



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

LICENCIATURA EN CIENCIAS AMBIENTALES

Escuela Nacional de Estudios Superiores
Unidad Morelia

Respuesta de las propiedades del suelo de parcelas
ganaderas de Chamela, Jalisco, a tratamientos de sombra y
adición de materia orgánica con fines de recuperación de
algunas funciones ecosistémicas del suelo.

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

LICENCIADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

P R E S E N T A

Luis Martín Cardona Valadez

Asesora: Dra. Mayra Elena Gavito Pardo

Co-asesora: Dra. Ana María Noguez Gálvez

MORELIA, MICHOACÁN

Noviembre, 2013



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



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.

Índice

	Pág.
Resumen	5
Abstract	6
Agradecimientos	7
1. Introducción	8
1.1 El bosque tropical seco y el cambio de uso de suelo.	9
1.2 El modelo agrícola y sus impactos en las propiedades del suelo.	11
1.3 Los efectos del mantillo en las propiedades del suelo y la actividad microbiana.	12
1.4 Efectos de la calidad del mantillo y el clima sobre la descomposición de la materia orgánica.	18
1.5 La manipulación del mantillo y el clima como alternativa dentro de las estrategias de restauración y manejo de recursos.	24
2. Objetivos	29

3. Zona de estudio e historia de manejo	30
4. Metodología	34
5. Resultados	48
6. Discusión	66
7. Conclusiones	77
8. Bibliografía	79

Resumen

Los ecosistemas de bosque tropical seco son de los más amenazados por el cambio de uso de suelo y el cambio global. Los daños a los recursos naturales pueden llegar a un umbral en el cual el deterioro es irreversible y puede minar el desarrollo económico de las naciones. Es por ello que se han propuesto el manejo sustentable de recursos y la restauración como parte de las estrategias para revertir los efectos de deterioro. La pérdida de cobertura vegetal y el manejo provocan cambios en las condiciones del suelo como lo son la pérdida de materia orgánica, suelo, nutrientes y actividad biológica, así como cambios en el pH, atentando contra la capacidad productiva de los suelos. La manipulación de la materia orgánica y el microclima pueden contribuir a mejorar las propiedades del suelo y al desarrollo de nuevas alternativas en las áreas del manejo sustentable y la restauración debido a los efectos que esto puede generar sobre el proceso de descomposición y este, a su vez, sobre propiedades del suelo como el pH, la actividad microbiana y la disponibilidad de nutrientes. En este estudio se colocó mantillo de sitios de selva, sitios en regeneración avanzada y sitios perturbados, así como un tratamiento con malla sombra a 80%, en dos sitios usados anteriormente como potreros con el fin de evaluar los efectos de diversas cantidades y calidades de mantillo y el microclima sobre la disponibilidad de nutrientes (NO_3 , NH_4 , PO_3), el pH, la humedad, la agregación, la actividad enzimática fosfatasa y las comunidades microbianas en el suelo. Esto nos permitió explorar los factores que limitan la recuperación de las funciones ecosistémicas de fertilidad y ciclaje de nutrientes después del uso ganadero. Los resultados del análisis de varianza de las variables medidas mostraron diferencias significativas únicamente para la fosfatasa y tendencias a la alza en los valores de NO_3 , PO_4 y pH en los tratamientos donde se añadió mantillo. Sin embargo, los tratamientos se mostraron diferenciados significativamente al momento de considerar la variación del conjunto de variables medidas en el análisis canónico de coordenadas principales; estas diferencias se explicaron en mayor medida, según el análisis de discriminantes, por las abundancias de los grupos microbianos y por la actividad fosfatasa. El tratamiento de sombra fue uno de los más diferenciados del testigo, lo cual sugiere que las variaciones del microclima pueden ser tan importantes en la recuperación del suelo como el ingreso de materia orgánica. Las variaciones de las comunidades microbianas provocadas por los tratamientos resultaron de gran importancia al explicar las diferencias entre los mismos. La relación de los microorganismos y su actividad con los procesos edáficos podría estar explicando esta diferenciación, por lo que las comunidades microbianas se posicionan como un motor de cambio importante dentro de las etapas tempranas de sucesión después del uso ganadero. Este estudio apoya resultados previos que sugieren que las comunidades microbianas y la actividad fosfatasa, se perfilan como buenos predictores del rumbo que toma el proceso de diferenciación entre sitios, y podrían constituir indicadores con información clave para los estudios de sucesión ecológica.

Abstract

Tropical dry forests are one of the most endangered ecosystems and are highly threatened by land use change and global change. The deterioration of natural resources can reach a threshold above which the damage could become irreversible and constrain the economic development of the nations. Sustainable management and restoration ecology are some of the strategies useful to face the current situation. The management and loss of plant cover generate changes in soil properties like changes in pH and loss of organic matter, soil, nutrients and biological activity, undermining the productivity of soils. The manipulation of organic matter and microclimate may alter the decomposition process which, in turn, can produce changes in soil properties like pH, microbial activity and nutrient availability. This may help to develop new strategies towards soil sustainable management and restoration. In this study, litter from old growth dry forest, advanced succession and disturbed sites, as well as shading treatments were applied to two sites that had been used as pastures. The aim was to assess the effects of different litter quality and quantity and microclimate on soil nutrient availability (NO_3 , NH_4 , PO_4), pH, moisture, aggregation, phosphatase enzymatic activity and microbial communities to explore the factors that may limit the recovery of ecosystems functions such as soil fertility and nutrient cycling after cattle farming. The analysis of variance results from the single variables showed significant differences only in phosphatase activity and increment trends in NO_3 , PO_4 and pH on the litter treatments. However, the treatments were significantly different when all variables measured were considered according with the CAP analysis. The microbial biomarkers and the microbial activity were the most important variables explaining the differences among treatments in the discriminant analysis. The shading treatment was one of the most differentiated treatment from the control and this suggests that variations in microclimate may be as important for soil recovery as organic matter inputs. The effects of the treatments on the microbial community turned out very important at explaining the differences observed and given the relation between microorganisms and their activity in edaphic processes, microbial communities might be important drivers of the initial changes in succession after cattle farming. This study supports previous observations suggesting that the abundance and enzymatic activity of microbial groups can be used as indicators of the early changes promoting the differentiation of sites along succession.

Agradecimientos

Agradezco a todos aquellos involucrados en la Lic. Ciencias Ambientales por su apoyo y enseñanzas, al cuerpo administrativo, en especial a Alejandro Rebollar y Dolores Rodríguez, a la Estación de Biología Chamela por su apoyo logístico durante la realización de la tesis y a la Universidad Nacional Autónoma de México que, como institución, me brindó los recursos necesarios para llevar a cabo mi formación profesional de manera satisfactoria.

A los proyectos SEP-CONACYT-83441 del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología y PAPIIT IN224010 del Programa de Apoyos a la Investigación e Innovación Tecnológica (DGAPA-UNAM) por el financiamiento para la realización de este trabajo y al PAPIIT IN224010 por la beca recibida.

Un agradecimiento también a la Dra. Mayra Elena Gavito Pardo por su apoyo y asesoría en la elaboración de mi proyecto de tesis, así como en la gestión de los recursos y la disposición del laboratorio para su desarrollo. Agradezco también por su asesoría a la Dra. Ana María Noguez Gálvez, quién aceptó involucrarse en el proyecto y aportó su conocimiento.

Por último quisiera dar un agradecimiento muy especial a la Mtra. Ana Lidia Sandoval Pérez quién me asesoró en el laboratorio y en el manejo de las bases de datos; al Dr. Ernesto Vega Peña por su asesoría en la estadística; la Mtra. Maribel Nava Mendoza por su apoyo técnico en el laboratorio de Biogeoquímica y a la Biól. Yolanda García Rodríguez por su asesoría y ayuda en el laboratorio de Ecología Química.

Agradecimientos Personales

Esta tesis se la dedico a mis papás y mi hermana quienes siempre me han apoyado en cada una de las etapas de mi vida.

A mis amigos y compañeros de carrera quienes tuvieron un papel importante en mi formación profesional y de quienes sigo aprendiendo las cosas simples y complicadas de cada día. A Emilia, Chente, Alfredo, Violeta, Artemio, Juan Pablo, Gaby, Adela, Amanda, Daniel, Luis Fernando, Jorge, Alvaro, Sua, Isa, Susana, Eglá, quienes hicieron la vida universitaria más ligera y productiva.

Gracias a todas esas personas que, sin ninguna obligación ni compromiso, ofrecieron de su ayuda durante este proceso. A mis amigos y compañeros de laboratorio, Ana Lidia, Margarita, Fabiola, Miguel, Claudia, Ángel, Susana; con quienes pase muy buenos ratos que hicieron del laboratorio un lugar agradable.

Por último, quisiera agradecer a Erick de la Barrera, Roberto Lindig, Adriana Flores, Paty Balvanera, Alejandro Casas y Lucy Martínez por el apoyo, que en diversas formas, he recibido y me ha ayudado en diversas etapas de la carrera.

1. Introducción

El bosque tropical seco (BTS) cubre alrededor del 20% de la superficie terrestre (Murphy y Lugo, 1986, Noguera et al., 2002). Generalmente se localiza en zonas morfo edáficas contrastantes donde la calidad del sitio es variable y se caracteriza además por presentar más de 4 meses secos (Murphy y Lugo 1986). En México el BTS cuenta con una amplia distribución territorial en una franja casi continua que se extiende por el lado del pacífico, desde el estado de Sonora hasta la frontera entre el estado de Chiapas y Guatemala; en la Altiplanicie Mexicana, en el Valle de Tehuacán, así como en el sur de Baja California. Mientras que en la vertiente del Golfo se distribuye, aunque de manera más aislada y discontinua, desde el estado de Tamaulipas hasta la Península de Yucatán (Trejo, 1999). Dada esta distribución, el BTS representa un ecosistema importante para conocer y estudiar en México.

1.1 El bosque tropical seco y el cambio de uso de suelo.

En la actualidad gran parte de los ecosistemas naturales han sido transformados por la acción del hombre provocando la desaparición de una gran extensión de los ecosistemas originales y el continuo aumento en la extensión de la vegetación secundaria (Gómez-Pompa y Vázquez-Yanes 1976), por lo que este tipo de vegetación será el más manejado en el futuro (Ewel 1980; Brown y Lugo 1990). Si bien, la desaparición de los bosques tropicales en el mundo es una situación crítica, el caso de los BTS es de

particular atención (Gentry 1982), ya que se encuentran en mayor peligro alrededor del mundo (Janzen 1988), pues se reportan altos niveles de perturbación tanto en el neotrópico como en otras regiones del trópico (Sánchez-Azofeifa et al., 2011). De acuerdo con Hansen et al. (2009), la pérdida de cobertura de bosque a nivel mundial, entre los años 2000 y 2005, fue de 1,011,000 km² representando el 3.1% de área total calculada para el año 2000. La pérdida se debió principalmente a causas antrópicas y naturales.

El cambio de uso de suelo para la agricultura y el pastoreo representa una de las principales causas de pérdida de bosque tropical a nivel global. Se estima que la conversión de coberturas forestales tropicales primarias a coberturas antrópicas alcanzó, a nivel mundial, en promedio, 15.5 millones en el periodo de tiempo comprendido entre 1981 y 1990, con un tasa anual de pérdida de 0.8%. Así se estima que para finales del siglo XX los bosques y selvas en Latinoamérica habrían quedado reducidas a un 53% de su cobertura original (Velazquez et al., 2002). Se reporta que tan sólo en el noreste de Argentina se han talado 1.4 millones de hectáreas de BTS entre los años 1972 y 2007 a causa del cambio de uso de suelo para agricultura (Gasparri et al., 2009).

En México, Velázquez et al. (2002) revisaron diversas proyecciones e hicieron una estimación general donde el bosque tropical seco pierde un 9% de la cobertura provocadas por cambios a pastizales y un 7% por cultivos. Las proyecciones se basaron en datos del periodo 1976-2000. Por otro lado, Trejo y Dirzo (2002) calculan que este tipo de ecosistema presenta una tasa de deforestación anual de 1.4% debido al cambio de uso de suelo para fines agropecuarios.

1.2 El modelo agrícola y sus impactos en las propiedades del suelo.

El modelo dominante de producción de alimentos y manejo de recursos se caracteriza por el uso de tecnología (maquinaria) e insumos externos (fertilizantes) en grandes extensiones de monocultivos (Graham y Vance, 2000). En este modelo se enfatiza en el aumento de la producción más que en el cuidado de los propios recursos, el entorno natural y los servicios que brindan los ecosistemas (Tilman et al., 2002). Este tipo de manejo reduce la entrada de nutrientes al remover los residuos del cultivo del suelo después de la cosecha e impedir su descomposición en el sitio (Dawoe et al., 2010). También provoca la pérdida del potencial productivo del suelo, debido a los cambios generados en las características físicas, químicas y biológicas del suelo (Buckley y Schmidt, 2001; Upchurch et al., 2007), específicamente, la pérdida de materia orgánica, erosión, reducción de C y P, así como cambios en el pH (Bucher et al., 2002; Tilman et al., 2001; Waldrop, 2000; Kaneko et al., 2000).

En este sentido, Nadal (2007) realiza un análisis a través de la curva de Kurnets, que muestra la relación entre el cuidado al medio ambiente y el PIB per-cápita, y concluye que el daño de los recursos naturales puede llegar a un umbral en el cual este puede ser irreversible. Por ejemplo, México perdió 4.7 millones de hectáreas de bosque entre 1990 y 2005. De no cambiar nuestro uso de los recursos naturales y las políticas de protección del medio ambiente, se pronostica la posibilidad de que el país entre en una trayectoria de colapso ambiental. Dada esta panorámica, se vuelve importante el contar con un modelo

de desarrollo sustentable en el cual se generen marcos estratégicos que logren un nivel de producción óptimo, generando una tasa de impacto al medio ambiente cercana a cero y contribuyendo a la recuperación de los recursos naturales degradados. Ante este escenario, se han propuesto la restauración y el manejo sustentable entre las estrategias principales para lograr guiar los sistemas actuales de manejo a este nuevo paradigma de desarrollo sustentable (Toledo et al., 2006).

El BTS posee una alta diversidad y endemismos (Rzedowski, 1991) además de proveer numerosos servicios ecosistémicos (Maass, 1995) por lo que su restauración y manejo sustentable son muy importantes. Sin embargo, el aumento constante de parcelas en uso y de la vegetación secundaria en parcelas abandonadas hace evidente la necesidad de contar con toda la información posible para el futuro manejo de este tipo de ecosistemas. Aún se conoce muy poco del estado de las funciones ecosistémicas y de los servicios ecosistémicos que ofrecen los sitios que se encuentran en uso o en regeneración al ser abandonados. Sin esta información resulta difícil generar alternativas de manejo o prácticas de recuperación que sean apropiadas para las condiciones y el contexto ecológico y socioeconómico en el que se encuentran estos sitios.

1.3 Los efectos del mantillo en las propiedades del suelo y la actividad microbiana.

Una de las prácticas que puede contribuir a mejorar las propiedades del suelo y al desarrollo de nuevas alternativas en las áreas del manejo sustentable y la restauración de

sitios bajo uso agropecuario en el bosque tropical seco, es la manipulación de la materia orgánica del suelo. El mantillo puede generar cambios sobre el pH y la actividad y estructura de comunidades microbianas, las cuales se encuentran relacionadas con la disponibilidad de nutrientes, mejorando la calidad de suelo y por consiguiente el funcionamiento del ecosistema en su conjunto.

Diversos estudios han mostrado resultados favorables en la descomposición y mineralización, así como en la disponibilidad de nutrientes al colocar y/o combinar distintas calidades y cantidades de mantillo en diferentes tipos de clima y suelo.

La pérdida de la cantidad y calidad de mantillo en el suelo puede llegar a tener impactos importantes en la disponibilidad de nutrientes. Shen et al. (2011) evaluaron la pérdida de nutrientes que representa el transporte de hojarasca de las partes altas de las lomas a zonas más bajas. Los resultados mostraron que el suelo que cuenta con un transporte mayor de mantillo de *Acacia* presentó un 20-30% más carbono orgánico, N total y P total cambiando la estequiometría del ecosistema. Mediante este transporte de nutrientes, la plantación de *Acacia* puede aportar, a una huerta de *Dinoncarpus longan*, 30.6% del total de N, 9.1% de total de fósforo y 22.5 % del carbono orgánico. El transporte de cantidades importantes de mantillo también redujo la erosión y mejoró la capacidad de amortiguación para la acidez derivada de la lluvia ácida. Por otro lado, Dawoe et al. (2010) también reportaron una reducción en la disponibilidad de fósforo en los suelos de los bosques de 30 años usados como plantaciones de cacao, lo que atribuyeron a la extracción continua del cacao y la fijación del fósforo en complejos minerales.

Rinnan et al. (2008) agregaron mantillo en suelo de un ecosistema sub-ártico mostrando un aumento en la materia orgánica del suelo y diferencias significativas en la cantidad de C total y fósforo inorgánico con respecto al testigo. La cantidad de amonio y nitrato no se vio afectada. También se reportó una tendencia al aumento en la concentración de fosfatos, aunque no de manera significativa y un aumento en la cantidad de bacterias Gram +, de hongos y en la cantidad de P en la biomasa microbiana.

Han et al. (2012) observaron cambios en las propiedades del suelo como el pH, la conductividad eléctrica, en la dinámica de nutrientes y la actividad enzimática de los microorganismos al agregar distintas concentraciones de residuos de ajo al suelo. En general se reportó, una mayor actividad en los primeros días del experimento (10 ó 20 días) en los tratamientos con temperaturas bajas y concentraciones altas y un incremento inicial del pH que decreció en las etapas tardías.

Wood et al. (2009) realizaron manipulaciones de mantillo agregando 400 m² de materia orgánica (5 a 25 kg/ha de N y P orgánico) en un área de 100 m² de suelo en dos bosques secundarios y cuatro bosques en etapas sucesionales más avanzadas con fertilidad de suelo distinta. Los resultados mostraron un incremento de N, P y en la producción de hojarasca en los 4-5 meses posteriores. La producción de mantillo se incrementó en un 92% y las entradas de N y P entre 85% y 156%, respectivamente. El incremento en la producción de la hojarasca y las entradas de N y P se relacionaron positivamente con el total de P orgánico que fue aplicado y la producción de mantillo se hizo mayor en cuanto el 50% de la materia orgánica se había descompuesto, lo que indica

una respuesta rápida por parte de la vegetación en el bosque tropical. El fósforo es limitante en algunos bosques tropicales y la respuesta de la vegetación se mostró sensible al aumento de este elemento escaso. La cantidad de fosforo se redujo en los sitios con menor disponibilidad de nutrientes tanto en los suelos como en la hojarasca, los autores plantean que los microbios probablemente lo inmovilizaron. La cantidad de N fue mayor en el bosque secundario y la de P en los bosques más viejos.

Por otro lado, von Uexküll y Mutert (1995) reportaron que los residuos generados por las leguminosas aumentan la cantidad de materia orgánica y la disponibilidad de N y P en el suelo.

La actividad y estructura de las comunidades microbianas son otros de los elementos del suelo que tienden a cambiar en respuesta a la manipulación del mantillo. Los nutrientes del mantillo aumentan la actividad microbiana ya que se observa un incremento de C en la biomasa microbiana. El que se incorpore C dentro de los organismos microbianos provoca que aumenten su actividad, dado a que este es un recurso importante para los microorganismos (Wardle ,1992; Fierer et al., 2003); sin embargo, la eficiencia con la que esto sucede depende de las cantidades de N disponibles en la hojarasca (Salamanca et al., 2006).

Potthas et al. (2010) encontraron cambios en las comunidades microbianas producidos por la manipulación de diversas calidades y cantidades de mantillo en un ecosistema de pastizal, observándose un aumento en las bacterias Gram + y en los actinomicetos, y un incremento en la mineralización del mantillo con mayor cantidad de C.

Por otro lado, Smart et al. (2007) reportaron una reducción en la tasa de mineralización así como una reducción en la cantidad de C orgánico y N disponible en el suelo, como respuesta al cambio natural de mantillo, al verse colonizados sitios de pastizal con especies de helecho que cuentan con hojarasca de calidades más bajas y difíciles de descomponer. En este sentido, Nicolardot et al. (2007) también detectaron un cambio en la estructura de las comunidades microbianas y en las tasas de mineralización en suelos de bosque tropical seco al alterar la composición de hojarasca, mientras que Šnajdr et al. (2011), en un experimento llevado a cabo en bosque de roble, encontraron cambios en la composición de la hojarasca a lo largo del tiempo generan cambios en la composición de microorganismos y su actividad enzimática, dominando en un inicio los hongos para después presentarse un incremento en las bacterias, en especial las actinobacterias.

Wu et al. (2012) también reportaron cambios en las comunidades microbianas del suelo con respecto al mantillo, en un ecosistema de bosque tropical. Estos autores encontraron relación entre los marcadores microbianos, medidos a través de la técnica de ácidos grasos, y la cantidad de microorganismos con la producción primaria del sitio, el porcentaje de cobertura de hojarasca, el porcentaje de madera muerta, y el porcentaje de la cobertura de los árboles. Las bacterias Gram +, bacterias Gram- y las micorrizas arbusculares se relacionaron de manera positiva con el porcentaje de cobertura de hojarasca, mientras que el porcentaje de madera muerta se relacionó negativamente con la biomasa y los ácidos grasos de todos los grupos microbianos.

Leff et al. (2012) de igual forma, encontraron un cambio en las comunidades microbianas en respuesta al cambio de mantillo en sitios de bosque lluvioso; sin embargo, la actividad microbiana, medida a través de la descomposición de la materia orgánica, no presentó ningún cambio en los tratamientos de mantillo con menor C, lo que sugiere que las comunidades bacterianas actúan dependiendo del material a descomponer. Chigineva et al. (2011) sugieren que existe una respuesta diferencial por parte de los microorganismos al material a degradar, durante el proceso de descomposición.

Los cambios en la estructura y actividad microbiana también dependen del contexto ecológico y del tipo de manejo. Bucher (2002) menciona que los niveles de biomasa y actividad microbiana y nutrientes en suelos manejados son menores que en suelos conservados, y están aparentemente relacionados con una menor cantidad de P existente en sitios perturbados y con edades muy tempranas de regeneración (14 y 18 años). Blagodatskaya (2007) reporta que la adición de N en el suelo puede inhibir la producción de enzimas en el proceso de descomposición. Hungria et al. (2009) encuentran una mayor cantidad de biomasa y actividad microbiana en los sistemas donde se aplican prácticas sustentables, en comparación con sistemas de manejo convencional. Estos resultados son contradictorios a los reportados por Upchurch et al. (2007); sin embargo, aún no se sabe con certeza como es que los grupos de comunidades microbianas funcionan o que respuestas muestran ante diferentes circunstancias, ya que los microorganismos reaccionan dependiendo de sus requerimientos nutricionales (Wang et al., 2011) y estos requerimientos varían para cada uno de los grupos funcionales de microorganismos.

La actividad y estructura microbianas contribuyen de manera importante en las entradas de N y P disponible en el suelo de diversos ecosistemas (Paul Clark 1996; Perroni -Ventura 2010; Grayston, Vaughan y Jones, 1996) por lo que la pérdida de actividad microbiana puede afectar los ciclos biogeoquímicos del C, P y N, los cuales están relacionados con la disponibilidad de nutrientes para las plantas y por lo tanto son indispensables en la dinámica de cualquier ecosistema (Gans et al., 2005). Los cambios en la estructura microbiana pueden derivar en la pérdida de fertilidad de los suelos, al haber un cambio en la eficiencia con la que se llevan a cabo los procesos de mineralización y nitrificación en los que se liberan nutrientes (Hungria et al., 2009). Para evitar la pérdida de fertilidad, por lo tanto, se debe de contar con las condiciones adecuadas que permitan una estructura y una actividad microbiana que aporte a la disponibilidad de nutrientes y con ello a la fertilidad de los suelos.

1.4 Efectos de la calidad del mantillo y el clima sobre la descomposición de la materia orgánica

La descomposición de la materia orgánica es una de las funciones más importantes en ecosistemas terrestres, ya que esta regula el ciclo de nutrientes en el suelo (Dawoe et al., 2010; Wood et al., 2009; Powers et al., 2009; Sayer et al., 2010). En el proceso de descomposición la materia muerta de las plantas, animales y microorganismos es oxidada y fermentada por la comunidad de descomponedores de la materia orgánica. (Couteaux et al., 1995; Schaefer et al., 2009; Stanier et al., 2005).

Dados los requerimientos energéticos de las comunidades de descomponedores durante el proceso de descomposición, ocurre el proceso de mineralización, donde tiene lugar la transformación de los compuestos orgánicos de la materia a formas inorgánicas, dando paso a la liberación de nutrientes minerales (NO_3 , NH_4 , PO_4) en el suelo, los cuales son esenciales para el crecimiento, desarrollo y supervivencia de las plantas (Chapin et al., 2002; Whalen et al., 2010, Stanier et al., 2015).

La materia recalcitrante que ha resistido el proceso de degradación por parte de los descomponedores forma parte del humus del suelo (Tronch et al., 1998). Según el grado de transformación de la materia orgánica del suelo, se pueden reconocer tres estados: materia orgánica fresca, productos de transformación hacia humus, y humus (Parra et al., 2003).

La velocidad con la que se llevan a cabo la descomposición de la materia orgánica depende de tres elementos: descomponedores, calidad de mantillo y clima (Hättenschwiler et al., 2005; Couteaux et al., 1995; Schaefer et al., 2009). El mantillo y el clima tienen un efecto importante sobre la comunidad de descomponedores en el suelo y por lo tanto influyen de manera importante en diversos aspectos durante el proceso de descomposición.

Diversos estudios han mostrado tasas de descomposición más altas en la materia orgánica donde el valor del cociente C:N es bajo (Berg et al., 1993; Chigineva et al., 2012); sin embargo, otros estudios no muestran una clara relación entre el cociente C:N y

la pérdida de peso del material a descomponer y proponen la cantidad de lignina como predictor de la descomposición (Sariyildiz et al., 2003; Martínez-Yrizar et al., 2007; Sariyildiz et al., 2005; Couteaux et al., 1995).

Estudios donde se mezclan distintos tipos de mantillo, con el fin de encontrar algún efecto positivo en la descomposición de la materia orgánica, han mostrado resultados variados. Por ejemplo, Hättenschwiler et al. (2005) sugieren, a través de un meta-análisis de diversos trabajos sobre descomposición, que la mezcla de mantillo en ocasiones puede aumentar la tasa de descomposición en un 17% o en algunos casos puede tener efectos deletéreos (9%). A veces, la mezcla de materiales recalcitrantes ha mostrado mejores resultados aumentando las tasas de descomposición, pero en otras ocasiones la combinación de materiales menos recalcitrantes no muestra cambios significativos.

Chigineva et al. (2011) concluyeron que las estrategias a implementar por parte de las comunidades microbianas (producción de enzimas) se definen dependiendo de la calidad del mantillo, medida a través del cociente C:N, ya que al agregar N al material pobre en este elemento, la tasa de descomposición aumentó. Couteaux et al. (1995) también encontraron resultados similares ya que al aumentar la cantidad de P y N en el suelo se facilitó la descomposición de la materia entre un 27% y 96% en ecosistemas de selva.

Por otro lado, McClaugherty et al. (1985) encontraron que la presencia de ácidos insolubles (ligninas y otros metabolitos secundarios) puede inhibir la actividad de

microorganismos en la descomposición y reportan una relación negativa entre la cantidad de N y la presencia de estos ácidos insolubles.

En base a lo anterior, resulta evidente que los microorganismos del suelo juegan un papel muy importante en el proceso de descomposición de la materia orgánica (Van der Heijden et al., 2008), ya que la rapidez con la que los procesos de mineralización y la reincorporación de nutrientes y materia orgánica se lleven a cabo en el suelo, depende de la capacidad que estos tengan para degradar los compuestos recalcitrantes presentes en el mantillo (Hättenschwiler et al., 2005).

Los producción de enzimas por parte de los microorganismos está regulada por los requerimientos de N, P ó C que estos presenten (Wang et al., 2011). Por ejemplo, Sariyildiz et al., (2003) encuentran una mayor descomposición para dos tipos de mantillo en los suelos más fértiles ($25.5 \pm 3.32\%$) para haya y ($38.6 \pm 3.56\%$) para roble. Sariyildiz y Anderson (2003) también encuentran efectos derivados de la fertilidad de suelos sobre la tasas de descomposición.

Los compuestos orgánicos son transformados por microorganismos capaces de digerir y oxidar estos compuestos, por lo que los microorganismos en el suelo posiblemente varían según el grupo funcional de plantas (Butenschoen et al., 2011) dado que los grupos microbianos que presentan un mejor desempeño en la descomposición del mantillo que estas producen, serán los que se vean favorecidos (Salamanca et al., 2006). En este aspecto, Waldrop et al. (2006) realizaron un experimento de trasplantes recíprocos en el cual trasplantaron bloques de suelo de bosque a pastizales y viceversa,

y observaron un cambio en las comunidades y la actividad microbiana en el bloque de suelo que fue trasplantado a los pastizales, presentándose un aumento en la abundancia relativa de los microorganismos (18:0) y en los actinomicetos así como una reducción en la cantidad de bacterias Gram -, Gram + y hongos. En cuanto a la actividad microbiana, se presentó una reducción en la producción de las enzimas xilosidasa, fosfatasa y NAGasa. Aunque este experimento se ejecutó con la finalidad de evaluar el efecto del cambio microclimático, los resultados pueden estar explicados también por el mantillo generado en el mismo pastizal, el cual puede estar beneficiando a otro tipo de microorganismos con mayor capacidad de descomponer el mantillo generado por la vegetación del pastizal.

Las bacterias tienen un papel dominante en el proceso de descomposición en el suelo dada su diversidad (Baldrian et al., 2012), sin embargo, se sabe que los hongos son el grupo más importante en descomponer materia recalcitrante (Schaefer et al., 2009), así como, en la producción de enzimas extracelulares (Buke et al., 2011).

Por otro lado, se ha reportado que el clima influye en la actividad enzimática y en la estructura de las comunidades de microorganismos, siendo un catalizador importante de la tasa de descomposición de la materia orgánica. Así mismo, la temperatura y la precipitación afectan la actividad y comunidad de organismos saprótrofos (Liu et al., 2009; Schimel et al., 1999; Martínez-Yrizar et al., 2007). Varios estudios muestran resultados diversos al experimentar con las condiciones microclimáticas en el proceso de descomposición de la materia orgánica. Por ejemplo, Butenschoen et al. (2011) experimentaron con cambios en la temperatura (9, 12 y 15°C), cambios en la humedad

del suelo (húmedo y seco) y en la diversidad de plantas (1,4, 16 especies); también evaluaron la respuesta en la actividad de los microorganismos durante el proceso de descomposición de la materia orgánica. Ellos reportaron un aumento en la actividad microbiana en el suelo húmedo con mayor biodiversidad de plantas y un aumento en la biodiversidad del suelo en condiciones con poca humedad. En cuanto al clima, el aumento de la temperatura en los suelos húmedos incremento la actividad microbiana mientras que en los suelos secos la disminuyó.

Saura-Mas et al. (2002) de igual forma encontraron un efecto negativo en las tasas de descomposición provocado por el aumento de la temperatura en condiciones de sequía en sitios Mediterráneos.

El microclima puede variar a pequeñas escalas según la forma del paisaje por lo que a distancias cortas pueden variar las tasas de mineralización (Barner et al., 1998; Scowcroft et al., 2000). Grégoire et al. (2012) sugirieron que la calidad del mantillo y el microclima tienen un mayor impacto sobre la descomposición que los organismos especializados del sitio donde se produce la materia orgánica. Realizando un experimento de trasplantes recíprocos de los materiales de tres tipos de ecosistemas distintos (bosque seco, bosque ripario y bosque húmedo) vieron que la descomposición se vio más favorecida por el tipo de mantillo que por el factor sitio.

1.5 La manipulación del mantillo y el clima como alternativa dentro de las estrategias de restauración y manejo de recursos.

Dados los efectos derivados de la manipulación del mantillo y del clima sobre el proceso de descomposición y el efecto que la descomposición tiene a su vez sobre las propiedades del suelo y la actividad microbiana, se sugiere que la manipulación del mantillo y el microclima pueden ayudar a solucionar problemas del manejo del recurso suelo (Brussaard et al., 2010; Astier et al., 2002).

La manipulación del mantillo y del microclima también pueden contribuir de manera importante a la restauración ya que la interacción del microclima y el mantillo con los microorganismos puede generar cambios positivos en la disponibilidad de nutrientes limitantes para las plantas como el N y P (Srivastava y Singh, 1991), lo cual puede afectar la dinámica de poblaciones de especies vegetales (Veluci-Marlow, 2007; Fortini et al., 2010). Los cambios en la disponibilidad de nutrientes en el suelo pueden mejorar las condiciones del mismo y facilitar los procesos de sucesión ecológica en sistemas perturbados. Esta es una función clave para cumplir con los objetivos de la restauración, la cual busca restablecer las funciones y estructura que tenía un ecosistema antes de cierta perturbación (Hobbs et al., 2001).

De esta manera, los efectos de la manipulación del mantillo y del microclima en las propiedades del suelo y la actividad microbiana pueden contribuir a mejorar la supervivencia de las plantas a reintroducir o de interés, dado que su establecimiento y desarrollo se dificulta por los cambios en la calidad de los suelos y condiciones climáticas

(Klimkowska et al., 2010; Urretavizcaya et al., 2012; Allen, 1996) derivados de las perturbación.

Los efectos de la manipulación del mantillo y del microclima sobre las propiedades del suelo y en la actividad microbiana son raramente considerados, o están completamente ausentes, en los planes de manejo y restauración (Harris, 2003; Padilla et al., 2006). Sin embargo, su implementación es clave para lograr los cambios importantes que recuperen las funciones ecosistémicas de fertilidad, retención de agua, aire y ciclaje de nutrientes que son indispensables para que los ecosistemas manejados funcionen en un contexto que exige un mayor uso y cuidado de los recursos naturales dentro del marco teórico de la sustentabilidad

Los diversos estudios realizados sobre los efectos de la manipulación del mantillo y el microclima sobre las comunidades microbianas y las propiedades del suelo se han llevado a cabo generalmente en ecosistemas lluviosos y templados. Sin embargo, la información sobre ecosistemas más secos y más amenazados, como el BTS, aún son escasos. El BTS posee una alta diversidad y endemismos (Rzedowski, 1991) además de proveer numerosos servicios ecosistémicos (Maass, 1995), por lo que su restauración y el manejo sustentable de las tierras en producción son muy importantes. El aumento constante de parcelas en uso y de la vegetación secundaria en parcelas abandonadas hace evidente la necesidad de contar con toda la información posible para el futuro manejo de este tipo de ecosistemas.

En la región de Chamela es común ver tres tipos de manejo de los sitios de pastoreo. Algunos propietarios mantienen ganado constantemente en las parcelas, y realizan con frecuencia chaponeos (corte de vegetación), aplicaciones de herbicida y quemas, para detener la propagación de hierbas y plantas leñosas que desplazan a los pastos. Otros, al ir perdiendo productividad, mantienen los terrenos en un estado de semi-abandono con introducciones irregulares de ganado, labores mínimas de chaponeo y quemas, que cada cierto número de años clarean las parcelas para evitar que se enmonten (la vegetación nativa crezca demasiado) y se pierda por completo el pasto. Un tercer grupo de propietarios realmente abandona las parcelas propiciando un proceso de regeneración natural. Estos escenarios ocasionan interrupciones diferenciales en la regeneración natural de la vegetación y del suelo.

Varios estudios han mostrado el deterioro físico, químico y biológico que se presenta en los suelos después del uso ganadero (Maass et al. 2002, García-Oliva et al. 2006, Sandoval-Pérez et al. 2009), que es el más común actualmente en las zonas con lomeríos, las cuales a su vez son las unidades de relieve más comunes en el paisaje de esta región (Cotler et al. 2002). Sin embargo, poco se conoce todavía respecto a las opciones alternativas de manejo que se pueden implementar para evitar la degradación de los suelos bajo uso ganadero y para su rehabilitación una vez deteriorados. Sin esta información resulta difícil generar alternativas de manejo, o prácticas de recuperación, que sean apropiadas para las condiciones ecológicas y socioeconómicas en que se encuentran estos sitios.

Por ejemplo, aún se conoce muy poco del estado de las funciones ecosistémicas y de los servicios ecosistémicos que ofrecen los sitios que se encuentran en uso o en regeneración al ser abandonados. El aspecto más estudiado ha sido la fertilidad y en este sentido se ha documentado que el método de roza, tumba y quema, utilizado para limpiar grandes extensiones de BST primario para uso ganadero, provoca aumento en el pH del suelo, cambios en los grupos microbianos de hongos y bacterias, en un 80 y 90 por ciento, y pérdida del carbono orgánico, en un 62-92%, lo que a su vez ocasiona la pérdida de la actividad microbiana y nutrientes como el nitrógeno y el fósforo en un 62-92% y un 4-57% respectivamente (García-Oliva et al., 2011; Maass et al. 2002). El fósforo se mueve a fracciones más inaccesibles y recalcitrantes bajo el uso ganadero (Chirino-Valle, 2008) y se encuentra en baja disponibilidad, incluso después de 27 años del abandono de las tierras ya improductivas (Sandoval-Pérez et al. 2009). En cambio, el nitrógeno, puede recuperarse después de 15 años de abandono de las parcelas ganaderas (Gavito y Siddique, comunicación personal). Los factores que controlan otros procesos edáficos como la estructuración del suelo, la descomposición de la materia orgánica, el ciclaje de nutrientes, y el almacenamiento de nutrientes en parcelas abandonadas y semiabandonadas son prácticamente desconocidos.

Además de conocer el estatus en el que se encuentran los suelos bajo condiciones previamente establecidas, una manera de encaminar los estudios hacia el manejo, es mediante tratamientos que implican algún tipo de manejo y que pueden informar sobre las respuestas a cambios deliberados en algunas condiciones. El objetivo puede estar en cambios de la vegetación relacionados con el suelo como en el estudio de Méndez-Toribio

(2009) quien determinó el efecto de tratamientos de barbecho del suelo y remoción de plantas trepadoras en la biomasa vegetal y el reclutamiento de plántulas en parcelas ganaderas abandonadas. Castillo-Mandujano (2010), estudió el efecto del barbecho del suelo y la poda de la especie vegetal dominante, *Mimosa arenosa*, en el reclutamiento natural de plántulas y la supervivencia de plántulas introducidas en parcelas de más de 25 años de abandono.

Los estudios también pueden enfocarse en los cambios del suelo a través de manipulaciones en la vegetación. Murguía-Flores (2012) hizo una selección de variables edáficas indicadoras de cambios a corto plazo, en parcelas ganaderas con pastoreo y parcelas con suspensión del pastoreo y manejo de la cobertura vegetal, para explorar los cambios iniciales que se dan en el suelo bajo diferentes formas de manejo. Ella encontró que las variables biológicas relacionadas con la abundancia y la actividad enzimática de los grupos microbianos del suelo fueron las que más claramente respondieron a un año y medio de que se iniciaran los cambios de manejo de la cobertura vegetal. El manejo de la cobertura vegetal es una de las formas en las que se pueden explorar los factores que orientan los cambios del suelo en una dirección específica. Otra de las formas, que se mencionó anteriormente, es la adición deliberada de material orgánico con cierta calidad nutricional esperando que éste detone cambios y transformaciones que muestren los factores que están limitando algún proceso específico como la disponibilidad de nutrientes o la actividad enzimática, etc. Una forma más, es la manipulación de las condiciones microclimáticas, las cuales pueden tener también un efecto importante tanto directa, como

indirectamente (a través de sus efectos en la vegetación que eventualmente llegan al suelo).

Este estudio se diseñó para explorar las respuestas de variables relacionadas con propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, en parcelas que estuvieron bajo uso ganadero a tratamientos de adición de material orgánico y sombreado, para seleccionar las variables que responden al corto plazo y para explorar los factores que desencadenan cambios rápidos en los procesos edáficos. Al conocer estas variables y factores controladores de cambios iniciales, se espera contribuir al diseño posterior de prácticas de manejo y recuperación de las funciones ecosistémicas de suelos bajo uso ganadero o en parcelas abandonadas.

2. Objetivo general

El objetivo de este trabajo es evaluar el efecto de distintas calidades y cantidades de mantillo, así como un tratamiento de la sombra en: 1) las propiedades del suelo (pH, disponibilidad de nutrientes y agregación) y 2) la estructura y actividad de las comunidades microbianas del mismo. Esto nos permitirá explorar los factores que regulan y/o limitan los cambios iniciales en el suelo cuando se suspende el uso ganadero. Con esto se pretende generar conocimiento para la selección de prácticas y tratamientos que promuevan la recuperación rápida o la conservación de las funciones ecosistémicas del suelo.

Objetivo Particulares

1. Evaluar los cambios en la agregación, pH, concentración de amonio, nitrato y ortofosfatos del suelo, así como la abundancia de grupos microbianos y la actividad enzimática fosfatasa, en respuesta a la adición de material orgánico de diferente calidad y cantidad y a un tratamiento de sombreado para modificar el microclima.
2. Analizar las respuestas de las variables por separado y en conjunto, para identificar aquellas que responden en el corto plazo (1 año) a los tratamientos implementados.
3. Seleccionar las variables de respuesta rápida y consistente que puedan servir como indicadores de cambios rápidos en los procesos edáficos y puedan evaluarse en estudios posteriores.

3. Zona de estudio

El estudio se llevó a cabo en la región de Chamela ubicada en la zona costera occidental del estado de Jalisco, México (19°31'38" N, 105°04'24" O). Las familias de árboles más abundantes son Leguminosae (23.4%) y Euphorbiaceae (10.7%) (Noguera et al., 2002). Los géneros más importantes son *Casearia*, *Croton*, *Erythroxylum*, *Phyllanthus* y *Randia*. Las herbáceas abundantes son Acanthaceae, Commelinaceae y Convolvulaceae. En las condiciones más secas se encuentran especies como *Agave augustifolia*, *A. colimana*, *Amphipterygium adstringens*, *Bursera grandifolia*, *Euphorbia*

schlechtendali var. *Websteri*, *Mammillaria beneckeii*, *M. aff. Collinsii*, *M. occidentalis*, *Melocactus dawsonii* y *Plumeria rubra* (Noriega et al., 2002).

La precipitación media anual de la región es de 788 mm, con una gran variación interanual, desde 453 mm en 1985 hasta 1392 mm en 1992. Las lluvias se concentran entre los meses de junio y octubre (Noguera et al., 2002). Los valores más altos de radiación de esta zona se presentan entre abril y julio, mientras que los valores bajos se registran entre los meses de junio y octubre. La temperatura media anual es de 24.6 °C y la oscilación media mensual es de 4.3 °C; la temperatura máxima promedio se ubica en los 30 °C y la temperatura mínima en 19.5 °C. Los valores máximos de temperatura se registran entre junio y septiembre (Noguera et al., 2002).

El paisaje de la zona se caracteriza por ser de lomeríos bajos con laderas un tanto marcadas (< 20° de pendiente) que representan el 80 % del área del paisaje (Galicia, 1992). Los suelos son clasificados en el sistema FAO (Food and Agriculture Organization) como Regosoles éutricos, desarrollados sobre riolitas del terciario (Schaaf 2000; Cotler et al., 2002). El suelo tiene un pH promedio de 6.8 y concentra el 30 % de la materia orgánica y el 70 % de las raíces finas en los primeros cinco centímetros de profundidad (García-Oliva y Maass 1998; Castellanos et al., 2001). Después de transformado el bosque, es sustituido por los pastos guinea (*Panicum maximum* Jacq.) y buffel (*Pennisetum ciliare* L.) usados como forraje para el ganado (Gutiérrez-Alcalá 1993). El mantenimiento de los pastos sembrados requiere de resiembras y chaponeos constantes

y es frecuente el uso de quemas de limpieza para eliminar las malezas y frenar el rebrote de las especies leñosas que compiten con los pastos (Burgos y Maass, 2004). Cuando las praderas pierden productividad son abandonadas o semiabandonadas ya que los dueños no consideran rentable invertir tiempo o recursos en ellas, la cobertura de pasto se reduce y comienzan a proliferar las especies leñosas, muchas de ellas leguminosas, y algunas especies del bosque primario, que se habían controlado con fuego y herbicidas, permitiendo que se desarrolle vegetación secundaria.

Sitios de estudio e historia de manejo.

El experimento se llevó a cabo en dos parcelas de 70 x 40 m, localizadas a 100 m del camino (ahora carretera) que va del ejido San Mateo a Villa Purificación (19°29' N, 105°01' W). Ambas parcelas pertenecen al mismo dueño y presentan orientación sur, tienen pendiente entre 18° y 20° e historia de uso similar. Aproximadamente 20 años atrás, ambas parcelas tenían vegetación de selva baja pero se hizo roza, tumba y quema y se sembró maíz en el primer año. Después se sembró pasto e introdujeron vacas en los terrenos. Hace 5 años cortaron por última vez la vegetación que crecía en forma natural por medio del llamado chaponeo. La vegetación continuó creciendo y el pastoreo, de pocas cabezas de ganado, ha continuado por temporadas hasta la fecha. Ambas parcelas se utilizaron como potreros durante 15 años, pero fueron cercadas en junio del 2009 y llevaban dos años sin pastoreo. Las diferencias entre ambas parcelas se encuentran en la

vegetación y en la disponibilidad de fósforo en el suelo. En la parcela 1, las plantas leñosas arbóreas tienen un área basal de 1.4 m ha⁻¹ y en la parcela 2, el área basal alcanza 3.1 m ha⁻¹. La sumatoria de las coberturas de herbáceas en 30 m² muestreados también es distinta en cada parcela, ya que para la parcela 1 se reportan 275 m², y para la parcela 2, 258 m². (Murguía-Flores, 2012). Las características de las parcelas muestran diferencias significativas solo en el contenido de fósforo disponible (Tabla 1); en la parcela 2, hay más fósforo disponible que en la parcela 1 (Tabla 1).

Características	Parcela 1	Parcela 2
Exposición	Sur	Sur
Pendiente	20°	18°
Coordenadas	N 19°35.705´	N 19°35.694´
	W 105°02.501´	W 105°02.678
Altura	122 msnm	118 msnm
Tipo de suelo	CAMBISOL Héplico	CAMBISOL Héplico
Densidad aparente	1.1 gcm ⁻³	1.1 gcm ⁻³
Características químicas		
%Carbono total	1.4±0.04	1.6±0.07
%Nitrógeno total	0.13±0.007	0.17±0.009
Fosforo total µg g⁻¹	691.1±67.9	926.4±50.9
Fosforo disponible µg g⁻¹	8.2±0.01	23.9±3.8

Tabla 1: Caracterización de los atributos de las parcelas experimentales (Murguía-Flores, 2012).

4. Metodología

Diseño experimental

En cada una de las parcelas se establecieron 6 cuadros de 5x 5 m. distribuidos entre las parcelas experimentales de otro estudio que se realizaba de manera simultánea (Murguía Flores, 2012), como se muestra en la figura 2. Se dejó un espacio de

amortiguamiento de 2.5 m entre

cada cuadro dentro de la subparcela y también con las parcelas vecinas que no eran parte de este estudio para

evitar su interferencia. Dos cuadros quedaron en la parte alta, dos en la parte media y

dos en la parte baja de la

parcela.

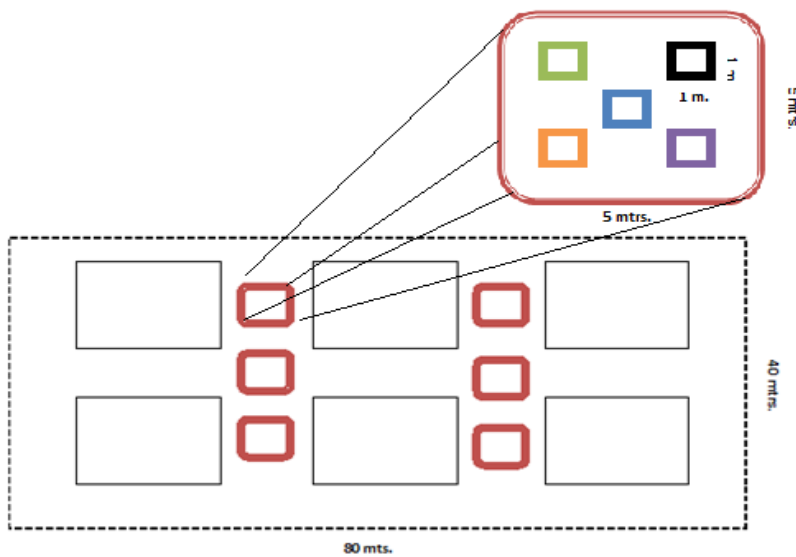


Figura 2: Muestra del diseño experimental en donde se visualiza el acomodo de los cuadrantes (rojo) y el de los subcuadrantes (cuadros de diversos colores)

Al interior de cada cuadro se trazaron 5 subcuadros de 1 X1 m, distribuidos en forma de X, dando un total de 60 subcuadros (30 subcuadros por cada parcela), distribuidos a lo largo de cada una de las parcelas de manera que se ubicaron 10 cuadros en la parte alta, 10 cuadros en la parte media y 10 cuadros en la parte baja.

Dado que las diversas posiciones dentro de una pendiente pueden presentar diferencias en cuanto a las tasas de descomposición, nutrientes, agregación, etc. (Barner

et al., 1998; Sariyildiz et al., 2005), se establecieron los mismos tratamientos en la misma cantidad de réplicas como bloques en las tres distintas posiciones (alta, media y baja) dentro de la parcela. Los tratamientos se asignaron al azar a los subcuadrantes de 1 m² de modo que quedaron 2 en la parte alta de la parcela, 2 en la parte media y 2 en la parte baja, esto para cada una de las parcelas.

El diseño incluyó cinco tratamientos,

- a) dos tratamientos de calidad de mantillo: mantillo de selva (sv) y mantillo de vegetación secundaria en regeneración por 33 años, que se considera avanzada (ra),
- b) un tratamiento donde se duplicó la cantidad de mantillo del mismo sitio experimental (db),
- c) un tratamiento ambiental sombreado (s) y
- d) un testigo (T), que no recibió ningún tratamiento.

Estos tratamientos fueron seleccionados ya que permiten explorar si la adición de material orgánico (en cantidad o calidad) o un microclima con menor radiación (sombreado), prácticas sencillas que han sido utilizadas en otros contextos, pueden acelerar los cambios en la calidad del suelo de parcelas ganaderas al suspender el pastoreo. La producción de mantillo y la calidad del mismo son generalmente mayores en los sitios más regenerados o conservados por lo que las adiciones simularían el efecto de una mayor cantidad de mantillo de diferente calidad sobre el suelo. El microclima también se modificó generando sombra con el fin de reducir la desecación por el efecto de

la radiación solar, dado que este es un factor importante y abundante en los sitios perturbados.

Colecta de mantillo

Para la colecta del mantillo se trazó un área de 12 m² en un sitio de selva baja conservada y otro de selva en regeneración (33 años) y 6m² para cada uno de los dos sitios donde se colocó el experimento, los cuales corresponden a sitios perturbados. De ésta manera el área colectada fue equivalente a la suma de las áreas de los 12 subcuadros donde se aplicó el tratamiento.

Una vez colectado el mantillo, de cada sitio, se determinó su peso sin secado previo y se dividió en 12 partes iguales para los sitios de selva conservada y regeneración avanzada, y en 6 partes iguales para el mantillo perteneciente a cada uno de los dos sitios experimentales, de manera que a cada cuadro le fuera colocada la misma cantidad de mantillo. La primera colocación de mantillo se realizó a fines de septiembre del 2010, con el mantillo recogido en esa fecha. Dado que esta fecha corresponde al final de las lluvias y el mantillo colectado ya había estado en descomposición durante toda la época de lluvias del 2010. A finales de mayo se realizó una segunda recolección, de manera idéntica, del mantillo recientemente caído y acumulado durante la época seca. De esta manera se buscó simular la incorporación de nuevo material que ocurre durante la época seca en este ecosistema. En ambos casos, se colectó todo el material como se encontraba sobre el suelo, incluyendo ramas y leños pequeños, sin hacer selección alguna. La calidad del mantillo añadido se determinó a través de las concentraciones de

P y N total y el porcentaje de C total, así como el cociente C:N y N:P, para cada uno de los tipos de mantillo.

Para el caso del tratamiento de sombra se colocaron dos soportes curvos en forma de cruz, como en una tienda para acampar, con altura de 1m y encima de estos se colocó malla sombra de 90%, reduciendo la cantidad de luz proveniente de la parte superior de $1000 \mu\text{moles m}^2 \text{s}^{-1}$ de radiación fotosintéticamente activa a 37 ± 19.18 (Tabla 3). Este tratamiento se mantuvo de septiembre del año 2009 a principios de marzo del 2010, cuando la vegetación caducifolia tiró las hojas, y se retiró hasta mediados de junio del año 2010, porque en el periodo sin hojas no hay sombra en este ecosistema y la radiación, como se mencionó anteriormente, puede influir en la descomposición del material. Se colocó la sombra nuevamente durante las lluvias del 2011, de mediados de junio hasta la caída de las hojas, durante el segundo año del estudio. La intensidad de luz se cuantificó por medio de un medidor de luz manual PAR (Spectrum Technologies) a 20 y 100 cm del suelo dentro de los cuadros en los dos sitios de experimentación. Las mediciones se realizaron por dos días en condiciones de cielo despejado durante el mes de septiembre del 2011.

Muestreo de suelo

El primer muestreo de suelo se realizó antes de iniciar la aplicación de los tratamientos, a finales de lluvias, en el mes de septiembre de 2010, utilizando tubos metálicos que se enterraron a 7 cm de profundidad. Las muestras de suelo se guardaron en bolsas negras de plástico y se refrigeraron para su conservación.

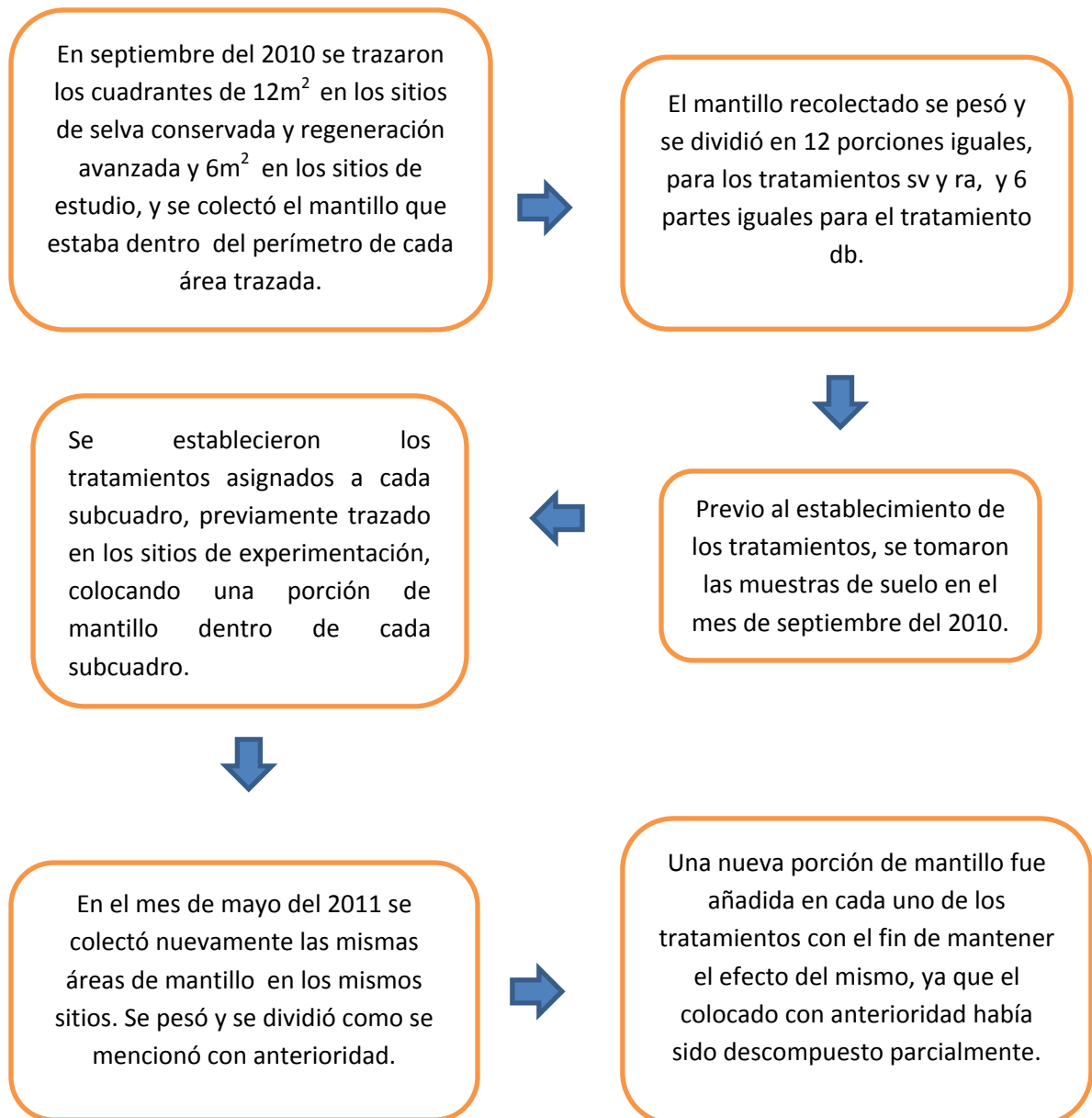
También se realizó la medición del porcentaje de cobertura de vegetación, calculando la proporción de la cobertura enraizada respecto al área de suelo expuesto, dentro de los cuadros ya ubicados en las parcelas (para asegurar que había influencia directa de las raíces de las plantas sobre el suelo ya que, por la gran abundancia de trepadoras y arbustos, el cuadro podría tener cobertura aérea sin tener plantas enraizadas).

Una vez tomadas las muestras de suelo se colocó, a finales del mes de septiembre del año 2010, cada uno de los tipos de mantillo recolectados y el tratamiento de sombra. Los cuadros se delimitaron con estacas de madera y todos se cercaron con malla plástica de mosquitero, hasta una altura de 20 cm, para mantener el tratamiento evitando así la entrada de otro material o la salida del material agregado, al combinarse el efecto de la pendiente con lluvias fuertes. El mantillo se colocó de manera aleatoria, en el mismo número de cuadros en cada una de las posiciones de la parcela y se depositó en partes iguales para cada uno de los tratamientos.

Se realizó también, posteriormente, una salida a campo en el mes de mayo de 2011 para recolectar el mantillo acumulado en el periodo seco y colocar de nueva cuenta los diversos tratamientos en cada cuadro. Esto con la finalidad de que el tratamiento siguiera teniendo su función, dado que el mantillo colocado previamente ya había sido parcialmente descompuesto.

Se realizó el muestreo de suelo un año después en el mes de septiembre del año 2011; las muestras se tomaron de la misma manera que el año inicial y se les aplicaron las mismas pruebas de laboratorio.

A continuación se presenta un diagrama de flujo resumiendo el procedimiento para el establecimiento de los tratamientos y la toma de muestras de suelo durante el experimento.





Por último, en septiembre del 2011, se tomaron muestras de suelo para evaluar el efecto de los tratamientos.

Determinaciones en laboratorio

Se determinaron los siguientes parámetros del suelo para evaluar el efecto de los tratamientos:

-Químicos: pH y nutrientes disponibles (ortofosfatos, nitrato y amonio).

-Físicos: Agregación y humedad.

-Biológicos: Abundancia de grupos microbianos, actividad fosfatasa en el suelo y cobertura vegetal enraizada.

Estas variables se eligieron debido a que nos muestran un panorama amplio sobre los cambios en los fenómenos biogeoquímicos del suelo que modifican las propiedades del mismo y que se dan en respuesta al proceso de descomposición de la materia orgánica, proceso que, se espera, sea afectado por el factor del microclima y el de la cantidad y calidad del mantillo.

Parámetros Químicos

pH : Para la medición de pH se colocó en un recipiente una cantidad de suelo y agua desionizada en una proporción de 1:10 respectivamente, para después agitar por 30 minutos, logrando una buena solución de los iones presentes en el suelo. Finalmente se midió el pH de la solución con un potenciómetro Accumet.

Nitrato y Amonio. Se utilizó el método descrito por Robertson et al. (1999). Se colocaron 50 ml de KCL 2N a 10 gr. de suelo, esta solución se agitó por 10 min; los extractos resultantes fueron filtrados a través de un papel Whatman No. 1. La cantidad de amonio (NH_4) y nitratos (NO_3) se determinó por medio de una prueba de colorimetría basada en la formación del complejo azul de indofenol para el amonio (NH_4) y por el complejo formado por ácido sulfúrico y Brucina en presencia de ácido sulfamílico, para el nitrato (NO_3) (Arango et al., 2005). Para las determinaciones colorimétricas se utilizó el auto-analizador (Braun+Luebbe Auto Analyzer III, método No. 696-82W; Technicon Industrial System, 1997).

Ortofosfatos: Se utilizó una solución extractora de Mehlich III (Mehlich, 1984), el extracto obtenido se filtró a través de un papel Whatman No. 1 y se determinó el contenido de PO_4 por colorimetría con el método del molibdato de amonio, el cual consiste en hacer reaccionar los ortofosfatos con el molibdato de amonio por medio del ácido ascórbico para producir fosfomolibdato. El complejo reducido tiene una coloración azul y la intensidad del mismo es directamente proporcional a la cantidad de fósforo presente en la muestra, por

lo que puede realizarse un análisis por espectrofotometría UV/Vis (Villegas et al., 2006). Para las determinaciones se utilizó un auto-analizador (Braun+Luebbe Auto Analyzer III, método No. 696-82W; Technicon Industrial System, 1997).

Parámetros Biológicos

Abundancia de grupos microbianos por contenido de biomarcadores de ácidos grasos :

Se utilizó el método descrito por Sasser (1990) en donde se rompen las membranas celulares de los microorganismos y se extraen los lípidos contenidos en ellas, se separan y extraen las fases soluble e insoluble, se convierte la fase insoluble a ácidos grasos metil éster y estos se cuantifican por cromatografía de gases. Se agregó el ácido graso metil éster 19:0 en una cantidad conocida para que funcionara como estándar y referencia de la eficiencia de la extracción, después de la extracción de los lípidos en el primer paso. Las muestras se inyectaron a un cromatógrafo de gases Agilent 6890 acoplado a un espectrómetro de masas Agilent 2973 que utiliza una columna HP-Ultra 2 y gas helio como acarreador. Los ácidos grasos se identificaron con la ayuda de una mezcla de estándares de referencia y la biblioteca de compuestos del ChemStation del cromatógrafo, en base a los tiempos de retención relativos. Las áreas integradas de los picos más abundantes se cuantifican en función de la abundancia relativa al ácido graso 19:0, el reactivo estándar añadido en concentración conocida, para después convertirse a moles del ácido graso por gramo de suelo. Los ácidos grasos que se utilizaron como biomarcadores microbianos fueron los que estuvieron mejor resueltos en los cromatogramas, eran más abundantes y además estuvieron presentes consistentemente

en la mayoría de las muestras. Se usó el ácido graso 15:0 iso para estimar la abundancia de bacterias Gram-, el 15:0:14 metil y el 16:0:14 metil para actinobacterias, el 16:1 ω 7 y el 17:0iso para bacterias Gram+, el 18:2 ω 6,9 y 18:1 ω 9 para hongos saprófitos, el 18:1 ω 7 para la abundancia general de bacterias, el 16:0 como indicador de la abundancia microbiana total (Frostegård y Bååth, 1996 y Hogberg *et al.*, 2006) y el 16:1 ω 5 para hongos micorrizicos arbusculares (Olsson et al., 2000).

Fosfatasa ácida: Se utilizó el método de Tabatabai y Bremner (1969), el cual utiliza un sustrato de hidrólisis rápida, el pNFF (p-nitrofenil fosfato disódico), que al ser hidrolizado por la enzima presente forma p-nitrofenol y fosfato inorgánico soluble. El p-nitrofenol resultante que se utiliza para estimar la actividad de la enzima desarrolla un color amarillo que se leyó en un espectrofotómetro a 398 nanómetros. En base a los cálculos derivados de una curva de calibración de p-nitrofenol se obtuvo el dato final. Se prepararon dos repeticiones por muestra además de blancos de suelo sin sustrato y blancos de reactivos sin suelo para corregir los valores.

Porcentaje de cobertura vegetal: Se calculó la proporción de espacio ocupado por las plantas enraizadas dentro de cada subcuadro de 1m² trazado en el diseño experimental, en septiembre del 2010 y del 2011.

Parámetros Físicos: Agregación y humedad.

Agregados estables en agua, sin arena: Para la prueba de agregación del suelo se utilizó el método de Angers (2006) y se calcularon tres tamaños de agregados: macroagregados

mayores a 1mm, macroagregados menores a 1mm y mayores a 250 μ y microagregados y otras partículas menores a 250 μ . La prueba consiste en dos fases una de agua en la cual se separan los agregados de diversos tamaños y una segunda fase donde se utiliza hidróxido de sodio para deshacer los agregados y corregir restando el valor de las partículas que no se agregan, las arenas y las piedras.

El cálculo de agregación para cada una de las fracciones, se realizó restando el valor de peso seco del suelo, resultante de la fase de hidróxido de sodio, al valor de peso seco resultante de la fase de agua. Este valor se expresa en porcentaje.

El valor de la fracción de microagregados y otros se obtuvo restando la suma de los porcentajes de cada una de las fracciones de agregados obtenidos al valor de 100%.

Porcentaje de humedad: Para el contenido gravimétrico de agua, una cantidad de peso conocida de suelo se colocó dentro de un horno a 105°C hasta que el peso se estabilizó.

N, P y C de las muestras de mantillo

Nitrógeno y Fósforo total: Se usó el método de macro-Kjeldahl. Se molió el material recolectado para después pre-digerir las muestras con un reactivo pre-digestor, HSO₄ y peróxido de Hidrógeno grado reactivo. Una vez transcurridas 12 horas, las muestras predigeridas fueron calentadas a 300°C por 6 horas y por ultimo aforadas a 70 ml con agua desionizada. El extracto resultante se filtró en papel Whatman N°1 y las determinaciones de los extractos se llevaron a cabo en un auto-analizador (Braun+Luebbe

Auto Analyzer III, método No. 696-82W; Technicon Industrial System, 1997) desarrollando el método de salicilato de sodio y cloro para N (Willis et al., 1996) y el método del molibdato de amonio para P (Murphy and Riley, 1962).

Carbono total: El material recolectado fue molido. Entre 0.005 y 0.01 gr. De este material fueron pesados para determinar el contenido de carbono total en un analizador de C (CM5012, UIC, Inc).

Análisis estadísticos

Para el análisis de resultados se utilizaron diversos paquetes estadísticos dentro del programa R (versión 2.15.3, 03-01-2013). Las variables comparadas fueron nutrientes (formas disponibles: ortofosfatos, nitrato y amonio), aspectos físicos como la agregación (tres tamaños: macroagregados >1 mm; 1mm> macroagregados >250 μ y microagregados y otras partículas menores a 250 μ), los marcadores microbianos, la fosfatasa, el **porcentaje** de cobertura vegetal enraizada, el pH y el **porcentaje** de humedad.

Como se cuenta con dos tiempos, el inicio en el año 2010 y la evaluación después de un año, en el 2011, se realizó el cálculo de los deltas para reflejar los cambios de cada cuadro en este periodo y a esta variable se le aplicó la prueba de ANOVA de una vía (Tabla 4). Dado que los datos no presentaron una distribución normal, incluso usando transformaciones, se utilizó una prueba no paramétrica, con la función de *anova* por permutaciones (aovp) incluida en el paquete "lmPerm" (Wheeler, 2010), para saber si existían diferencias significativas entre los tratamientos.

Se exploraron, además de las variables por separado, las diferencias que pudieran haber surgido entre los tratamientos, basadas en el conjunto de variables medidas. También se identificaron las variables que explicaron un mayor porcentaje de la varianza. Se realizó un *análisis canónico de coordenadas principales* (CAP, por sus siglas en inglés) incluido en el *paquete vegan: community ecology package*, a través de la función *capscale* (Oksanen et al, 2012). Este análisis permite elegir cualquiera de las distancias o medidas de diferenciación, además de tomar en cuenta la estructura de correlaciones entre las variables de respuesta en la nube de puntos y puede utilizarse cuando la hipótesis *a priori* considera diferencias entre grupos, dado que la matriz X contiene variables ortogonales codificadas por el criterio de clasificación para el factor de interés, es decir, los tratamientos. La hipótesis se contrasta a partir del análisis multivariado por permutaciones, que se realiza por medio de la suma de los valores eigen canónicos, obteniendo un valor de P (Anderson y Trevor, 2003). Las características de la matriz de datos como la no-homocedasticidad, asimetría y no linealidad, no reducen el desempeño de la prueba estadística, por lo que su uso resulta ideal para determinar si estadísticamente la distancias entre los tratamientos evaluados, dentro del espacio canónico creado a través de los ejes principales, son significativas ($P < 0.05$) (Anderson, 2008). Para el análisis se utilizaron las distancias Bray-Curtis ya que estas maximizan las abundancias relativas. La prueba de análisis de varianza por permutaciones para obtener el valor de P se realizó utilizando la función "*anova*" incluida en el paquete *vegan*.

También se realizó un análisis de varianza multivariado por permutaciones (PERMANOVA), con el objetivo de fortalecer el análisis y revisar el resultado generado por el CAP. Este tipo de análisis, de igual forma, permite evaluar las diferencias entre los tratamientos considerando el conjunto de variables medidas de manera similar y además permite considerar el diseño anidado del experimento utilizando el argumento “*strata*”. El análisis se ejecutó utilizando la función *adonis* del paquete *vegan*.

Para complementar el análisis CAP se realizó el análisis de discriminantes lineales (LDA), con el fin de identificar que variables están teniendo mayor peso para definir los ejes de mayor importancia, los cuales explican la separación entre los grupos. Dada las diferencias en las escalas de las variables, para el análisis de discriminantes se utilizó la base de datos de manera estandarizada en ambos años, ya que a diferencia del CAP, este análisis, sí requiere la estandarización, para lograr una correcta ejecución. Solo para el caso del año 2011 se transformaron con raíz cuadrada las variables siguientes: nitrato, amonio, fosfatasa, humedad, cobertura y Gram -; esto con la finalidad de lograr una mejor homogeneización de varianzas, la cual fue medida a través de la función *betadisper* incluida en el paquete *vegan*. Para la elaboración del análisis de discriminantes lineales se utilizó la función *lda* incluida en el paquete MASS (Ripley et al, 2012).

5. Resultados

Calidad del mantillo añadido

Los resultados referentes a los diferentes tipos de mantillo se muestran en la tabla 2. De acuerdo a los valores de los cocientes C:N y N:P, se observa que el mantillo de la selva, el mantillo del sitio 1 y el mantillo del sitio 2 constituyen el material más fácil de descomponer en el año 2010. Para el 2011, estos mismos tipos de mantillo se siguen mostrando como los materiales con los menores coeficientes C:N y N:P, a excepción del mantillo sitio 2, el cual para el año 2011 presenta un coeficiente C:N de 30.97. El mantillo de regeneración avanzada resultó ser uno de los materiales potencialmente más difíciles para la descomposición, para ambos años, con los coeficientes más altos de C:N y N:P para los años 2010 y 2011. Esto quiere decir, que el mantillo de regeneración avanzada fue el material con menor concentración de N y P, el más pobre que se añadió, aunque el mantillo original del sitio 1 también fue de baja calidad. El mantillo original del sitio 2 donde se realizó el experimento fue el más fácil de descomponer, y el de selva conservada fue de calidad intermedia.

Calidad del material vegetal de cada uno de los tratamientos										
Tipo de mantillo	P		N		C		C:N		N:P	
	2010	2011	2010	2011	2010	2011	2010	2011	2010	2011
selva	0.086	0.1	1.43	1.46	28.93	34.98	20.23	23.96	16.63	14.60
regeneración avanzada	0.067	0.09	1.23	1.37	34.79	36.1	28.28	26.35	18.36	15.22
mantillo sitio1	0.095	0.086	1.14	1.14	28.74	26.13	25.43	22.92	12.00	13.26
mantillo sitio 2	0.088	0.109	1.32	1.32	21.08	40.89	19.70	30.98	15.00	12.11

Tabla 2: Contenido en Porcentaje de fósforo total (P), nitrógeno total (N) y carbono total (C), así como los cocientes C:N y N:P para cada uno de los tipos de mantillo utilizados para los tratamientos para ambos años de colecta.

El tratamiento de sombreado redujo la cantidad de luz a menos de 100 micromoles $\text{m}^2 \text{s}^{-1}$ de radiación fotosintéticamente activa en promedio, dependiendo de la combinación del tratamiento con el sombreado de la vegetación presente en el cuadro (Tabla 3). Este valor contrasta con los valores medidos en los otros cuadros a un metro de altura y a ras del suelo en días despejados, que tuvieron hasta diez veces más luz que el tratamiento de sombreado. En general, se aprecian diferencias en los valores de iluminación entre el sitio 1 y 2; esto se debe a que el sitio 2 presenta una mayor cantidad de cobertura de plantas, por lo que penetra una menor cantidad de luz en el sitio.

Sitio	Posición	Intensidad de luz		
		iluminación($\mu\text{moles m}^2 \text{s}^{-1}$) a 1m	iluminación a ras de suelo($\mu\text{moles m}^2 \text{s}^{-1}$)	Iluminación tratamiento sombra
sitio 1	baja	1444 \pm 11.62	1375.33 \pm 96.96	16 \pm 21.21
	media	1441.3 \pm 22.47	1414.83 \pm 25.51	75 \pm 20.5
	alta	1442.33 \pm 10.59	1370 \pm 54.85	57.5 \pm 4.24
sitio 2	baja	696.16 \pm 404.65	375.66 \pm 454.7	65.5 \pm 3.05
	media	795 \pm 283.55	128.83 \pm 126.6	42 \pm 11.23
	alta	604 \pm 181.22	330.83 \pm 195.16	70 \pm 7.07

Tabla 3: Valores promedio de intensidad de luz con desviación estándar en cada una de las posiciones para ambos sitios de experimentación.

Variabes individuales

Los resultados del ANOVA por permutaciones de los valores delta 2010-2011 (Tabla 4) muestran que en los tratamientos se encuentran diferencias marginales cercanos al valor de significancia ($P < 0.05$) para el pH y los nitratos.

En la mayoría de estas variables los cambios se registraron en los tratamientos con adición de mantillo, mientras que el tratamiento de sombra y el testigo mostraron valores similares (Fig. 12, 14, 15, 16).

La única variable con diferencias significativas fue la actividad enzimática fosfatasa. En general, se reporta una mayor cantidad de fosfatasa para todos los tratamientos en el 2011 con respecto al 2010. Se observó una tendencia al aumento en la actividad fosfatasa en los tratamientos con adición de mantillo y a la disminución en el tratamiento con sombra, en relación al testigo. Sin embargo, la diferenciación llegó a ser significativa únicamente entre el tratamiento sombra (sb) y los tratamientos selva (sv) y doble mantillo (db) (Fig 13).

Análisis de varianza por permutaciones	
Variables	2011
	Pr
Amonio	0.6225
Ortofosfatos	0.15
Nitratos	0.068
Fosfatasa	0.014*
Macrogregados 1mm	0.97
Macrogregados 250	0.73
Microgregados	0.58
%Humedad	0.77
pH	0.087
%Cobertura	0.54
Gram+	0.86
Gram +2	0.44
Gram-	0.28
Microorganismos	0.63
Hongos micorrizicos	0.15
Actinobacterias	0.59
Actinobacterias 2	0.86
Hongos saprofitos	0.75
Hongos saprofitos 2	0.43
Bacterias	0.7

Tabla 4: Resultados de los análisis de varianzas por permutaciones entre tratamientos; el valor de diferencia significativa es igual a $p < 0.05^*$

Los resultados de los parámetros biológicos (tabla 5) muestran en general que dentro de las bacterias las más abundantes son las Gram +; que dentro de los hongos hay más biomasa de hongos micorrizicos y que hay más biomasa de hongos que de bacterias, en particular en los tratamientos sv y sb, tomando en cuenta los cocientes bacteria/hongo (fig 11). Sin embargo, en ningún biomarcador se observaron diferencias significativas entre los tratamientos.

En general, para el año 2011, los valores más bajos de abundancia en cada uno de los marcadores medidos se encuentran en el tratamiento sombra; mientras que los valores más altos se encuentran en los tratamientos selva y testigo. Los tratamientos regeneración avanzada y doble mantillo presentan valores de abundancia muy similares en cada uno de los marcadores microbianos (fig 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9).

La abundancias general de microorganismos, evaluada a través del marcador 16:0, muestra valores mayores para el tratamiento selva y el tratamiento testigo y, al igual que los casos referidos con anterioridad, el tratamiento sombra presenta los valores más bajos (fig. 10).

Parámetros Biológicos					
Biomarcadores (nanomol/gr suelo)	db	Ra	sv	sb	t
Bacterias Gram +(16:1w7)	2.45±1.64	3.82±4.24	5.11±7.11	1.66±1.36	3.14±4.54
Bacterias Gram + 2 (17:0iso)	0.53±0.421	0.524±0.424	0.99±1.47	0.33±0.303	0.67±0.768
Bacterias (18:1w7)	0.528±58.8	8.92±1.17	1.12±1.49	0.342±0.303	0.693±0.877
Actinobacterias (15:0:14)	1.56±1.17	2.36±2.43	3.12±4.32	1.06±0.89	1.87±2.32
Actinobacterias 2 (16:0:14)	0.59±0.45	0.79±0.82	1.18±1.69	0.36±0.31	0.79±0.11
Bacterias Gram - (15:0iso)	0.74±0.82	1.15±0.67	1.89±3.04	0.454±0.422	0.878±1.1
Hongos micorrízicos (16:1w5)	1.08±0.989	1.89±2.85	1.63±2.13	0.74±0.75	2.03±3.84
Hongos saprótrofos (18:0 w6,9)	0.8±0.903	4.5±10.6	13.4±35.9	0.74±0.67	1.98±3.2
Hongos Saprótrofos (18:w9)	2.38±2.07	3.11±3.21	11.5±19	1.71±1.58	2.96±3.24
Microorganismos (16:0)	8.39±5.82	11.3±12.5	21.3±26.8	6.12±5.54	10.5±15.2

Tabla 5: Abundancia de cada uno de los biomarcadores microbianos medidos más/menos desviación estándar para el años 2010.

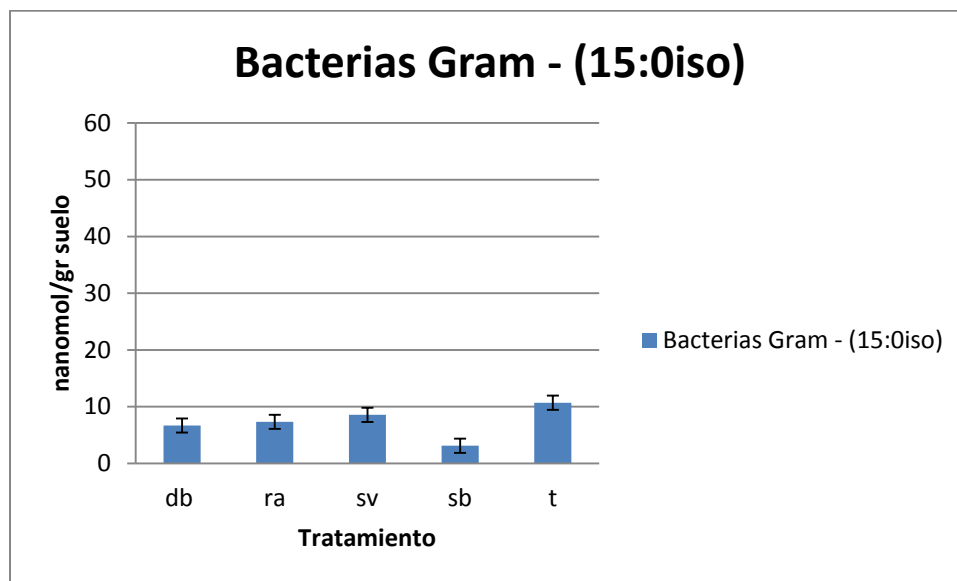


Fig. 2 Cantidad de bacterias Gram- medida en nanomoles /gr suelo para el año 2011.

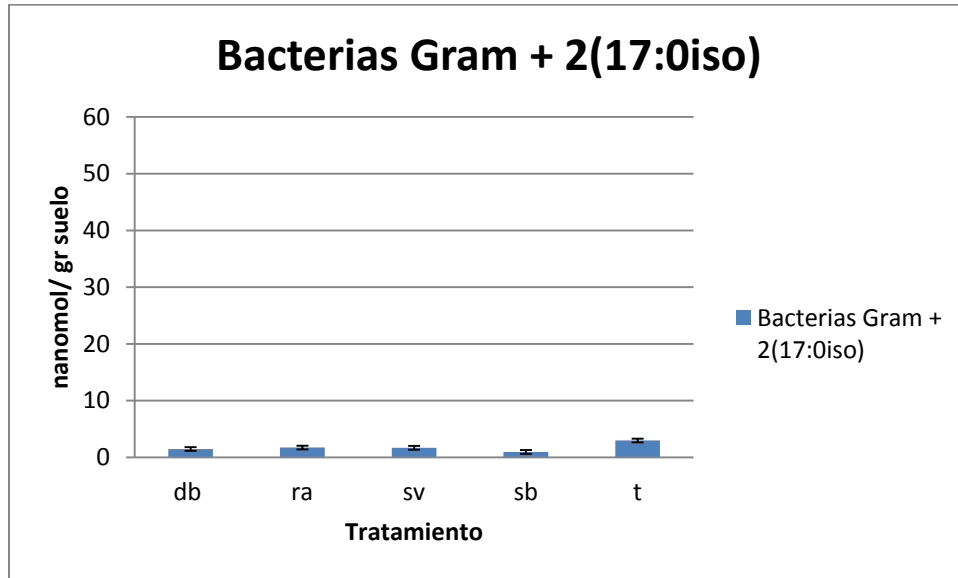


Fig 3. Cantidad de bacterias Gram + medida en nanomoles /gr suelo para el año 2011.

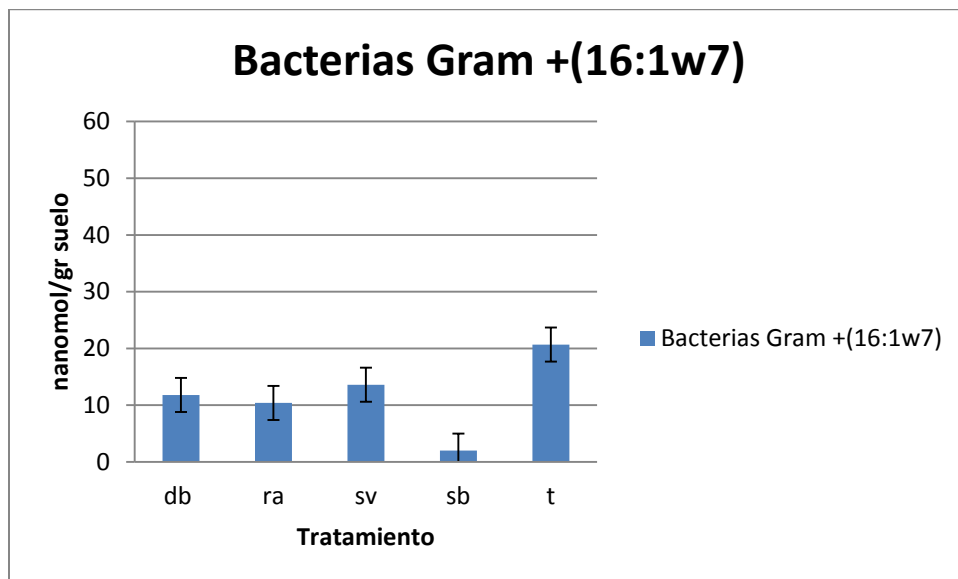


Fig 4. Cantidad de bacterias Gram +(16:1w7) medida en nanomoles /gr suelo para el año 2011.

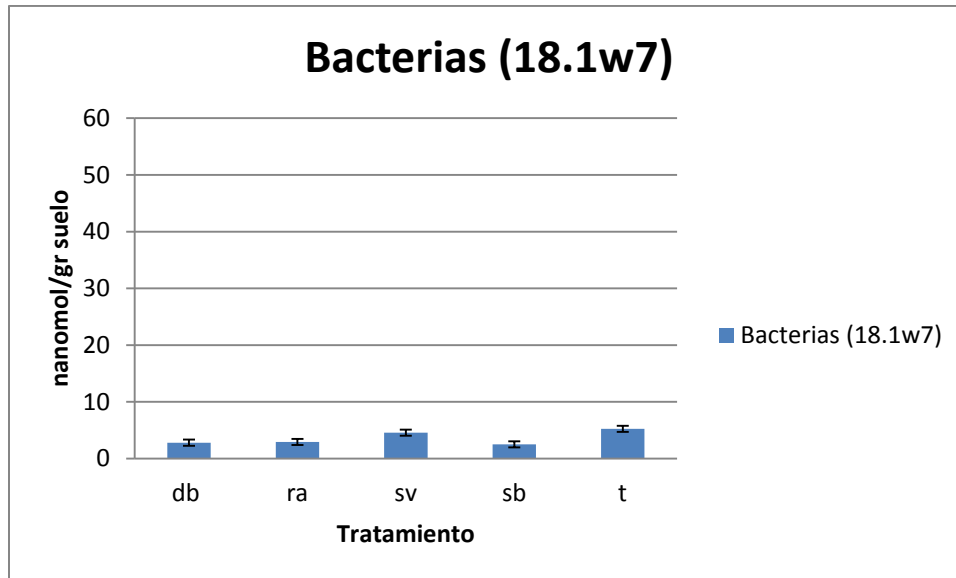


Fig 5. Cantidad de bacterias medida en nanomoles /gr suelo para el año 2011.

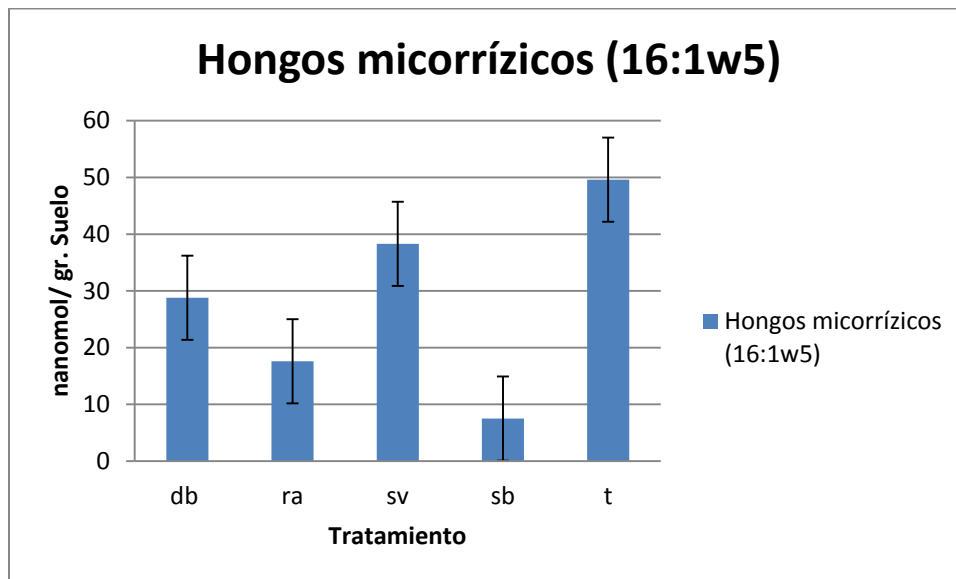


Fig 6. Cantidad de hongos micorrízicos medida en nanomoles /gr suelo para el año 2011.

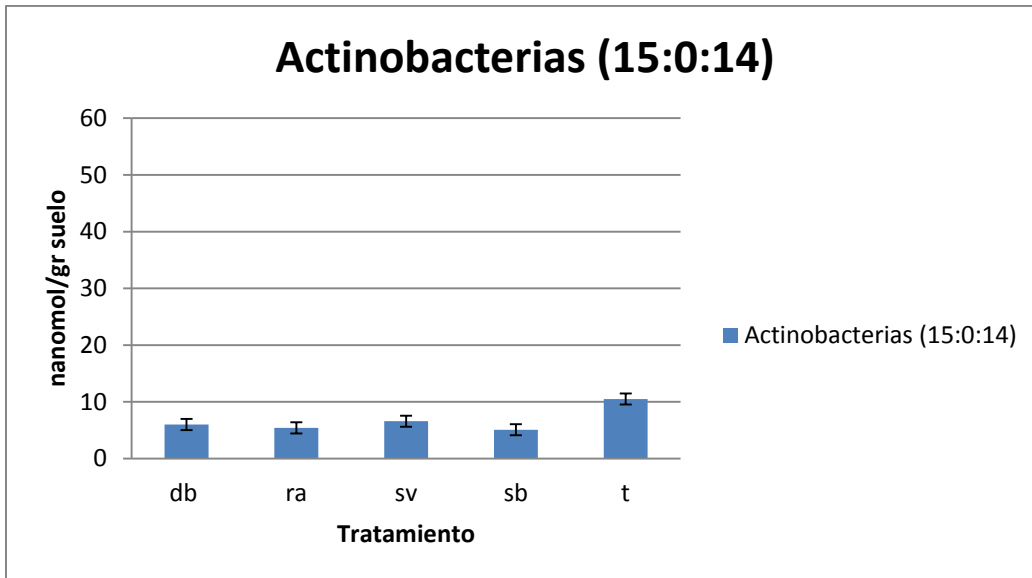


Fig 7. Cantidad de actinobacterias medida en nanomoles /gr suelo para el año 2011.

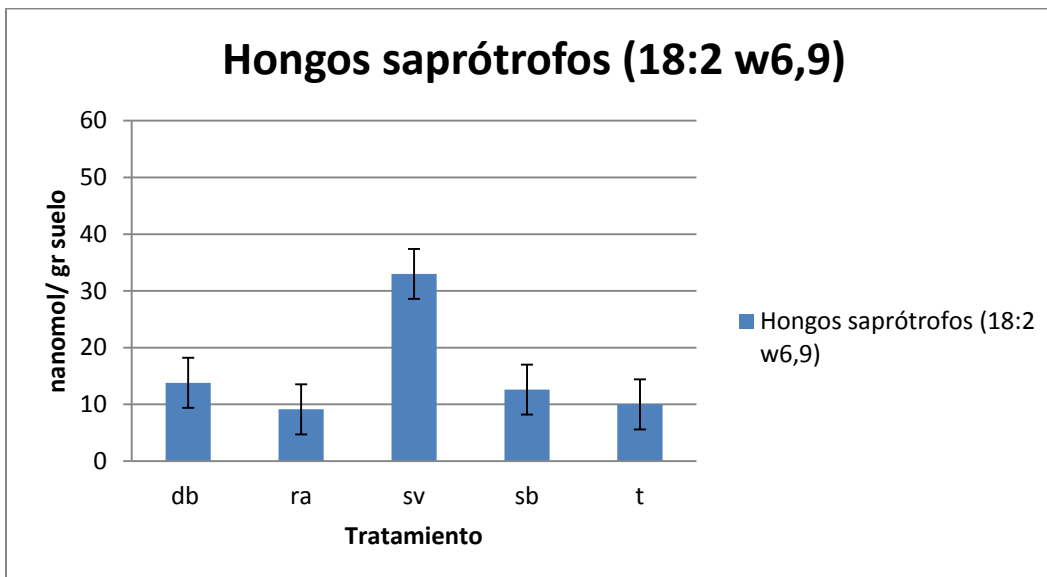


Fig 8. Cantidad de hongos saprótrofos medida en nanomoles /gr suelo para el año 2011.

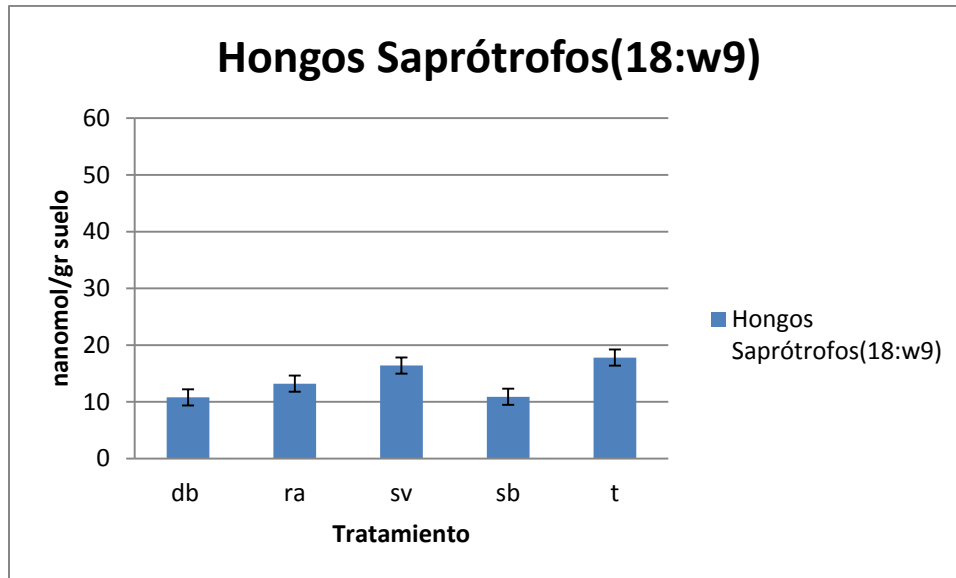


Fig 9. Cantidad de hongos saprótrofos medida en nanomoles /gr suelo para el año 2011.

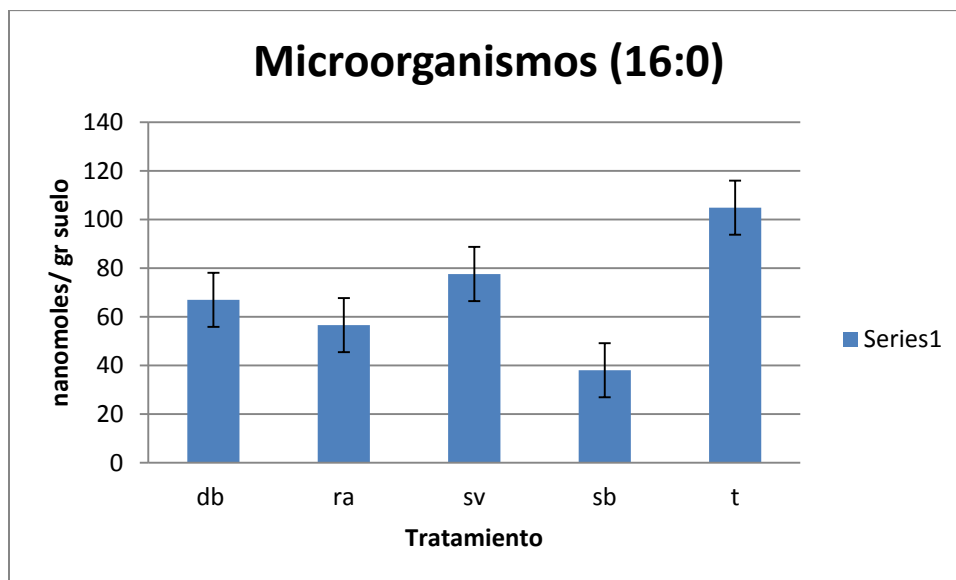


Fig 10. Cantidad de microorganismos medida en nanomoles/gr suelo para el año 2011.

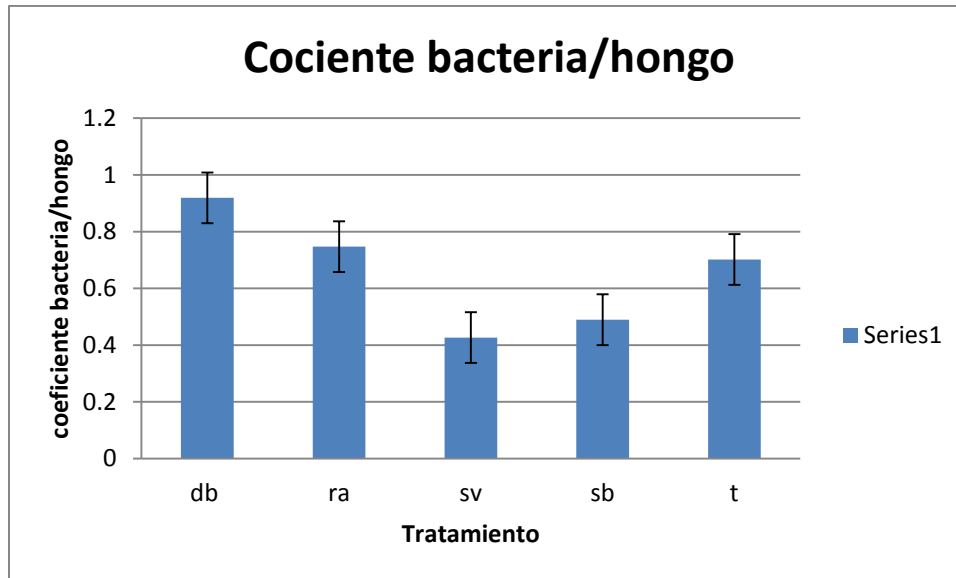


Fig 11. Cociente bacteria/hongos para el año 2011.

Para los resultados de cobertura (fig. 17) se observa un menor porcentaje para el año 2011 en comparación con el año 2010, debido a un incremento notable en el crecimiento de plantas trepadoras en los dos sitios, pero sobretodo en el sitio 1. Estas plantas cubrieron el cuadrante, oscureciendo la superficie del suelo por al menos 3 meses, disminuyendo el número de plantas enraizadas. De nueva cuenta, no se observa una tendencia clara entre los tratamientos por este fenómeno, que en cierta forma hizo que el tratamiento de sombra fuera redundante durante los meses de julio a septiembre de 2011, ya que prácticamente todos los tratamientos estuvieron sombreados.

Para los macroagregados, se observó que aquéllos menores a 1mm pero mayores a 250 μ son los más abundantes y sugiere un aumento para el año 2011, pero también se observó que aún sumando a los agregados mayores a 1mm no alcanzan a representar la mitad de la cantidad total del suelo. Los microagregados, arenas y otras partículas que no

son diferenciables de los microgregados representan la mayor fracción. Entre tratamientos no se apreció ningún patrón (Tabla 6).

El porcentaje de humedad medido en septiembre se muestra con una pequeña variación entre ambos años de estudio, siendo ligeramente más húmedo el año 2010 que el año 2011; sin embargo, no se apreció ningún patrón entre tratamientos (Tabla 6).

Parámetros Físicos								
Tratamiento	Macroagregados >1mm (agregados libres de arena/gr suelo)		1mm>Macroagregados>250µ (agregados libres de arena/gr suelo)		Microagregados (agregados libres de arena/gr suelo)		%Humedad	
	2010	2011	2010	2011	2010	2011	2010	2011
db	14.41±11.8	12.3±8.67	14.26±4.79	22.59±6.27	70.43±11.24	65.1±9.96	13.63±4.1	10.86±1.88
ra	13.64±12.08	7.18±6.51	13.45±5.1	23.46±7.33	72.06±6.65	69.35±8.18	12.86±4.61	10.75±1.46
sv	14.05±11.28	12.84±8.89	15.77±5.03	23.07±5.89	72.65±10.67	64.07±9.95	13.29±3.08	11.28±2.7
sb	11.14±9.2	7.94±7.03	14.67±5.59	24.32±7.01	77.26±10.76	67.73±9.81	13.89±2.88	10.7±2.25
t	11.46±10.3	8.73±7.16	11.44±4.69	21.31±5.41	73.23±14.6	69.95±7.69	14.12±2.7	10.91±2.67

Tabla 6: Resultados de los análisis de suelo más/menos desviación estándar para los parámetros físicos (porcentaje de Macroagregados>1mm, 1mm>Macroagregados>250µ, microagregados y %humedad) para los años 2010 y 2011 por tratamiento.

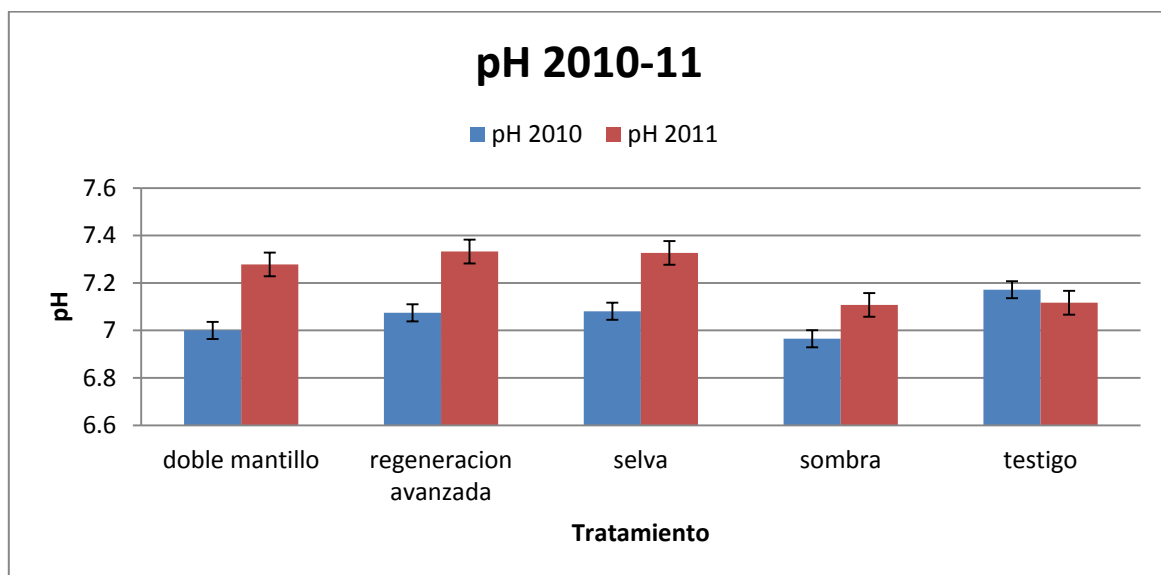


Fig.12: Valores de pH del suelo con error estándar para los años 2010 y el 2011 para cada tratamiento

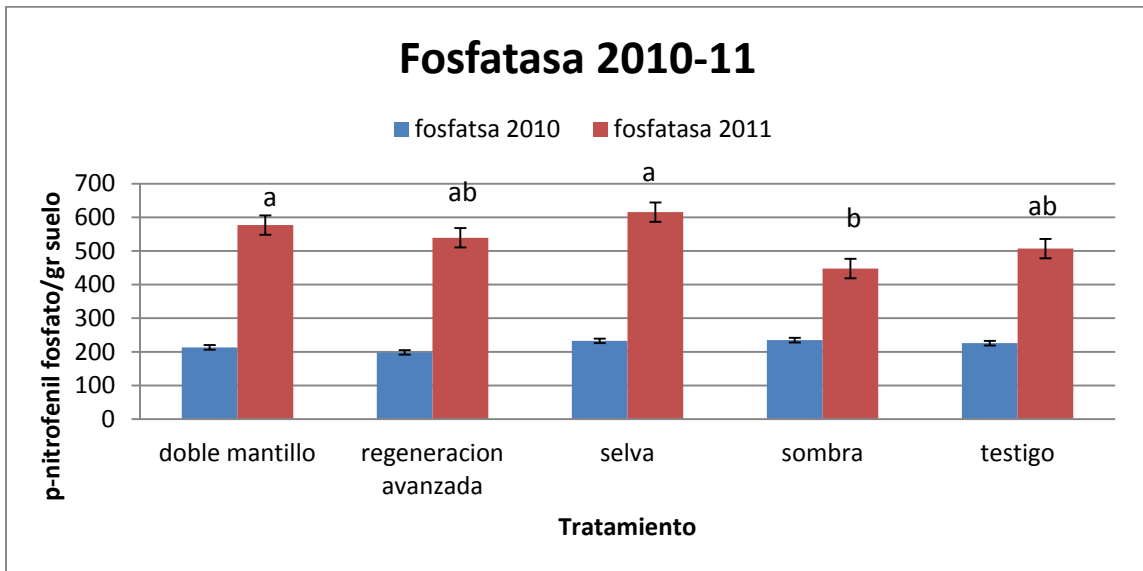


Fig. 13: Valores de fosfatasa del suelo con error estándar para los años 2010 y el 2011 para cada tratamiento. Las letras indican que tratamientos son significativamente diferentes, resultado de la prueba de comparaciones múltiples.

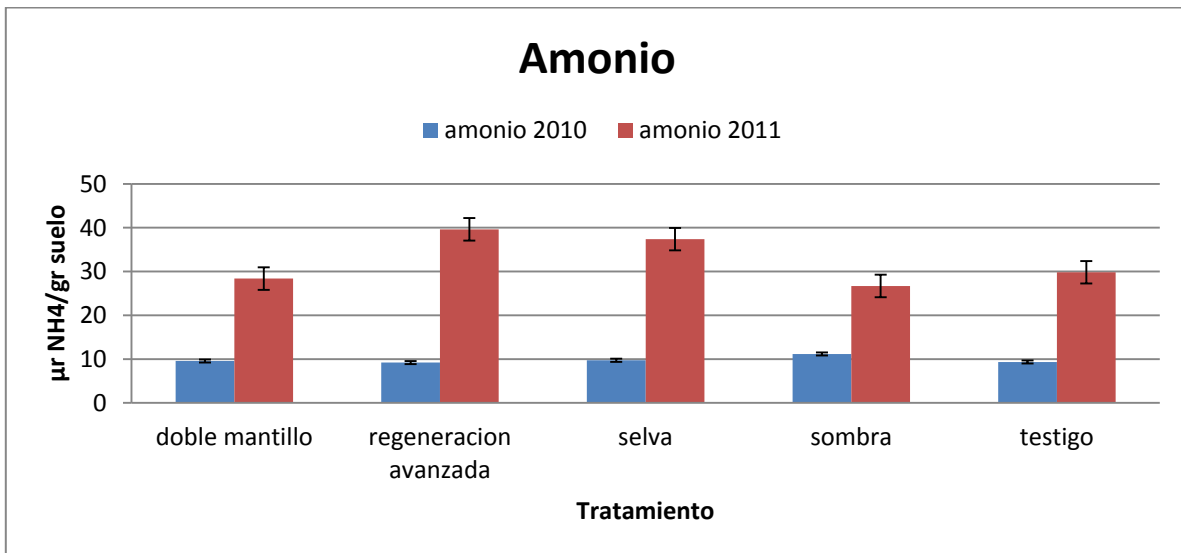


Fig. 14: Valores de amonio del suelo con error estándar para los años 2010 y el 2011 para cada

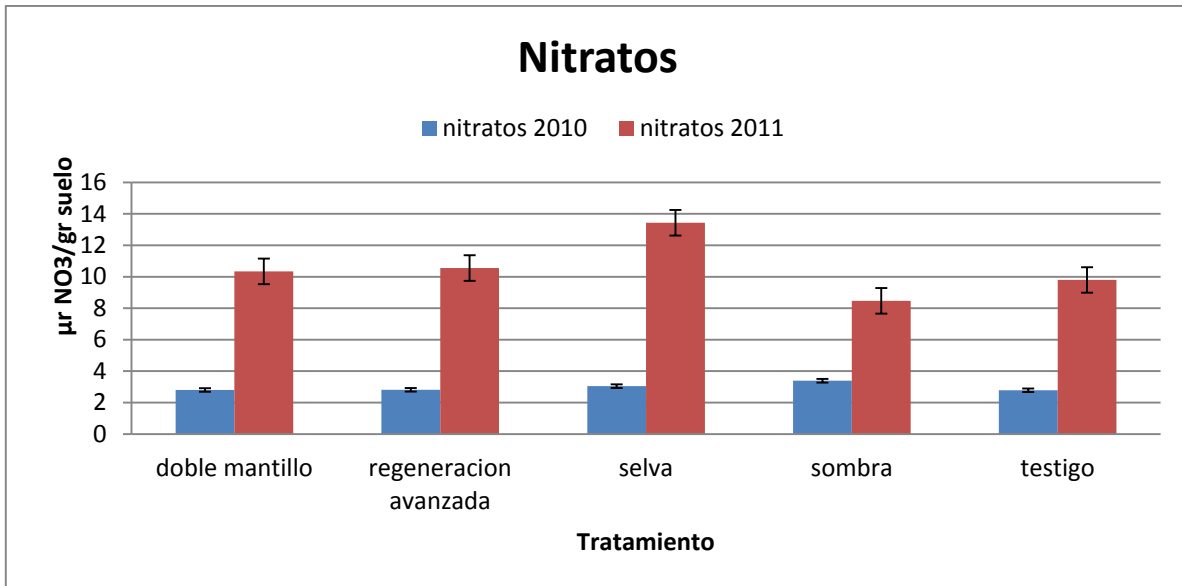


Fig. 15: Valores de nitratos del suelo con error estándar para los años 2010 y el 2011 para cada tratamiento.

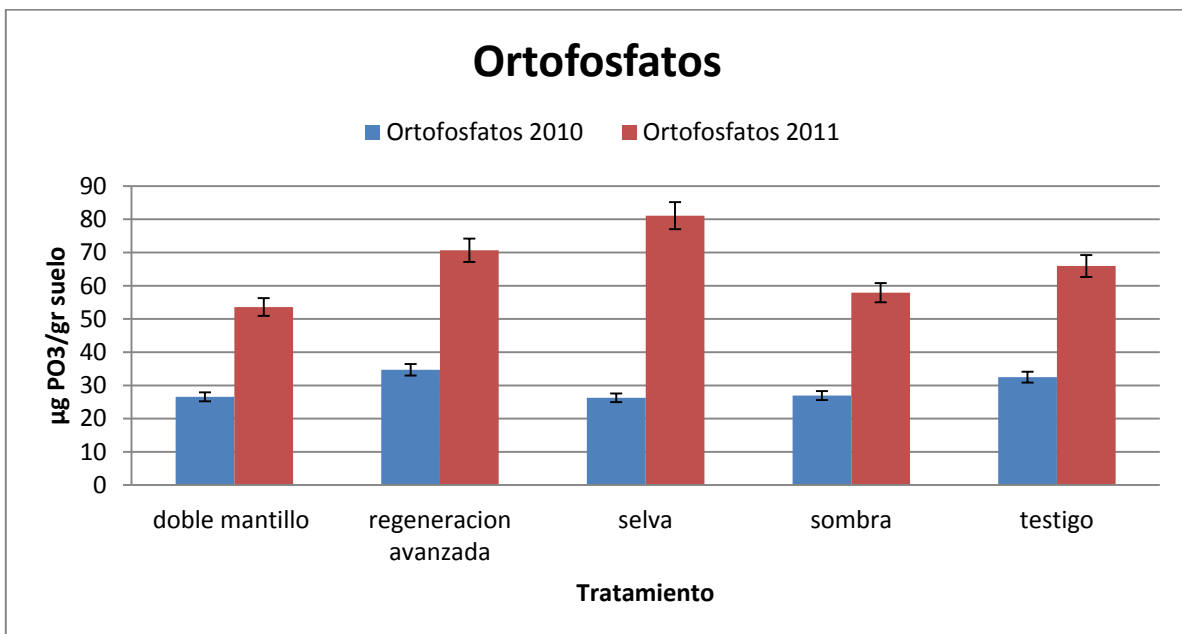


Fig. 16: Valores de fósforo disponible del suelo con error estándar para los años 2010 y el 2011 para cada tratamiento.

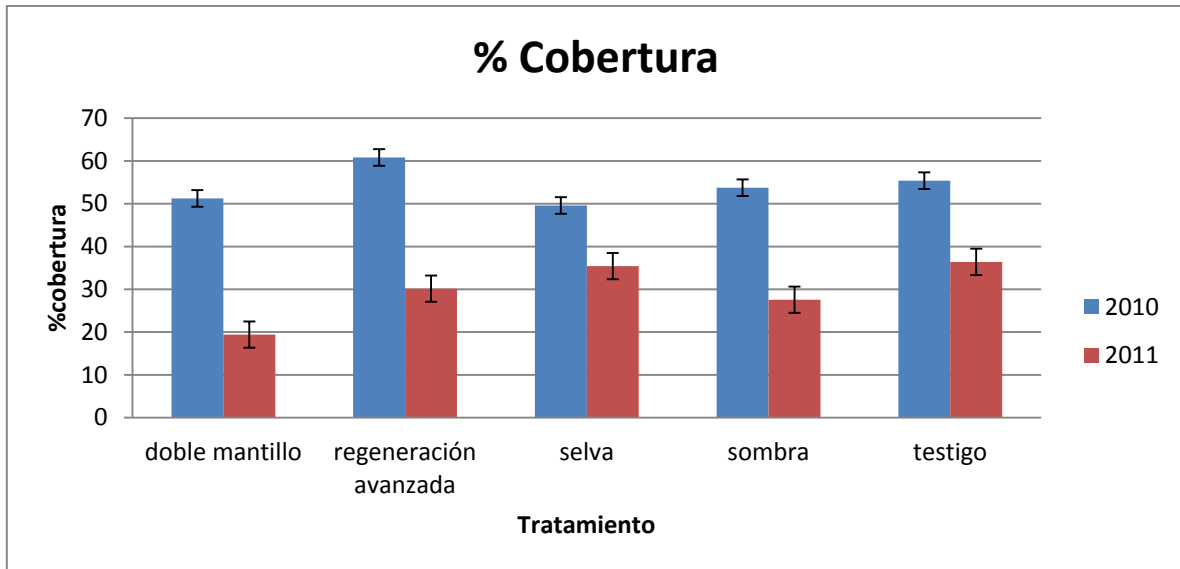


Fig. 17: Valores de porcentaje de cobertura con error estándar para los años 2010 y el 2011 para cada tratamiento.

Análisis multivariados

Los resultados del análisis canónico (CAP) mostraron que para el año 2011 los tratamientos son significativamente distintos ($F= 1.6414, p =0.045$) (Fig. 19). En el gráfico se observa la separación de los tratamientos testigo (t) y sombra (sb) de los tratamientos selva (sv), doble mantillo (db) y regeneración avanzada (ra) dentro de la nube de puntos. Los tratamientos sv, db y ra también muestran un patrón de diferenciación entre sí, aunque este es menos claro. Se aprecia el efecto de los tratamientos al comparar los resultados del análisis para el año 2010 con los del 2011, donde previo al montaje del experimento no existía ningún patrón detectable entre los puntos muestreados en ninguno de los sitios experimentales ($F=0.63, p=0.87$) (Fig. 18).

Este valor de p obtenido por el CAP coincide con el análisis de PERMANOVA realizado igualmente para el año 2011 con base en los mismos datos y con las mismas

características. El análisis de PERMANOVA para el año 2010 arrojó un valor de $p = 0.82$ y un valor de F de 0.55; mientras que para el año 2011, el análisis marcó diferencias significativas entre los tratamientos con un valor de $p = 0.034$ y un valor de F calculado de 2.042.

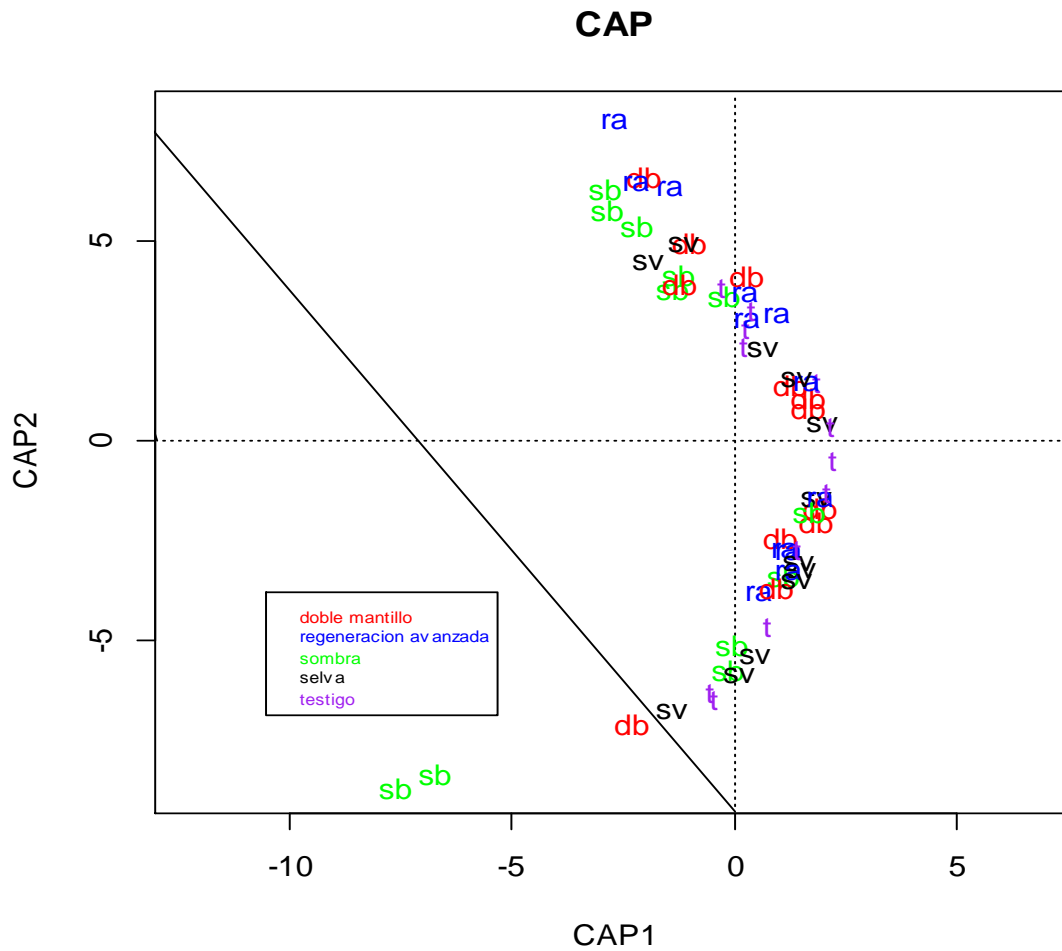


Fig 18. CAP utilizando los datos del 2010 para nutrientes, las variables físicas, químicas y los marcadores microbianos.

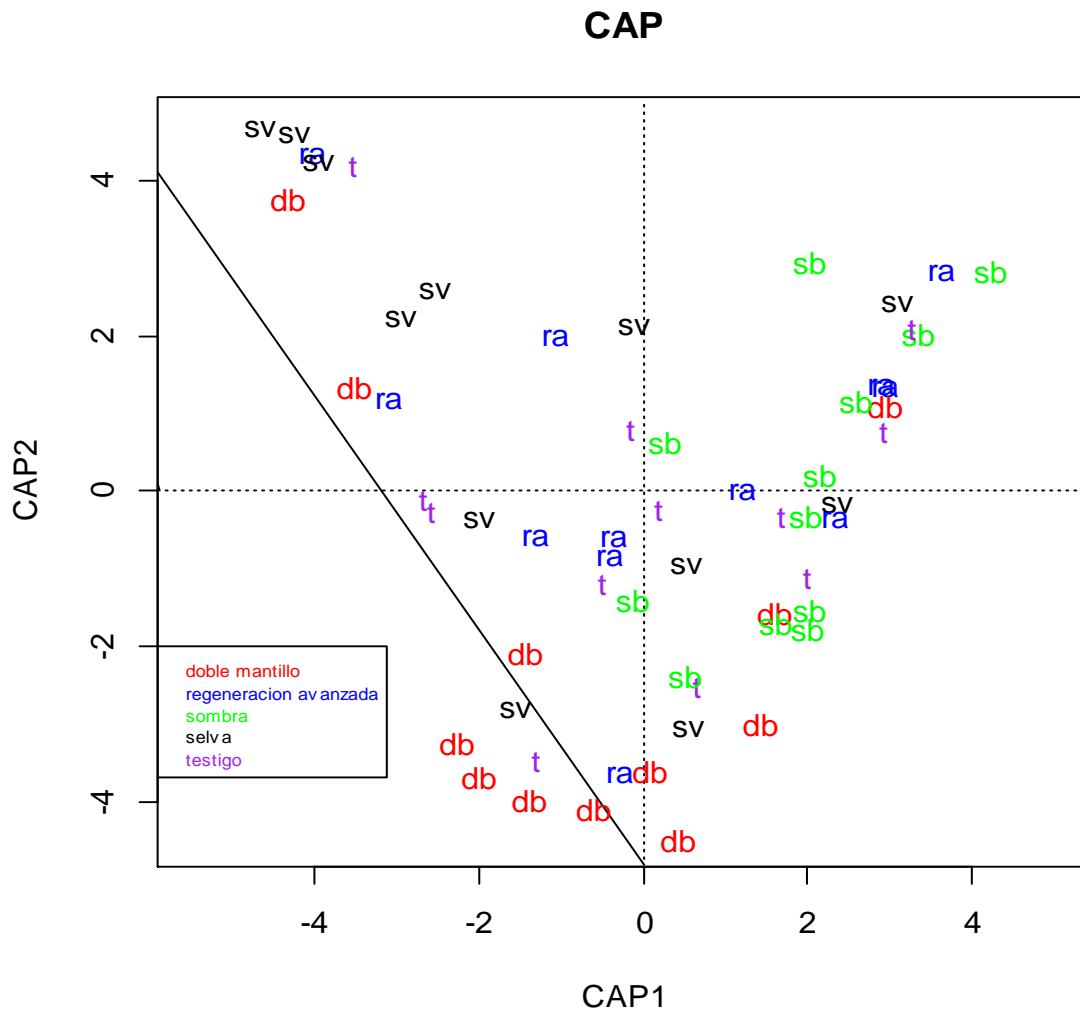


Fig 19. CAP utilizando los datos del 2011 para nutrientes, las variables físicas, químicas y los marcadores microbianos.

El LDA nos indica que los dos ejes principales explican el 82.6% de la varianza (54.53% para LD1 y 28.10% el LD2) y los vectores que explican de mejor manera la agrupación de los tratamientos son principalmente los marcadores microbianos (actinobacterias 2, hongos saprófitos, bacterias Gram +, y bacterias Gram -) y la fosfatasa para el eje LD1; mientras para el eje secundario (LD2) se encuentran el pH y

nuevamente los marcadores microbianos. La función discriminante (D1 y D2) para cada uno de los ejes discriminantes principales se muestra a continuación:

**D1=- 4.01 Gram- +8.61 Hongos saprotrofos² -3.15 Hongossaprotrofos -11.78 Gram+2
+7.48 Actinobacteria² +3.97 Gram+ -2.47Fosfatasa – 2.95 Bacterias.**

**D2=3.16 Hongos saprotrofos² +1.41 Actinobacteria² + 2.24Hongos micorrízicos +
1.41Actinobacteria -1.24 Bacteria -1.39 pH**

En las figuras 20 y 21 se muestran los resultados del LDA utilizando los dos ejes discriminantes principales. En los gráficos se puede identificar para el año 2011 una separación de los tratamientos. El tratamiento de sombreado (sb) es el que más se separa del testigo en el eje LD1, seguido del tratamiento de mantillo de selva (sv). En el eje LD2 los que más se separan del testigo son el tratamiento de mantillo de selva y de regeneración avanzada. El tratamiento menos diferenciado del testigo es el de doble cantidad de mantillo. Aunque se pueden ubicar los tratamientos de mantillo de selva, regeneración avanzada y el de doble cantidad de mantillo dentro de una zona determinada en la nube de puntos del espacio discriminante, las diferenciaciones entre estos no son tan marcadas (Fig. 20). Al igual que en el CAP, el patrón mostrado en la dispersión de los puntos para el año 2011 en comparación al 2010, nos habla de un efecto diferenciado entre los tratamientos considerando el conjunto de variables medidas, ya que para el año 2010 el gráfico muestra un patrón de distribución aleatoria de la nube

de puntos, donde no existe alguna diferencia entre los puntos muestreados de los sitios experimentales previa a la implementación de los tratamientos (Fig. 21).

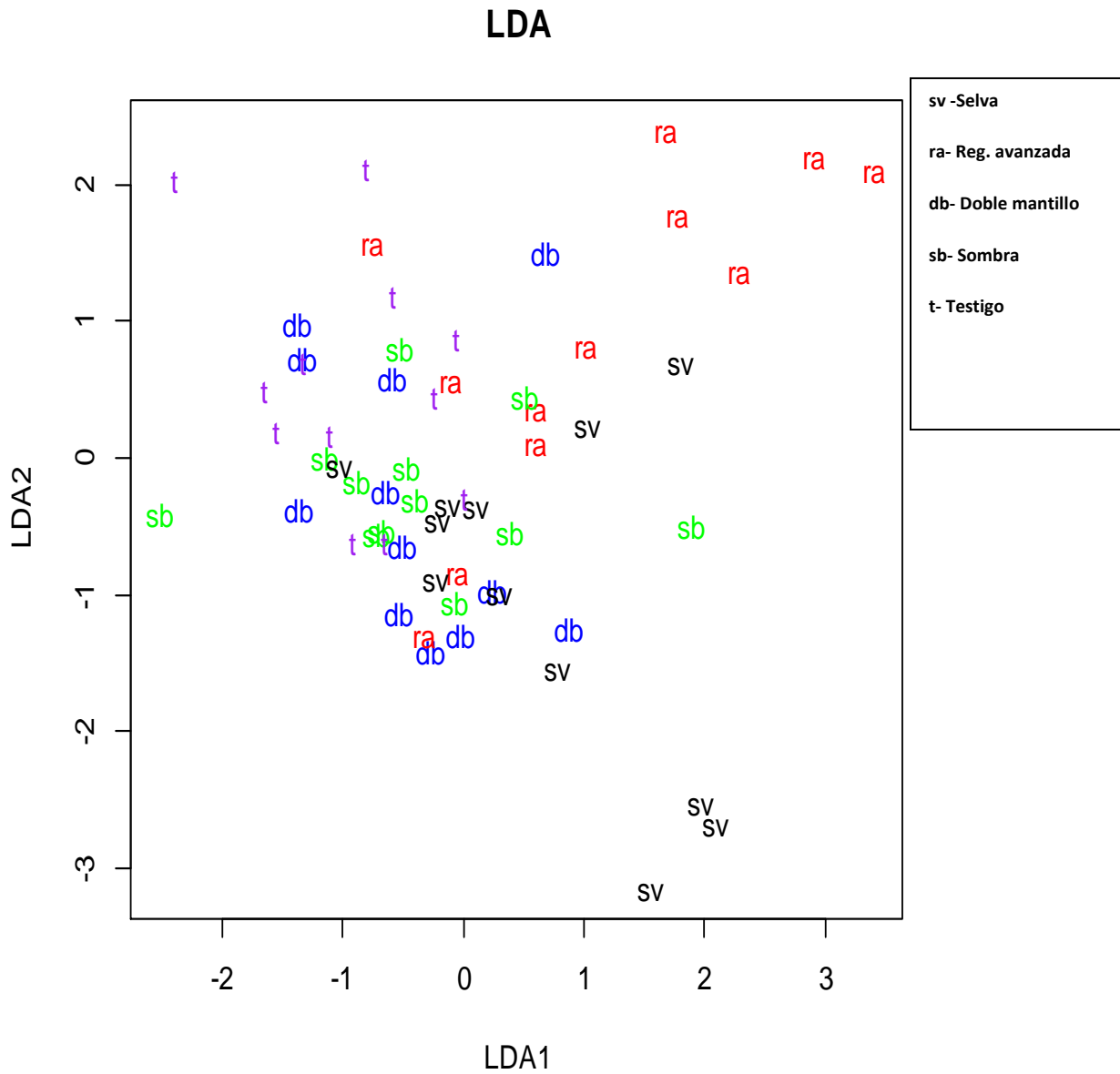


Fig 20. Grafico de los dos principales ejes discriminantes para el año 2010, estos explican el 73% de la variación.

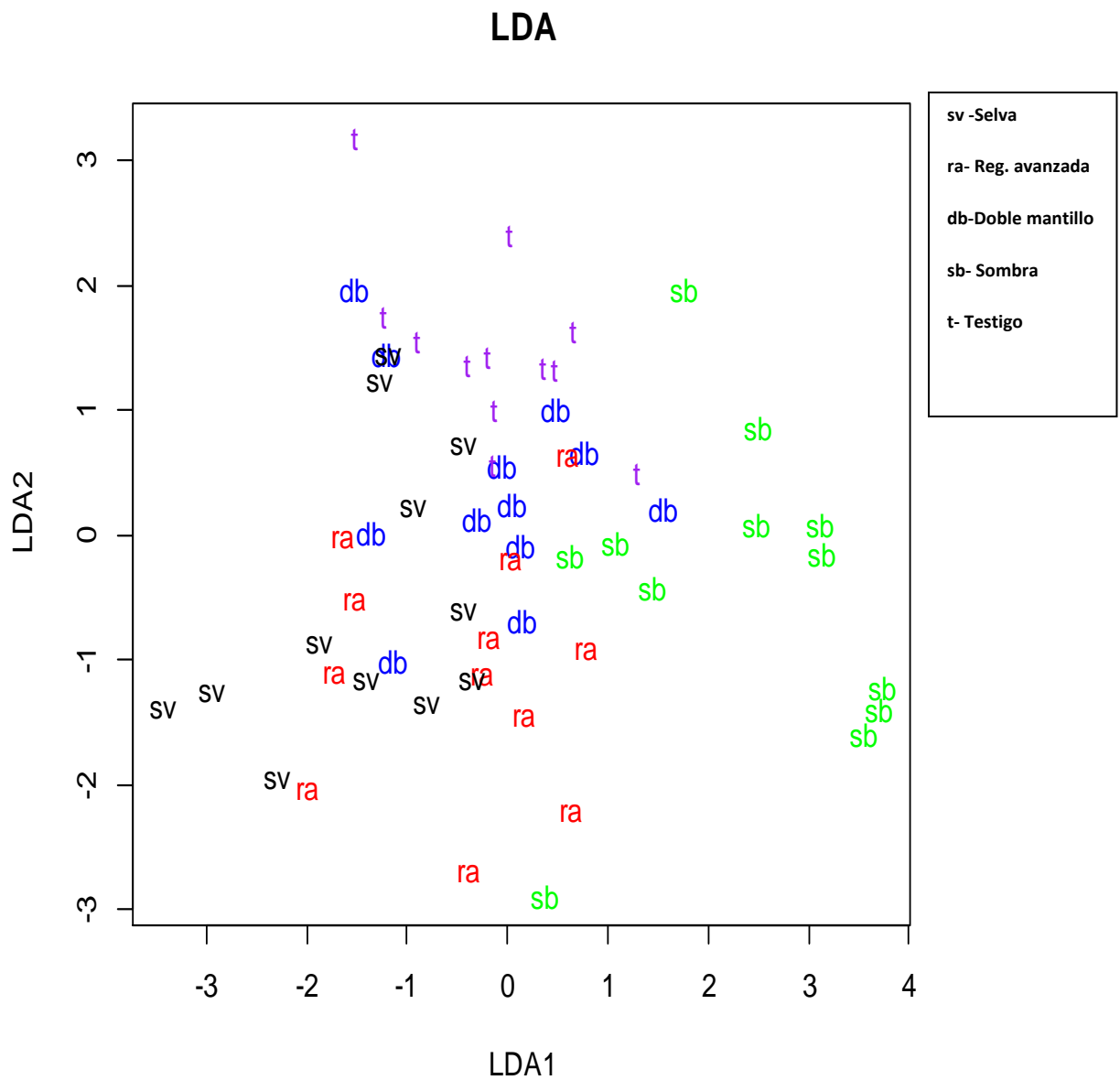


Fig 21. Grafico de los dos principales ejes discriminantes para el año 2011, estos explican el 82.6% de la variación. Los vectores que explican la agrupación de los tratamientos se muestran dentro de cada uno de las funciones discriminantes (D1 y D2) mencionados con anterioridad.

6. Discusión

Un año después de su aplicación, los tratamientos no mostraron, de manera general, cambios significativos en la mayoría de las variables medidas; sin embargo, sí se aprecian algunas tendencias entre los tratamientos en variables como nitratos, ortofosfatos y pH entre los tratamientos. Este resultado general puede deberse al tiempo que duró la evaluación, ya que se ha visto que algunos cambios que se dan en las variables del suelo al detener el uso previo, con o sin aplicación de tratamientos, ocurren después de décadas (McDonald y Healey, 2000; McGrath 2000; Peñuela y Drew, 2004; Saynes et al. 2005). No obstante, a pesar de los pocos cambios iniciales, es importante estudiar los cambios que ocurren desde que cesa el uso y conocer las variables que cambian más rápidamente, tanto por los cambios que se dan de manera natural como por los tratamientos que se aplican para ayudar a la recuperación de las funciones que fueron deterioradas por el uso.

La actividad de la fosfatasa fue la única variable en mostrar cambios estadísticamente significativos, pero el hecho de que la diferencia se haya registrado solo entre el tratamiento con mantillo de selva y el de sombra (a pesar de verse una tendencia de aumento en los tres tratamientos con adición de mantillo) puede deberse a que al aumentar la cantidad de mantillo se incrementa

también la entrada de nutrientes (Singh et al. 1989; Salamanca, 2006), entre ellos el C, el cual es uno de los nutrientes más importantes para los microorganismos (Wardle ,1992; Fierer et al., 2003). El análisis de la calidad del mantillo agregado mostró que los mantillos de mayor contenido nutricional fueron el de selva y el del sitio 2. Sin embargo, el efecto del mantillo del sitio 2 se promedió con el del sitio 1 (en el tratamiento doble mantillo del mismo sitio), que fue el que tuvo el contenido nutricional más bajo y esto seguramente mezcló el efecto de las dos calidades de mantillo. El tratamiento de mantillo de regeneración avanzada, resultó bajo en nitrógeno pero también fue el que contenía menos fósforo. De esto se desprende que el mantillo de selva si fue el de mayor contenido de nutrientes y es probable que esto haya originado la diferencia con el tratamiento de sombreado, el cual tuvo los valores más bajos de actividad fosfatasa, aún cuando no alcanzó a diferenciarlo del testigo.

Algunos estudios demuestran que al aumentar las entradas de C orgánico en el suelo, puede aumentar la eficiencia con la que este es tomado por los microorganismos heterótrofos, estimulándolos y por consiguiente aumentando la producción de enzimas (Qasemian et al 2012; Bucher, 2002; Lin et al., 2011; Manzoni et al., 2010). La entrada de nutrientes en los tratamientos con adición de mantillo puede haber estimulado la producción de la fosfatasa. En este mismo sentido, Sandoval-Pérez et al. (2009) reportaron una disminución notable de la

actividad fosfatasa en potreros activos de la región de Chamela en comparación con la vegetación primaria y la atribuyeron a la reducción que también se observó en C, N y P en los potreros. La baja disponibilidad de fósforo debería inducir la producción de fosfatasas, sin embargo, se ha observado que cuando otros nutrientes también son limitantes para los organismos que producen estas enzimas, su producción puede ser baja y no darse esta respuesta, sino hasta que vuelvan a entrar los nutrientes faltantes (Allison y Vitousek, 2005). Sandoval-Pérez et al. (2009) observaron que los niveles de los nutrientes y la actividad de la fosfatasa aumentaron en sitios con más de 20 años de regeneración natural, donde también habían aumentado los nutrientes disponibles, por lo que la respuesta de la fosfatasa a la adición de materia orgánica en este estudio apoya esas observaciones previas y sugiere que esta actividad enzimática se encuentra limitada por nutrientes en los suelos con uso ganadero. De la misma manera, Murguía-Flores (2012) encontró que la actividad enzimática de la fosfatasa fue una de las pocas variables que respondieron en los primeros meses a tratamientos de manipulación de la cobertura vegetal en los mismos sitios donde se realizó el presente estudio.

Los tratamientos de manejo de la cobertura vegetal son una manera distinta de modificar la disponibilidad de nutrientes, la entrada de materia orgánica y el microclima del suelo, dados las tendencias al aumento en los nitratos y

ortofosfatos, así como en los valores de pH; sin embargo, nuevamente se observó la fuerte relación que hay entre la vegetación (ya sea enraizada o solo depositando material orgánico) y los procesos del suelo. Por lo tanto, la actividad enzimática, medida a través de la fosfatasa, se refuerza como un buen indicador, a corto plazo, de cambios en los procesos edáficos que definen la fertilidad del suelo como resultado del manejo y la regeneración natural en la región de Chamela. Acosta-Martínez et al. (2007) también encontraron que la actividad enzimática de la fosfatasa fue un buen indicador de cambios en la calidad del suelo en un contexto mucho más diverso de usos de suelo, pero con vegetación similar, en Puerto Rico.

La adición de mantillo diferente en el suelo mostró un efecto temprano en la cantidad de nutrientes ya que fue posible observar una tendencia de aumento en amonio, nitrato y ortofosfatos con el mantillo de selva y de amonio y ortofosfatos en el de regeneración avanzada, mientras que en el tratamiento donde se agregó mantillo del mismo sitio, no se vio ningún cambio. Los tratamientos con mantillo también fueron en los que se observó una tendencia a un incremento del pH. En el tratamiento de sombreado y testigo esta variable no sufrió un cambio notorio. Con el incremento en la cantidad de materia orgánica en el suelo también se esperarían un aumento en la entrada de otros nutrientes como

Mg, Ca, K y Na, los cuales podrían actuar como alcalinizadores al ser adsorbidos en los sitios de intercambio catiónico (Garcia-Oliva et al., 2011; Parra et al., 2003).

La variable agregación del suelo no mostró cambios ante los tratamientos. Este estudio sugiere que la agregación del suelo no cambia al corto plazo al cambio en la cantidad y calidad del mantillo y el microclima. Generalmente, las variables físicas dependen de procesos edáficos que requieren más tiempo; por ejemplo, se ha calculado que indicadores como la agregación puede tomar 10 años para recuperarse (Jastrow, 1999) debido a su relación con el ciclo del C (Jastrow y Miller, 1997). En este estudio se eligió medir la agregación como una de las variables físicas que podrían haber empezado a cambiar en el corto plazo; sin embargo, en este caso, no hubo cambios. La baja proporción de macroagregados de los dos sitios, en general, sugiere que el sitio presenta una baja infiltración (Doran y Parkin, 1994), lo que podría, además, explicar los nulos cambios y los bajos niveles en el porcentaje de humedad. Sin embargo, se reconoce que no se hizo un buen seguimiento de la humedad en el suelo y que la única medida de comparación se realizó en el periodo más húmedo, donde sería menos probable detectar diferencias.

La incipiente separación de los tratamientos con los análisis multivariados sugiere que la diferenciación ocurre después de algunos meses y en función de un conjunto de variables, entre las que destacaron las abundancias de grupos

microbianos, la fosfatasa y el pH. El tratamiento con sombra no mostró diferencias significativas en ninguno de los parámetros medidos por separado, sin embargo, este tratamiento se mostró más diferenciado del resto al considerar la variación del conjunto de variables medidas. McNamara et al. (2007) observaron cambios en la cantidad y actividad de bacterias al exponer suelo de bosque a diversas intensidades de radiación, presentándose niveles más elevados en los tratamientos con las dosis de luz más altas. Posiblemente, la reducción en la intensidad de radiación provocó cambios en la estructura de las comunidades y la actividad de algunos grupos de bacterias, ya que estudios han mencionado la importancia de la actividad de bacterias fotótrofas en el suelo dentro de los ciclos de C y N (Feng et al., 2009).

La relación de los microorganismos y su actividad con el ciclaje de nutrientes puede explicar la diferenciación de los tratamientos, dado que aunque sí se observó una diferenciación en los tratamientos donde se agregó mantillo. Los efectos provocados por la adición de mantillo, fueron más similares y claramente diferentes, de los tratamientos sombra y testigo, tomando en cuenta la tendencia existente en las variables entre los tratamientos. La separación del tratamiento sombra en una dirección distinta a la de los tratamientos con adición de mantillo de regeneración avanzada y selva, parece estar relacionada, según el análisis de discriminantes, con cambios en la comunidad microbiana en el eje principal y a las

variaciones en el N y P disponibles, fosfatasa y pH, además de los cambios en la comunidad microbiana, en el eje secundario. La gran variación espacial inicial existente en los sitios, que puede apreciarse en la evaluación previa a los tratamientos, pudo contribuir a distorsionar el efecto de los tratamientos ya que diversas zonas dentro de las parcelas pudieron haber respondido de manera diferente. Esto puede deberse a las variaciones edáficas y topográficas, al manejo que involucraba acciones como el chaponeo y pastoreo, y a la vegetación directamente enraizada o cubriendo el suelo de cada área, los cuales pueden generar efectos considerables a pequeñas escalas, como en las que se trabajó. No obstante, el cálculo de valores delta para mostrar el cambio en el mismo punto con respecto al año anterior, ayudó a reducir el efecto de la variación espacial. Por lo tanto, las explicaciones más plausibles son que se necesita más tiempo para que se definan mejor las diferencias, o bien que los tratamientos elegidos no influyen en las variables del suelo que fueron medidas. Las tendencias consistentes observadas en varias de las variables sugieren que valdría la pena medir los efectos en un plazo más largo.

Diversos estudios muestran que las comunidades microbianas sufren cambios significativos ante la manipulación del mantillo (Pottas et al., 2010) y ante variaciones en el pH (Russo et al., 2011; Kaneko et al., 2000; Wu et al., 2012). Waldrop et al. (2006) sugieren además que las especies de microorganismos

provenientes de climas más extremos presentan más resistencia a los cambios de ambiente. Por lo tanto, considerando las condiciones de los sitios de estudio (que están en un ecosistema originalmente de BTS, ya sin dosel por la transformación a potreros, en suelos arenosos con porcentaje de humedad bajo y en pendientes con orientación sur), se sugiere que las comunidades microbianas de estos sitios presentan una tolerancia amplia a los cambios drásticos de condiciones y se alteran de manera paulatina con el cambio de microclima y al recibir material orgánico en distinta calidad y cantidad.

La dinámica dentro de los grupos microbianos aún es poco comprendida en muchos contextos ecológicos, algunos estudios sugieren un funcionamiento equivalente y otro uno desigual de la actividad microbiana en el proceso de descomposición entre los grupos funcionales de microorganismos (Leff et al., 2012; Chigineva et al., 2011). Algunos grupos pequeños dentro de los grandes grupos funcionales microbianos pueden mostrar una alta actividad (Baldrian et al., 2012) o biomasa, la cual no es detectable en una estimación gruesa de biomasa, como lo que resulta del método de los ácidos grasos que se utilizó. Por lo tanto, pudo haber habido una mayor actividad de alguno o algunos pequeños grupos de especies de hongos o bacterias dentro de los grupos funcionales que hayan respondido a la manipulación de mantillo (Wang et al., 2011) y no fue detectable. Montaña-Arias et al. (2008), por ejemplo, observaron que en los suelos con

vegetación primaria en Chamela las abundancias de los grupos de microorganismos se mantienen muy estables en relación a la disponibilidad de los recursos, pero la composición de las comunidades bacterianas sí cambia con la disponibilidad. Noguez-Gálvez et. al (2008) también observaron cambios importantes en las comunidades bacterianas en relación a la topografía y a la disponibilidad de recursos asociada.

Durante este estudio se iniciaron procesos que si bien, no siempre diferenciaron significativamente los tratamientos, si marcaron una tendencia en la disponibilidad de NO_3 , PO_4 y en los valores de pH, por lo que este estudio sugiere que en sitios perturbados las variables químicas medidas muestran una respuesta rápida a los cambios en la cantidad de mantillo. Otros estudios realizados en bosques lluviosos donde existe una manipulación de nutrientes, a través de la manipulación de mantillo, han demostrado una alteración en los patrones de crecimiento de árboles, en la producción de biomasa, así como en la calidad del mantillo, en tiempos más prolongados que permiten definir mejor el resultado de los procesos biológicos, biogeoquímicos y edáficos al cambio inducido (Hättenschwiler et al., 2005, Fortini et al., 2010).

Las comunidades microbianas se ubicaron como los actores con mayor importancia en los cambios dentro de los ambientes perturbados por uso ganadero en este ecosistema estacionalmente seco. Los resultados del presente estudio

sugieren también que tanto las comunidades microbianas como su actividad enzimática pueden desempeñarse como buenos indicadores del proceso de diferenciación entre sitios, información clave para los estudios de sucesión ecológica. Murguía-Flores (2012) también reportó el papel importante de los microorganismos en la dinámica de sucesión de estos mismos sitios, al encontrar un mayor peso de las comunidades y actividad microbianas para explicar la variación dentro de algunos tratamientos de manejo de la cobertura vegetal, los cuales se iban diferenciando de manera más clara en relación al tiempo. Banning et al. (2011), por otro lado, reportaron cambios en las comunidades microbianas relacionadas con las etapas de sucesión de un bosque de eucaliptos y sugieren que dadas las correlaciones encontradas entre las comunidades microbianas y las variables de suelo, las comunidades microbianas se colocan como un buen indicador de las condiciones edáficas.

En este estudio fue más importante la calidad que la cantidad del material añadido ya que las diferencias entre el tratamiento de doble mantillo y el testigo fueron mínimas tanto en las variables por separado como en los análisis multivariados. Esto sugiere que el recambio de especies durante la sucesión hacia el bosque maduro es importante, ya que aunque por lo general se observa un aumento en la productividad primaria de las parcelas abandonadas, un simple aumento del material orgánico no muestra mayor reacción en las variables del

suelo al corto plazo. Es importante que se produzca más materia orgánica pero también que cambie la calidad de este material.

También se ha mostrado que las comunidades microbianas cambian o se encuentran relacionadas con la cobertura vegetal (Wu et al, 2012); sin embargo, en este estudio no hubo relación con la cobertura. Esto ocurrió probablemente por la invasión de plantas trepadoras que se registró en el 2011 que, como ya se mencionó, hizo redundante el tratamiento con sombra durante los tres últimos meses del experimento porque todos los cuadros quedaron cubiertos y sombreados por las trepadoras. Por esta razón la cobertura disminuyó en todos los tratamientos del 2010 al 2011.

Otro factor a considerar es que el estudio se realizó durante dos años húmedos, con 975 mm en el 2010 y 1095 mm en 2011, que están claramente por arriba del promedio anual de 788 mm. Las respuestas observadas podrían ser diferentes en años con precipitación promedio o años secos.

Los servicios ecosistémicos que brinda la biota del suelo, los cuales están valuados en más de 1.5 trillones de dólares (Pimentel et al., 1997), podrían ser mejor manejados y conservados. Esto nos proporciona una herramienta para el aprovechamiento y brinda un valor agregado a las plantas no solo traducido en términos monetarios, sino de apreciación ante el beneficiario, estimulando, a través del uso, la conservación in situ y ex situ de un gran número de plantas dentro de áreas de manejo de

recursos y la restauración. Este uso de especies, a su vez, contribuiría a la solución de algunos problemas en el campo que tiene que ver precisamente con la pérdida de recursos bióticos y la degradación de los recursos abióticos.

Los microorganismos y, en particular, esta relación mostrada con el mantillo y el clima, también abren debates interesantes en otras áreas del conocimiento, por ejemplo, en la economía ambiental, contribuye a la solución de problemas durante el proceso de valoración de los recursos bióticos, ya que podrían manejarse valores compuestos, en los cuales se involucraría el valor de los microorganismos al valor de las plantas, generando así otras metodologías en la valoración de los recursos bióticos. Los resultados de este estudio, así mismos, sugiere una reflexión sobre la importancia que se le da a la biota del suelo dentro de las valoraciones económicas, dada la relevancia que ha mostrado tener esta dentro del proceso de sucesión ecológica. Este trabajo contribuye en demostrar la importancia de los microorganismos y la necesidad de su introducción dentro de algunas de las estrategias propuestas para llevar a cabo el nuevo paradigma de desarrollo, el desarrollo sustentable.

7. Conclusiones

Los tratamientos se mostraron diferenciados significativamente al momento de considerar la variación del conjunto de variables medidas; estas diferencias se explicaron en mayor medida por las abundancias de los grupos microbianos y por la actividad fosfatasa. El tratamiento de sombra fue uno de los más diferenciados del testigo, lo cual sugiere que las variaciones del microclima pueden ser tan importantes para generar cambios en las

condiciones del suelo como el ingreso de materia orgánica. Dentro de los tratamientos de adición de mantillo el tratamiento más diferenciado del testigo fue el que recibió mantillo de selva. Las variaciones de las comunidades microbianas provocadas por los tratamientos resultaron de gran importancia al explicar las diferencias entre los tratamientos. No se encontró un marcador microbiano que claramente se separara del resto, sino fue el conjunto de los marcadores lo que diferenció a algunos tratamientos.

La relación de los microorganismos y su actividad con los procesos edáficos podría estar explicando esta diferenciación, por lo que las comunidades microbianas se posicionan como un motor de cambio importante dentro de las etapas tempranas de sucesión después del uso ganadero. Este estudio apoya resultados previos que sugieren que las comunidades microbianas y la actividad enzimática, se perfilan como buenos predictores del rumbo que toma el proceso de diferenciación entre sitios, y podrían constituir indicadores con información clave para los estudios de sucesión ecológica. También podrían ser una potencial herramienta en el área de manejo de recursos naturales y la restauración que contribuye a la solución de problemas como lo es el establecimiento, crecimiento y desarrollo de las plantas, así como al cuidado de los recursos abióticos y a un mayor aprovechamiento de los servicios ecosistémicos.

8. Bibliografía

1. Acosta-Martínez V., Cruz L., Sotomayor-Ramírez D., and L. Pérez-Alegria. 2007. Enzyme activities as affected by soil properties and land use in a tropical watershed. *Applied Soil Ecology* **35**: 35-45.
2. Allen H.E., 1996, *Restoration Ecology: Limits and Possibilities in Arid and Semiarid Lands*, Wild Land Shrub and Arid Land Restoration Symposium, Bruce A. Roundy, E. Durant McArthur, Jennifer S. Hayley, David K. Mann, DIANE Publishing, p 7-15.
3. Allison S. D., and P. Vitousek. 2005. Responses of extracellular enzymes to simple and complex nutrient inputs. *Soil Biology & Biochemistry* **37**: 937-944.
4. Anderson M.J., 2008, Animal Sediments relationships revisited: Characterizing species' distribution along an environmental gradient using canonical analysis and quantile regression splines, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 336:16-27
5. Anderson M.J., Willis T.J., 2003, Canonical analysis of principal coordinates: a useful method of constrained ordination for ecology, *Ecology*, 84(2):511-525.
6. Angers D., Bullok M.S., Mehuys G.R., 2006, Aggregate stability to water, chapter 2, *Soil Sampling and method analysis*, 2006, M. R. Carter and E.G. Gregorich, Canadian Society of soil science, 2nd edti., pp. 9
7. Astier C. M., Mass M., Etchevers B. J., 2002, Derivadores de Calidad de suelo en el contexto de la Agricultura Sustentable, *Agrociencia*, 36:604-619
8. Austin AT, Vivanco L, 2006, Plant litter decomposition in semi-arid ecosystems controlled by photodegradation, *Nature*, 442:555-558
9. Baldrian P., Kolarčík M, Stursová M, Kopecký, J, Valásková V., Vetrovský T., Zifčáková L, Snajdr J., Rídl J., Vlcek C., Vorísková J., 2012, Active and total microbial communities in forest soil are largely different and highly stratified during decomposition, *International Society for Microbial Ecology*, 6:248-258.
10. Banning N.C., Gleeson D.B., Grigg A.H., Grant C.D., Andersen G.L., Brodie E.L., Murphy D.V., 2011, Soil Microbial Community Successional Patterns during Forest Ecosystem Restoration, *Applied and Environmental Microbiology*, 77(17):6158-6164.
11. Barea, M.J., Bonis, A.F., Oliveares J, 1983, Interactions between azospirillum and mycorrhiza and their effects on growth and nutrition of maize and ryegrass, *Soil Biology and Biochemistry*, 15(6): 705-709
12. Barnes B.V., Zak D.R., Denton S.R., Spurr S.H., 1998, *Forest Ecology*, 4th Edition, John Wiley & Sons, Inc., New York
13. Berg, B., Berg, M., Bottner, P., Box, E., Breymeyer, A., Calvo de Anta, R., Couˆteaux, M.M., Gallardo, A., Escudero, A., Kartz, W., Madeira, M., Maˆlkönen, E., McClaugherty, C., Meentemeyer, V., Mun´oz, F. Piussi, P., Remacle, J., Virzo de Santo, A., 1993, Litter mass loss rates in pine forests of Europe and Eastern United States: some relationships with climate and litter quality, *Biogeochemistry* ,20: 127-159.

14. Blagodatskaya E.V., Blagodatsky S.A., Anderson T.H., Kuzyakov Y., 2007, Priming effects in Chernozem induced by glucose and N in relation to microbial growth strategies, *Applied soil Ecology*, 37: 95-105.
15. Brussaard L., Cron P., Campbell B., Lipper L., Mainka S., Rabbinge R., Babin D., Pulleman M., 2010, Reconciling biodiversity conservation and food security: scientific challenges for a new agriculture, *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2:34-42.
16. Brussaard L., Ruiter P.C., Brown G. G., 2007, Soil biodiversity for agricultural sustainability, *Agricultural, Ecosystems and Environment*, 121:233-244
17. Bucher A. E., 2002, Soil quality characterization and remediation in relation to soil management, thesis in soil science, Pennsylvania University, department of crop and soil science, p. 143
18. Burke, D.J., Weintraub, M.N., Hewins, C.R., Kalisz, S., 2011. Relationship between soil enzyme activities, nutrient cycling and soil fungal communities in a northern hardwood forest. *Soil Biology and Biochemistry*, 43: 795-803.
19. Butenschoen O., Scheu S., Eisenhauer N., 2011, Interactive effects of warming , soil humidity and plant diversity on litter decomposition and microbial activity, *Soil Biology and Biochemistry*, 43(9):1902-1907
20. Castillo-Mandujano, J. 2010. Restauración ecológica de áreas invadidas por *Mimosa arenosa* (Wild) Poir. var. *leiocarpa* (D.C.) Barneby, en la región de Chamela-Cuixmala. Tesis Maestría en Ciencias. Posgrado en Ciencias Biológicas, UNAM.
21. Chigineva N.I., Aleksandrova A.V., Marhan S., Kandeler E., Tiunov A.V., 2011, The importance of mycelial connection at the soil–litter interface for nutrient translocation, enzyme activity and litter decomposition, *Applied Soil Ecology*, 51:35-41.
22. Chirino-Valle I. 2008. Almacenes y fracciones de fósforo en el suelo de tres ecosistemas de la región de Chamela, Jalisco. Tesis Maestría en Ciencias. Posgrado en Ciencias Biológicas, UNAM.
23. Cotler H, Durán E, Siebe C. 2002 Caracterización morfo-edafológica y calidad de sitio de un bosque tropical caducifolio. Pp 17-79. En *Historia Natural de Chamela* (Noguera FA, Vega Rivera JH, GarcíaAldrete AN, Quesada Avendaño M, Eds.) Instituto de Biología, UNAM.
24. Couteaux M., Bottner P., Berg B., 1995, Litter decomposition, climate and litter quality, *Tree*, 10:63-66
25. Dawoe E.K., Isaac M.E., Quashie-Sam J., 2010, Litterfall and litter nutrient dynamics under cocoa ecosystems in lowland humid Ghana, *Plant and soil*, 330:55-64
26. De Ita-Martinez, C., 1983, Patrones de producción agrícola en un ecosistema tropical estacional en la costa de Jalisco, Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México DF.
27. Doran, J.W. and Parkin, Defining Soil Quality for a Sustainable Environment., *American Society of Agronomy*, Madison, 35: 3–21. 1994
28. Feng Y., Lin X., Wang Y., Zhang J., Mao T., Yin R., Zhu J., 2009, Free-air CO₂ enrichment (FACE) enhances the biodiversity of purple phototrophic bacteria in flooded paddy soil, *Plant and Soil*, 324:317-328.
29. Fierer N., Schimel J.P., Holden P.A., 2003, Variations in microbial community composition through two soil depth profiles, *Soil Biology and Biochemistry*, 35:167-176.

30. Fortini L.B., Bruna E.M., Zarin D.J., Vasconcelos S.S., Miranda I. S., 2010, Altered resource availability and the population dynamics of tree species in Amazonian secondary forests, *Oecologia*, 162:923–934.
31. Gregoire Frechet T., Aerts R., Cornelissen J.H.C., 2012, Multiple mechanisms for trait effects on litter decomposition: moving beyond home-field advantage with a new hypothesis, *Journal of Ecology*, 100(3):616-630.
32. Frostegård, Å. y Bååth E. 1996. The use of phospholipid fatty acid analysis to estimate bacterial and fungal biomass. *Biology and Fertility of Soils* 22: 59-65.
33. Gans, J., Wolinsky, M. & Dunbar, J. (2005). Computational improvements reveal great bacterial diversity and high metal toxicity in soil. *Science*, 309, 1387–1390
34. García-Oliva F., Jaramillo V.J., 2011, Impact of Anthropogenic Transformation of Seasonally Dry Tropical Forests on Ecosystem Biogeochemical Processes, *Seasonally Dry Tropical Forests*, Chapter 10, pp. 159-172
35. García-Oliva, F., Gallardo J. F., Montaña N. M. Islas P. 2006. Soil carbon and nitrogen dynamics followed by a forest-to-pasture conversion in western Mexico. *Agroforestry Systems* 66:93-100
36. Gasparri N.I., Grau H.R., 2009, Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972-2007), *Forest Ecology and Management*, 258(6):913-921
37. Graham P.H, Vance C.P., 2000, Nitrogen fixation in perspective: an overview of research and extension needs, *Field Crop Res*, 65:93–106.
38. Grayton, S.J., Vaughan, D., Jones, D., 1996, Rhizosphere carbon flow in trees, in comparison with annual plants: the importance of root exudation and its impact on microbial activity and nutrient availability, *Applied Soil Ecology* 5: 29 - 56.
39. Han X., Cheng Z., Meng H., 2012, Soil Properties, Nutrient Dynamics, and Soil Enzyme Activities Associated with Garlic Stalk Decomposition under Various Conditions, *Plos One*, 7(11):8
40. Hansen M.C., Stehman S.V., Potapov P.V., 2009, Quantification of global gross forest cover loss, *Proceedings of the Natural Academy of Sciences of the United States of America*. 107(19):8650-8655.
41. Harris J. A., 2003, Measurements of the soil microbial community for estimating the success of restoration, *Soil Science*, 54:801-808.
42. Hättenschwiler S., Tiunov A.V., Scheu S., 2005, Biodiversity and Litter Decomposition in Terrestrial Ecosystems, *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 36: 191-218
43. Hobbs J. R., Harris A. J., 2001, Restoration Ecology: Repairing the Earth's Ecosystems in the New Millennium, *Restoration Ecology*, 9:329-246
44. Hogberg, M. N., 2006, Discrepancies between ergosterol and the phospholipid fatty acid 18:2 ω 6,9 as biomarkers for fungi in boreal forest soils, *Soil Biology and Biochemistry*, 38: 3431-3435
45. Hungria M., Frnachini J.C., Brandão-Junior O., Kaschuk G., Souza R.A., 2009, Soil microbial activity and crop sustainability in a long-term experiment with three soil-tillage and two crop-rotation systems, *Applied Soil Ecology*, 42:288-296
46. Janzen D.H., 1988, Tropical Dry forest, Chapter 14, *Biodiversity*, E.O. Wilson, National Academies Press, pp. 130-137.

47. Jastrow J.D., 1999, Soil aggregate formation and the accrual of particulate and mineral-associated organic matter, *Soil Biology and Biochemistry*, Volume 28, Issues 4-5, pp.665-676
48. Jastrow J.D., R.M. Miller, 1997, Soil stabilization and carbon sequestration: feedbacks through organomineral associations, *Soil Process and carbon cycle*.
49. Kaneko N., Kofuji R., 2000, Effects of Soil pH Gradient Caused by Stem flow Acidification on Soil Microarthropod Community Structure in a Japanese Red Cedar Plantation: An Evaluation of Ecological Risk on Decomposition, *Journal of Forest Research*, 3:157-162.
50. Klimkowska A., Diggelen V.R., Grootjans P. Ab., Kotowski W., 2010, Prospects for fenmeadow restoration on several degraded fens, *Perspectives in plant Ecology, Evolution and Systematics*, 12:245-255.
51. Kloepper, J.W., 1992, Plant growth-promoting rhizobacteria as biological control agents. In: F.B. Metting, Jr. (Editor) *Soil Microbial Ecology*. Marcel Dekker, New York, pp. 255-305.
52. Leff J.W., Nemergut D.R., Grandy A.S., O'Neill S.P., Wickings K., Townsend A.R., Cleveland C.C., 2012, The Effects of Soil Bacterial Community Structure on Decomposition in a Tropical Rain Forest, *Ecosystems*, 15(2):284-290
53. Lin B.B., 2007, Agroforestry management as an adaptive strategy against potential microclimate extremes in coffee agriculture, *Agricultural and Forest Meteorology*, 144: 85–94
54. Liu, W., Zhang, Z., Wan, S., 2009. Predominant role of water in regulating soil and microbial respiration and their responses to climate change in a semiarid grassland. *Global Change Biology*, 15: 184-195.
55. Maass, J. M., Jaramillo V.J., Martínez-Yrizar A., García-Oliva F., Pérez-Jiménez A. y Sarukhán J. 2002. Aspectos Funcionales del Ecosistema de Selva Baja Caducifolia en Chamela, Jalisco. Pp. 525-542. En: Noguera F. A., Vega J. H., García-Aldrete A. N. y Quesada M. (eds.), *Historia Natural de Chamela*. Instituto de Biología UNAM, México.
56. Manzoni S., Trofymow J.A., Jackson R.B., Porporato A. 2010, Stoichiometric controls on carbon, nitrogen, and phosphorus dynamics in decomposing litter, *Ecological Monographs*, 80(1):89-106.
57. Martínez-Yrizar A., Núñez S., Búrquez A., 2007, Leaf litter decomposition in a southern Sonoran Desert ecosystem, northwestern Mexico: Effects of habitat and litter quality, *Acta Oecológica*, 32:291-300
58. McClougherty C.A., Pastor J., Aber J.D., Melillo J.M., 1985, Forest Litter Decomposition in Relation to Soil Nitrogen Dynamics and Litter Quality, *Ecology Society of America*, 66(1):266-275.
59. McDonald, M.A. & Healey, J.R. 2000. Nutrient cycling in secondary forests in the blue mountains of Jamaica. *Forest Ecology and Management* 139, 257-278.
60. McGrath, D.A., Smith, C.K., Gholz, H.L. & Oliveira F.A, 2001, Effects of land-use change on soil nutrient dynamics in Amazonia, *Ecosystems* 4, 625-645.
61. McNamara N.P., Griffiths R.I., Tabouret A., Beresford N.A., Bailey M. J., Whiteley A.S., 2007, The sensitivity of a forest soil microbial community to acute gamma-irradiation, *Applied Soil Ecology* 37:1-9.
62. Mehlich, A. 1984. Mehlich-3 soil test extractant: a modification of Mehlich-2 extractant. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 15(12): 1409-1416.

63. Méndez Toribio M. 2009. Efecto del barbecho y remoción de trepadoras sobre la biomasa vegetal arbórea y diversidad del sotobosque en bosques secundarios del trópico seco. Tesis Maestría en Ciencias. Posgrado en Ciencias Biológicas, UNAM.
64. Miller H.M., 2000, Arbuscular mycorrhizae and the phosphorus nutrition of maize: A review of Guelph studies, *Canadian Journal of Plant Science*, 80(1): 47-52.
65. Montaña N.M., Sandoval-Pérez A.L., García-Oliva F., Larsen J., Gavito M.E., 2009, Microbial activity in contrasting soil conditions of soil C and N availability in a tropical deciduous forest, *Journal of Tropical Ecology* 25, 401-413.
66. Murguía-Flores F., 2012, El efecto de las especies leñosas en la recuperación natural de los suelos posterior al uso ganadero, en la región de Chamela, Jalisco, Tesis maestría UNAM, 77 p.
67. Murphy, J. and J. P. Riley. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytical Chimica Acta*. 26:31-36.
68. Murphy, P.G., y Lugo A.,E., 1986, Ecology of tropical dry forest, *Annual review of Ecology Systematics*, 17:67-88.
69. Nadal A., 2007, Medio Ambiente y Desarrollo Sustentable en México, Sustentabilidad y desarrollo ambiental No 14, agenda para el desarrollo, Calva José Luis: coordinador, Francisco Aguayo, UNAM, p. 17:33.
70. Nannipieri P., Ascher J., Ceccherini M.T., Landi L., Pientramellara G., Rennella F., 2003, *European Journal of Soil Science*, 54:655-670
71. Nicolardot H., Hoziri I., Hastian E., Kanjarnd I., 2007, A microcosm experiment to evaluate the influence of local and quality of plant residues on residue decomposition and genetic structure of soil microbial community, *Soil Biology and Biochemistry* 39:1631-1644.
72. Noguera A. Felipe, Rivera Vega J.H., García Aldrete A.N. 2002, Pp xv-xxi. En *Historia Natural de Chamela* (Noguera FA, Vega Rivera JH, García Aldrete AN, Quesada Avendaño M, Eds.) Instituto de Biología, UNAM. 568 pp.
73. Noguez A.N., Escalante A., L.R. Forney, Nava-Mendoza M., Rosas I., Souza V., García-Oliva F., 2008, Soil aggregates in a tropical deciduous forest: effects on C and N dynamics, and microbial communities as determined by t-RFLPs, *Biogeochemistry*, PP. 12
74. Noriega A. Felipe, Rivera Vega J.H., García Aldrete A.N., Quesada Avendaño M., 2002, *Historia Natural de Chamela*, UNAM, 568 pp.
75. Oksanen J., Blanchet G., Kindt R., Legendre P., Minchin P.R., O'Hara R.B., Simpson L., Solymos P., Henry M., Stevens H., Wagner H., 2012, *vegan: Community Ecology Package*, r statistics, r project.
76. Olsson, P.A. y Johansen A., 2000. Lipid and fatty acid composition of hyphae and spores of arbuscular mycorrhizal fungi at different growth stages. *Mycological Research*. 104: 429-434.
77. Padilla F.M., Pugnaire I.F., 2006, The role of nurse plants in the restoration of degraded environments, *Frontiers in Ecology and the Environment* 4:196/202.
78. Parra M.A., Fernández- Escobar R., Navarro C., Arquero O., 2003, *Los Suelos y la Fertilización Del Olivar Cultivado en Zonas Calcáreas*, Mundi-Prensa Libros, primera edición, p. 256
79. Paul E.A., Clark F.E., 1996, *Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press, San Diego.
80. Peñuela, M.C. & Drew, P.A., 2004, A model to assess restoration of abandoned pasture in Costa Rica based on soil hydrologic features and forest structure, *Restoration Ecology* 12, 516-524.

81. Perroni-Ventrua Y., Montaña, C. Y Garcia-Oliva F. 2010, Carbon-nitrogen interactions in fertility island soil from a tropical semi-arid ecosystem, *Functional Ecology*, 24: 233-242
82. Pimentel D, Harvey C, Resosudarmo Sinclair K, Kurz D, Mcnair MM, Crist S, Shpritz L, Fitton L, Saffouri R, Blair RP, 1995, Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits, *Science*, 267:1117–1123.
83. Potthast K., Hamer U., Makeschin F., 2010, Impact of litter quality on mineralization processes in managed and abandoned pasture soils in Southern Ecuador, *Soil Biology and Biochemistry* 42:56-64
84. Powers J.S., Montgomery R.A., Adair E.C., Brearley F.Q., DeWalt S.J., Castanho C.T., Chave J., Deinert E., Ganzhorn J.U., Gilbert M.E., González-Iturbe J.A., Bunyavejchewin S., Grau H.R., Harms K.E., Hiremath A., Iriarte-Vivar S., Manzane E., de Oliveira A.A., Poorter L., Ramanamanjato J.B., Salk C., Varela A., Weiblen G.D., Lerdau M.T., 2009, Blackwell Publishing Ltd *Decomposition in tropical forests: a pan-tropical study of the effects of litter type, litter placement and mesofaunal exclusion across a precipitation gradient*, *Journal of Ecology*, 97: 801–811
85. Pulgarín A.G., Pérez -Naranjo J.C., 2005, Determinación de nitratos y amonio en muestras de suelo mediante el uso de electrodos selectivos, *Revista Facultad Nacional de Agronomía*, 58(1):9
86. Qasemian L., Guiral D., Ziarelli F., Van Dang T.K., Farnet A.M., 2012, Effects of anthracene on microbial activities and organic matter decomposition in a *Pinus halepensis* litter from a Mediterranean coastal area, *Soil Biology and Biochemistry*: 148-154
87. Rillig M.C., Wright S.F., Eviner V.T., 2002, The role of arbuscular mycorrhizal fungi and glomalin in soil aggregation: comparing effects of five plant species, *Plant and Soil* 238: 325–333
88. Rinnan R., Michelsen A., Jonasson S., 2008, Effects of litter addition and warming on soil carbon, nutrient pools and microbial communities in a subarctic heath ecosystem, *applied soil ecology*, 39:271-281
89. Ripley B., Vanables B., Hornik K., Gebhardt A., Firth D., 2012, MASS: Support Functions and Datasets for Vnables and Ripley's MASS., r statistics, r project.
90. Robertson P.G., Coleman D.C., Bledsoe S.C., 1999, Sollins P., *Standard Soil Methods for Long-Term Ecological Research*, Oxford University Press, p.480.
91. Russo S.E., Legge R., Weber K.A., Brodie E.L., Goldfarb K.C., Benson A.K., Tan S., 2012, Bacterial community structure of contrasting soils underlying Bornean rain forests: Inferences from microarray and next-generation sequencing methods, *Soil Biology and Biochemistry*, 55:48-59
92. Rzedowski J., 1991, El endemismo en la flora fenerogénica Mexicana: una apreciación analítica preliminar, *Acta Botánica Mexicana*, 15: 47-64.
93. Salamanca, E.F., Raubuch, M., Joergensen, G. B., Microbial reaction of secondary tropical forest soils to the addition of leaf litter, 2006, *Applied Soil Ecology* 31:53-61
94. Sánchez-Azoteita G.A., Portillo-Quintero C., 2011, Extent and Drivers of Change of Neotropical seasonally dry tropical forest, *Seasonally Dry Tropical Forests*, 45-57 p.
95. Sandoval-Pérez AL, Gavito ME, García-Oliva F, Jaramillo VJ. 2009. Carbon, nitrogen, phosphorus and enzymatic activities under different land uses in a tropical, dry ecosystem. *Soil Use and Management* 25, 419-426.
96. Sariyildiz T., Anderson J.M, 2003, Interaction between litter quality, decomposition and soil fertility: a laboratory study, *Soil Biology and Biochemistry*, 35:391-399

97. Sariyildiz T., Anderson J.M, Kucuk M., 2005, Effects of tree species and topography on soil chemistry, litter quality, and decomposition in Northeast Turkey, *Soil Biology and Biochemistry*, 37:1695:1706.
98. Sasser, M., 1990. Identification of bacteria by gas chromatography of cellular fatty acids. In: Klement, Z. Rudolph, K., Sands, D.C. (Eds.). *Methods in Phytobacteriology Akademiai Kiado. Budapest*, pp.199-203
99. Saura-Mas S., Estiarte M., Peñuelas F., Lloret F, 2012, Effects of climate change on leaf litter decomposition across post-fire plant regenerative groups, *Environmental and Experimental Botany*, 77:274-282.
100. Saynes, V., Hidalgo, C., Etchevers, J. & Campo J, 2005, Soil C and N dynamics in primary and secondary seasonally dry tropical forests in Mexico. *Applied Soil Ecology* 29, 282-289.
101. Schaefer M., Migge-Kleian S., Scheu S., 2009, The Role of Soil Fauna for Decomposition of Plant Residues, *Function and Management of European beech Ecosystems, Ecological Studies*, 208(B):207-230
102. Schimel, J.P., Gullledge, J.A., Clein-Curley, J.S., Lindstrom, J.E., Brsdock, J.F., 1999, Moisture effects on microbial activity and community structure in decomposing birch litter in the Alaskan taiga. *Soil Biology and Biochemistry*, 31: 831-838.
103. Scowcroft P.G., Turner D.R., Vitousek P.M., 2000, Decomposition of *Metrosideros polymorpha* leaf litter along elevational gradients in Hawaii, *Global Change Biology*, 6: 27-85.
104. Shen W., Lin Y., Jenerette G.D., Wu J., 2011, Blowing litter across a landscape: effects on ecosystem nutrient flux and implications for landscape management, *Landscape Ecology*, 26:629-644.
105. Singh, J.S., Raghubanshi, A.S., Singh, R.S. & Srivastava S.C. 1989. Microbial biomass acts as a source of plant nutrients in dry tropical forest and savannah. *Nature* 338, 499-500.
106. Smart R.P., Claver L.J., Crowe A.M., Emmerson K.M., Cresser M.S., 2007, Bracken effects on inorganic nitrogen leaching from an upland podzol, *Soil Use and Management* 23(3):317-322.
107. Šnajdr J., Cajthaml T., Valášková V., Merhautová V., Petránková M., Spertz P., Leppänen K., Baldrian P., 2011, Transformation of *Quercus petraea* litter: successive changes in litter chemistry are reflected in differential enzyme activity and changes in the microbial community composition, *Microbiology Ecology*, 74:291-303,
108. Srivastava S.,C., Singh J.,S., 1991, Microbial C,N and P in dry tropical forest: effects of alternate land-uses and nutrient flux, *Soil biology and Biochemistry*, Volume 23, issue 2, p. 117-124
109. Stanier Y. R., Ingraham J.L., Wheelis M.L., Painter P.R., 2005, *Microbiología: Segunda Edición*, Editorial Reverté, 768 p.
110. Tabatabai, M.A. Bremner, J.M., 1969, Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity, *Soil Biology & Biochemistry* 1, 301 – 307.

111. Tilman D., Cassman G.K., Matson A.P., Naylor R., Polasky S., 2002, Agricultural sustainability and intensive production practices, *Nature*, 418:671-677
112. Toledo V. M., 2006, Ecología, sustentabilidad y manejo de recursos naturales: La investigación científica a debate, Manejo, conservación y restauración de recursos naturales en México, coord.. Castillo A., Oyama K., Siglo XXI, primera edición, pp. 27-43.
113. Trejo I., Dirzo R., 2000, Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* 94:133-142.
114. Trejo, V. I. 1999, Clima de la Selva Baja Caducifolia en México, *Investigaciones Geográficas(Mx)*, Universidad Nacional Autónoma de México, 039:40-45
115. Tronch Thompson L.M., Troeh F.R., 1988, Los suelos y su Fertilidad, Editorial Reverté, cuarta edición, 661 p.
116. Urrutavizcaya, F.M., Defossé E. G., Gonda E. H., 2012, Effect of Sowing Season, Plant cover, and climatic Variability on Seedling Emergence and Survival in Burned *Autrocedrus chilensis* Forest, *Restoration Ecology*, 20:131-140
117. van der Heijden, M.A.G., Bardgett, R.D., van Straalen, N.M., 2008. The unseen majority: soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, 11: 296-310.
118. Vance, P.C., 2001, Symbiotic Nitrogen Fixation and Phosphorus Acquisition, *Plant Nutrition in a World of Declining Renewable Resources*, American Society of Plant Physiologists, 127 (2): 390-397
119. Velázquez A., Mas J.F., Díaz Gallegos J.R., Mayorga Saucedo R., Alcántara P.C., Castro T., Fernandez T., Bocco G., Ezcurra E., Palacio J.L., 2002, Párametros y tasas de cambio de uso del suelo en México, *Gaceta ecológica Instituto Nacional de Ecología*, 21-37 p.
120. Veluci-Marlow RM, 2007, Seasonal and experimental effects on microbial composition and dynamics in tropical forest regrowth, Ph.D dissertation. Gainesville, University of Florida
121. Villegas Casares, W. A. Acereto ,P. O. Escoffié ;Vargas, M. E. Análisis Ultravioleta-visible. la Teoría y la Práctica en el ejercicio profesional.; 1ª ed. ; Ed. UADY; Mexico:2006; pp.82,86.
122. von Uexküll H.R, Mutert E., 1995, Global extent, development and economic impact of acid soils, *Plant Soil*, 171:1–15.
123. Waldrop M.P., Balser T.C., Firestone M.K., 2000, Linking microbial community composition to function in a tropical soil, *Soil Biology and Biochemistry*, 32:1837-1846.
124. Waldrop, M. P. and Firestone M.K., 2006, Seasonal Dynamics of Microbial Community Composition and Function in Oak Canopy and Open Grassland Soils, *Microbial Ecology* 52:470-479
125. Wang C., Han G., Jia Y., Feng X., Guo P., Tian X., 2011, Response of litter decomposition and related soil enzyme activities to different forms of nitrogen fertilization in a subtropical forest, *Ecology Society of Japan*, 26:505-513.
126. Wardle, D.A., 1992, A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil. *Biol. Rev.*, 67: 321 - 358 .
127. Whalen K.J., Sampedro L., 2010, *Soil Ecology and Management*, Modular Texts, 296 p.
128. Wheeler B., 2010, *lmPerm: Linear model functions using permutations tests, r statistics, r project*.

129. Willis R.B., Montgomery M.E., Allen P.R., Improved method for manual, colorimetric determination of total Kjeldahl nitrogen using salicylate. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*.1996;44:1804–1807.
130. Wood T.E., Laerence D., Clark D.A., Chazdon R.L.,2009, Rain forest nutrient cycling and productivity in response to large-scale litter manipulation, *Ecology*, 90(1):109-121
131. Wu T.Y., Gutknecht J., Nadrowski K., Geißler C., Kühn P., Scholten T., Both S., Erfmeier A., Böhnke M., Bruelheide H., 2012, Relationships Between Soil Microorganisms, Plant Communities, and Soil Characteristics in Chinese Subtropical Forests, *Ecosystems*, 15(4):624-636.