- Kashian D.M., Corace R.G., Shartell L.M., Donner D.M. & Huber P.W. (2012). Variability and persistence of post-fire biological legacies in jack pine-dominated ecosystems of northern Lower Michigan. *Forest Ecology and Management*, 263, 148-158.

- Keskitalo E.C.H. (2010). Adaptive capacity and Adaptation in Swedish Multi-Use Boreal Forest. In: *Adaptive Capacity and Environmental Governance* (eds. Armitage D & Plummer R). Springer Berlin.
- Keyes M.R. & García M. (2001). Producción animal en la selva mediana de la Costa de Jalisco. In: *Historia Ambiental de la Ganadería en México* (ed. Hernández LC). Instituto de Ecología Xalapa, México, p. 276.
- Kim Y.-K. (2013). The Impact of Environmental Health Factors on Extreme-heat Vulnerability Assessment in a Metropolitan City. *Journal of Environmental Health Sciences*, 39, 492-504.
- King E.G. & Whisenant S. (2009). Thresholds in ecological and linked social-ecological systems: application to restoration. *New models for ecosystem dynamics and restoration*. Island Press, Washington, 63-77.
- Kofinas G.P. & Chapin S. (2009). Sustaining livelihoods and human well-being during social-ecological change. In: *Principles of Ecosystem Stewardship. Resilience-Based Natural Resource Management in a Changing World* (eds. Chapin FS, Folke C & Kofinas GP). Springer New York.
- Kumar J.L.G., Wang Z.Y., Zhao Y.Q., Babatunde A.O., Zhao X.H. & Jørgensen S.E. (2011). STELLA software as a tool for modelling phosphorus removal in a constructed wetland employing dewatered alum sludge as main substrate. *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 46, 751-757.
- Lal R. (1997). Degradation and resilience of soils. *Phil. Trans. R. Soc. Lond.*, 352, 997-1010.
- Lasage R., Muis S., Sardella C.S.E., van Drunen M.A., Verburg P.H. & Aerts J. (2015). A Stepwise, Participatory Approach to Design and Implement Community Based Adaptation to Drought in the Peruvian Andes. *Sustainability*, 7, 1742-1773.
- Layke C., Mapendembe A., Brown C., Walpole M. & Winn J. (2012). Indicators from the global and sub-global Millennium Ecosystem Assessments: An analysis and next steps. *Ecological Indicators*, 17, 77-87.
- Lazos E. (2001). Ciclos y rupturas: dinámica ecológica de la ganadería en el sur de Veracruz. In: *Historia Ambiental de la Ganadería en México* (ed. Hernández L). Instituto de Ecología Xalapa, México.
- Lebrija-Trejos E., Bongers F., Pérez-García E.A. & Meave J.A. (2008). Successional Change and Resilience of a Very Dry Tropical Deciduous Forest Following Shifting Agriculture. *Biotropica*, 40, 422-431.
- Lemmon P.E. (1956). A spherical densiometer for estimating forest overstory density. 2, 314-320.
- Lindner M., Maroschek M., Netherer S., Kremer A., Barbati A., Garcia-Gonzalo J., Seidl R., Delzon S., Corona P. & Kolström M. (2010). Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 259, 698-709.
- Liu J., Dietz T., Carpenter S.R., Alberti M., Folke C., Moran E., Pell A.N., Deadman P., Kratz T., Lubchenco J., Ostrom E., Ouyang Z., Provencher W., Redman C.L., Schneider S.H. & Taylor W.W. (2007). Complexity of coupled human and natural systems. *Science*, 317, 1513.
- Liu J., Mooney H., Hull V., Davis S.J., Gaskell J., Hertel T., Lubchenco J., Seto K.C., Gleick P. & Kremen C. (2015). Systems integration for global sustainability. *Science*, 347, 1258832.
- López-Marrero T. (2010). An integrative approach to study and promote natural hazards adaptive capacity: a case study of two flood-prone communities in Puerto Rico. *The Geographical Journal*, 176, 150-163.
- Lott E. & Atkinson T.H. (2002). Biodiversidad y fitogenia de Chamela-Cuixmala, Jalisco. In: *Historia Natural de Chamela* (eds. Noguera FA, Vega JH, García AN & Quesada M). Instituto de Biología, UNAM México, pp. 83 - 97.
- Louette D.C., Aguilar C. & E. D. (2001). Historia y desarrollo reciente de la ganadería en el ejido de Zenzontla. In: *Historia Ambiental de la Ganadería en México* (ed. Hernández L). Instituto de Ecología Xalapa, México, p. 295.
- Lloret F. (1998). Fire, canopy cover and seedling dynamics in Mediterranean shrubland of northeastern Spain. *Journal of Vegetation Science*, 9, 417-430.
- MA (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Maass J.M. (1995). Conversion of tropical dry forest to pasture and agriculture. In: *Seasonally Tropical Dry Forest* (eds. Bullock SH, Mooney HA & Medina E). Cambridge University Press.
- Maass J.M., Balvanera P., Castillo A., Daily G.C., Mooney H.A., Ehrlich P., Quesada M., Miranda A., Jaramillo V.J., García-Oliva F., Martínez-Yrizar A., Cotler H., López-Blanco J., Pérez-Jiménez A., Búrquez A., Tinoco C., Ceballos G., Barraza L., Ayala R. & Sarukhán J. (2005). Ecosystem services of tropical dry forest: insights from long-term ecological and social research on the Pacific Coast of Mexico. *Ecology and Society*, 10, 17.
- Maass M. & Burgos A. (2011a). Water Dynamics at the Ecosystem Level in Seasonally Dry Tropical Forest. In: *Seasonally Dry Tropical Forest. Ecology and Conservation* (eds. Dirzo R, Young HS, Mooney HA & Ceballos G). Island Press Washington, USA.

- Maass M. & Burgos A. (2011b). Water dynamics at the ecosystem level in seasonally dry tropical forests. In: *Seasonally dry tropical forests*. Springer, pp. 141-156.
- Maass M., Búrquez A., Trejo I., Valenzuela D., González M.A., Rodríguez M. & Arias H. (2009). Amenazas. In: *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México* (eds. Ceballos G, Martínez L, García A, Espinosa E, Bezaury-Creel J & Dirzo R). Fondo de Cultura Económica. Comisión Nacional para el Fomento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) D.F México.
- Maass M., Jardel E., Martínez-Yrizar A., Calderón L., Herrera J., Castillo A., Euán-Ávila J. & Equihua M. (2010). Las áreas naturales protegidas y la investigación ecológica de largo plazo en México. *Revista Ecosistemas*, 19.
- Martínez-Peña R.M. (2012). El manejo de los ecosistemas semiáridos del Altiplano Potosino en el contexto del Desarrollo Sostenible. In: *Posgrado en Ciencias Aplicadas*. Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A. C. San Luis Potosí, p. 219.
- Martínez-Peña R.M., Huber-Sannwald E., Arredondo Moreno J.T., Costero Garbarino M.C. & Peña de la Paz F. (2012). Análisis del concepto de sostenibilidad en la legislación mexicana usando el paradigma de desarrollo de las zonas secas. *INTERCIENCIA*, 37, 107-113.
- Martínez L. (2003). Percepciones sociales sobre los servicios ecosistémicos. In: *Facultad de Biología*. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo Morelia, Michoacán.
- Martínez L.J. & Zinck J.A. (2004). Temporal variation of soil compaction and deterioration of soil quality in pasture areas of Colombian Amazonia. *Soil Tillage Res.*, 75, 3-17.
- Maza-Villalobos S., Balvanera P. & Martínez-Ramos M. (2011). Early regeneration of tropical dry forest from abandoned pastures: contrasting chronosequence and dynamic approaches. *Biotropica*, 43, 666-675.
- Miles L., Newton A.C., DeFries R.S., Ravilious C., May I., Blyth S., Kapos V. & Gordon J.E. (2006). A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography*, 33, 491-505.
- Miller P.M. & Kauffman J.B. (1998). Effects of slash and burn agriculture on species abundance and composition of a tropical deciduous forest. *Forest Ecology and Management*, 103, 191-201.
- Mooney S.H., Bullock H.A. & Medina E. (1995a). Introduction. In: *Seasonally Dry Tropical Forest* (eds. Bullock HA, Mooney SH & Medina E). Cambridge University Press Cambridge.
- Mooney S.H., Bullock H.A. & Medina E. (1995b). *Seasonally Dry Tropical Forest*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Moore M.L., Tjornbo O., Enfors E., Knapp C., Hodbod J., Baggio J.A., Norstrom A., Olsson P. & Biggs D. (2014). Studying the complexity of change: toward an analytical framework for understanding deliberate social-ecological transformations. *Ecology and Society*, 19, 10.
- Mora F., Martínez-Ramos M., Ibarra-Manríquez G., Pérez-Jiménez A., Trilleras J. & Balvanera P. (2014). Testing chronosequences through dynamic approaches: time and site effects on tropical dry forest succession. *Biotropica*, 47, 38-48.
- Morales-Romero D., Campo J., Godínez-Alvarez H. & Molina-Freaner F. (2015). Soil carbon, nitrogen and phosphorus changes from conversion of thornscrub to buffelgrass pasture in northwestern Mexico. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 199, 231-237.
- Mota L. (2015). El capital social: un paradigma en el actual debate sobre el desarrollo. Tendencias y problemas. *Espiral. Estudios sobre Estado y Sociedad*, 9.
- Moyo B., Dube S., Moyo C. & Nesamvuni E. (2011). Heavily stocked 5-paddock rotational grazing effect on cross-bred Afrikaner steer performance and herbaceous vegetation dynamics in a semi-arid veld of Zimbabwe. *African Journal of Agricultural Research*, 6, 2166-2174.
- Murphy P.G. & Lugo A.E. (1986). Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17, 67-88.
- Nayak R.R., Vaidyanathan S. & Krishnaswamy J. (2014). Fire and grazing modify grass community response to environmental determinants in savannas: Implications for sustainable use. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 185, 197-207.
- Nemec K.T., Chan J.N., Hoffman C., Spanbauer T.L., Hamm J.A., Allen C.R., Hefley T., Pan D. & Shrestha P. (2014). Assessing Resilience in Stressed Watersheds. *Ecology and Society*, 19, 13.
- Noguera F.A., Vega J.H., García-Aldrete A.N. & Quesada M. (2002). *Historia Natural de Chamela*. Instituto de Biología, UNAM, México.
- O'Brien J. (2005). *The production of reality: essays and readings on social interaction*. Four edn. Pine Forge Press, CA.

- Ortega A.T. (1995). El desarrollo socioeconómico de Jalisco. Perspectivas de recursos naturales. *Re. Univ. Guadalajara*, (Abril), 41-48.
- Osland M.J., Spivak A.C., Nestlerode J.A., Lessmann J.M., Almario A.E., Heitmuller P.T., Russell M.J., Krauss K.W., Alvarez F. & Dantin D.D. (2012). Ecosystem development after mangrove wetland creation: plant-soil change across a 20-year chronosequence. *Ecosystems*, 15, 848-866.
- Ostrom E. (2009). A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science*, 325.
- Pahl-Wostl C. (2009). A conceptual framework for analysing adaptive capacity and multi-level learning processes in resource governance regimes. *Global Environmental Change*, 19, 354-365.
- Palm C., Sanchez P., Ahamed S. & Awiti A. (2007). Soils: A contemporary perspective. *Annu. Rev. Environ. Resour.*, 32, 99-129.
- Pandey V.P., Babel M.S., Shrestha S. & Kazama F. (2011). A framework to assess adaptive capacity of the water resources system in Nepalese river basins. *Ecol. Indic.*, 11, 480-488.
- Pérez-Escobedo H.M. (2011). Necesidades de información para el manejo de los socio-ecosistemas en la región Chamela-Cuixmala, Jalisco. In: *Centro de Investigaciones en Ecosistemas*. Universidad Nacional Autónoma de México Morelia, Michoacán, p. 198.
- Perramond E.P. (2001). La ganadería sonorense y los cambios ecológicos: una propuesta. In: *Historia Ambiental de la Ganadería en México*. (ed. Hernández L). Instituto de Ecología Xalapa, México, p. 295.
- Pickett P.S. & White S.T.A. (1985). *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, New York.
- Plummer R. & Armitage D. (2010). Integrating perspectives on adaptive capacity and environmental governance. In: *Adaptive Capacity and Environmental Governance* (eds. Armitage D & Plummer R). Springer Verlag, Heidelberg.
- Portillo-Quintero C.A. & Sánchez-Azofeifa G.A. (2011). Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation*, 143, 144-155.
- Power A.G. (2010). Ecosystem services and agriculture: tradeoff and synergies. *phil. Trans. R. Soc. B*, 365, 2959-2971.
- Puigdefàbregas J. (1998). Ecological impacts of global change on drylands and their implications for desertification. *Land degradation & development*, 9, 393-406.
- Quesada M., Sanchez-Azofeifa G.A., Alvarez-Anorve M., Stoner K.E., Avila-Cabadilla L., Calvo-Alvarado J., Castillo A., Espirito-Santo M.M., Fagundes M., Fernandes G.W., Gamon J., Lopezariza-Mikel M., Lawrence D., Cerdeira L., Powers J., Neves F., Rosas-Guerrero V., Sayago R. & Sanchez-Montoya G. (2009). Succession and management of tropical dry forests in the Americas: Review and new perspectives. *Forest Ecology and Management*, 258, 1014-1024.
- Quijas S. (2012). Biodiversidad vegetal y generación de servicios ecosistémicos: acercamientos a diferentes escalas espaciales. In: *Centro de Investigaciones en Ecosistemas*. Universidad Nacional Autónoma de México Morelia, Mich., p. 175.
- Ramoelo A. (2012). Savanna grass quality: remote sensing estimation from local to regional scale. In: *Faculty of geo-information science and earth observation*. University of Twente Enschede, The Netherlands, p. 160.
- Raudsepp-Hearne C., Peterson G.D. & Bennett E.M. (2010a). Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.*, 107, 5242-5247.
- Raudsepp-Hearne C., Peterson G.D., Tengö M. & Bennett E.M. (2011). The paradox persists: How to resolve it? *Bioscience*, 61, 11-12.
- Raudsepp-Hearne C., Peterson G.D., Tengö M., Bennett E.M., Holland T., Benessaiah K., MacDonald G.K. & Pfeifer L. (2010b). Untangling the environmentalist's paradox: why is human well-being increasing as ecosystem services degrade? *BioScience*, 60, 576-589.
- Renaud F.G., Birkmann J., Damm M. & Gallopín G.C. (2010). Understanding multiple thresholds of coupled social-ecological systems exposed to natural hazards as external shocks. *Nat. Hazards*, 55, 749-763.
- Rendón-Carmona H., Martínez-Yrizar A., Balvanera P. & Pérez-Salicrup D. (2009). Selective cutting of woody species in a Mexican tropical dry forest: incompatibility between use and conservation. *Forest Ecology and Management*, 257, 567-579.
- Reyers B., Biggs R., Cumming G.S., Elmqvist T., Hejnowicz A.P. & Polasky S. (2013). Getting the measure of ecosystem services: a social-ecological approach. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11, 268-273.

- Reynolds J.F., Grainger A., Stafford Smith D.M., Bastin G., García-Barrios L., Fernández R.J., Janssen M.A., Jürgens N., Scholes R.J. & Veldkamp A. (2011). Scientific concepts for an integrated analysis of desertification. *Land Degradation & Development*, 22, 166-183.
- Reynolds J.F., Maestre F.T., Huber-Sannwald E., Herrick J. & Kemp P.R. (2005). Aspectos socioeconómicos y biofísicos de la desertificación. *Ecosistemas*, 3, 1-19.
- Reynolds J.F., Maestre F.T., Kemp P.R., Stafford-Smith M. & Lambin E. (2007a). Natural and human dimensions of land degradation in drylands: causes and consequences. In: *Terrestrial Ecosystems in a Changing World* (eds. Canadell J.G., Pataki DE & Pitelka LF). Springer New York, pp. 247-257.
- Reynolds J.F., Stafford-Smith D.M., Lambin E.F., II B.L.T., Mortimore M., Batterbury S.P.J., Downing T.E., Dowlatabadi H., Fernández R.J., Herrick J.E., Huber-Sannwald E., Jiang H., Leemans R., Lynam T., Maestre F.T., Ayarza M. & Walker B. (2007b). Global Desertification: Building a Science for Dryland Development. *Science*, 316, 847-851.
- Ribeiro Palacios M., Huber-Sannwald E., Barrios L.G., de Paz F.P., Hernandez J.C. & Mendoza M.D.G. (2013). Landscape diversity in a rural territory: Emerging land use mosaics coupled to livelihood diversification. *Land Use Policy*, 30, 814-824.
- Ribeiro P.M. (2007). Evaluación de la fertilidad del suelo como servicio ambiental de soporte en un sistema humano-ambiental, utilizando como herramienta el paradigma para el desarrollo de las zonas áridas (DDP). Caso de estudio: La Amapola, México. . In: Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A. C San Luis Potosí.
- Riensch M., Castillo A., Flores-Díaz A. & Maass M. (2015). Tourism at Costalegre, Mexico: An ecosystem services-based exploration of current challenges and alternative futures. *Futures*, 66, 70-84.
- Rist L., Felton A., Nyström M., Troell M., Sponseller R.A., Bengtsson J., Österblom H., Lindborg R., Tidåker P., Angeler D.G., Milestad R. & Moen J. (2014). Applying resilience thinking to production ecosystems. *Ecosphere*, 5, art73-art73.
- Robertson P.G., Coleman D.C., Bledsoe C.S. & Sollins P. (1999). Standard soil methods for long-term ecological research (LTER). In: Oxford University Press New York.
- Rockström J., Steffen W.L., Noone K., Persson A., Chapin III F.S., Lambin E., Lenton T.M., Scheffer M., Folke C., Schellnhuber H.J., Nykvist B., de Wit C.A., Hughes R.F., van der Leeuw S., Rodhe H., Sörlin S., Snyder P.K., Costanza R., Svedin U., Falkenmark M., Karlberg L., Corell R.W., Fabry V.J., Hansen J., Walker B., Lierman D., Richardson K., Crutzen P. & Foley J. (2009). Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society*, 14, 32.
- Salas-Zapata W.A., Ríos-Osorio L.A. & Del Castillo Á. (2012). Marco conceptual para entender la sustentabilidad de los sistemas socioecológicos. *Ecología austral*, 22, 74-79.
- Salazar A., Goldstein G., Franco A.C. & Miralles-Wilhelm F. (2012). Differential seedling establishment of woody plants along a tree density gradient in Neotropical savannas. *Journal of Ecology*, 100, 1411-1421.
- Sánchez-Azofeifa G.A., Quesada M., Cuevas-Reyes P., Castillo A. & Sánchez-Montoya G. (2009). Land cover and conservation in the area of influence of the Chamela-Cuixmala Biosphere Reserve, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 258, 907-912.
- Sandoval-Pérez A.L. (2007). Dinámica enzimática estacional asociada a carbono, nitrógeno y fósforo del suelo en un ecosistema tropical seco transformado. In: *Escuela de Químico Farmacobiología*. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo Morelia, Michoacán, p. 66.
- Sandoval-Pérez A.L., Gavito M.E., García-Oliva F. & Jaramillo V.J. (2009). Carbon, nitrogen, phosphorus and enzymatic activity under different land uses in a tropical, dry ecosystem. *Soil Use Manage.*, 25, 419-426.
- Scheffer M., Bascompte J., Brock W.A., Brovkin V., Carpenter S.R., Dakos V., Held H., Van Nes E.H., Rietkerk M. & Sugihara G. (2009). Early-warning signals for critical transitions. *Nature*, 461, 53-59.
- Schlüeter M., McAllister R.R.J., Arlinghaus R., Bunnefeld N., Eisenack K., Höelker F., Milner-Gulland E.J., Müller B., Nicholson E., Quaas M. & Stöven M. (2012). New horizons for managing the environment: a review of coupled of social-ecological systems modeling. *Natural Resource Modeling*, 25, 219-272.
- Schmerbeck J. & Fiener P. (2015). Wildfires, Ecosystem Services, and Biodiversity in Tropical Dry Forest in India. *Environmental Management*, 56, 355-372.
- Schroeder N.M. (2006). El ejido como institución de acción colectiva en el manejo de los ecosistemas de la región de Chamela-Cuixmala, Jalisco. In: Instituto de Ecología Jalapa, Veracruz.
- Schultz L., Folke C. & Olsson P. (2007). Enhancing ecosystem management through social-ecological inventories: lessons from kristianstads Vattenrike, Sweden. *Environmental Conservation*, 34, 140-152.

- Smit B. & Wandel J. (2006). Adaptation, adaptive capacity and vulnerability. *Global Environmental Change*, 16, 282-292.
- Stafford-Smith D.M., Abel N., Walker B. & Chapin F.S. (2009). Drylands: Coping with uncertainty, thresholds and changes in state. In: *Principles of Ecosystem Stewardship. Resilience-Based Natural Resource Management in a Changing World* (eds. Chapin FS, Folke C & Kofinas GP). Springer New York.
- Steffen W., Persson A., Deutsch L., Zalasiewicz J., Williams M., Richardson K., Crumley C., Crutzen P., Folke C. & Gordon L. (2011). The Anthropocene: From global change to planetary stewardship. *Ambio*, 40, 739-761.
- Steffen W., Richardson K., Rockström J., Cornell S.E., Fetzer I., Bennett E.M., Biggs R., Carpenter S.R., de Vries W. & de Wit C.A. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347, 1259855.
- Steffen W., Sanderson A., Tyson P.D., Jäger J., Matson P.A., III B.M., Oldfield F., Richardson K., Schellnhuber H.J., II B.L.T. & Wasson R.J. (2004). *Global Change and the Earth System: A Planet Under Pressure*. IGBP Secretariat, Stockholm.
- Steinfeld H., Wassenaar T. & Jutzi S. (2006). Livestock production systems in developing countries: status, drivers, trends. *Revue scientifique et technique (International Office of Epizootics)*, 25, 505-516.
- Stern M., Quesada M. & Storer K.E. (2002). Changes in composition and structure of a tropical dry forest following intermittent cattle grazing. *Revista de Biología Tropical*, 50, 1021-1034.
- Taylor S.J. & Bogdan R. (1987). *Introducción a los métodos cualitativos de investigación: La búsqueda de significados*. Paidós edn. Ediciones Paidós Ibérica, S.A y Editorial Paidós, Barcelona.
- Tengö M. & Hammer M. (2003). Management practices for building adaptive capacity: a case from Northern Tanzania. In: *Navigating social-ecological systems. Building resilience for complexity and change* (eds. Berkes F, Colding J & Folke C). Cambridge University Press New York, USA.
- Tengö M. & von Heland J. (2011). Adaptive capacity of local indigenous institutions — the case of the taboo forests in southern Madagascar pdf. In: *Adapting Institutions Governance, Complexity, and Social-Ecological Resilience* (eds. Boyd E & Folke C). Cambridge University Press Cambridge, pp. 37-74.
- Thaxton J.M., Cordell S., Cabin R.J. & Sandquist D.R. (2012). Non-Native Grass Removal and Shade Increase Soil Moisture and Seedling Performance during Hawaiian Dry Forest Restoration. *Restoration Ecology*, 20, 475-482.
- Thom D., Seidl R., Steyrer G., Krehan H. & Formayer H. (2013). Slow and fast drivers of the natural disturbance regime in Central European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 307, 293-302.
- Toral J.N., Palma J.M. & González E. (2014). La adaptación como atributo esencial en el fomento de sistemas agropecuarios resilientes ante las perturbaciones. *Avances en Investigación Agropecuaria*, 18, 7-34.
- Triggerfish & Braak (1986). Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 17, 1167-1179.
- Trilleras J.M. (2008). Análisis socio-ecológico del manejo, degradación y restauración del bosque tropical seco de la región de Chamela-Cuixmala, México. In: *Centro de Investigación en Ecosistemas*. Universidad Nacional Autónoma de México Morelia, p. 66.
- Trilleras J.M., Jaramillo V.J., Vega E.V. & Balvanera P. (2015). Effects of livestock management on the supply of ecosystem services in pastures in a tropical dry region of western Mexico. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 211, 133-144.
- Turner B.L., Kasperson R.E., Matson P.A., McCarthy J.J., Corell R.W., Christensen L., Eckley N., Kasperson J.X., Luers A. & Martello M.L. (2003). A framework for vulnerability analysis in sustainability science. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100, 8074-8079.
- Twomlow S., Mugabe F.T., Mwale M., Delve R., Nanja D., Carberry P. & Howden M. (2008). Building adaptive capacity to cope with increasing vulnerability due to climatic change in Africa: A new approach. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 33, 780-787.
- Van Oudenhoven A.P.E. (2015). Quantifying the effects of management on ecosystem services. In: *Environmental Systems Analysis*. Wageningen University Wageningen, NL, p. 173.
- Van Oudenhoven A.P.E., Petz K., Alkemade R., Hein L. & de Groot R.S. (2012). Framework for systematic indicator selection to assess effects of land management on ecosystem services. *Ecol. Indic.*, 21, 110-122.
- van Oudenhoven A.P.E., Veerkamp C.J., Alkemade R. & Leemans R. (2015). Effects of different management regimes on soil erosion and surface runoff in semi-arid to sub-humid rangelands. *Journal of Arid Environments*, 121, 100-111.

- Vela-Peón F. (2004). Un acto metodológico básico de la investigación social: la entrevista cualitativa. In: *Observar, escuchar y comprender. Sobre la tradición cualitativa en la investigación social* (eds. Tarrés ML & Porrúa MA). Colegio de México D.F, pp. 63-91.
- Vilardy S.P. (2009). Estructura y dinámica de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta: una aproximación desde el marco conceptual de los sistemas socio-ecológicos complejos y la teoría de la resiliencia. In: *Departamento Interuniversitario de Ecología*. Universidad Autónoma de Madrid Madrid, p. 296.
- Vilardy S.P., Gonzalez J.A., Martin-Lopez B. & Montes C. (2011). Relationships between hydrological regime and ecosystem services supply in a Caribbean coastal wetland: a social-ecological approach. *Hydrol. Sci. J.-J. Sci. Hydrol.*, 56, 1423-1435.
- Vogel C. & Smith J. (2002). Building social resilience in arid ecosystems. In: *Global Desertification Do Human Cause Deserts?* (eds. Reynolds JF & Stafford-Smith DM). Dahlem university press. Berlin.
- Walker B., Carpenter S., Anderies J., Abel N., Cumming G.S., Janssen M., Lebel L., Norberg J., Peterson G.D. & Pritchard R. (2002). Resilience Management in Social-ecological Systems: a Working Hypothesis for a Participatory Approach. *Conservation Ecology* 6, 14.
- Walker B., Gunderson L., Kinzig A., Folke C., Carpenter S. & Schultz L. (2006). A handful of heuristics and some propositions for understanding resilience in social-ecological systems. *Ecology and Society*, 11, 13.
- Walker B., Holling C.S., Carpenter S.R. & Kinzig A. (2004). Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems. *Ecology and Society* 9, 5.
- Walker B.H., Carpenter S.R., Rockstrom J., Crepin A.S. & Peterson G.D. (2012). Drivers, "Slow" Variables, "Fast" Variables, Shocks, and Resilience. *Ecology and Society*, 17, 4.
- Whitfield S., Geist H.J. & Ioris A.A.R. (2011). Deliberative assessment in complex socioecological systems: recommendations for environmental assessment in drylands. *Environmental monitoring and assessment*, 183, 465-483.
- Xu G.C., Kang M.Y., Metzger M. & Jiang Y. (2014). Vulnerability of the Human-Environment System in Arid Regions: The Case of Xilingol Grassland in Northern China. *Polish Journal of Environmental Studies*, 23, 1773-1785.
- Young O.R., Berkhout F., Gallopin G.C., Janssen M.A., Ostrom E. & Leeuw S.v.d. (2006). The globalization of socio-ecological systems: an agenda for scientific research. *Global Environmental Change*, 16, 304-316.
- Zaidi R.Z. & Pelling M. (2015). Institutionally configured risk: Assessing urban resilience and disaster risk reduction to heat wave risk in London. *Urban Stud.*, 52, 1218-1233.
- Zermeño-Hernández I., Ménde-Toribio M., Siebe C., Benítez-Malvido J. & Martínez-Ramos M. (2015). Ecological disturbance regimes caused by agricultural land uses and their effects on tropical forest regeneration. *Applied Vegetation Science*.
- Zhou Z.C., Gan Z.T., Shangguan Z.P. & Dong Z.B. (2010). Effects of grazing on soil physical properties and soil erodibility in semiarid grassland of the Northern Loess Plateau (China). *Catena*, 82, 87-91.

Anexo 1. Sobretiro de artículo requisito



Effects of livestock management on the supply of ecosystem services in pastures in a tropical dry region of western Mexico



Jenny M. Trilleras*, Víctor J. Jaramillo, Ernesto V. Vega, Patricia Balvanera

Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701, Col. Ex-Hacienda de San José de la Huerta, Morelia, Michoacán C.P. 58190, Mexico

ARTICLE INFO

Article history:

Received 2 August 2014
Received in revised form 7 June 2015
Accepted 9 June 2015
Available online xxx

Keywords:

Management regime
Duration gradient
Grazing period
Forage production
Soil fertility regulation
Biodiversity maintenance

ABSTRACT

Human beings manage ecosystems to obtain ecosystem services. Through selected interventions they modify ecosystem condition to increase the provisioning services of interest to people. We analyzed the effect of livestock management regime components (duration, grazing period, number of burns and slashes and stocking density) on ecosystem services (provisioning, regulating and supporting) in seeded pastures in a tropical dry region. Our main questions were: (1) How is livestock management duration related to the magnitude of service supply?; (2) How are the different components of the livestock management regime and site conditions related to the magnitude of ecosystem service supply?; and (3) How do the components of management regime, the site conditions and the magnitude of ecosystem service supply interact? We quantified 15 service indicators within 24 plots (20 × 50 m) chosen along a 40-year gradient of livestock management duration. Livestock management regime was documented with semi-structured interviews to landowners. Simple linear regressions showed that increasing livestock management duration was related to increasing forage amount ($p = 0.03$) and to decreasing forage quality ($p = 0.05$), soil structure ($p = 0.002$), and several biodiversity indicators ($p = 0.002$ – 0.03). Stepwise multiple regression analyses showed that the increase in the total number of burns was related to decreases in foliar and soil nitrogen ($p < 0.05$), carbon stock ($p < 0.001$), as well as woody, herbaceous, and seedling richness or evenness ($p < 0.001$). Increased frequency of slashes and of the grazing period also decreased soil fertility regulation and biodiversity. The canonical correspondence analysis showed a prominent role of the number of burns (which is correlated with duration, slashing frequency and grazing period) in promoting forage production, but in reducing most indicators of regulating and supporting services. Increased shallow soil moisture was related to increasing regulating and supporting services. Canopy covers inside the plot and in the surrounding forest were positively related to woody and seedling richness or evenness, but were independent of the effects of other management regime components. Our study suggests a conflict between the short-term management decisions such as burning to foster forage production and the long term sustainability of the management regime of these seeded pastures.

©2015 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

Human beings manage ecosystems to obtain ecosystem services that satisfy their basic needs. Through land management, people modify ecosystem condition to increase the supply of

services of interest to people (Van Oudenhoven et al., 2012). The expansion and intensification of production systems, however, may have unintended negative consequences for regulating and supporting services, so that the long-term supply of provisioning services may be at stake (Bennett and Balvanera, 2007). Thus, it is necessary to understand the consequences of different human activities involved in land management on the supply of ecosystem services.

The impact of land management on the biophysical properties of ecosystems and the supply of ecosystem services depends on the way ecosystems are managed (Bennett et al., 2009; Van Oudenhoven, 2015). The management regimes are determined by the bundles of human activities, also called management regime components, that define the way people use the land and modify

Abbreviations: GrBM, grass biomass; ++1/mAgg, 1/micro-aggregates; MAgg, macro-aggregates; 1/BD, 1/bulk density; tN, total nitrogen; NH₄, ammonium; NO₃, nitrates; avP, available phosphorus; tC, total carbon; Wr, woody richness; Ws, woody evenness; Hr, herbaceous richness; Hs, herbaceous evenness; Sr, seedling richness; Ss, seedling evenness; BSr, seed bank richness; BSs, seed bank evenness.

* Corresponding author.

E-mail addresses: jtrilleras@cieco.unam.mx, jennymtm@gmail.com (J.M. Trilleras).

land cover (Van Oudenhoven, 2015). From an ecological perspective (sensu Pickett and White, 1985), the anthropogenic disturbance regime of the ecosystem depends on the duration of each of the management practices (e.g., number of years), their frequency (e.g., twice a year), their intensity (e.g., number of cows per hectare) and their magnitude (e.g., number of hectares under management). From a social–ecological perspective (Reyers et al., 2013), management regimes are also dependent on the biophysical and social conditions within which the different management practices are undertaken (Van Oudenhoven, 2015). While a range of management regime indicators (Alkemade et al., 2013; Zermeño-Hernández et al., 2015) have been derived from the intersection of these approaches, and the range of ecosystem service indicators is growing (Layke et al., 2012; Van Oudenhoven et al., 2012), the impact of alternative management regimes and their components on ecosystem services needs to be further assessed.

Livestock management has changed ecosystem service supply in different ways (Van Oudenhoven et al., 2012). Livestock management has expanded and intensified to meet the growing meat and milk consumption needs (Steinfeld et al., 2006), at the cost of transforming ecosystems, largely dry ones, into livestock production systems (Miles et al., 2006). A variety of effects of forest-to-pasture conversion on soil (Elmore and Asner, 2006) and vegetation (Franklin and Molina-Freaner, 2010) have been documented. However, a better understanding of how the supply of ecosystem services changes under alternative livestock management regimes still needs systematic documentation (Barnosky et al., 2012).

In Mexico, livestock in pastures with introduced grasses has been the principal cause of tropical dry forest conversion (Stern et al., 2002). Slashing and burning of the woody biomass is the starting point of forest conversion to pasture for livestock, a land-use change with long-term consequences for ecosystem properties (Jaramillo et al., 2010) and, thus, most likely on ecosystem services. In this study, we explore the consequences of several components of the livestock management regimes on four ecosystem services in a tropical dry forest region of Mexico.

We ask the following questions: (1) How is livestock management duration related to the magnitude of ecosystem services supply? (2) How are the different components of the management regimes and the site conditions related to the magnitude of ecosystem services supply? and (3) How do the indicators of the components of the management regimes, of the site conditions and of the magnitude of ecosystem services supply interact in this tropical dry region?

2. Methods

2.1. Study area

The study was conducted in the Chamela region, on the Pacific Coast of Jalisco, Mexico. The mean annual temperature is 24.6 °C, and the mean annual rainfall is 759 mm, with significant interannual variation (data from the meteorological station at Chamela, IBUNAM). The Chamela-Cuixmala Biosphere Reserve (CCBR) (19°23'–19°30'N, 104°56'–105°04'W) is surrounded by land transformed for agricultural and livestock management (Fig. 1). The landscape is dominated by low hills (<300 m elevation) with steep slopes (>20°) (Noguera et al., 2002). The predominant vegetation type is a highly diverse tropical dry forest (1149 vascular plants), with trees 4–15 m tall and a well-developed understory (Lott and Atkinson, 2002). The forest is seasonal, and most plant species drop their leaves during the dry season each year. Along riparian zones of temporary streams and floodplains, a semi-deciduous tropical forest with distinctive vegetation structure also occurs (Noguera et al., 2002).

The region was very sparsely populated until the decades of 1950–1970, when government programs fostered the arrival of new residents and the establishment of “ejidos” a type of communal land tenure system (Castillo et al., 2005). Tropical dry forests are slashed and burned and predominantly converted into cattle pastures (Burgos and Maass, 2004). Evidence scattered throughout the region shows the differential outcomes of livestock management on soil and biodiversity (Maass et al., 2005).

This study was conducted in the five ejidos adjacent to the north-western and most heavily transformed border of the CCBR: San Mateo, Juan Gil Preciado, Santa Cruz de Oates, Los Ranchitos and Nacastillo (Fig. 1).

2.2. Characterization of the management regimes and its components

We characterized the livestock management regimes using a set of indicators using an ad hoc approach drawing from the growing literature on ecological, agronomic and socio-ecological assessments of ecosystem management (Alkemade et al., 2013; Van Oudenhoven, 2015; Zermeño-Hernández et al., 2015). The land use is pasture for livestock production and the land management involves planting alien grasses, slashing and burning for pasture maintenance, and managing livestock by modifying stocking density and grazing periods, which together comprise the components of these management regimes.

The duration of livestock management was used as a key descriptor of the management regimes, because it is well-known that the impacts of management on soil and vegetation accumulate through time (Martinez and Zinck, 2004). Furthermore, previous work in the region had shown that livestock management was a key driver of degradation (Trilleras, 2008), and implications for ecosystem services have been suggested (Balvanera et al., 2011).

2.3. Site selection and development of a gradient of livestock management duration

We aimed at identifying active seeded pastures evenly distributed along a gradient of livestock management duration to maximize coverage of potentially contrasting management regimes effects on ecosystem services. In the first stage, we visited 160 active pastures and assessed grass cover per unit area (percentage of the total plot area) and soil degradation condition (presence of gullies and bare ground). We qualitatively evaluated the relative condition of each plot (from 1 – excellent condition to 10 – very poor condition). We then selected 60 plots among the total which best represented the gradient of plant cover and soil degradation from the best to the worst conditions.

In the second stage, we conducted semi-structured interviews to inquire about the history of livestock management to landowners who agreed to participate in this study (40 ejidatarios, owners of 40 plots). We inquired briefly about the use of slash and burn for the initial clearing (including date and total area), grazing (duration, stocking density, total area used, most recent event), pasture maintenance (identity of species sown, initial date, most recent event), and slashing and burning for pasture maintenance (their use, most recent events). With such information, we selected plots that covered a range of duration of livestock management, from the most recently established plots to the oldest ones found in the region.

In the final stage, to determine the effects of the various components of the livestock management regimes, we selected 24 plots from the group of 40; we added three plots which corresponded to the category of “no use” (i.e., old-growth forest) included as a reference to consider the effect of conversion to pasture (Fig. 1). Thus, our gradient covered a range from 0 to 40 years of management. The youngest pastures were four years old.

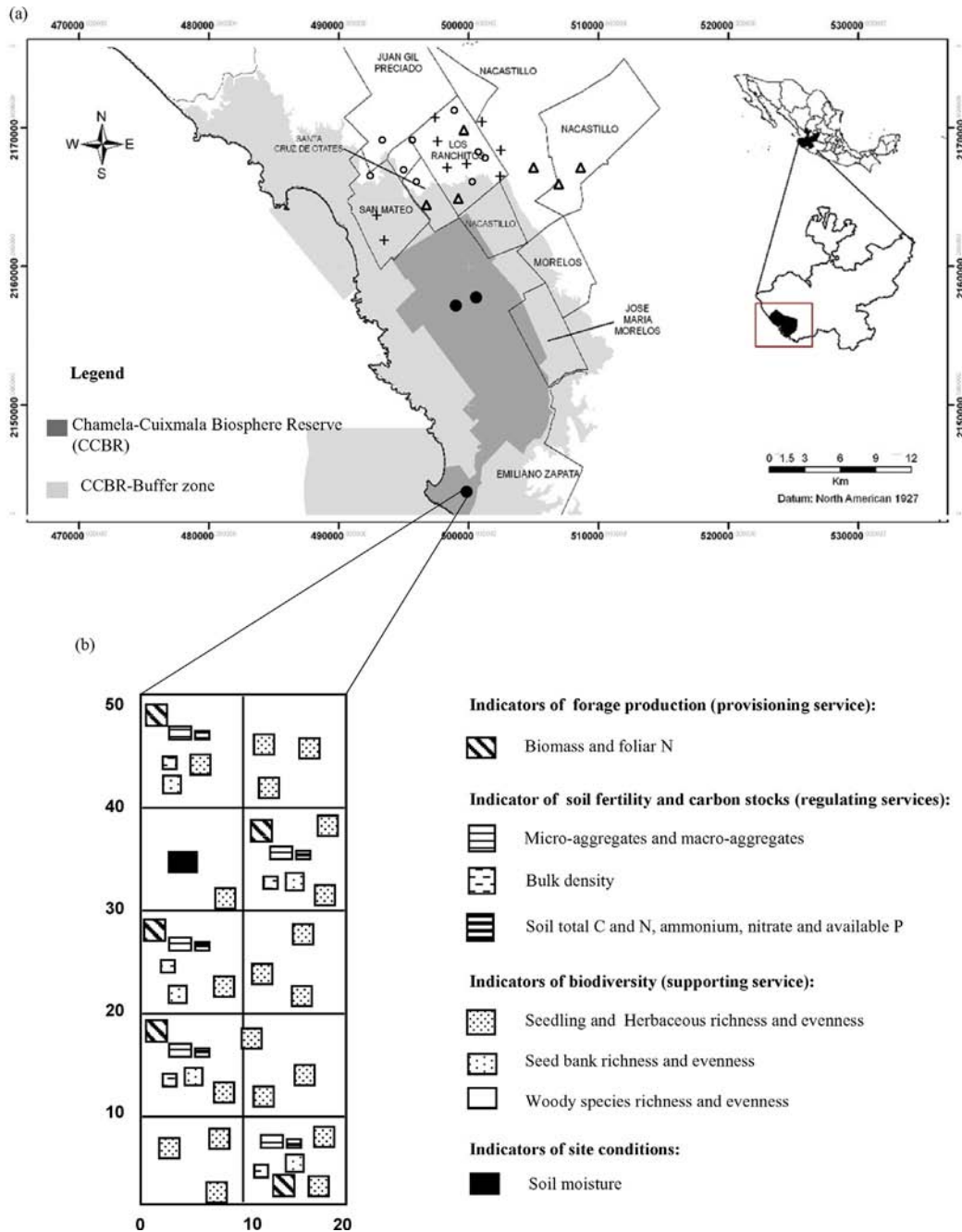


Fig. 1. Study sites and sampling protocol used to assess the effects of livestock management on the tropical dry Pacific Coast of Mexico. (a) The pastures studied (○, sites between 1 and 14 years, +, sites between 15 and 30 years, Δ, sites between 31 and 40 years) were distributed around the ejidos, areas with semi-communal land ownership that surround the Chamela-Cuixmala Biosphere Reserve, within which old-growth forest (●) was also sampled. (b) Sampling design for each plot. Figure modified from Pérez-Escobedo (2011) with permission from the author.

2.3.1. General characteristics of sites comprising the gradient of livestock management duration in pastures

The 24 plots, covering a range of 4–40 years of livestock management in pastures, were distributed in the four ejidos (Fig. 1). The minimum distance between pairs of plots was 1.4 km. The size of the individually-owned parcels varied between 12 and 56 ha. Soils are generally shallow and stony; Regosols are dominant in tropical dry forest along the Mexican Pacific (Noguera et al., 2002).

The gradient of livestock management duration involves a sampling model, which replaces space for time (chronosequence

approach). Given the landscape heterogeneity in the dry tropics, we carefully selected the 24 sites to maximize homogeneity of land use (pastures for livestock management), soil type (i.e., Regosol), and topographic position (i.e., midslope with a southern aspect), while maximizing variance in management regimes (see above).

2.4. Other management regimes components

Semi-structured interviews were applied to assess the occurrence of the most important management practices associated with livestock management. The same structure as the previous

interviews was used, but detailed information on the particular characteristics of each management regime component was obtained.

The grazing period was defined as the number of months that cattle remained in a plot per year (e.g., 1, 2, 3, 4 or 6 months). The total number of prescribed burns applied to foster grass growth and to control the growth of woody plants was quantified from interview responses on the total duration of livestock management and the estimated average frequency of burns (e.g., every two years). The number of slashes to control undesirable woody plants was estimated in the same way. Stocking density was the average number of animals per hectare, calculated from information about the highest, lowest and current stocking densities reported by the interviewee. Further information on the characteristics of the fires (e.g., height of flames, methods of ignition), the grass species, and the use of herbicide was documented but not used for further analysis because of their low relevance to the questions posed here and to their reduced variance among pastures.

2.4.1. Site conditions

We assessed soil moisture and canopy cover within the plot and in the vegetation matrix surrounding the plots. Soil moisture at two different soil depths was measured as an indicator of site condition, given that soil moisture especially in dry systems is tightly linked to soil biogeochemical processes, to vegetation growth, and thus to pasture productivity (Jaramillo et al., 2011). Soil moisture was measured in soil samples (one sample per plot) taken every 5 cm from the 0 to 20 cm depth, and every 10 cm from 20 cm to bedrock. Each sample was oven dried at 75 °C to determine gravimetric moisture content. The values from the 0 to 20 cm depth and those from 20 cm to bedrock were averaged to obtain a single value for the shallower and one for the deeper soil moisture. Vegetation cover (canopy and surrounding forest cover) modifies microclimatic conditions, site productivity, propagule availability (Thaxton et al., 2012; DeLonge et al., 2013) and likely ecosystem service supply. Canopy cover within the plot was determined by using a spherical densitometer (Lemmon, 1956); five measurements were made per site and averaged. Matrix forest cover was determined in a circular area with a 0.5 km radius from each plot, drawn from georeferenced Google Earth® satellite images. Each image was scanned, and the percentage area with or without tree cover was estimated with a grid over the drawing.

2.5. Indicators of ecosystem service supply

Ecosystem service supply is defined here as the potential contribution of the ecosystem to a particular benefit to society (De Groot et al., 2010). To evaluate changes in ecosystem services along the duration gradient and in response to the different components of the management regime, we quantified indicators of the supply of one provisioning service, two regulating services and one supporting service at each of the selected sites. We established a 20 × 50 m subplot within each plot for measurement and sampling in October 2009 after the rainy season (Fig. 1b). To reduce sources of variation associated with topography, we focused only on the center of the south-facing slopes.

2.5.1. Provisioning services

Forage production is the key provisioning service of the livestock management system. We assessed it by using two performance indicators: (i) the amount of aboveground herbaceous biomass to account for forage production (Jobbagy and Sala, 2000) and (ii) grass foliar nitrogen (N) to account for forage quality (Ramoelo, 2012).

Herbaceous aboveground forage biomass was quantified by harvesting all the herbaceous aboveground material in five

randomly located 1 m² quadrats. The plant material was oven dried at 70 °C and weighed. Forage amount was the average aboveground herbaceous biomass and was expressed as dry weight (g) per unit area (m²).

Grass foliar N was assessed at the beginning, the middle and the end of the duration of the livestock management gradient. A 300 g composite sample of the dominant species *Panicum maximum* Jacq. was collected from each of the five quadrats and was oven dried at 70 °C. A 10 g subsample of leaves was ground in a mill into a fine powder to determine foliar N with a Kjeldahl procedure (Technicon Industrial Systems, 1977). The extracts were read by colorimetry with a Bran+Luebbe AutoAnalyzer III, (Norderstedt, Germany).

2.5.2. Regulating services

The capacity of soils to sustain yield over the long term, also called soil productive capacity, is a key regulating service (Palm et al., 2007). Soil structure, soil fertility and soil carbon content are modified by livestock management, but are also critical for sustaining forage production over the long term (Martinez and Zinck, 2004). We assessed soil productive capacity using eight condition indicators (Drewry et al., 2008): (i) the presence of macro- and micro-aggregates and soil bulk density to account for soil structure, (ii) soil total N concentration, available NH₄⁺, NO₃⁻ and PO₄⁻ to account for soil fertility, and (iii) soil C stock to account for soil carbon content. Soil C stock is an important regulating service in itself through its contribution to climate change mitigation and avoidance of greenhouse gas release (Palm et al., 2007).

Soil structure was assessed from five random samples taken with a metal corer (5 cm diameter, 10 cm depth) in each plot; they were stored in a plastic bottle to protect their structure (Angers et al., 2006). In the laboratory, soil aggregates were subjected to breakdown under the influence of water to extract macro- (>250 microns) and micro-aggregates (<250 μm). Bulk density was measured by calculating the dry weight per volume sampled.

Soil fertility was assessed from a composite sample of three subsamples per quadrat, taken from the top 10 cm of soil in each of the five quadrats per plot. Soil total N concentrations were determined by the same procedure used to determine grass foliar N. Available N inorganic forms (NH₄⁺ and NO₃⁻) were extracted with 2N KCl, after filtering through a Whatman No. 1 filter paper (Robertson et al., 1999). Available P (PO₄⁻) was extracted with a Mehlich III solution. All nutrients were determined by colorimetry with a Bran+Luebbe AutoAnalyzer III (Norderstedt, Germany).

Soil C concentrations were determined in a 20 g subsample of dry soil, ground in an agate mortar, and determined by combustion with a carbon analyzer (CM 5012, UIC, Inc.). The soil C stock for each site was calculated as follows:

$$C \text{ stock} = D \times BD \times C$$

where *D* is soil depth (cm), *BD* is bulk density (g/cm³), and *C* is carbon concentration (mg/g). The results were expressed as MgC ha⁻¹.

2.5.3. Supporting services

The expansion of livestock management has led to tropical forest deforestation and thus the loss of forest plants and animals (Franklin and Molina-Freaner, 2010); also, livestock management has led to the loss of local soil biodiversity in the established pastures (Elmore and Asner, 2006). The maintenance of plant and soil biodiversity is key to the maintenance of soil productive capacity and tradeoffs between biodiversity maintenance and livestock management have frequently been documented (Alkemada et al., 2013). Thus, plant biodiversity is considered in this study as a key supporting service. We have, as for other services, focused only on the supply side of this service.

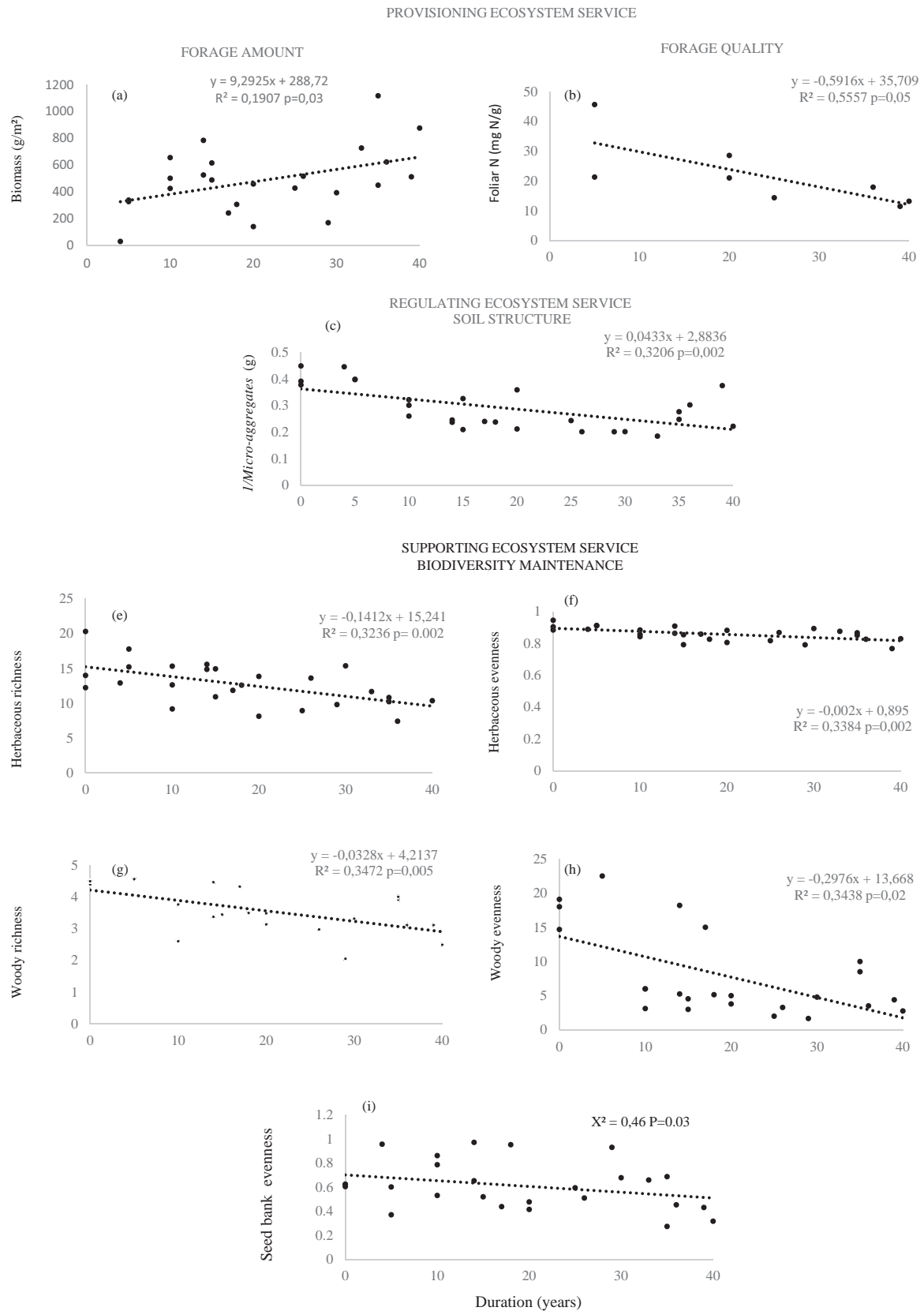


Fig. 2. Significant effects of livestock management duration on indicators of the supply of provisioning, regulating and supporting ecosystem services in 24 seeded pastures in the tropical dry Pacific Coast of Mexico. Variables in *italics* (1/micro-aggregates) indicate transformation to allow the indicator and corresponding service to be positively correlated.

We assessed current biodiversity for four vegetation components, woody and herbaceous plants, seedlings, and the seed bank, by using two condition indicators: species richness and evenness. All individuals of woody plants with diameter at breast height (dbh) > 2.5 cm were identified to species and measured in the whole plot. Seedling and herbaceous species were assessed in twenty 1 m² quadrats per site; a sample of soil surface litter was taken in five 1 m² quadrants per site to assess the seed bank. Seed bank samples were sieved into different-sized metal sieves to remove soil and debris. The material was visually inspected to remove all seeds. Seeds were separated into morphospecies and quantified.

Observed species richness, rarified species richness and evenness were estimated with the Simpson index expressed as the inverse (1/S) and were calculated using EcoSim 700 (Gotelli and Entsminger, 2011) for each vegetation component.

2.6. Data analyses

For each of the ecosystem service indicators, we distinguished those with an expected positive relationship with the actual service or benefit to society from those with an expected negative relationship. Indicators with positive relationships with service supply were those for which a larger magnitude of the indicator would be considered desirable for people and thus an increase in the supply of the service (e.g., aboveground forage biomass, grass foliar N, macro-aggregates, soil C stock, woody species richness,

woody evenness, herbaceous species richness, herbaceous evenness, seedling species richness, seedling evenness, seed bank species richness, seed bank evenness, total N concentration available, ammonium (NH₄⁺), nitrate (NO₃⁻) and available P (PO₄⁻). Indicators with negative relationships with service supply were those for which a larger magnitude of the indicators would be considered as undesirable or as a decrease in the supply of the service (i.e., micro-aggregates, soil bulk density). In all the figures and tables, the first category of indicators is shown in regular font, while the second category is shown in italics. Transformations of these variables to their inverse (e.g., 1/micro-aggregates) were used in the analyses so that the indicator and the corresponding service are positively correlated.

To assess the effects of livestock management duration (an explanatory variable) on the magnitude of ecosystem service supply (response variables), we used simple linear regression models. We examined the normal distribution of the response variables with the Shapiro–Wilk test ($P > 0.05$). Simple linear regression models were fitted to the response variables with a normal distribution. Non-normal response variables were fitted with generalized linear models (GLMs), by using a log link function.

To determine the effects of the other components (besides duration) of the management regime (i.e., grazing period, number of burns, number of slashes and stocking density) and site conditions (i.e., shallow and deep soil moisture, canopy cover within the plot, vegetation matrix surrounding the plots) on the indicators of the magnitude of ecosystem service supply, multiple

Table 1
Values for the indicators of the livestock management regimes components, the magnitude of the supply of provisioning, regulating and supporting services and site conditions measured at 24 pastures in the tropical dry Pacific Coast of Mexico. Mean and standard error values are shown.

	Duration of livestock management			
	Old growth forest	Pastures 1–14	Pastures 15–30	Pastures 31–40
Components of the management regime				
Duration (years)		9 ± 1.40	21.5 ± 1.77	36.33 ± 1.09
Stock density (# animals/ha)		2.97 ± 1.37	1.58 ± 0.31	1.56 ± 0.31
Grazing period (# moths/years)		1.62 ± 0.32	2.7 ± 0.42	2.66 ± 0.42
Number of burns (# burns/years)		4.54 ± 0.64	7.60 ± 1.26	14.13 ± 2.05
Number of slash (# slash/years)		1.75 ± 0.49	2.1 ± 0.43	1.16 ± 0.17
Supply of provisioning service				
Forage biomass (g/m ²)		447 ± 81.15	374.51 ± 49.63	716.79 ± 101.43
Foliar nitrogen (mg/g)		8.36 ± 12.18	6.38 ± 7.00	7.07 ± 1.93
Supply of regulating service				
Micro-aggregates (g)	2.48 ± 0.13	3.23 ± 0.27	4.28 ± 0.25	3.93 ± 0.39
Macro-aggregates (g)	2.20 ± 0.14	2.63 ± 0.16	2.81 ± 0.16	2.58 ± 0.14
Bulk density (g/cm ³)	1.32 ± 0.03	1.30 ± 0.09	1.28 ± 0.06	1.38 ± 0.05
Ammonium (μg/g)	2.42 ± 4.21	4.79 ± 13.57	4.87 ± 15.43	4.87 ± 11.95
Nitrate (μg/g)	24.71 ± 9.47	17.99 ± 2.33	15.82 ± 1.67	14.46 ± 2.03
Phosphate (μg/g)	35.82 ± 7.74	26.89 ± 3.63	25.41 ± 4.07	31.14 ± 9.47
Total nitrogen (mg/g)	3.74 ± 0.64	3.82 ± 0.43	3.32 ± 0.16	2.81 ± 0.31
Total carbon (Mg/ha)	31.38 ± 4.28	28.52 ± 2.66	28.61 ± 1.87	24.87 ± 3.47
Supply of supporting service				
Woody richness	32.66 ± 0.88	4.87 ± 1.04	5.3 ± 0.82	4.6 ± 0.87
Woody evenness	17.26 ± 1.33	10.17 ± 3.29	4.82 ± 1.19	5.83 ± 1.44
Herbaceous richness	15.51 ± 2.46	14.18 ± 0.92	11.99 ± 0.80	10.09 ± 0.72
Herbaceous evenness	12.25 ± 2.87	8.88 ± 0.70	6.48 ± 0.50	6.32 ± 0.55
Seedling richness	42 ± 4.16	3 ± 0.76	2.55 ± 0.44	3 ± 1.15
Seedling evenness	24.90 ± 6.69	4 ± 1.37	4.32 ± 1.65	2.06 ± 1.71
Seed bank richness	6.46 ± 0.91	5.80 ± 0.79	6.11 ± 0.91	6.97 ± 1.02
Seed bank evenness	0.61 ± 0.01	0.71 ± 0.08	0.61 ± 0.07	0.47 ± 0.07
Site conditions				
Shallow soil moisture (%)	7.60 ± 15.30	7.69 ± 9.42	8.46 ± 8.80	7.643 ± 10.84
Deep soil moisture (%)	7.08 ± 14.81	9.24 ± 10.23	9.65 ± 9.34	12.29 ± 13.40
Canopy cover (%)	81.16 ± 22.57	11.38 ± 11.22	11.25 ± 9.99	8.90 ± 11.62
Surrounding forest cover (%)	79.33 ± 23.37	65.62 ± 16.79	63 ± 15.26	59.16 ± 20.06

Table 2

Stepwise regression analysis to explore the effects of indicators of the livestock management regimes components (columns) on the indicators of the supply of provisioning, regulating and supporting services (rows) in pastures in the Pacific Coast of Mexico. The values shown in the intersection of rows and columns include the regression coefficients, the p -value of the coefficient and the $W_{i\text{par}}$ = Akaike weight of the corresponding model parameter. Only significant results are shown.

Type of service	Ecosystem service	Indicator	Indicators of the components of the management regimes		
			Grazing period	Number of burns	Number of slashes
Provisioning	Forage production	Biomass (g/m ²)		32.28 ^{****,+++}	62.47 ^{*,+++}
		Foliar nitrogen (mg/g)		−0.02 ^{**,+++}	
Regulating	Soil fertility regulation	1/micro-aggregates (g)	0.32 ^{**,+++}		0.36 ^{**,+++}
		Macro-aggregates (g)			
	1/bulk density (g/cm ³)				
	Total nitrogen (mg/g)		−0.04 ^{*,+}		
Supporting	Biodiversity maintenance	Total carbon (Mg/Ha)		−59.9 ^{**,+++}	
		Herbaceous richness		−0.28 ^{**,+++}	
Supporting	Biodiversity maintenance	Herbaceous evenness	0.01 ^{***,+++}		
		Seedling richness			
		Seedling evenness		−0.01 ^{**,+}	
		Seed bank richness			
		Seed bank evenness			
		Woody richness	0.2 ^{**,+++}		
		Woody evenness		−0.01 ^{**,+++}	

+ $W_{i(\text{par})} = 0.5$.

+++ $W_{i(\text{par})} > 0.9$.

* $p < 0.05$.

** $p < 0.01$.

*** $p < 0.001$.

**** $p < 0.0001$.

regression models were fitted. First, GLMs were fitted with an identity link function to select independent variables (management, site conditions) with significant effects on the response variables (services), assuming a normal distribution. Quadratic and cubic responses were fitted and compared with the corresponding linear regressions by using adjusted R^2 . We then used multiple stepwise regression models to assess the relationship between each independent variable (i.e., the management regime components), the site condition indicators, and the dependent variables (i.e., the ecosystem services). The best models were chosen with the following criteria: lowest values of Akaike Information Criterion (AIC) and the highest values of R^2 and p -value < 0.05 ; the value most important to variables that best explain the model are the highest values of Akaike weights ($W_{i\text{par}}$) (Burnham and Anderson, 2002). The procedures were performed with JMP 8.0 statistical software. Given that availability of nutrients such as ammonium (NH₄⁺), nitrate (NO₃[−]) and available P (PO₄[−]) vary seasonally, but were determined only on one date, they were excluded from this particular analysis.

To explore the interactions among all the indicators of the components of the management regime, the site conditions and magnitude of the supply of the provisioning, regulating and supporting ecosystem services, we used a canonical correspondence analysis (CCA). A permutation test with 199 Monte Carlo permutations was included to assess the significance of the canonical axes (ter Braak, 1986). To establish interactions among ecosystem services, we assessed the correlation between pairs of services using the Pearson parametric correlation test. These analyses were performed with R statistical program (R Core Team, 2013).

3. Results

3.1. Livestock management duration and ecosystem service supply in pastures

The duration of livestock management had a negative impact on only some of the indicators of the supply of provisioning,

regulating and supporting services. Six of the fifteen ecosystem service indicators declined significantly with the duration of livestock management, and one increased (Fig. 2 and Table 1). Forage quality, measured as foliar N concentration (an indicator of the provisioning service) (Fig. 2b), soil structure measured as 1/micro-aggregates (indicator of the regulating service) (Fig. 2c), and herbaceous richness and evenness, seed bank evenness and woody richness and evenness (indicators of the supporting service) (Figs. 2d and h) declined with increasing management duration. Only forage amount increased (an indicator of the provisioning service) along the livestock duration gradient (Fig. 2a). Soil C stocks and soil total N concentrations did not change significantly after 40 years of management.

3.2. Effects of the components of the management regimes and site conditions on ecosystem

The total number of burns, of slashes and the length of the grazing period had significant effects on several indicators of provisioning, regulating and supporting services (Table 2). The total number of prescribed burns and the number of slashes to foster grass growth and control for woody vegetation growth had clear positive effects on aboveground herbaceous biomass (Table 2). Negative effects of the total number of burns were observed for provisioning (forage quality), regulating (soil N concentration and C stock) and supporting (richness and evenness of vegetation) service indicators. More slashing and a longer grazing period resulted in an increase in soil micro-aggregates (decrease in 1/micro-aggregates), suggesting that larger macro-aggregates were broken down because of cattle trampling. Herbaceous evenness and woody richness decreased as the grazing period increased. No significant effects of stocking density were found.

None of the site condition indicators had a significant effect on the ecosystem service indicators. No quadratic or cubic responses to livestock management components or to site conditions were found for any of the services.

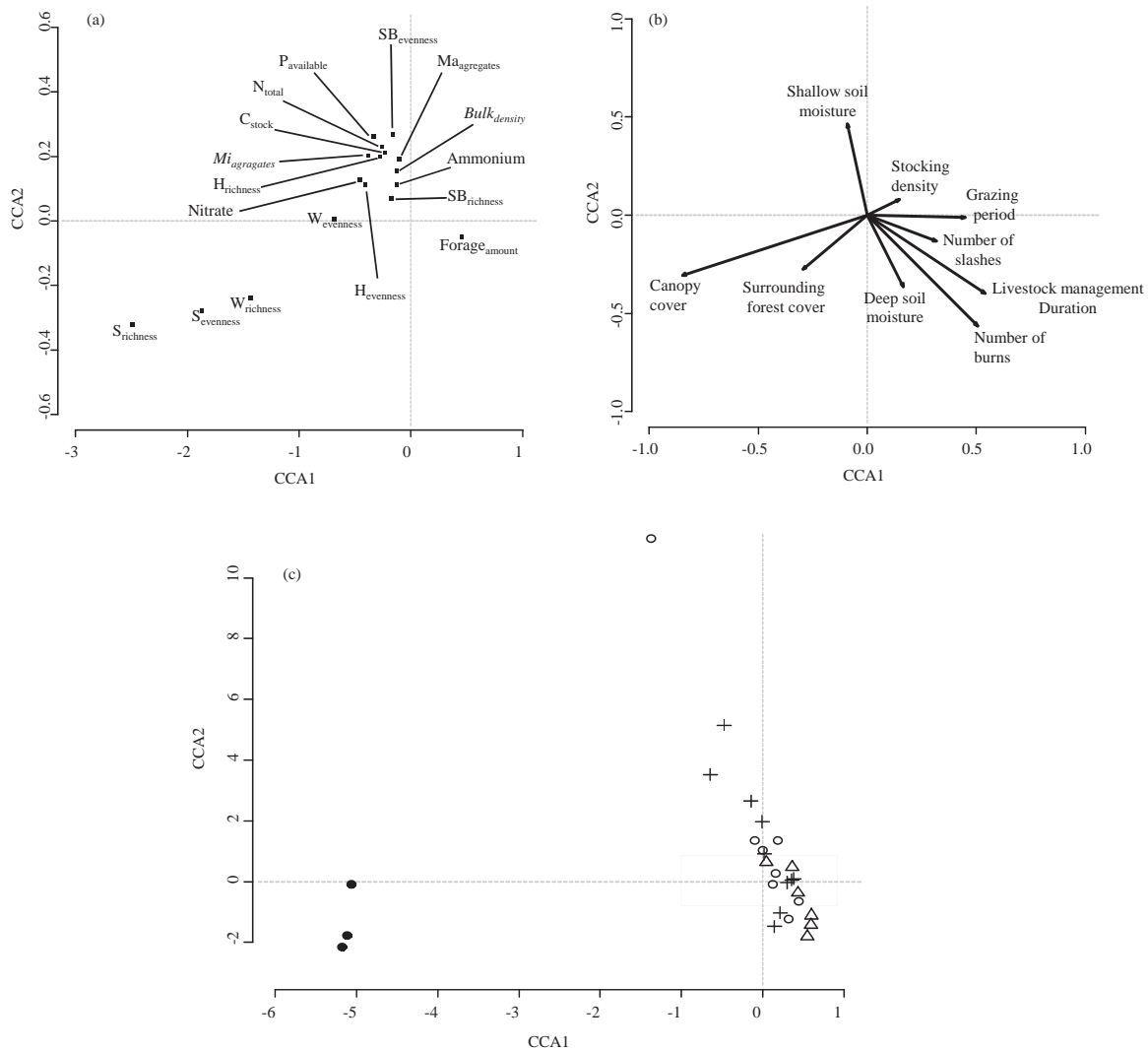


Fig. 3. Interactions between ecosystem services, soil conditions and management regime components within livestock management in pastures of the tropical dry Pacific Coast of Mexico. A canonical correspondence analysis was used to summarize the variance found among sites into only two axes (CCA1 and CCA2) that significantly explained ($P=0.002$) 65% of the total variation observed. Points, as well as end of arrows, indicate the position along these two axes of: (a) the ecosystem service indicators, (b) the livestock management components and site conditions that affect the ecosystem service indicators, and (c) the analyzed pasture and forest plots. Points that are closer to each other are more similar than distant ones; points in the same quadrant indicate positive correlations and those in opposite quadrants (e.g., lower right quadrant vs. upper left quadrant) indicate negative correlations. Furthermore, the points in adjacent quadrants (e.g., lower left quadrant vs. lower right quadrant) depict lack of correlation. Abbreviations: H: herbaceous, S: seedling, W: woody, SB: seed bank. ●, Old-growth forest; ○, sites between 1 and 14 years, +, sites between 15 and 30 years, Δ, sites between 31 and 40 years.

3.3. Interactions between the management regimes components, site conditions and ecosystem services

The increase in forage production was associated with a decrease in the magnitude of several indicators of regulating (linked to soil structure, soil fertility, and soil C stocks) and supporting (biodiversity) services (Fig. 3a). Forage biomass (in the lower right quadrant of the graph) was negatively correlated to most indicators (in the upper left quadrant of the graph) of regulating (macro-aggregates, available P, total N, C stock, 1/micro-aggregates, 1/bulk density) and supporting services (seed bank evenness more prominently). Pairwise correlations (Fig. A.1) confirmed that the strongest negative relationships were found between forage amount and soil micro-aggregates, woody and seedling richness and evenness.

Some supporting service indicators showed a very different response (Fig. 3a). Woody and sapling evenness and richness (in the lower left quadrant) were largely uncorrelated with forage

amount. Pairwise correlations (Fig. A.1) confirmed the strong correlations among these supporting service indicators.

Several management regimes and site condition indicators were clearly correlated with the pattern of increased forage amount and decreased regulating and supporting services (Fig. 3b). Livestock management duration and the number of burns, and to a lesser extent the number of slashings, were correlated with each other (upper right quadrant of Fig. 3b) and were positively correlated with forage amount (upper right quadrants of Fig. 3a and b). Deep soil moisture (20–60 cm) was positively related to forage amount (lower right quadrant of Fig. 3a and b), while shallow soil moisture (0–20 cm) showed a negative relationship with this provisioning service indicator and a positive relation with most regulating and supporting service indicators (upper left quadrant of Fig. 3a and b).

Canopy cover inside the plot and in the surrounding forest cover were correlated with each other (lower right quadrant of Fig. 3b) and with woody and seedling richness and evenness (lower right

quadrants of Fig. 3a and b). They were orthogonal to most other indicators of provisioning, regulating and supporting services. Stocking density showed a weak negative correlation (upper right quadrant of Fig. 3b) with woody and seedling diversity (lower left quadrant of Fig. 3a).

Pastures were clearly differentiated from old-growth forest, and the pastures were very clearly differentiated among them (Fig. 3c). Differences in canopy cover and surrounding forest cover, and in woody and seedling richness and evenness, which were highest in mature forests and lowest in pastures, contributed to this separation (lower left quadrants of Fig. 3a–c).

The pastures were arranged along the gradient with the highest forage production and the highest number of burns on one extreme (lower right quadrant Fig. 3a–c) and the highest levels of regulating and supporting services (e.g., available P and seed bank evenness, upper left corner Fig. 3a–c). While no clear-cut pattern was found along this gradient for pastures with different ages, one of the youngest pastures is clearly separated from the rest of the pastures (upper left corner Fig. 3c) corresponding to high levels of regulating and supporting services (upper left corner Fig. 3a), as well as a reduced number of burns and slashes (which increase in the opposite direction; lower right quadrant Fig. 3b). On the other extreme of the gradient, the oldest pastures tended to cluster (lower right corner Fig. 3c) in areas corresponding to the highest forage production (lower right corner Fig. 3a) and to the highest frequency of burns and slashes (lower right corner Fig. 3b).

4. Discussion

4.1. Ecosystem services and the livestock management duration gradient

Increased duration of livestock management favored grass production (i.e., forage amount, a provisioning service) but not without costs, thus questioning its sustainability over the long term. We found decreases in grass quality with increasing duration, which is consistent with changes documented in semi-arid ecosystems in South Africa (Aganga and Tshwenyane, 2004). Forage production is expected to level off at a given threshold or even decline with time under inadequate management, as was observed in semi-arid ecosystems in Zimbabwe (Moyo et al., 2011) as a result of poor rotation grazing and inadequate stocking density. The positive relationship between duration and grass production observed here is most likely caused by the relatively short history of livestock management in the region (Burgos and Maass, 2004; Castillo et al., 2005). The length of our duration gradient was then not sufficient to identify factors that may control forage production in this region as years of livestock grazing increase.

Clear threats to the long-term sustenance of forage production were found here, as shown by the decline in several key regulating services. The increase in soil micro-aggregates (regulating service), consistent with patterns reported in other sites in Chamela (Cotler and Ortega-Larrocea, 2006), as well as in other semiarid grasslands (Zhou et al., 2010), suggests a decrease in soil fertility regulation along the duration gradient, which likely contributed to the observed decrease in forage quality. Soil organic matter associated with micro-aggregates is highly processed by microbial activity, is less physically protected and is diminished in its potential nutrient mineralization, when compared to that in macro-aggregates (Elliott, 1986).

The lack of change in soil C stocks along the management duration gradient indicates that this soil regulation service remains unaffected at least for a period of 40 years of livestock management regimes. Our results are consistent with previous work in this area (García-Oliva and Jaramillo, 2011) and in Brazil (Batlle-Bayer et al., 2010). In addition, the C stocks in forest

(31 Mg ha⁻¹) and pastures (28 Mg ha⁻¹) in the top 10 cm of soil in this study are comparable to those reported for mature forest (26 Mg ha⁻¹) and 4–13 year-old pastures (29 Mg ha⁻¹) at the same soil depth in other sites within the Chamela region (Jaramillo et al., 2003).

The introduction of the grass *Panicum maximum* Jacq. to feed livestock was associated with a negative impact on biodiversity maintenance (i.e., supporting service) as management duration increased. The dominance of a few woody, herbaceous, seedling and seed species increased with livestock management duration, leading to declines in species richness and evenness, consistent with patterns observed at other sites in Chamela (Burgos and Maass, 2004), as well as elsewhere in Mexico (Franklin and Molina-Freaner, 2010). Individuals of a few species tend to become relatively more abundant because of their resistance to high water deficit, to grazing and trampling from cattle, as well as to the impacts of repeated burns (Nayak et al., 2014). In addition, some woody species may show higher resprouting capacity than others and thus be maintained over the longer term (Miller and Kauffman, 1998). Likely, as management duration increases and the negative impact on biodiversity maintenance increases, the potential negative consequences for ecosystem function in the longer term would be higher.

4.2. Differential effects of the components of the livestock management regimes

The total number of burns and of slashes, as well as the length of the grazing period, had comparable (shown here in decreasing importance) impact on the supply of provisioning, regulating and supporting services. They were all highly correlated with livestock management duration (also in the same decreasing correlation order). The effects of these different management components were confirmed both by the multiple regression and canonical correspondence analyses and are consistent with those found when analyzing solely the effect duration.

Burning was the management component with the clearest positive effects on grass growth, but burning can also more clearly jeopardize the maintenance of regulating and supporting services and thus the long-term sustainability of livestock management in these pastures. As the number of burns increased, soil N concentrations and soil C stocks decreased. Repeated burning contributes to nutrient loss through volatilization from vegetation (Coetsee et al., 2010) and may enhance nutrient losses by promoting their transformations in soil (Giardina et al., 2000). Although the heat effect of fire in the dry tropics may be most critical for the upper 5 cm of the soil (Giardina et al., 2000), its disruption of macro-aggregate stability may promote long-term C and nutrient losses (García-Oliva et al., 1999), as soil C is transferred from slow protected pools to active pools with short residence times (Grandy and Robertson, 2007). Reduced soil carbon stocks have been shown to result from repeated fires in Tanzanian savannas (Cheng et al., 2013) and from the accumulated impact of slash-and-burn practices after 30 years of land use in Ecuadorian pastures (Bahr et al., 2014).

Stocking density has shown clear negative correlations with soil regulating services in previous reviews (Greenwood and McKenzie, 2001). The low variance observed here among plots for this management regime component hindered the possibility to observe if this pattern holds or not in our study region.

4.3. Potential synergies between site conditions, management regimes components and ecosystem services

Landscape and plot forest cover had clear positive effects on biodiversity maintenance. Large trees left within pasture provide

shade for cattle, as indicated by interviewees. These trees reduce irradiance and soil water deficits and lead to greater nutrient availability in the upper soil layers (Salazar et al., 2012). Also, they reduce the dominance of introduced grasses and promote seedling emergence (Lloret, 1998). Greater forest cover in the surrounding matrix has been associated to increased seedling recruitment (both in terms of species richness and number of individuals) in this region (Maza-Villalobos et al., 2011), as it contributes to higher propagule availability. These effects were orthogonal to those of the management regime components that foster forage production.

Soil moisture in the top 20 cm of soil, a critical condition regulating nutrient dynamics in this tropical dry forest (Campo et al., 1998), showed a positive relationship with most regulating and supporting services indicators. Soil moisture has been demonstrated to be the most important factor influencing the microbial community and enzyme activity in this (Sandoval-Pérez et al., 2009) and in other regions (Brockett et al., 2012). Nevertheless, these results should be considered with caution since soil moisture and available nutrients were measured at only one point in time in each plot of the chronosequence, despite the fact that they clearly vary through time.

4.4. Plant biodiversity as a key supporting ecosystem service and its links to the livestock management regimes

Biodiversity maintenance is both a trade-off with livestock management and a key factor in the long-term sustenance of this productive activity (Franklin and Molina-Freaner, 2010; Alkemade et al., 2013). While our study was not designed to assess the long-term effects of plant or soil biodiversity of the management regimes components, we did find interesting correlations between these components, other services and biodiversity. Seed and herb diversity indicators increased as livestock management duration and the frequency of burns and slashes decreased, and was positively related to most regulating service indicators. In contrast, seedling and woody biodiversity indicators were independent of the onsite management regime components and the regulating service indicators, but rather sensitive to the way the matrix surrounding the pasture plot was managed. Further studies are needed to assess the impacts of different management regimes components on the various indicators of plant and soil biodiversity, the long-term effects of these biodiversity components on the key provisioning and regulating services, and the resulting demand for biodiversity related supporting services.

4.5. The alternative management regimes and their implications

We identified at least three distinct livestock management regimes in this area. One management regime involved old-growth forest conservation, which includes specific policies and strategies to protect it from land use change. The second management regime corresponded to the youngest pastures with low frequencies of burns and slashes. These plots showed low forage yields and reduced negative impacts on regulating and supporting services. The plots were located generally in areas with lower upper-soil water availability, far from the main temporary streams. The third management regime corresponded to the oldest pastures, with the highest frequencies of burns and slashes. These plots were closer to the main streams and showed greater upper-soil water availability. Forage yields were highest, but the negative impacts of livestock management on regulating and supporting services were already evident.

Alternative management regimes are tightly linked to the socio-economic drivers that underpin decision-making, but were not explicitly addressed here. Intact old-growth forests, included in

this study, are only found within the adjacent Biosphere Reserve. Old-growth forests owned by local farmers (ejidatarios), not considered in our study, are subjected to the extraction of multiple resources and cattle are allowed to forage for twigs, leaves, fruits and seeds (Burgos and Maass, 2004). These are generally found in the steepest and most inaccessible areas (Balvanera et al., unpublished). Younger pastures have in general been established by younger ejidatarios, with access to the lower quality and more remote land than that available to earlier settlers (Cohen, 2014). Thus, older pastures were established by the oldest settlers in the region, with access to the best land and to the more accessible sites, and in general to larger properties (Cohen, 2014). Further work is underway to more explicitly link socio-economic and biophysical drivers to livestock management decisions (Balvanera et al., unpublished; Mora et al., unpublished; Trilleras et al., unpublished).

4.6. Advantages of the methodological approach

The approach used was inspired by the growing literature on management of social-ecological systems (Van Oudenhoven, 2015), including recent assessments of the effects of management on ecosystem properties (Morales-Romero et al., 2015). Drawing from the ecological and social sciences, we used mixed methods, by combining qualitative data from interviews to document the components of the management regimes and quantitative data from plots to measure site conditions and ecosystem service indicators. We used a chronosequence approach, one in which space replaces time, to assess the role of management duration. Such approach has been widely used to assess changes through time in vegetation (Lebrija-Trejos et al., 2008), soil properties (Osland et al., 2012), or management legacies (Kashian et al., 2012), despite its well-known limitations (Chazdon et al., 2007). Plots were chosen to reduce as much as possible the variance in biophysical conditions among them, while maximizing the variance in management. The use of multiple regressions and multivariate tools, such as canonical correspondence analysis, allowed us to explore the links between such disparate types of data, as those accounting for indicators of the components of the management regime, those of site conditions and those of ecosystem services. Additionally, we explored causal effect relations between management regime components or site conditions and the ecosystem service indicators. Such statistical approaches are increasingly used for analogous purposes in the recent ecosystem management literature (Jackson et al., 2012).

5. Conclusions

Our study suggests that the livestock management regimes employed in pastures of the western coast of Mexico are aimed at fostering forage production for cattle but are compromising its quality and potentially affecting its long-term maintenance. In particular, repeated burning had the strongest positive effects on the desired provisioning services, but also the strongest potential for jeopardizing long-term sustainability through its evident and synergic effects on regulating and supporting services under study. Thus, our results suggest an apparent conflict between the short-term management decisions and the longer-term sustainability of the management regimes of this ecosystem.

Acknowledgments

We thank the Estación de Biología Chamela (IBUNAM) and its personnel for providing all facilities and support. We are grateful to the landowners and livestock managers of San Mateo, Santa Cruz de Otates, Los Ranchitos, and Nacastillo for permission to conduct

this study and to many people who participated in the fieldwork and in the laboratory, especially W. Sánchez, M. Wallemacq, L.F. Arreola and F. Mora. We thank Maribel Nava for technical assistance in the laboratory for nutrient and carbon determinations. This research was supported by grants SEP-CONACYT2009-129740 and PAPIITIN211114 to P. Balvanera, SEP-CONACYT83441 to E. Martínez-Meyer and by a PhD Scholarship from the Mexican National Science and Technology Council (CONACyT) to J.M. Trilleras. This paper constitutes a partial fulfillment of the requirements of J.M. Trilleras, under the supervision of P. Balvanera, to obtain the PhD degree from the Graduate Program in Biological Sciences of the National Autonomous University of Mexico (UNAM).

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data associated with this article can be found, in the online version, at <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.06.011>.

References

- Aganga, A.A., Tshwenyane, S., 2004. Potentials of guinea grass (*Panicum maximum*) as forage crop in livestock production. *Pak. J. Nutr.* 3, 1–4.
- Alkemade, R., Reid, R.S., van den Berg, M., de Leeuw, J., Jeuken, M., 2013. Assessing the impacts of livestock production on biodiversity in rangeland ecosystems. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 110, 20900–20905.
- Angers, D.A., Bullock, M.S., Mehuys, G.R., 2006. Aggregate stability to water. In: Carter, M.R., Gregorich, E.G. (Eds.), *Soil Sampling and Methods of Analysis*. Taylor & Francis - Canadian Society of Soil Science, Boca Raton, FL.
- Bahr, E., Chamba Zaragocin, D., Makeschin, F., 2014. Soil nutrient stock dynamics and land-use management of annuals, perennials and pastures after slash-and-burn in the Southern Ecuadorian Andes. *Agric. Ecosyst. Environ.* 188, 275–288.
- Balvanera, P., Castillo, A., Martínez-Harms, M.J., 2011. Ecosystem services in seasonally dry tropical forest. In: Dirzo, R., Young, H.S., Mooney, H.A., Ceballos, G. (Eds.), *Seasonally Dry Tropical Forest. Ecology and Conservation*. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Barnosky, A.D., Hadly, E.A., Bascompte, J., Berlow, E.L., Brown, J.H., Fortelius, M., Getz, W.M., Harte, J., Hastings, A., Marquet, P.A., Martinez, N.D., Mooers, A., Roopnarine, P., Vermeij, G., Williams, J.W., Gillespie, R., Kitzes, J., Marshall, C., Matzke, N., Mindell, D.P., Revilla, E., Smith, A.B., 2012. Approaching a state shift in Earth's biosphere. *Nature* 486, 52–58.
- Battle-Bayer, L., Batjes, N.H., Bindraban, P.S., 2010. Changes in organic carbon stocks upon land use conversion in the Brazilian Cerrado: a review. *Agric. Ecosyst. Environ.* 137, 47–58.
- Bennett, E.M., Balvanera, P., 2007. The future of production systems in a globalized world. *Front. Ecol. Environ.* 5, 191–198.
- Bennett, E.M., Peterson, G.D., Gordon, L.J., 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecol. Lett.* 12, 1394–1404.
- Brockett, B.F.T., Prescott, C.E., Grayston, S.J., 2012. Soil moisture is the major factor influencing microbial community structure and enzyme activities across seven biogeoclimatic zones in western Canada. *Soil Biol. Biochem.* 44, 9–20.
- Burgos, A., Maass, J.M., 2004. Vegetation change associated with land-use in tropical dry forest areas of western Mexico. *Agric. Ecosyst. Environ.* 104, 475–481.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2002. *Model Selection and Multimodel Inference. A Practical Information-theoretical Approach*. New York, Springer.
- Campo, J., Jaramillo, V.J., Maass, J.M., 1998. Pulses of soil phosphorus availability in a Mexican tropical dry forest: effects of seasonality and level of wetting. *Oecologia* 115, 167–172.
- Castillo, A., Magaña, A., Pujadas, A., Martínez, L., Godínez, C., 2005. Understanding the interaction of rural people with ecosystems: a case study in a tropical dry forest of Mexico. *Ecosystems* 8, 630–643.
- Coetsee, C., Bond, W.J., February, E.C., 2010. Frequent fire affects soil nitrogen and carbon in an African savanna by changing woody cover. *Oecologia* 162, 1027–1034.
- Cohen, D., 2014. *Estrategias de Manejo de Recursos Naturales en un Ejido aledaño a la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala, Jalisco*. Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia, Mich.
- Cotler, H., Ortega-Larrocea, M.P., 2006. Effects of land use on soil erosion in a tropical dry forest ecosystem, Chamela watershed, Mexico. *Catena* 65, 107–117.
- Chazdon, R.L., Letcher, S.G., Van Breugel, M., Martínez-Ramos, M., Bongers, F., Finegan, B., 2007. Rates of change in tree communities of secondary neotropical forests following major disturbances. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 362, 273–289.
- Cheng, C.H., Chen, Y.S., Huang, Y.H., Chiou, C.R., Lin, C.C., Menyailo, O.V., 2013. Effects of repeated fires on ecosystem C and N stocks along a fire induced forest/grassland gradient. *J. Geophys. Res. Biogeosci.* 118, 215–225.
- De Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemsen, L., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecol. Complexity* 7, 260–272.
- DeLonge, M., Vandecar, K.L., D'Odorico, P., Lawrence, D., 2013. The impact of changing moisture conditions on short-term P availability in weathered soils. *Plant Soil* 365, 201–209.
- Drewry, J.J., Cameron, K.C., Buchan, G.D., 2008. Pasture yield and soil physical property responses to soil compaction from treading and grazing – a review. *Soil Res.* 46, 237–256.
- Elmore, A.J., Asner, G.P., 2006. Effects of grazing intensity on soil carbon stocks following deforestation of a Hawaiian dry tropical forest. *Global Change Biol.* 12, 1761–1772.
- Elliott, E.T., 1986. Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50, 627–633.
- Franklin, K., Molina-Freaner, F., 2010. Consequences of buffelgrass pasture development for primary productivity, perennial plant richness, and vegetation structure in the drylands of Sonora, Mexico. *Conserv. Biol.* 24, 1664–1673.
- García-Oliva, F., Jaramillo, V., 2011. Impact of anthropogenic transformation of seasonally dry tropical forests on ecosystem biogeochemical processes. In: Dirzo, R., Young, H.S., Mooney, H.A., Ceballos, G. (Eds.), *Seasonally Dry Tropical Forests*. Island Press/Center for Resource Economics, Washington, pp. 159–172.
- García-Oliva, F., Sanford, R.L., Kelly, E., 1999. Effects of slash-and-burn management on soil aggregate organic C and N in a tropical deciduous forest. *Geoderma* 88, 1–12.
- Giardina, C.P., Sanford, R.L., Dockersmith, I.C., Jaramillo, V.J., 2000. The effects of slash burning on ecosystem nutrients during the land preparation phase of shifting cultivation. *Plant Soil* 220, 247–260.
- Gotelli, N.J., Entsminger, G.L., 2011. *EcoSim. Null models software for ecology*. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear <http://www.uvm.edu/~biology/Faculty/Gotelli/Gotelli.html> (accessed 17.02.10.).
- Grandy, A.S., Robertson, G.P., 2007. Land-use intensity effects on soil organic carbon accumulation rates and mechanisms. *Ecosystems* 10, 59–74.
- Greenwood, K.L., McKenzie, B.M., 2001. Grazing effects on soil physical properties and the consequences for pastures: a review. *Anim. Prod. Sci.* 41, 1231–1250.
- Jackson, L.E., Pulleman, M.M., Brussaard, L., Bawa, K.S., Brown, G.G., Cardoso, I.M., De Ruiter, P.C., García-Barrios, L., Hollander, A.D., Lavelle, P., 2012. Social-ecological and regional adaptation of agrobiodiversity management across a global set of research regions. *Global Environm. Change* 22, 623–639.
- Jaramillo, V.J., Kauffman, J.B., Rentería-Rodríguez, L., Cummings, D.L., Ellingson, L.J., 2003. Biomass, carbon, and nitrogen pools in Mexican tropical dry forest landscapes. *Ecosystems* 6, 609–629.
- Jaramillo, V., García-Oliva, F., Martínez-Yrizar, A., 2010. La selva seca y las perturbaciones antrópicas en un contexto funcional. In: Ceballos, G., Martínez, L., García, A., Espinoza, E., Bezaury, J., Dirzo, R. (Eds.), *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del pacífico de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, D.F.
- Jaramillo, V.J., Martínez-Yrizar, A., Sanford Jr, R.L., 2011. Primary productivity and biogeochemistry of seasonally dry tropical forests. *Seasonally Dry Tropical Forests*. Springer pp. 109–128.
- Jobbagy, E.G., Sala, O.E., 2000. Controls of grass and shrub aboveground production in the Patagonian steppe. *Ecol. Appl.* 10, 541–549.
- Kashian, D.M., Corace, R.G., Shartell, L.M., Donner, D.M., Huber, P.W., 2012. Variability and persistence of post-fire biological legacies in jack pine-dominated ecosystems of northern Lower Michigan. *For. Ecol. Manage.* 263, 148–158.
- Layke, C., Mapendembe, A., Brown, C., Walpole, M., Winn, J., 2012. Indicators from the global and sub-global Millennium Ecosystem Assessments: an analysis and next steps. *Ecol. Indic.* 17, 77–87.
- Lebrija-Trejos, E., Bongers, F., Pérez-García, E.A., Meave, J.A., 2008. Successional change and resilience of a very dry tropical deciduous forest following shifting agriculture. *Biotropica* 40, 422–431.
- Lemmon, P.E., 1956. A Spherical Densimeter For Estimating Forest Overstory Density. *For. Sci.* 2, 314–320.
- Lott, E., Atkinson, T.H., 2002. Biodiversidad y fitogenia de chamela-cuixmala, Jalisco. In: Noguera, F.A., Vega, J.H., García, A.N., Quesada, M. (Eds.), *Historia Natural de Chamela*. Instituto de Biología, UNAM, México, pp. 83–97.
- Lloret, F., 1998. Fire, canopy cover and seedling dynamics in Mediterranean shrubland of northeastern Spain. *J. Veg. Sci.* 9, 417–430.
- Maass, J.M., Balvanera, P., Castillo, A., Daily, G.C., Mooney, H.A., Ehrlich, P., Quesada, M., Miranda, A., Jaramillo, V.J., García-Oliva, F., Martínez-Yrizar, A., Cotler, H., López-Blanco, J., Pérez-Jiménez, A., Búrquez, A., Tinoco, C., Ceballos, G., Barraza, L., Ayala, R., Sarukhán, J., 2005. Ecosystem services of tropical dry forest: insights from long-term ecological and social research on the Pacific Coast of Mexico. *Ecol. Soc.* 10, 17.
- Martínez, L.J., Zinck, J.A., 2004. Temporal variation of soil compaction and deterioration of soil quality in pasture areas of Colombian Amazonia. *Soil Tillage Res.* 75, 3–17.
- Maza-Villalobos, S., Balvanera, P., Martínez-Ramos, M., 2011. Early regeneration of tropical dry forest from abandoned pastures: contrasting chronosequence and dynamic approaches. *Biotropica* 43, 666–675.
- Miles, L., Newton, A.C., DeFries, R.S., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., Kapos, V., Gordon, J.E., 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *J. Biogeography* 33, 491–505.
- Miller, P.M., Kauffman, J.B., 1998. Effects of slash and burn agriculture on species abundance and composition of a tropical deciduous forest. *For. Ecol. Manage.* 103, 191–201.
- Morales-Romero, D., Campo, J., Godínez-Alvarez, H., Molina-Freaner, F., 2015. Soil carbon, nitrogen and phosphorus changes from conversion of thornscrub to

- buffelgrass pasture in northwestern Mexico. *Agric. Ecosyst. Environ.* 199, 231–237.
- Moyo, B., Dube, S., Moyo, C., Nesamvuni, E., 2011. Heavily stocked 5-paddock rotational grazing effect on cross-bred Afrikaner steer performance and herbaceous vegetation dynamics in a semi-arid veld of Zimbabwe. *Afr. J. Agric. Res.* 6, 2166–2174.
- Nayak, R.R., Vaidyanathan, S., Krishnaswamy, J., 2014. Fire and grazing modify grass community response to environmental determinants in savannas: implications for sustainable use. *Agric. Ecosyst. Environ.* 185, 197–207.
- Noguera, F.A., Vega, J.H., García-Aldrete, A.N., Quesada, M., 2002. *Historia Natural de Chamela*. Instituto de Biología, UNAM, México.
- Osland, M.J., Spivak, A.C., Nestlerode, J.A., Lessmann, J.M., Almario, A.E., Heitmuller, P.T., Russell, M.J., Krauss, K.W., Alvarez, F., Dantin, D.D., 2012. Ecosystem development after mangrove wetland creation: plant–soil change across a 20-year chronosequence. *Ecosystems* 15, 848–866.
- Palm, C., Sanchez, P., Ahamed, S., Awiti, A., 2007. *Soils: a contemporary perspective*. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 32, 99–129.
- Pérez-Escobedo, H.M., 2011. *Necesidades de Información para el Manejo de los Socio-Ecosistemas en la Región Chamela-Cuixmala*, Jalisco. Centro de Investigaciones en Ecosistemas. Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia, Michoacán p. 198.
- Pickett, P.S., White, S.T.A., 1985. *The Ecology Of Natural Disturbance And Patch Dynamics*. Academic Press, New York.
- R Core Team, 2013. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>.
- Ramoelo, A., 2012. *Savanna Grass Quality: Remote Sensing Estimation from Local to Regional Scale*. Faculty of Geo-information Science and Earth Observation. University of Twente, Enschede, The Netherlands.
- Reyers, B., Biggs, R., Cumming, G.S., Elmqvist, T., Hejnovic, A.P., Polasky, S., 2013. Getting the measure of ecosystem services: a social–ecological approach. *Front. Ecol. Environ.* 11, 268–273.
- Robertson, P.G., Coleman, D.C., Bledsoe, C.S., Sollins, P., 1999. *Standard Soil Methods For Long-term Ecological Research (LTER)*. Oxford University Press, New York.
- Salazar, A., Goldstein, G., Franco, A.C., Miralles-Wilhelm, F., 2012. Differential seedling establishment of woody plants along a tree density gradient in Neotropical savannas. *J. Ecol.* 100, 1411–1421.
- Sandoval-Pérez, A.L., Gavito, García-Oliva, M.E., Jaramillo, F., VJ, 2009. Carbon, nitrogen, phosphorus and enzymatic activity under different land uses in a tropical, dry ecosystem. *Soil Use Manage.* 25, 419–426.
- Steinfeld, H., Wassenaar, T., Jutzi, S., 2006. Livestock production systems in developing countries: status, drivers, trends. *Rev. Sci. Tech.* 25, 505–516 (International Office of Epizootics).
- Stern, M., Quesada, M., Storer, K.E., 2002. Changes in composition and structure of a tropical dry forest following intermittent cattle grazing. *Rev. Biol. Trop.* 50, 1021–1034.
- ter Braak, C.J.F., 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 17, 1167–1179.
- Thaxton, J.M., Cordell, S., Cabin, R.J., Sandquist, D.R., 2012. Non-native grass removal and shade increase soil moisture and seedling performance during Hawaiian dry forest restoration. *Restor. Ecol.* 20, 475–482.
- Trilleras, J.M., 2008. *Análisis socio-ecológico del manejo, degradación y restauración del bosque tropical seco de la región de Chamela-Cuixmala*, México. Centro de Investigación en Ecosistemas. Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia p. 66.
- Van Oudenhoven, A.P.E., 2015. *Quantifying the effects of management on ecosystem services*. Environmental Systems Analysis. Wageningen University, Wageningen, NL p. 173.
- Van Oudenhoven, A.P.E., Petz, K., Alkemade, R., Hein, L., de Groot, R.S., 2012. Framework for systematic indicator selection to assess effects of land management on ecosystem services. *Ecol. Indic.* 21, 110–122.
- Zermeño-Hernández, I., Ménde-Toribio, M., Siebe, C., Benítez-Malvido, J., Martínez-Ramos, M., 2015. Ecological disturbance regimes caused by agricultural land uses and their effects on tropical forest regeneration. *Appl. Veg. Sci.*
- Zhou, Z.C., Gan, Z.T., Shangguan, Z.P., Dong, Z.B., 2010. Effects of grazing on soil physical properties and soil erodibility in semiarid grassland of the Northern Loess Plateau (China). *Catena* 82, 87–91.