



FACULTAD DE CIENCIAS
EXACTAS Y NATURALES

Universidad Nacional de La Pampa

**“UTILIZACIÓN DE LA BIOMASA Y ACTIVIDAD
MICROBIANA COMO INDICADORES DE CALIDAD
EDÁFICA EN EL CALDENAL”**

BLANCO, Ivana Beatriz

**TESINA PRESENTADA PARA OBTENER EL GRADO
ACADÉMICO DE INGENIERA EN RECURSOS NATURALES Y
MEDIO AMBIENTE**

SANTA ROSA (LA PAMPA)

ARGENTINA

2024

Prólogo

Esta Tesina es presentada como parte de los requisitos para optar al grado Académico de Ingeniera en Recursos Naturales y Medio Ambiente de la Universidad Nacional de La Pampa y no ha sido presentada previamente para la obtención de otro título en esta Universidad ni en otra Institución Académica. Se llevó a cabo en el Laboratorio de Microbiología Aplicada dependiente del Departamento de Química, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, UNLPam, durante el período comprendido entre el 20 de mayo de 2022 y el 16 de febrero de 2024, bajo la dirección de la Dra. AMBROSINO Mariela Lis y bajo la codirección de la Dra. LUCERO Cinthia Tamara.

Santa Rosa (L.P), 25 de marzo de 2024

A handwritten signature in blue ink, consisting of stylized, overlapping loops and lines, positioned above the name Ivana Beatriz Blanco.

Ivana Beatriz Blanco

Agradecimientos

A la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa (FCEyN-UNLPam) por brindarme todos los recursos necesarios para que pueda crecer académicamente y personalmente.

A mi directora la Dra. Mariela Ambrosino por los conocimientos transmitidos, el tiempo dedicado, y la paciencia durante esta etapa final.

A mi Co-directora Dra. Lucero Cinthia Tamara y a los jurados Dra. Lorda Graciela y Mg. Ernst Ricardo por las sugerencias y las correcciones.

A la Secretaría de Ambiente y Cambio Climático del Gobierno de la Pampa, y particularmente, a Flavio Herbsomer guardaparque de La Reserva Provincial Parque Luro, por su predisposición y colaboración a la hora de realizar los muestreos.

Al grupo de “Microbiología Aplicada” de la FCEyN-UNLPam y de “Ecología” del Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur, por el apoyo y ayuda recibida al momento de realizar los muestreos y ensayos de laboratorio.

A mi familia, y especialmente mi compañero Hugo Khun, por su ayuda en procesamiento de imágenes y apoyo incondicional durante todos estos años de carrera.

A Dios y a la Virgen por acompañarme siempre.

Santa Rosa (L.P.), 25 de marzo de 2024

A handwritten signature in blue ink, consisting of stylized initials and a long horizontal stroke.

Ivana Beatriz Blanco

RESUMEN:

Los pastizales naturales conforman extensas comunidades vegetales en el mundo, y en los últimos años, han manifestado importantes cambios en su estructura y composición como consecuencia de un aumento en la densidad y cobertura de arbustos. Para la rehabilitación de estos ecosistemas, resulta importante la evaluación de la calidad del suelo donde los microorganismos juegan un rol central. En La Pampa se realizan diferentes manejos para restituir el estrato graminoso-herbáceo. Esta tesina se llevó a cabo en la Reserva Provincial Parque Luro, en áreas con diferentes fisonomías de bosque de caldén e historias previas de manejo. Se evaluó la calidad del suelo utilizando propiedades vinculadas a la estructura y funcionalidad de las comunidades microbianas. El estudio demostró que el estrato arbóreo influye en la eficacia para degradar la materia orgánica de las comunidades microbianas. En general, los mayores contenidos de carbono orgánico registrados en los parches de árboles y arbustos, fueron coincidentes con una mayor actividad y biomasa microbiana. Sin embargo, en las áreas con quema y raleo mecánico se registró una menor susceptibilidad a la degradación biológica del carbono, y eficiencia en su conversión a biomasa microbiana. La presencia de las especies leñosas en los pastizales naturales, influye y en algunos casos mejora la calidad edáfica; sin embargo, la cobertura y densidad debe ser monitoreada a lo largo del tiempo. De esta forma, se garantiza la conservación de la diversidad vegetal, y a través de las comunidades microbianas, la plasticidad y capacidad del suelo para degradar la materia orgánica, preservando sus funciones y servicios ecosistémicos.

ABSTRACT:

Natural grasslands are extensive plant communities in the world. In recent years, they have shown important changes in their structure and composition as a consequence of an increase in shrubs density and cover. In order to rehabilitate these ecosystems, it is important to evaluate soil quality, where microorganisms play a central role. In La Pampa, different managements are used to restore the grass-herbaceous stratum. This thesis was conducted in the Parque Luro Provincial Reserve, in areas with different caldén forest physiognomies and previous management histories. Soil quality was evaluated using properties related to the structure and functionality of microbial communities. The study showed that the tree stratum influences the organic matter degradation efficiency of microbial communities. In general, the highest organic carbon contents recorded in the tree and shrub patches were coincident with the highest microbial biomass and activity. However, a lowest susceptibility to biological degradation of carbon, and efficiency in its conversion to microbial biomass, was recorded in areas with burning and roller-chopping. Woody species presence in natural grassland influences, and in some cases, improves the soil quality; however, their cover and density should be monitored. This ensures the plant diversity conservation and, through microbial communities, the plasticity and capacity of soil to degrade organic matter, preserving its functions and ecosystem services.

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN	1
Objetivo general:	5
Objetivos específicos:	5
Hipótesis de trabajo:.....	6
MATERIALES Y MÉTODOS	7
Sitio de Estudio	7
Manejos Aplicados.....	9
Diseño Experimental.....	10
Caracterización de la vegetación e indicadores de calidad de suelo evaluados	11
Análisis Estadísticos	13
RESULTADOS.....	14
Caracterización de la vegetación presente en las diferentes fisonomías, áreas y parches estudiados.....	14
Humedad edáfica.....	17
Parámetros químicos del suelo.....	18
<i>pH</i>	18
<i>Carbono Orgánico Total (COT)</i>	18
<i>Nitrógeno Orgánico Total (NOT)</i>	20
<i>Nitrógeno Inorgánico (Ni)</i>	21
<i>Fósforo Extractable (Pe)</i>	22
Parámetros microbiológicos del suelo:	24
<i>Respiración Microbiana (RM)</i>	24
<i>Carbono de la Biomasa Microbiana (C-BM)</i>	25
<i>Actividad Deshidrogenasa (AD)</i>	26
Índices de calidad del Suelo.....	27
DISCUSIÓN	29
Humedad edáfica.....	29
Parámetros químicos del suelo.....	30
Parámetros microbiológicos del suelo	32
Índices de calidad del suelo.....	33
CONCLUSIONES Y CONSIDERACIONES FINALES.....	35
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	36

INTRODUCCIÓN

Los pastizales naturales conforman una de las comunidades vegetales más extensas en el mundo, debido a que ocupan la quinta parte de la superficie terrestre (Estell *et al.*, 2012). En ambientes áridos y semiáridos, es posible hallar árboles y arbustos aislados en una matriz de vegetación herbácea (Van Auken, 2000). En los últimos años, se han manifestado importantes cambios en la estructura y composición de estas comunidades vegetales como consecuencia de los numerosos disturbios a los que fueron sometidas; entre ellos, la herbivoría y los incendios (Distel, 2016). Una de las consecuencias más notorias de este deterioro es la arbustización, proceso que consiste en el aumento de densidad, cobertura y biomasa de especies de crecimiento arbustivo o semi-arbustivo en ambientes dominados por herbáceas (Haubensak y Parker, 2004; Van Auken, 2009). En general, estas especies leñosas son nativas y estaban presentes en baja densidad o en áreas restringidas (Van Auken, 2000; Dussart, *et al.*, 2011). La invasión de árboles y arbustos en los pastizales y sabanas, y la subsiguiente conversión de los mismos, altera sus funciones ecosistémicas y productivas (Van Auken, 2000; Distel, 2016). Esto genera un mosaico de vegetación de áreas empobrecidas entre arbustos, y el fortalecimiento de “islas de fertilidad” que se forman en torno a éstos (Schlesinger *et al.*, 1996; Busso y Bonvissuto, 2009). Sin embargo, Eldridge *et al.* (2011) demostraron que el incremento en la cobertura de leñosas se asociaba con disminuciones en la cobertura de gramíneas y el pH del suelo, pero también con aumentos en el carbono aéreo y carbono orgánico total, en el nitrógeno total, el calcio intercambiable del suelo, el fósforo disponible y la mineralización potencial de nitrógeno. La cobertura arbustiva propiciaría el desarrollo de comunidades microbianas que poseen altas tasas de crecimiento y requerimientos de nutrientes (Xiang *et al.*, 2018). En adición, Ambrosino *et al.* (2023) encontraron evidencias de un efecto beneficioso de la presencia arbustiva sobre parámetros químicos y bioquímicos asociados al uso eficiente de nutrientes, funcionalidad y actividad de las comunidades microbianas.

A pesar de la existencia de resultados contradictorios sobre del efecto de la cobertura arbustiva en el funcionamiento de los ecosistemas semiáridos, se ha demostrado que cuando ésta se mantiene en umbrales inferiores al 60%, se preservan diversos servicios ecosistémicos de los pastizales naturales. Estos contemplan la producción de forraje, la fertilidad del suelo, el secuestro de carbono y el mantenimiento de la diversidad (Maestre *et al.*, 2016). Los efectos, positivos o negativos, de la presencia arbustiva dependen, en parte, de la identidad particular de las especies leñosas y herbáceas involucradas (Maestre

et al., 2009; Eldridge y Soliveres, 2015). Las mismas determinan, además, la configuración espacial y la biomasa microbiana en estos ambientes, lo que impacta directamente sobre la dinámica de nutrientes en el suelo. (Bachar *et al.*, 2012; Cao *et al.*, 2016)

Desde un punto de vista económico, muchos de los pastizales naturales de estas áreas semiáridas, son utilizados para la cría de ganado bovino. En función de esto, se han empleado diferentes prácticas de manejo con el propósito de reducir la cobertura aérea y densidad de leñosas, como así también, la presencia de gramíneas perennes no deseables en los ambientes arbustizados (Bóo *et al.*, 1996, 1997; Ernst *et al.*, 2015). Una de ellas, es la realización de quemas prescriptas. Éstas consisten en la utilización controlada del fuego por personal calificado, sobre un material combustible localizado puntualmente en un área específica, bajo condiciones climáticas seleccionadas con el fin de lograr objetivos de manejo bien definidos (Weber y Taylor, 1992). La respuesta de la comunidad vegetal a este disturbio, depende en gran medida de su composición y estructura (Bravo *et al.*, 2003; Estelrich *et al.*, 2005; Ernst *et al.*, 2015). El fuego actúa sobre el establecimiento, crecimiento y supervivencia de las plantas. Si los individuos que componen la comunidad poseen mecanismos de regeneración post-fuego, se crearán las condiciones necesarias de luz y espacio para que el banco de semillas sea activado y la vegetación se recupere (Morici *et al.*, 2009; Benech-Arnold *et al.*, 2014). Sin embargo, a pesar de que la germinación de algunas semillas enterradas puede ser estimulada, un gran tiempo de exposición al fuego y al humo puede inhibirlas (Gignoux *et al.*, 1997).

Otras prácticas de manejo empleadas son los controles mecánicos. Algunos de ellos implican el pasaje de maquinaria (rolo) que disminuye la cobertura arbórea y arbustiva con diámetro de tronco de fuste menor a 10 cm, dejando en pie la vegetación arbórea (Adema, 2006). Otras intervenciones, involucran el raleo selectivo de arbustos en forma manual por medio del hacha o motosierra, o de máquinas autopropulsadas equipadas con equipos de corte (trituradora forestal), como una sierra giratoria o un cabezal cosechador (Leinonen, 2007; Nghikembua *et al.*, 2021). De esta forma, se abre el sistema, pasando de una fisonomía cerrada a una sabánica, que permite un mayor ingreso de luz y agua, favoreciendo el desarrollo de biomasa herbácea e incrementando la oferta forrajera y accesibilidad al ganado (Aguilera y Steinaker, 2001; Adema, 2006). Además, el control mecánico, se considera una práctica conservacionista de la diversidad en ambientes arbustizados, debido a que, si bien la cobertura arbustiva se ve disminuida, no hay efecto sobre la densidad total de individuos (Mora y Rosales Mercado, 2012).

La presencia de distintos grupos funcionales de especies vegetales, controla diferentes procesos ecosistémicos, particularmente aquellos que las vinculan directamente con el suelo (Cornelissen *et al.*, 1999). Debido a la baja disponibilidad de nutrientes y agua, en los ambientes áridos y semiáridos, las plantas a menudo están distribuidas en parches de suelo y vegetación que determinan una heterogeneidad funcional y espacial (Aguilera *et al.*, 1999). En el proceso de rehabilitación y conservación de estos ecosistemas, resulta muy importante la evaluación de la “calidad del suelo”. La misma se define como la capacidad para mantener su productividad biológica, promoviendo además la salud de las plantas, animales y del propio ser humano (Doran y Parkin, 1994). Es un proceso dinámico, y puede cambiar en el corto plazo de acuerdo con las condiciones ambientales, el uso y las prácticas de manejo (Navarrete Segueda *et al.*, 2011). Los microorganismos juegan un rol central en el funcionamiento del suelo, y su acción se ve influenciada tanto por sus propiedades físicas como químicas (Barrios, 2007). Éstos intervienen y regulan importantes procesos ecosistémicos como la descomposición y el ciclo de nutrientes, con impactos directos en el crecimiento de las plantas y en la producción primaria (Nannipieri *et al.*, 2003).

En Argentina, tres cuartas partes del territorio son zonas áridas y semiáridas. A su vez, dos tercios están asociados con ecosistemas pertenecientes a pastizales naturales (Fernández y Busso, 1999). El Distrito del Caldén, perteneciente a la Provincia Fitogeográfica del Espinal (Cabrera, 1976), se extiende en el centro y sureste de la provincia de San Luis, suroeste de la provincia de Córdoba, centro de la provincia de La Pampa y sur de Buenos Aires (Anderson *et al.*, 1970). La comunidad vegetal está constituida por un bosque abierto donde la especie dominante es *Neltuma caldenia* (Burkart) C.E. Hughes & G.P. Lewis (Caldén), de 8 a 10 m de altura, un sotobosque dominado por pastos cortos de ciclo invernal, o pastos intermedios megatérmicos, y un estrato arbustivo presente en densidades variables, formado por especies como *Condalia microphylla* Cav y *Schinus* sp. (Cano *et al.*, 1980; Estelrich *et al.*, 2005). Estudios sobre la dinámica a largo plazo de las poblaciones de especies leñosas, sugieren una baja densidad de arbustos y árboles en el Caldenal antes de la introducción del ganado (Dussart *et al.*, 1998, 2011). Las distintas prácticas realizadas sobre estos ambientes, como la ganadería de cría extensiva con una elevada presión de pastoreo, manejo de aguadas e infraestructura, y el cambio climático, entre otras, se asocian con la pérdida acelerada de la cobertura vegetal, la erosión del suelo y el reemplazo de especies de alto valor forrajero por otras no preferidas por el ganado (Schlesinger *et al.*, 1990; Archer y Smeins, 1991; Morici *et al.*,

2009). En adición, otro tipo de factores, tales como los cambios en los regímenes históricos de incendios y la dispersión de semillas de plantas leñosas por el ganado y aves, han promovido la formación de “fachinales”, es decir, comunidades vegetales dominadas por especies arbustivas y arbóreas de baja altura y especies indeseables de gramíneas con pocos requerimientos de luz (Bordón, 1983; Medina *et al.*, 2000; Rauber *et al.*, 2014).

Respecto del suelo, Rauber *et al.* (2014) informaron que la presencia de fachinales está relacionada con una baja cantidad de materia orgánica y alta cobertura de mantillo. Además, Hepper *et al.* (2013) demostraron que los suelos asociados a las especies no deseables creciendo bajo *N. caldenia*, presentaron mayor contenido de carbono orgánico total, nitrógeno total y fósforo disponible que aquellos asociados a las especies preferidas y al estrato arbustivo creciendo por fuera del estrato arbóreo. Por su parte, la realización de quemas controladas ha demostrado ser efectiva para restablecer la productividad en los pastizales naturales del Caldenal (Bóo *et al.*, 1996, 1997). Luego del fuego, se producen aumentos en los contenidos de carbono orgánico total, particulado y mineral, también en el nitrógeno total y magnesio intercambiables del suelo en general, y en particular, del fósforo extractable en los sitios arbustizados y con presencia de especies forrajeras (Larroulet *et al.*, 2016b). Por su parte, los tratamientos mecánicos han contribuido a incrementar la dominancia de especies deseables (Kunst *et al.*, 2003; Adema *et al.*, 2004). Larroulet *et al.* (2020), hallaron aumentos en los contenidos del carbono orgánico total, la respiración edáfica y el coeficiente metabólico, luego de aplicar tratamientos mecánicos, probablemente debido a aumentos en la actividad microbiana, relacionada a la descomposición de los residuos vegetales incorporados al suelo luego de la aplicación de determinado manejo. Sin embargo, en estudios realizados en otras zonas semiáridas similares, Anriquez *et al.* (2005) no encontraron efectos, a mediano plazo, de esta práctica de manejo sobre el carbono orgánico total y particulado, la respiración edáfica, el carbono de la biomasa microbiana, la actividad deshidrogenasa y la densidad aparente del suelo. También se han realizado estudios que involucraron el empleo combinado de los manejos mencionados anteriormente, y que han arrojado resultados promisorios para reestablecer la vegetación herbácea (Suárez *et al.*, 2018). Respecto del suelo, si bien la biomasa y actividad de los microorganismos pareciera reestablecerse a los pocos meses de aplicar los manejos (Larroulet *et al.*, 2016a), los efectos sobre la diversidad microbiana, que podrían verse afectados en el largo plazo, permanecen aún sin explorar. Desde un punto de vista ecológico, la conservación de la fertilidad del suelo y el grado en que la mayor o menor

presencia de la cobertura arbustiva impacta sobre la sostenibilidad del sistema, permanece aún en discusión.

En el marco de la Ley Nacional N° 26.331 (Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos) y la Ley Provincial N° 2.624 (Ordenamiento Territorial de los Bosques en la Provincia de La Pampa), en La Pampa se están realizando diferentes manejos para restituir la vegetación, abrir el sistema, disminuir incendios, y mejorar la calidad forrajera y diversidad del estrato gramíneo-herbáceo. Como resultado de la aplicación de los mismos, se ha logrado reducir la cobertura de leñosas, incrementar la accesibilidad del sistema, favorecer el establecimiento de las especies forrajeras y mejorar la estructura arbórea del bosque (Estelrich *et al.*, 2021). Sin embargo, se ha demostrado que, debido a la gran heterogeneidad ambiental, y variabilidad en la estructura y composición de la vegetación, no existe un manejo generalizado para estas áreas (Estelrich *et al.*, 2021). Por lo tanto, es necesario que las estrategias sean diseñadas para cada situación en particular, en algunos casos involucrando la aplicación combinada de distintas prácticas y enmarcadas en un plan de manejo que permita su continuidad, control, seguimiento y readecuación en función de la respuesta del sistema (Estelrich *et al.*, 2021).

Dada la problemática actual de la región, surgen interrogantes sobre cómo, a mediano y largo plazo, las historias previas de manejo, impactan sobre la calidad del suelo. Al mismo tiempo, surge el interés de analizar cómo se relacionan la identidad de las especies vegetales y la cobertura de leñosas de las distintas fisonomías de bosque con la estructura y funcionalidad de las comunidades microbianas del suelo.

Objetivo general:

Evaluar el efecto de diversas prácticas de manejo previas, en áreas del Caldenal pampeano, sobre la calidad del suelo, mediante diferentes indicadores relacionados a la estructura y funcionalidad de las comunidades microbianas.

Objetivos específicos:

Se dispuso de un pastizal natural en el Caldenal, sometido a diferentes manejos teniendo en cuenta las distintas fisonomías del bosque. Éstos involucraron, por un lado, la aplicación conjunta de una quema controlada y posterior raleo mecánico, y por el otro, la realización individual de un raleo mecánico.

En este contexto, se propusieron los siguientes objetivos específicos:

1. Evaluar el efecto de distinta vegetación dominante, resultante de los manejos realizados, sobre:
 - a) la humedad edáfica;
 - b) las propiedades químicas del suelo, tales como pH, carbono orgánico total (COT), nitrógeno orgánico total (NOT) e inorgánico (Ni) y fósforo extractable (Pe);
 - c) las propiedades microbiológicas del suelo tales como la actividad deshidrogenasa (AD), la respiración microbiana (RM) y biomasa microbiana (BM).
2. Calcular y evaluar índices de calidad del suelo a partir de los parámetros químicos y microbiológicos estudiados, tales como capacidad del suelo para almacenar y reciclar nutrientes desde la materia orgánica, cociente microbiano, susceptibilidad a la degradación biológica del COT, y cociente metabólico.

Hipótesis de trabajo:

(H1) La diferente vegetación dominante, consecuencia de los distintos manejos realizados, incide sobre la calidad edáfica estimada a partir de parámetros químicos y microbiológicos.

(H2) Existe una mejora en la calidad del suelo en áreas sometidas a diferentes manejos, respecto de aquellas sin intervenir, debido al mayor aporte de restos vegetales y al proceso de sucesión secundaria.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de Estudio

El estudio se llevó a cabo durante el año 2022, en la Reserva Provincial Parque Luro ($36^{\circ}54'49''\text{S}$; $64^{\circ}15'41''\text{O}$), localizada a 36 km al sur de la ciudad capital Santa Rosa, en el valle Chapalcó de la provincia de La Pampa. La misma posee 7.608 ha, se encuentra en la Provincia Fitogeográfica del Espinal, Distrito del Caldén (Caldenal; Cabrera, 1976) y actualmente es la porción de bosque más grande del distrito (Fig. 1; Duval *et al.*, 2019).

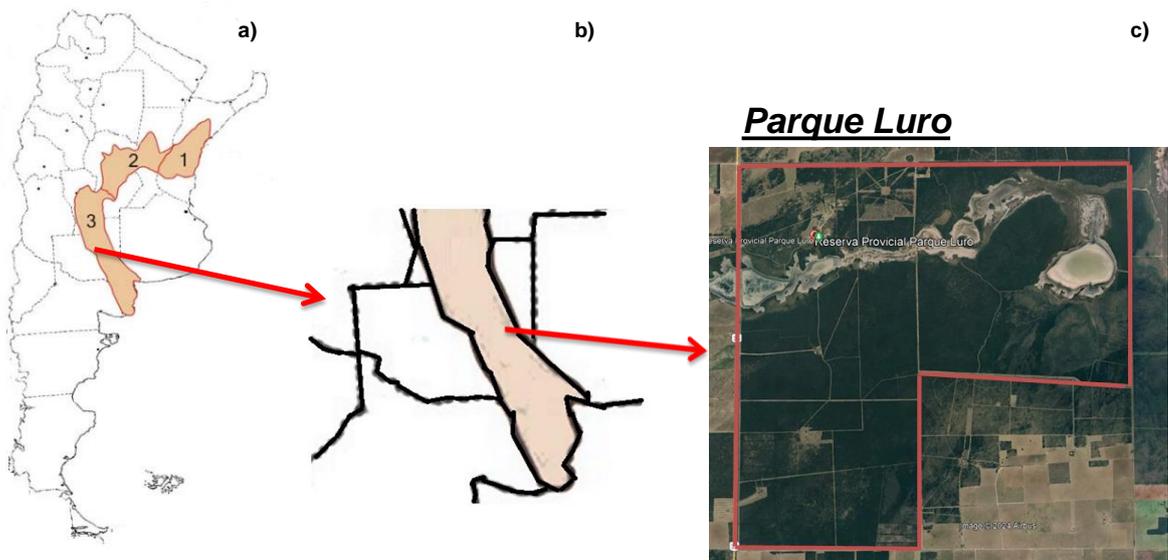


Figura 1. a) Ubicación de la provincia fitogeográfica del espinal en La Argentina y sus distritos: Ñandubay (1), Algarrobo (2), y Caldén (3) (Basado en Cabrera, (1976) y Burkart *et al.*, (1999)). b) Distrito del Caldén en la provincia de La Pampa (Imagen modificada de Lell (2004)). c) Ubicación de la Reserva Provincial Parque Luro en La Pampa, la línea roja indica los límites de la reserva.

Los suelos son francos arenosos finos y profundos (Cano *et al.*, 1980) de densidad aparente $0,91 \pm 0,02 \text{ g cm}^{-3}$. El clima de la región es templado semiárido, con una temperatura media en el invierno de $7,7 \text{ }^{\circ}\text{C}$ y en el verano de $22,8 \text{ }^{\circ}\text{C}$. La precipitación anual promedio es de 676 mm, registrándose la mayor cantidad durante los meses de octubre y noviembre (Duval *et al.*, 2019). La precipitación total anual para el año 2022 fue de 554 mm; en la Figura 2 se muestran los valores de precipitaciones mensuales.

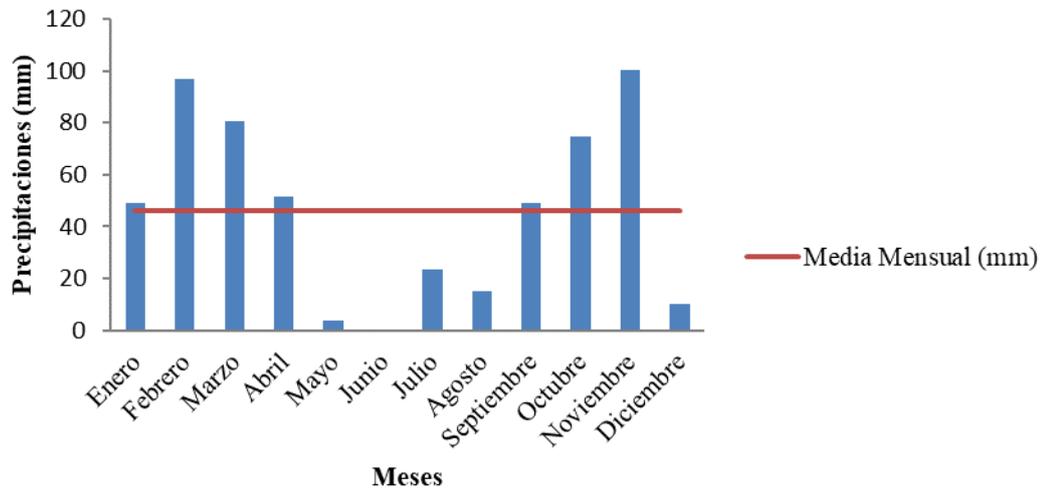


Figura2. Precipitaciones mensuales (mm) registradas en la Reserva Provincial Parque Luro durante el año 2022.

El área está dominada por un bosque caducifolio de *N. caldenia*. Los ejemplares de esta especie a menudo se asocian con *Neltuma flexuosa* (DC.) C.E. Hughes & G.P. Lewis, *Geoffroea decorticans*. (Gill ex Hook. & Arn.) Burkart y *Jodina rhombifolia* (Hook. & Arn.) (Informe Regional Espinal, 2006). El estrato arbustivo está compuesto principalmente por *Schinus fasciculata* (Griseb.) I.M. Johnst, *C. microphylla*, *Chuquiraga erinacea* D. Don, *Lycium chilense* Miers ex Bertero, *Neltuma flexuosa* (DC.) C.E. Hughes & G.P. Lewis var. *depressa* (F.A. Roig) C.E. Hughes & G.P. Lewis, *Lycium gilliesianum* Miers y *Aloysia gratissima* (Gillies & Hook. ex Hook.). El estrato graminoso-herbáceo está compuesto por especies forrajeras como *Piptochaetium napostaense* (Speg.) Hackel, *Poa ligularis* Nees ex Steud, *Nassella tenuis* (Phil.) Barkworth, y no forrajeras como *Nassella tenuissima* (Trin.) Barkworth, *Amelichloa brachychaeta* (Godr.) Arriaga & Barkworth, *A. ambigua* (Speg.) Arriaga y Barkworth, *Jarava ichu* Ruiz & Pav., y *N. trichotoma* (Nees) Hack. ex Arechav (INTA, 1980).

La introducción de la ganadería y las actividades forestales, junto con factores naturales como los incendios rurales y las condiciones edafoclimáticas de la región, condujeron a un cambio en la composición florística del bosque original, llevándolo a una estructura de bosque secundario, tipo fachinal impenetrable, con una superpoblación de especies leñosas (Peinetti *et al.*, 1993; Estelrich *et al.*, 1997). Esto reviste una alta peligrosidad, ya que el crecimiento de los arbustos aumenta el riesgo de incendios en el bosque (Duval, 2017).

Manejos Aplicados

Dentro del marco de la Ley Nacional N° 26.331 y la Ley Provincial de Bosques N° 2.624, la Subsecretaría de Ambiente del Gobierno de La Pampa está llevando a cabo distintas intervenciones relacionadas a la restauración y conservación del bosque nativo de la Reserva. Las mismas, se realizan teniendo en cuenta las distintas fisonomías del Caldénal y se abocan principalmente a la disminución del material combustible y la apertura del sistema, para permitir la recuperación y conservación del estrato gramíno-herbáceo.

Para la realización de este estudio, se seleccionaron dos fisonomías de bosque con diferentes historias de manejo: la primera de ellas (Fisonomía 1), ubicada en el sector sur de la reserva, había sido sometida a una quema controlada y posterior raleo mecánico en septiembre de 2017 (Fig. 3). El área estaba compuesta por un bosque muy abierto de *N. caldenia* y arbustal cerrado en el cual dominaban especies de *S. fasciculata*, y renuevos de caldén, junto a sectores de pastizal dominados de *P. ligularis*, *N. longiglumis*, *Digitaria californica* (Benth.) Henrard, *P. napostaense* y *N. tenuissima*. La quema actuó principalmente sobre el estrato gramíno-herbáceo, y el raleo mecánico por medio de una trituradora forestal sobre el sector de alta prevalencia de renuevos de caldén (aproximadamente 3,5 ha). El pasaje de la maquinaria dejó en pie individuos arbóreos con un diámetro de tronco a la altura del pecho (DAP) superior a 10 cm y, en algunas áreas, se removieron los primeros 10-15 cm del suelo, debido al movimiento de la oruga de la trituradora forestal.

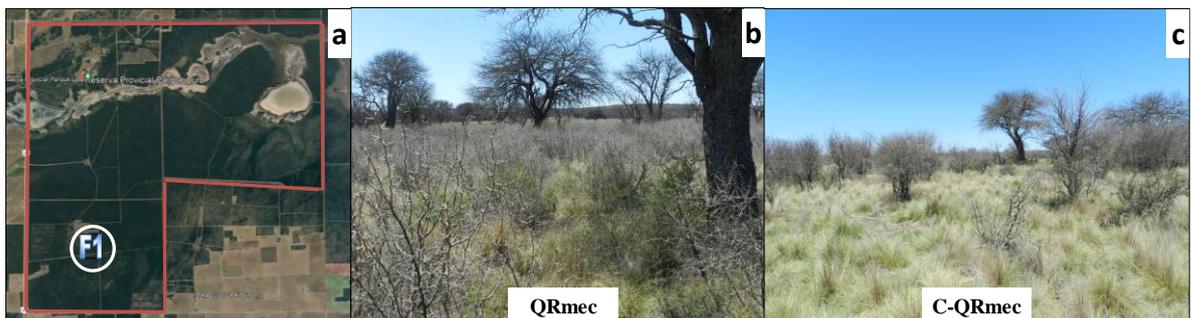


Figura 3. a) Ubicación de la Fisonomía 1 (F1) en La Reserva Provincial Parque Luro. b) Imagen del área con Quema/Raleo mecánico (QRmec) y c) del área control (C-QRmec).

La Fisonomía 2, se encuentra localizada al noroeste de la reserva y estaba compuesta por un bosque abierto a denso con arbustal cerrado, donde en julio de 2019, se le realizó un raleo mecánico con trituradora forestal (Fig. 4). El área presentaba signos de

un antiguo incendio en 1988 y se encontraba constituida por un estrato arbóreo de *N. caldenia* y *S. fasciculata* y, en menor proporción, *G. decorticans* y *J. robifolia*. El estrato arbustivo presentaba una cobertura mayor al 65%, y estaba compuesto por *G. decorticans*, *L. chilense*, *L. gilliesianum*, *C. microphylla*, *A. gratissima* y renuevos de *N. caldenia* y *S. fasciculata*. El estrato herbáceo presentaba un 15% de cobertura, estaba compuesto por especies anuales como *Bromus catharticus* Vahl var. *rupestris* (Speg.) Planchuelo & P.M. Peterson y gramíneas perennes de bajo valor forrajero como *N. tenuissima*, *J. ichu*, y *A. brachychaeta*. La maquinaria utilizada fue la misma que en 2017, se trabajó de manera selectiva, dejando isletas de individuos de gran porte (DAP superior a 10 cm) y se priorizó la reducción de cobertura del estrato arbustivo. Se observaron zonas de suelo removido y, en su mayoría, cubierto de astillas y restos vegetales triturados (Fig. 4, b).

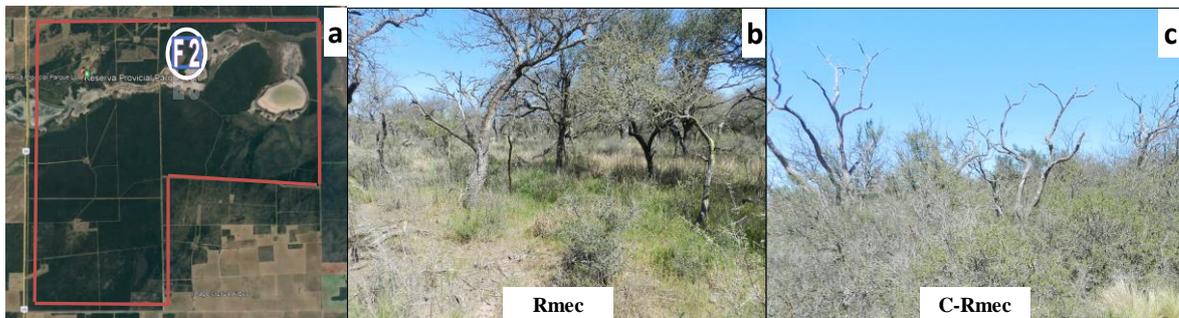


Figura 4. a) Ubicación de la Fisonomía 2 (F2) en La Reserva Provincial Parque Luro. b) Imagen del área con Raleo mecánico (Rmec) y c) del área control (C-Rmec).

Diseño Experimental

Para cada fisonomía de bosque se dispuso de un área de 1 ha que previamente fue sometida a Quema/Raleo mecánico (QRmec) o sólo Raleo mecánico (Rmec) (según corresponda) y 1 ha como control sin intervenir (C-QRmec y C-Rmec, respectivamente) (Fig. 3, 4 y 5). Se realizaron dos muestreos: uno el día 27 de mayo de 2022 (muestreo de otoño) y otro el 25 de noviembre de 2022 (muestreo de primavera). Siguiendo un diseño aleatorizado con réplicas balanceadas, se seleccionaron parches con distinto tipo de vegetación dominante: árboles y arbustos (AA), sólo arbustos (A) y vegetación graminoso-herbácea (G). Se trabajó con 5 réplicas de cada parche (n=5; Fig. 5).

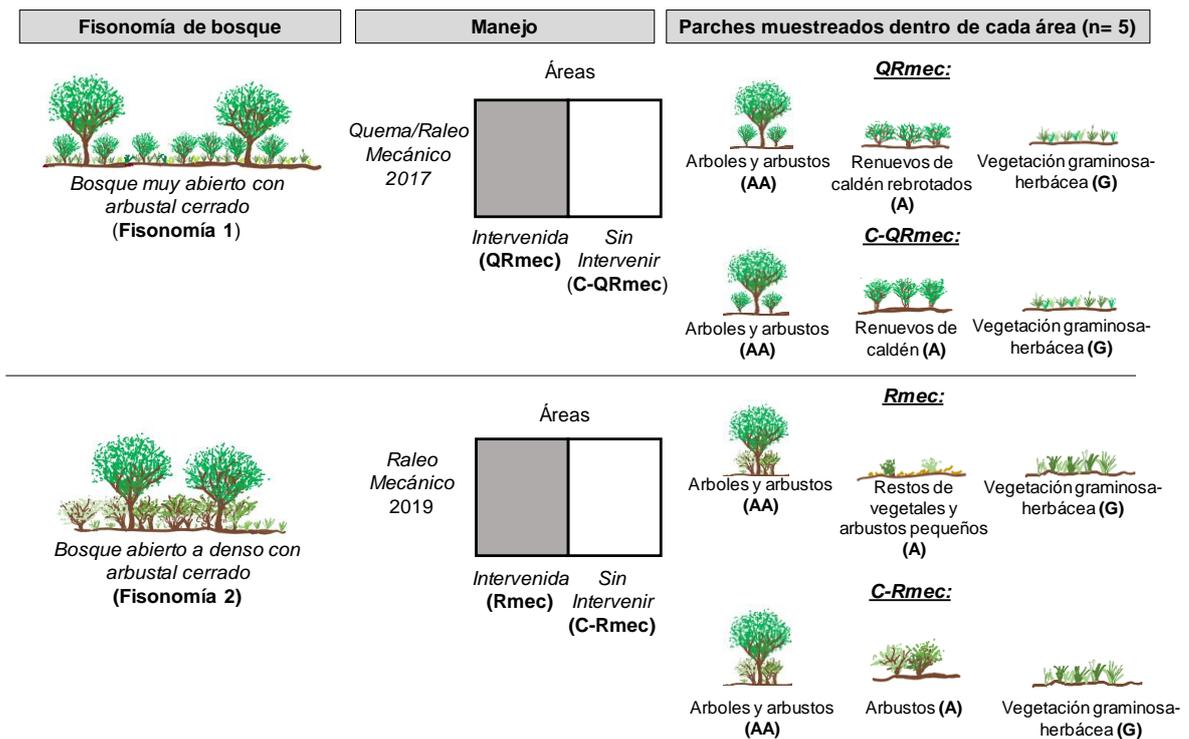


Figura 5. Detalle de cada una de las dos fisonomías de bosque estudiadas, manejos aplicados y parches de vegetación evaluados.

Caracterización de la vegetación e indicadores de calidad de suelo evaluados

En cada fecha de muestreo, se identificó y caracterizó la vegetación presente en los diferentes parches estudiados, se tomaron muestras compuestas de suelo de 0-15 cm en cada parche, y se mantuvieron refrigeradas hasta su análisis.

En relación a la vegetación, se realizó la caracterización y agrupamiento de las diferentes especies teniendo en cuenta la clase botánica, ciclo de vida, calidad forrajera, grupo funcional, época de crecimiento y el origen. Respecto de las muestras de suelo, fueron fraccionadas en el laboratorio, y se conservaron a 4° C o se secaron al aire, según correspondiera para cada determinación.

Se midió la **Humedad edáfica** por el método gravimétrico (Brown, 1995), debido a que indica la cantidad de agua presente en el perfil del suelo, a una determinada profundidad, estrato u horizonte del suelo.

Para la determinación de las propiedades químicas, se evaluó:

a) pH, por vía potenciométrica (Galantini *et al.*, 2005). Este parámetro indica la acidez o alcalinidad del suelo. Su medición, es importante para determinar la disponibilidad y capacidad de asimilación de nutrientes por las plantas. (Schultz, 2020)

b) Carbono orgánico total (COT) según el método de pérdida de peso por ignición (Davies, 1974). Este parámetro influye en la descomposición potencial de la materia orgánica y en el ciclo de nutrientes (Prieto *et al.*, 2011).

c) Nitrógeno orgánico total (**NOT**), constituye más del 90% del N total, pero no es asimilable por las plantas (Schultz, 2020); fue medido por Semimicro-Kjeldahl (Bremner y Mulvaney, 1982).

d) Nitrógeno inorgánico (**Ni**), está constituido principalmente por nitrato y amonio y es fácilmente absorbido por las raíces (Schultz, 2020); fue medido mediante micro destilación por flujo (Bremner y Keeney, 1965).

e) Fósforo extractable (**Pe**) se determinó mediante el método Bray Kurtz I (Bray y Kurtz, 1945). Este parámetro constituye la forma disponible de P para ser utilizado por las plantas.

Además, se determinaron los siguientes parámetros microbiológicos:

a) La respiración microbiana (**RM**), representa la actividad heterotrófica, responsable de procesos tan importantes como los de mineralización y humificación de la materia orgánica; se determinó, mediante el método estático de “respiración por titulación” (Isermeyer, 1952, Alef y Nannipieri, 1995).

b) La biomasa microbiana (**BM**), actúa como fuente y sumidero de la fracción más lábil de los principales nutrientes (C, N, P y S) (Miltner *et al.*, 2011). Es el componente biótico de la materia orgánica y representa el 2–5% de la misma en suelos de pastizales templados (Killham, 1994). Se determinó mediante el método de respiración inducida por sustrato (Anderson y Domsch, 1978) y se utilizó el factor de conversión propuesto por Beck *et al.* (1995) para el cálculo del carbono de la BM (C-BM).

c) La actividad deshidrogenasa (**AD**), está asociada con la actividad microbiana, se encarga de la degradación inicial de la materia orgánica (Ross, 1971). Esta enzima, depende, del estado metabólico del suelo, o la actividad biológica de la comunidad microbiana (Ross, 1970). Se determinó mediante el método desarrollado por Sajjad *et al.* (2002).

Posteriormente a la determinación de cada uno de los parámetros químicos y microbiológicos del suelo, se calcularon diferentes índices relacionados a la calidad del suelo, tales como, capacidad del suelo para almacenar y reciclar nutrientes desde la materia orgánica dada por la relación COT/NOT, el cociente microbiano calculado como la relación C-BM/COT, la susceptibilidad a la degradación biológica del COT y el cociente metabólico (qCO₂) calculados a partir de la relación RM/COT y RM/C-BM, respectivamente (Bastida *et al.*, 2008; Martínez *et al.*, 2020).

Análisis Estadísticos:

Para el análisis de los resultados se utilizó el software INFOSTAT (Di Rienzo *et al.*, 2018). El diseño experimental fue completamente aleatorizado con réplicas balanceadas (n=5). Los datos se analizaron mediante un ANOVA en parcela dividida en el tiempo utilizando como factores principales Fisonomía (Fisonomía 1 y Fisonomía 2), Manejo (Intervenido y Sin intervenir) y Parche (Árboles y Arbustos, Arbustos y Vegetación graminoso-herbácea), y como factor secundario, Muestreo (otoño y primavera). La comparación de medias se realizó mediante el test de LSD de Fisher, con un nivel de significación del 0,05. A fin de cumplir con los supuestos de homocedasticidad y varianza (Sokal y Rolf, 1984), los datos correspondientes las variables Ni y capacidad del suelo para almacenar y reciclar nutrientes desde la materia orgánica fueron transformadas con X^2 ; la RM y C-BM se transformaron con $\ln(x+1)$, y el NOT y cociente microbiano con $\ln(x)$.

En todas las figuras y tablas se presentan los datos sin transformar.

RESULTADOS

Caracterización de la vegetación presente en las diferentes fisonomías, áreas y parches estudiados

En la tabla 1 se detallan las principales características de la vegetación presente en el sitio de estudio.

Tabla 1. Especies vegetales presentes en los parches de vegetación estudiados. Clase Botánica (CB): monocotiledónea (M) o dicotiledónea (D); Ciclo de vida (CV): anual (A) o perenne (P); Calidad Forrajera (CF): forrajera (F) o no forrajera (NF); Grupo Funcional (GF): hierba (H), arbusto (A), sub-arbusto (SA) o árbol (AR); Época de Crecimiento (EC): invierno-primaveral (IP), estival (E), otoño-invierno-primaveral (OIP), primavera-estival (PE), primavera-estivo-otoñal (PEO); origen (O): nativas (NAT) o exóticas (EX).

Nombre científico	Nombre Vulgar	Familia	CB	CV	CF	GF	EC	O
<i>Adesmia muricata</i> (Jacq.) DC.	alverjilla amarilla	Fabaceae	D	A	F	H	IP	NAT
<i>Aloysia gratissima</i> (Gillies & Hook. ex Hook.) Tronc.	cedrón del monte	Verbenaceae	D	P	NF	A	E	NAT
<i>Amelichloa ambigua</i> (Speg.) Arriaga & Barkworth	paja vizcachera	Poaceae	M	P	NF	H	OIP	NAT
<i>Aristida subulata</i> Henrard	pasto crespo	Poaceae	M	P	F	H	PEO	NAT
<i>Baccharis crispa</i> Spreng.	carqueja	Asteraceae	D	P	NF	SA	PE	NAT
<i>Baccharis gilliesii</i> A. Gray	mata trigo	Asteraceae	D	P	NF	SA	PE	NAT
<i>Baccharis glutinosa</i> Pers.	batamonte	Asteraceae	D	P	NF	SA	PE	NAT
<i>Baccharis ulicina</i> Hook. & Arn.	yerba de oveja	Asteraceae	D	P	NF	SA	PE	NAT
<i>Bothriochloa barbinodis</i> (Lag.) Herter	pasto de hoja	Poaceae	M	P	F	H	PEO	NAT
<i>Bromus brevis</i> Nees ex Steud.	cebadilla pampeana	Poaceae	M	A	F	H	OIP	NAT
<i>Bromus catharticus</i> Vahl var. catharticus	cebadilla	Poaceae	M	P	F	H	OIP	NAT
<i>Chenopodium album</i> L.	quínoa	Quenopodiaceae	D	A	NF	H	OIP	EX
<i>Chenopodium desiccatum</i> A. Nels.	quínoa fina	Quenopodiaceae	D	A	NF	H	OIP	EX
<i>Clematis montevidensis</i> Spreng.	barba de viejo	Ranunculaceae	D	P	NF	H	E	EX
<i>Condalia microphylla</i> Cav.	piquillín	Rhamnaceae	D	P	NF	A	PE	NAT
<i>Digitaria californica</i> (Benth.) Henrard	pasto plateado	Poaceae	M	P	F	H	PEO	NAT
<i>Diplotaxis tenuifolia</i> (L.) DC	flor amarilla	Brassicaceae	D	P	NF	H	PE	EX
<i>Ephedra ochreatea</i> Miers	solupe	Ephedraceae	D	P	F	A	E	NAT
<i>Ephedra triandra</i> Tul. emend. J.H. Hunz.	tramontana	Ephedraceae	D	P	F	A	E	NAT
<i>Geoffroea decorticans</i> (Gillies ex Hook. & Arn.) Burkart	chañar	Fabaceae	D	P	NF	AR	PE	NAT
<i>Hordeum stenostachys</i> Godr.	centenillo	Poaceae	M	P	F	H	OIP	NAT
<i>Jarava ichu</i> Ruiz & Pav. var. ichu	paja blanca	Poaceae	M	P	NF	H	OIP	NAT
<i>Jodina rhombifolia</i> (Hook. & Arn.) Reissek	sombra de toro	Santalaceae	D	P	NF	AR	PE	NAT
<i>Leptochloa crinita</i>	plumerito	Poaceae	M	P	F	H	PEO	NAT

(Lag.) P.M. Peterson & N.W. Snow									
<i>Lycium chilense</i> Miers ex Bertero	llaollín	Solanaceae	D	P	NF	A	PE	NAT	
<i>Lycium gilliesianum</i> Miers	piquillín de víbora	Solanaceae	D	P	NF	A	PE	NAT	
<i>Melica macra</i> Nees	cebadilla agria	Poaceae	M	P	NF	H	OIP	NAT	
<i>Nassella longiglumis</i> (Phil.) Barkworth	flechilla grande	Poaceae	M	P	F	H	OIP	NAT	
<i>Nassella tenuis</i> (Phil.) Barkworth	flechilla fina	Poaceae	M	P	F	H	OIP	NAT	
<i>Nassella tenuissima</i> (Trin.) Barkworth	paja	Poaceae	M	P	NF	H	OIP	NAT	
<i>Neltuma caldenia</i> (Burkart) C.E. Hughes & G.P. Lewis	caldén	Fabaceae	D	P	NF	AR	PEO	NAT	
<i>Neltuma flexuosa</i> (DC.) C.E. Hughes & G.P. Lewis	algarrobo	Fabaceae	D	P	NF	AR	PE	NAT	
<i>Piptochaetium napostaense</i> (Speg.) Hack.	flechilla negra	Poaceae	M	P	F	H	OIP	NAT	
<i>Plantago patagonica</i> Jacq.	peludilla	Plantaginaceae	D	A	NF	H	OIP	NAT	
<i>Poa lanuginosa</i> Poir	pasto hilo	Poaceae	M	P	F	H	OIP	NAT	
<i>Poa ligularis</i> Nees ex Steud	unquillo	Poaceae	M	P	F	H	OIP	NAT	
<i>Prosopanche americana</i> (R. Br.) Baill	papa de monte	Hydnoraceae	D	P	F	H	PE	NAT	
<i>Prosopidastrum angusticarpum</i> R.A. Palacios & Hoc	manca caballo	Fabaceae	D	P	F	A	PE	NAT	
<i>Rhynchosia senna</i> Gillies ex Hook	sen del campo	Fabaceae	D	P	F	H	PE	NAT	
<i>Schinus fasciculata</i> (Griseb.) I.M. Johnst	molle	Anacardiaceae	D	P	NF	AR	PE	NAT	
<i>Setaria leucopila</i> (Scribn. & Merr.) K. Schum	cola de zorro	Poaceae	M	P	F	H	PEO	NAT	
<i>Setaria pampeana</i> Parodi ex Nicora	cola de zorro	Poaceae	M	P	F	H	PEO	NAT	
<i>Sphaeralcea crispa</i> Hook. & Baker f.	coral malvisco	Malvaceae	D	P	NF	H	PE	NAT	

Condalia microphylla, *E. triandra*, *L. chilense*, *L. gilliesianum*, y *N. caldenia* fueron las especies de leñosas que se encontraron en la mayoría de los parches muestreados (Tabla 2). Respecto de las especies herbáceas, *J. ichu* (no forrajera), junto con *P. napostaense* y *P. ligularis* (ambas forrajeras), fueron las especies de gramíneas perennes de crecimiento otoño-invierno-primaveral que se registraron con mayor frecuencia. (Tablas 1 y 2). En cuanto a las familias más abundantes presentes, se encuentran las Poaceae, con un 42% aproximadamente, seguidas por Fabaceae, con un 14%. (Tabla 1)

Tabla 2. Presencia (X) de las especies vegetales en las diferentes áreas y parches estudiados durante los muestreos de otoño y primavera de 2022.

Nombre científico	Otoño								Primavera																		
	C-QRmec			QRmec			C-Rmec			Rmec			C-QRmec			QRmec			C-Rmec			Rmec					
	AA	A	G	AA	A	G	AA	A	G	AA	A	G	AA	A	G	AA	A	G	AA	A	G	AA	A	G			
<i>Adesmia muricata</i>																											
<i>Aloysia gratissima</i>							X	X	X										X	X	X						

Humedad edáfica

El análisis detectó interacción triple significativa entre fisonomía*parche*muestreo ($p=0,0258$) y fisonomía*manejo*muestreo ($p=0,0007$).

En otoño, los parches graminoso-herbáceos de la fisonomía 1, presentaron mayor humedad respecto de los parches leñosos en ambos tratamientos (Fig. 6, a). En primavera, las áreas intervenidas presentaron mayores valores que el control (Fig. 6, b).

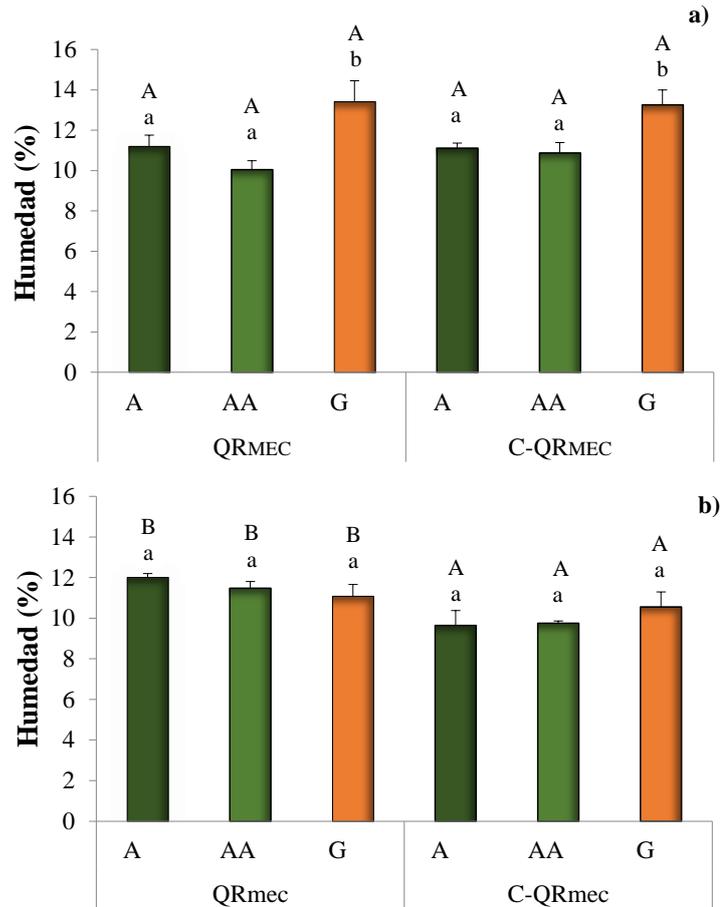


Figura 6. Valores (promedio \pm 1 E.E, n=5) de humedad edáfica (%) en la Fisonomía 1 registrada en otoño (a) y primavera (b) de 2022 en los parches de arbustos (A), árboles y arbustos (AA), y vegetación graminoso-herbácea (G), en áreas con Quema/Raleo mecánico (QRmec) y control (C-QRmec). Letras mayúsculas y minúsculas distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$) entre áreas y parches, respectivamente.

Por su parte, en la fisonomía 2, no se detectó efecto de los factores en ninguno los muestreos realizados. Los porcentajes promedio \pm 1 E.E. de humedad fueron de $8,98 \pm 0,24 \%$ y $8,79 \pm 0,23 \%$, para otoño y primavera, respectivamente.

Parámetros químicos del suelo

pH

El análisis de los datos detectó interacción doble entre fisonomía*manejo ($p=0,0009$).

En ambos muestreos, las áreas intervenidas de la fisonomía 1, presentaron menor valor de pH que las áreas control (Fig. 7). Por otro lado, los parches A y G registraron valores superiores de esta variable respecto de AA (Fig. 7). Respecto de la fisonomía 2, no se detectó efecto de ninguno de los factores estudiados; los valores promedio de $pH \pm E.E.$ fueron de $5,97 \pm 0,05$.

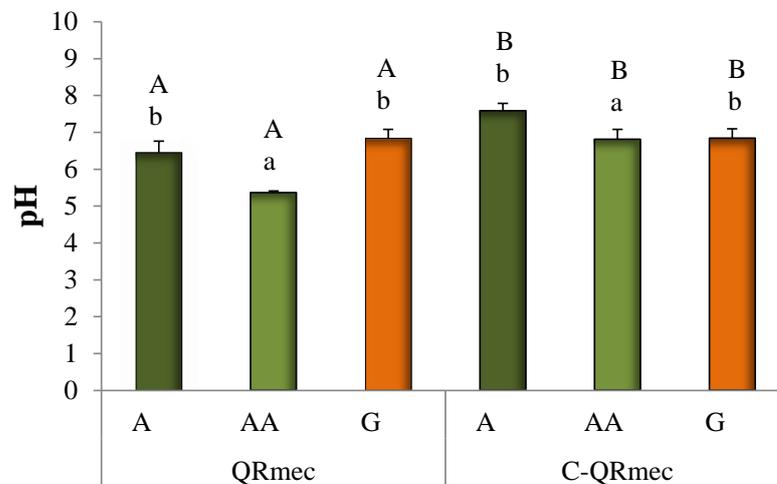


Figura 7. Valores (promedio \pm 1 E.E; n=10) de pH registrados en las diferentes áreas y parches estudiados durante 2022 en la fisonomía 1. Áreas con Quema/Raleo mecánico (QRmec) y control (C-QRmec). Parches de arbustos (A), árboles y arbustos (AA), y vegetación graminoso-herbácea (G). Letras mayúsculas y minúsculas distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$) entre áreas y parches, respectivamente.

Carbono Orgánico Total (COT)

El análisis de los datos arrojó interacción doble entre fisonomía*muestreo ($p=0,013$) y fisonomía*parche ($p=0,0161$).

En la Fisonomía 1, los valores más altos de COT se registraron en las áreas intervenidas y los parches de árboles y arbustos (Fig. 8).

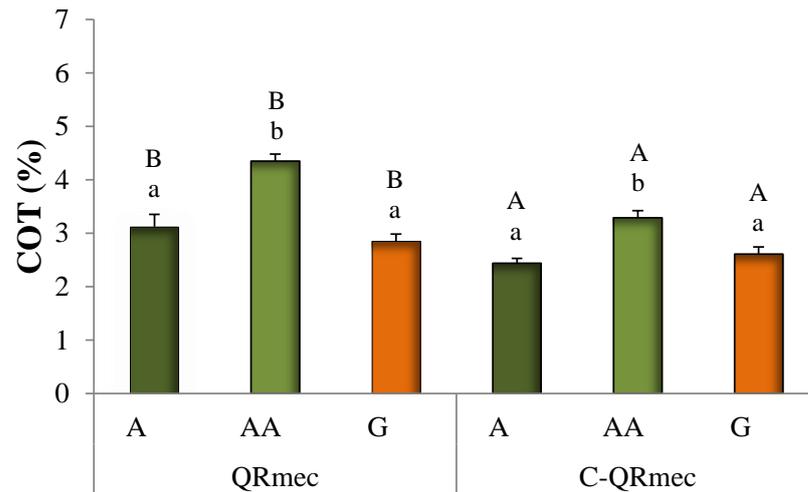


Figura 8. Valores (promedio \pm 1 E.E; n=10) de carbono orgánico total (COT, %) registrados en las diferentes áreas y parches estudiados durante 2022 en la fisonomía 1. Áreas con Quema/Raleo mecánico (QRmec) y control (C-QRmec). Parches de arbustos (A), árboles y arbustos (AA), y vegetación graminoso-herbácea (G). Letras mayúsculas y minúsculas distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$) entre áreas y parches, respectivamente.

En la fisonomía 2, el muestreo de otoño presentó mayores valores de COT con respecto al muestreo de primavera (Fig. 9). A su vez, los parches árboles y arbustos obtuvieron valores más altos que aquellos de vegetación graminoso-herbácea (Fig. 9).

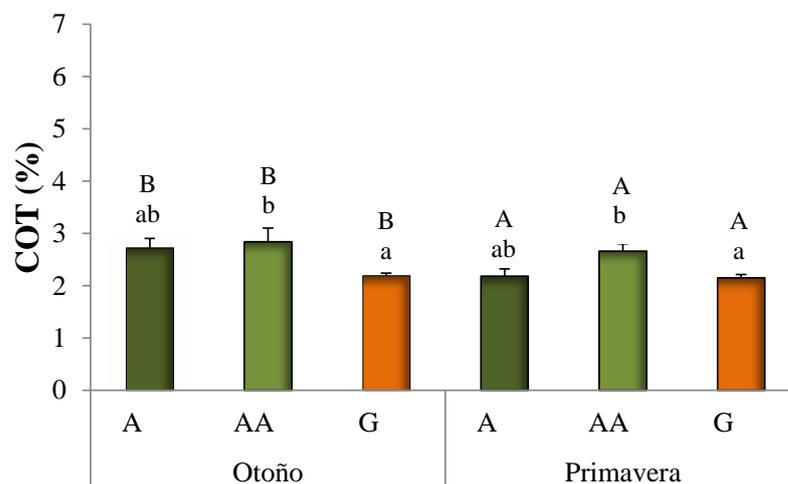


Figura 9. Valores (promedio \pm 1 E.E; n=10) de carbono orgánico total (COT, %) registrados en los diferentes muestreos de 2022 en la fisonomía 2. Parches de arbustos (A), árboles y arbustos (AA), y vegetación graminoso-herbácea (G). Letras mayúsculas y minúsculas distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$) entre muestreos y parches, respectivamente.

Nitrógeno Orgánico Total (NOT)

El análisis de los datos detectó una doble interacción triple entre manejo*parche*muestreo ($p=0,0223$), y fisonomía*manejo*muestreo ($p<0,0001$).

En la fisonomía 1, las áreas control mostraron mayor NOT en el muestreo de otoño (Fig. 10, a) y, en ambas áreas (intervenida y control), los parches con vegetación arbórea fueron superiores a los arbustivos y aquellos con vegetación graminoso-herbácea (Fig. 10).

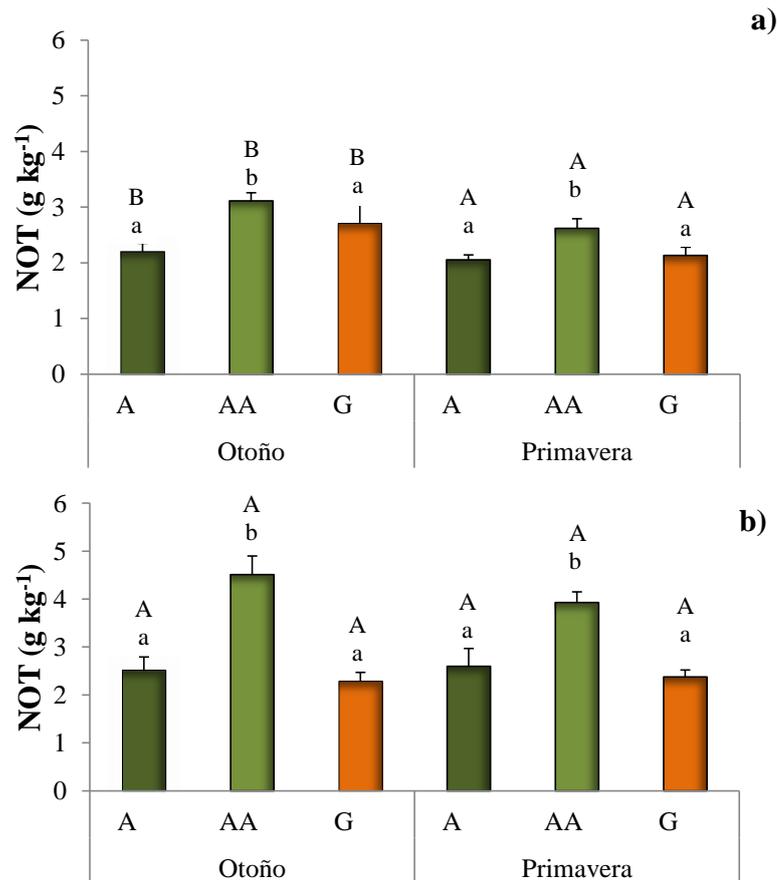


Figura 10. Valores (promedio ± 1 E.E; $n=5$) de nitrógeno orgánico total (NOT, g kg^{-1}) registrados en las áreas control (a) e intervenidas (b) de la fisonomía 1. Parches de arbustos (A), árboles y arbustos (AA) y vegetación graminoso-herbácea (G). Letras mayúsculas y minúsculas distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$) entre muestreos y parches, respectivamente.

Respecto de la fisonomía 2, en otoño las áreas con raleo mecánico presentaron mayores valores de NOT ($3,34 \pm 0,24 \text{ g kg}^{-1}$) que el control ($2,06 \pm 0,12 \text{ g kg}^{-1}$). Sin embargo, en primavera, sólo se detectó este efecto en los parches graminoso-herbáceos (Fig. 11).

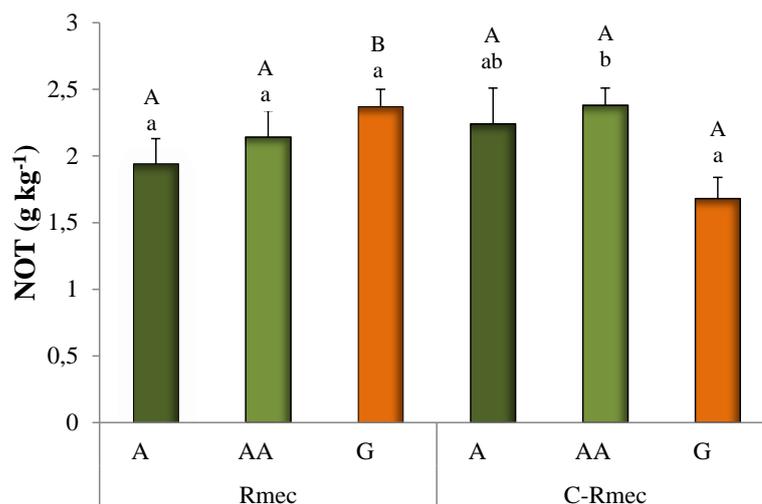


Figura 11. Valores (promedio \pm 1 E.E; n=5) de nitrógeno orgánico total (NOT, g kg⁻¹) registrados en la fisonomía 2 en primavera de 2022. Parches de arbustos (A), árboles y arbustos (AA), y vegetación graminoso-herbácea (G), en áreas con Raleo mecánico (Rmec) y control (C-Rmec) Letras mayúsculas y minúsculas distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$) entre áreas y parches, respectivamente.

Nitrógeno Inorgánico (Ni)

Se detectó interacción doble significativa entre los factores parche*muestreo ($p=0,0412$) y fisonomía*muestreo ($p=0,0137$).

Dentro de la fisonomía 1, la aplicación combinada de los manejos sólo incrementó los contenidos de Ni en los parches de árboles y arbustos (Fig. 12).

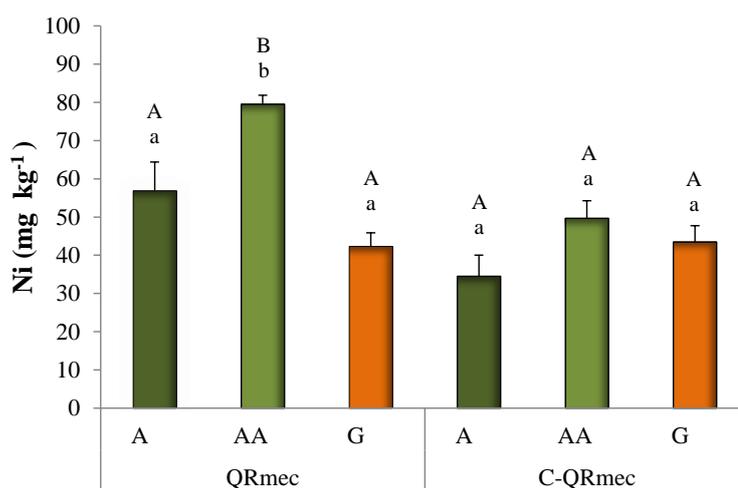


Figura 12. Valores (promedio \pm 1 E.E; n=10) de nitrógeno inorgánico (Ni, mg kg⁻¹) registrados en los diferentes manejos de 2022 en la fisonomía 1. Áreas con Quema/Raleo mecánico (QRmec) y control (C-QRmec). Parches de arbustos (A), árboles y arbustos (AA), y vegetación graminoso-herbácea (G). Letras mayúsculas y minúsculas distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$) entre áreas y parches, respectivamente.

En la fisonomía 2, se registró una clara estacionalidad en los parches leñosos; los cuales presentaron mayores valores de esta variable en primavera (Fig. 13, a y b). Por su parte, la aplicación de los realeos mecánicos sólo disminuyó los contenidos de Ni en AA (Fig. 13, b).

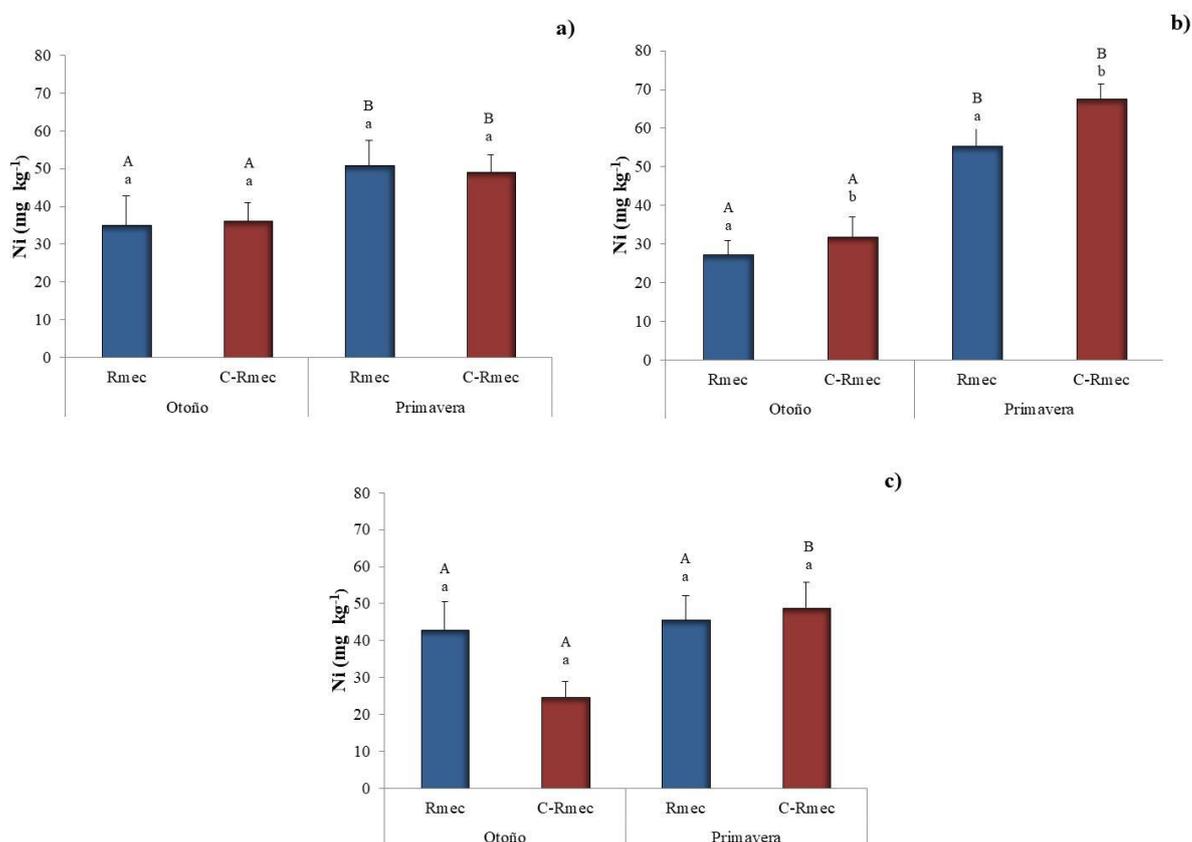


Figura 13. Valores (promedio \pm 1 E.E; n=10) de nitrógeno inorgánico (Ni, mg kg⁻¹) registrados en los parches de arbustos (a), árboles y arbustos (b) y vegetación gramíneo-herbácea (c) de la fisonomía 2. Áreas con Raleo mecánico (Rmec) y control (C-Rmec). Letras mayúsculas y minúsculas distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$) entre muestreos y manejos, respectivamente.

Fósforo Extractable (Pe)

El análisis de los datos detectó interacción cuádruple entre fisonomía*parche*manejo*muestreo ($p= 0,0218$).

En la fisonomía 1, los valores más altos de esta variable se registraron en las áreas con quema/realeo mecánico, y en los parches de árboles y arbustos (Fig. 14). Independientemente de los factores considerados anteriormente, las muestras obtenidas en otoño presentaron mayor Pe que aquellas muestreadas en primavera ($86,1 \pm 7,08$ y $59,05 \pm 7,22$ mg kg⁻¹, respectivamente).

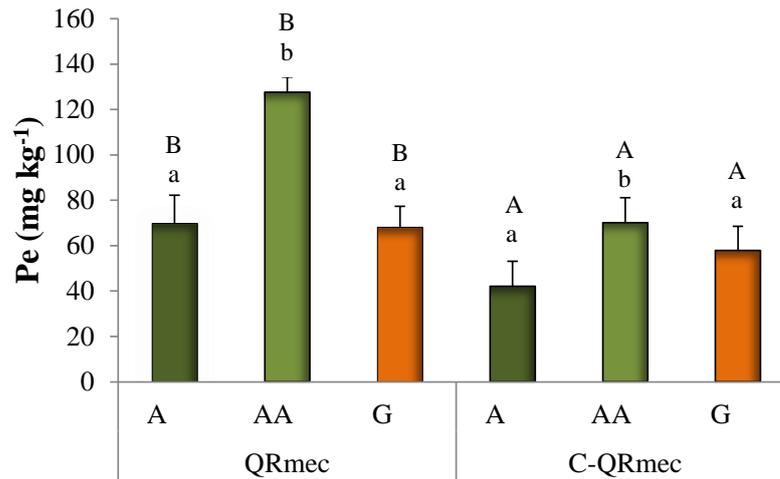


Figura 14. Valores (promedio \pm 1 E.E; n=10) de fósforo extractable (Pe, mg kg⁻¹) registrados en la fisionomía 1 dentro de áreas con Quema/ Raleo mecánico (QRmec) y control (C-QRmec). Parches de arbustos (A), árboles y arbustos (AA) y vegetación gramíneo-herbácea (G). Letras mayúsculas y minúsculas distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$) entre áreas y parches, respectivamente.

Respecto de la fisionomía 2, sólo en otoño los parches de árboles y arbustos presentaron mayores valores de Pe que aquellos sin vegetación leñosa. En primavera, no se detectó efecto de ninguno de los factores considerados (Fig. 15).

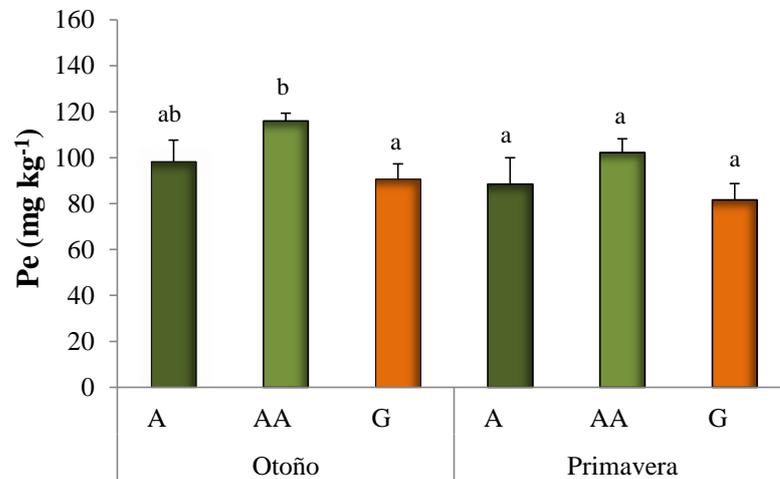


Figura 15. Valores (promedio \pm 1 E.E; n=10) de fósforo extractable (Pe, mg kg⁻¹) registrados en la fisionomía 2. Parches de arbustos (A), árboles y arbustos (AA) y vegetación gramíneo-herbácea (G). Para cada muestreo, letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$) entre parches.

Parámetros microbiológicos del suelo:

Respiración Microbiana (RM)

Se detectó interacción triple fisonomía*manejo*muestreo ($p=0,0014$).

En la fisonomía 1, independientemente de los manejos aplicados, los parches de AA presentaron mayor actividad microbiana ($0,99 \pm 0,07 \text{ mg CO}_2 \text{ 7 días}^{-1} \text{ g suelo}^{-1}$) que los G ($0,73 \pm 0,06 \text{ mg CO}_2 \text{ 7 días}^{-1} \text{ g suelo}^{-1}$), aunque no se diferenciaron de aquellos con sólo vegetación arbustiva ($0,81 \pm 0,06 \text{ mg CO}_2 \text{ 7 días}^{-1} \text{ g suelo}^{-1}$).

Por su parte, en el muestreo de otoño, los parches AA presentaron los valores más altos de esta variable en la fisonomía 2, y en primavera, las áreas con realeo mecánico fueron superiores al control (Fig. 16).

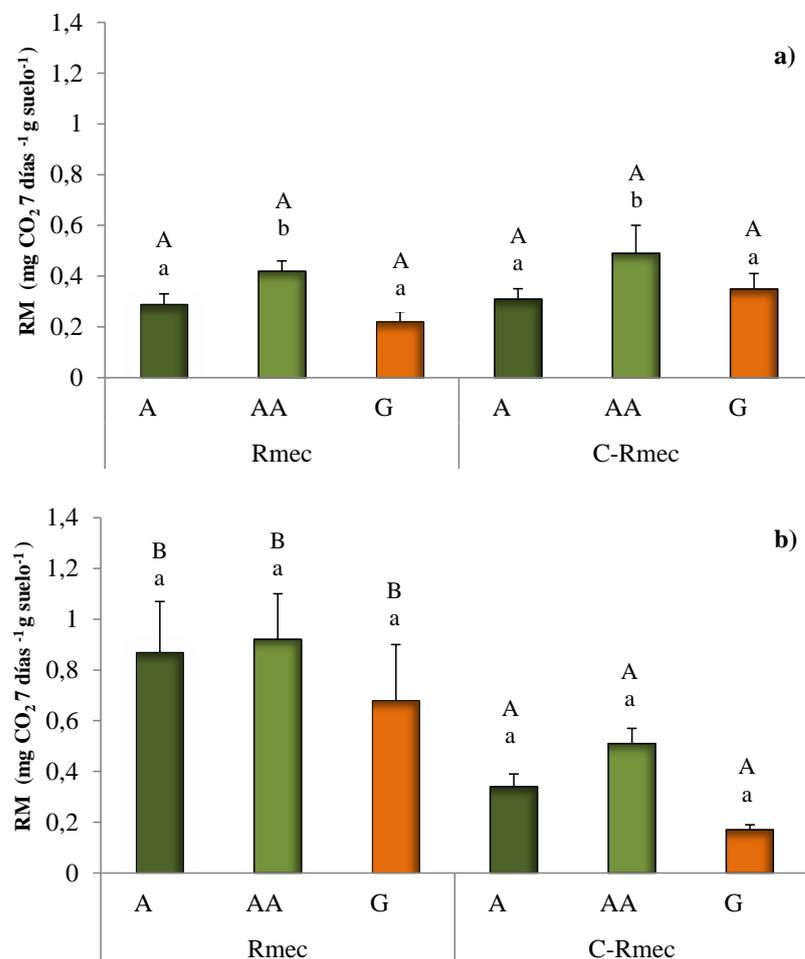


Figura 16. Valores (promedio \pm 1 E.E; $n=5$) de respiración microbiana (RM, $\text{mg CO}_2 \text{ 7 días}^{-1} \text{ g suelo}^{-1}$) en la fisonomía 2 en otoño (a) y primavera (b) de 2022. Parches de arbustos (A), árboles y arbustos (AA), y vegetación graminoso-herbácea (G), en áreas con Raleo mecánico (Rmec) y control (C-Rmec) Letras mayúsculas y minúsculas distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$) entre áreas y parches, respectivamente.

Carbono de la Biomasa Microbiana (C-BM)

En análisis de los datos detectó interacción triple significativa entre fisonomía*manejo*muestreo ($p=0,0133$).

En la fisonomía 1, la presencia de parches con distinta vegetación dominante sólo se detectó el área control, en la cual, los parches de árboles y arbustos presentaron los valores más altos de biomasa microbiana (Fig. 17). Por su parte, la aplicación de los manejos aumentó los valores de esta variable en los parches con vegetación graminoso-herbácea; lo contrario fue detectado para aquellos con árboles y arbustos (Fig. 17).

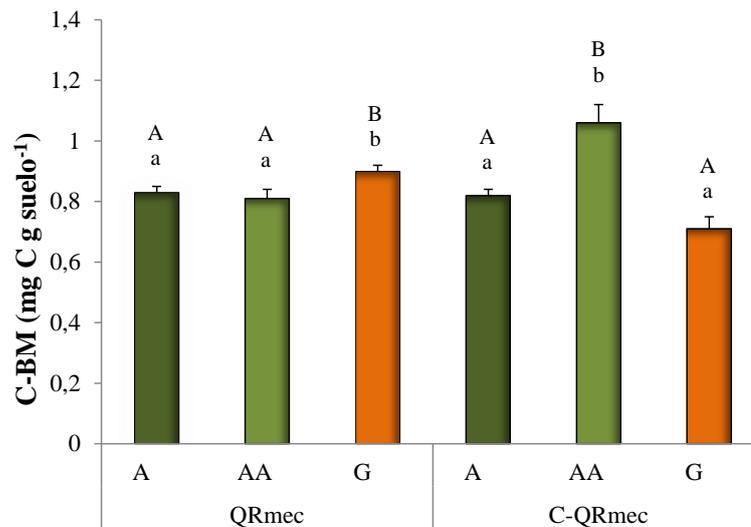


Figura 17. Valores (promedio \pm 1 E.E; $n=10$) de carbono de la biomasa microbiana (C-BM, mg C g suelo⁻¹) registrados en la fisonomía 1 dentro de áreas con Quema/Raleo mecánico (QRmec) y control (C-QRmec). Parches de arbustos (A), árboles y arbustos (AA) y vegetación graminoso-herbácea (G). Letras mayúsculas y minúsculas distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$) entre áreas y parches, respectivamente.

Respecto de la fisonomía 2, no se detectó efecto de ninguno de los factores estudiados en el muestreo de otoño; el valor promedio de C-BM fue de $0,76 \pm 0,02$ mg C g suelo⁻¹. Sin embargo, en primavera, el área con raleo mecánico presentó menores valores que el control, e independientemente de los manejos, los parches de árboles y arbustos registraron los valores más altos de esta variable (Fig. 18).

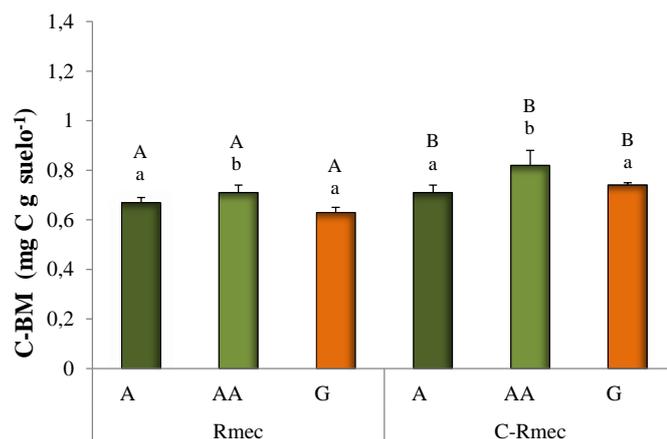


Figura 18. Valores (promedio \pm 1 E.E; n=5) de carbono de la biomasa microbiana (C-BM, mg C g suelo⁻¹) registrados en la fisonomía 2 en primavera de 2022. Parches de arbustos (A), árboles y arbustos (AA), y vegetación graminoso-herbácea (G), en áreas con Raleo mecánico (Rmec) y control (C-Rmec). Letras mayúsculas y minúsculas distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$) entre áreas y parches, respectivamente.

Actividad Deshidrogenasa (AD)

Se detectó interacción triple significativa entre los factores fisonomía*manejo*muestreo ($p = 0,0098$).

En la fisonomía 1, en el muestreo de otoño, las áreas con quema/raleo mecánico presentaron menor actividad ($53,86 \pm 16,64 \mu\text{g TPF g suelo}^{-1}$) que el control ($118,51 \pm 16,43 \mu\text{g TPF g suelo}^{-1}$). Sin embargo, en primavera, este efecto sólo se mantuvo en AA, los que, a su vez, presentaron los valores más bajos de actividad de las áreas intervenidas en relación a los parches abiertos y aquellos con sólo vegetación arbustiva (Fig. 19).

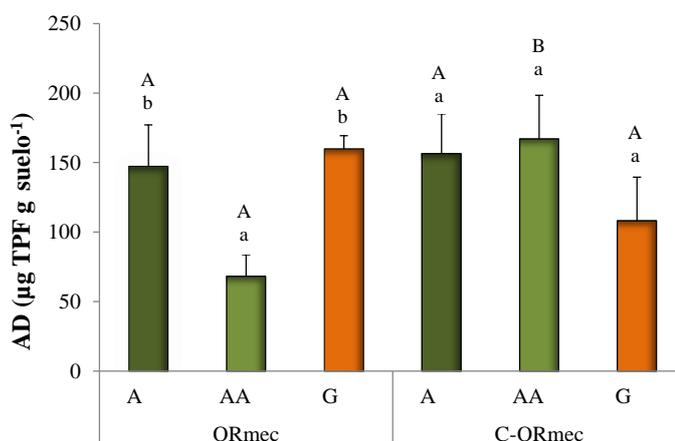


Figura 19. Valores (promedio \pm 1 E.E; n= 5) de Actividad Deshidrogenasa (AD, $\mu\text{g TPF g suelo}^{-1}$) registrados en primavera dentro de la fisonomía 1. Parches de arbustos (A), árboles y arbustos (AA) y vegetación graminoso-herbácea (G) en áreas con Quema/Raleo mecánico (QRmec) y control (C-QRmec). Letras mayúsculas y minúsculas distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$) entre áreas y parches, respectivamente.

Por otra parte, en la fisonomía 2, no se detectó efecto del manejo aplicado en ninguna de las dos fechas de muestreo. En otoño los valores de AD fueron de $64,19 \pm 9,47 \mu\text{g TPF g suelo}^{-1}$, y en primavera, los parches A presentaron menor actividad ($86,77 \pm 5,86 \mu\text{g TPF g suelo}^{-1}$) en relación a AA y G ($117,37 \pm 6,65$ y $115,01 \pm 5,62 \mu\text{g TPF g suelo}^{-1}$, respectivamente).

Índices de calidad del suelo

El análisis de los datos correspondiente a uno de los índices de calidad de suelo, la capacidad del suelo para almacenar y reciclar nutrientes desde la materia orgánica (COT/NOT), detectó doble interacción triple entre los factores manejo*parche*muestreo ($p= 0,0138$) y fisonomía*manejo*muestreo ($p= 0,0021$). Dentro de la fisonomía 1, no hubo efecto de ninguno de los factores considerados; sin embargo, en el caso de la fisonomía 2, la aplicación del raleo mecánico disminuyó los valores de este índice respecto de aquellos en las áreas control (Tabla 3).

Respecto del cociente microbiano (C-BM/COT), se detectó interacción entre fisonomía*manejo*parche ($p= 0,005$). Sólo en la fisonomía 1 se registró un comportamiento diferencial de la variable en relación a los factores estudiados. La aplicación del manejo, afectó los valores en los parches de árboles y arbustos, los que, a su vez, presentaron el cociente más bajo respecto de aquellos arbustivos y gramíneos-herbáceos en las áreas con quema/raleo mecánico (Tabla 3).

El análisis correspondiente a otro de los índices evaluados, la susceptibilidad a la degradación biológica del carbono orgánico total (RM/COT), detectó interacción triple significativa entre fisonomía*manejo*muestreo ($p= 0,003$). En ambas fisonomías, se registró sólo efecto del manejo. Las áreas con quema/raleo mecánico presentaron valores menores al control; lo contrario se detectó en la fisonomía 2, donde en primavera, en las áreas con sólo raleo mecánico fueron superiores a aquellas no intervenidas (Tabla 3).

En relación al cálculo de índice cociente metabólico ($q\text{CO}_2$), se detectó interacción triple significativa fisonomía*manejo*muestreo ($p= 0,0002$). En la fisonomía 1, no hubo efecto de ninguno de los factores considerados. Sin embargo, en el caso de la fisonomía 2, los parches de árboles y arbustos presentaron los valores más altos de esta variable en el muestreo de otoño, y se registraron menores valores en las áreas control, respecto de aquellas con raleo mecánico en primavera (Tabla 3).

Tabla 3. Índices de calidad del suelo (promedio \pm 1 E.E; n= 5) evaluados en la diferentes fisonomías, manejos y parches estudiados durante el otoño y primavera de 2022: capacidad del suelo para almacenar y reciclar nutrientes desde la materia orgánica (COT/NOT), cociente microbiano (C-BM/COT, %), susceptibilidad a la degradación biológica del carbono orgánico total (RM/COT, %), y cociente metabólico (qCO₂).

Fisonomía	Muestreo	Manejo	Parche	COT/NOT	C-BM/COT	RM/COT	qCO ₂	
F1	Otoño	QRmec	A	12,22 \pm 1,22 A,a	2,93 \pm 0,29 A,b	0,4 \pm 0,04 A,a	0,14 \pm 0,02 A ,a	
			AA	9,59 \pm 0,87 A,a	1,99 \pm 0,12 A,a	0,32 \pm 0,05 A,a	0,17 \pm 0,03 A,a	
			G	12,42 \pm 0,8 A,a	3,27 \pm 0,32 A,b	0,39 \pm 0,04 A,a	0,12 \pm 0,01 A,a	
		C-QRmec	A	11,07 \pm 0,68 A,a	3,34 \pm 0,23 A,a	0,47 \pm 0,05 B,a	0,14 \pm 0,01 A,a	
			AA	11,01 \pm 0,67 A,a	3,15 \pm 0,21 B,a	0,52 \pm 0,05 B,a	0,17 \pm 0,01 A,a	
			G	9,91 \pm 1,04 A,a	3,04 \pm 0,28 A,a	0,29 \pm 0,03 B,a	0,1 \pm 0,01 A,a	
	Primavera	QRmec	A	12,7 \pm 0,47 A,a	2,69 \pm 0,42 A,b	0,4 \pm 0,1 A,a	0,14 \pm 0,02 A,a	
			AA	11,61 \pm 0,77 A,a	1,78 \pm 0,13 A,a	0,29 \pm 0,07 A,a	0,15 \pm 0,03 A,a	
			G	12,19 \pm 0,68 A,a	3,14 \pm 0,13 A,b	0,37 \pm 0,07 A,a	0,12 \pm 0,02 A,a	
		C-QRmec	A	12,02 \pm 0,41 A,a	3,45 \pm 0,17 A,a	0,45 \pm 0,08 B,a	0,14 \pm 0,03 A,a	
			AA	12,16 \pm 0,37 A,a	3,46 \pm 0,54 B,a	0,43 \pm 0,06 B,a	0,13 \pm 0,01 A,a	
			G	12,38 \pm 0,47 A,a	2,52 \pm 0,26 A,a	0,5 \pm 0,11 B,a	0,2 \pm 0,04 A,a	
	F2	Otoño	Rmec	A	9,87 \pm 0,77 A,a	3,09 \pm 0,51 A,a	0,16 \pm 0,03 A,a	0,05 \pm 0,01 A,a
				AA	6,64 \pm 1,35 A,a	3,83 \pm 1,2 A,a	0,32 \pm 0,13 A,a	0,08 \pm 0,01 A,b
G				6,92 \pm 0,52 A,a	3,61 \pm 0,27 A,a	0,15 \pm 0,02 A,a	0,04 \pm 0,01 A,a	
C-Rmec			A	14,22 \pm 1,47 B,a	2,78 \pm 0,22 A,a	0,17 \pm 0,02 A,a	0,06 \pm 0,01 A,a	
			AA	14,18 \pm 0,63 B,a	2,62 \pm 0,17 A,a	0,24 \pm 0,07 A,a	0,09 \pm 0,02 A,b	
			G	11,66 \pm 1,28 B,a	3,06 \pm 0,16 A,a	0,22 \pm 0,04 A,a	0,07 \pm 0,01 A,a	
Primavera		Rmec	A	10,2 \pm 0,69 A,a	3,53 \pm 0,26 A,a	0,66 \pm 0,17 B,a	0,19 \pm 0,04 B,a	
			AA	11,74 \pm 0,86 A,a	2,94 \pm 0,26 A,a	0,52 \pm 0,11 B,a	0,18 \pm 0,04 B,a	
			G	9,04 \pm 0,25 A,a	2,96 \pm 0,21 A,a	0,48 \pm 0,16 B,a	0,15 \pm 0,05 B,a	
		C-Rmec	A	11,23 \pm 0,95 B,a	2,96 \pm 0,2 A,a	0,19 \pm 0,02 A,a	0,07 \pm 0,01 A,a	
			AA	12,04 \pm 0,82 B,a	2,96 \pm 0,37 A,a	0,26 \pm 0,04 A,a	0,09 \pm 0,01 A,a	
			G	13,14 \pm 0,82 B,a	3,46 \pm 0,11 A,a	0,11 \pm 0,01 A,a	0,03 \pm 0,003 A,a	

Nota: Quema-Raleo mecánico (QRmec), Control Quema-Raleo mecánico (C-QRmec), Raleo mecánico (Rmec), Control Raleo mecánico (C-Rmec). Árboles y arbustos (AA), Arbustos (A) y Vegetación graminoso-herbácea (G). Dentro de cada muestreo, letras mayúsculas y minúsculas distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$) entre áreas y parches, respectivamente.

DISCUSIÓN

El análisis de los resultados obtenidos permitió aceptar parcialmente las hipótesis propuestas. Si bien se detectó un efecto de los parches con distinta vegetación dominante, esto no fue así en todos los parámetros estudiados, y no tuvo el mismo efecto en las dos fisonomías de bosque. Sin embargo, el aporte de restos vegetales (producto de las intervenciones aplicadas) y el proceso de sucesión secundaria posterior, impactaron favorablemente sobre varios indicadores químicos y microbiológicos, principalmente en la fisonomía 1.

De lo anteriormente expuesto, se destaca que la aplicación combinada de manejos y la presencia del estrato arbóreo, tendría un efecto prologado y mayor sobre la calidad edáfica, que los demás factores. Los mismos, impactan principalmente en eficiencia en la conversión del carbono a biomasa microbiana, y la susceptibilidad a la degradación biológica de la materia orgánica del suelo. En la fisonomía 2, el paso del tiempo sin aplicar un manejo y la gran superposición vertical de estratos generada por la presencia de un arbustal cerrado en ambas áreas (intervenidas y sin intervenir), pudieron homogenizar y estabilizar los valores de muchos de los parámetros abordados en este estudio.

Humedad edáfica

La humedad edáfica, interviene en procesos relacionados a la fertilidad del suelo, como la descomposición y disponibilidad de materia orgánica (Hepper *et al.*, 2013), es un factor determinante para el crecimiento y desarrollo de la vegetación. En este estudio, solo se halló efecto de los manejos y parches en la fisonomía 1, lo cuales siguieron un comportamiento diferencial en relación a las fechas de muestreo. Las bajas precipitaciones registradas en mayo (Fig. 2), pudieron influenciar la distribución de agua en los diferentes parches de vegetación. Lo anteriormente mencionado, junto con el efecto hidrofóbico generado en la interacción entre la broza del caldén y el suelo, podrían impedir el humedecimiento de las capas superficiales (Estelrich y Suarez, 2022), y explicaría los menores porcentajes de humedad registrados en los parches de vegetación leñosa en nuestro estudio. En cambio, en primavera, este efecto no fue registrado, probablemente debido a que, al ser una estación lluviosa, la humedad no fue un factor limitante. Por otra parte, los mayores valores obtenidos en los tratamientos con quema y raleo mecánico, podrían deberse a una mayor cobertura de renuevos que ejerce un efecto de sombreado sobre el suelo, disminuyendo las pérdidas por evaporación del agua (Hepper *et al.*, 2013).

Parámetros químicos del suelo

El pH del suelo afecta la solubilidad y disponibilidad de los nutrientes, el contenido de materia orgánica y la composición de las comunidades microbianas del suelo (Brady y Weil, 2002; Toledo *et al.*, 2023). Los efectos de la presencia de leñosas sobre este parámetro, son variados y en algunos casos contradictorios. Hepper *et al.*, (2013) demostraron que los parches con arbustos, presentaban mayores valores de pH que aquellos con presencia de árboles de caldén. Sin embargo, otros trabajos han detectado una disminución (Eldridge *et al.*, 2011; Xiang *et al.*, 2014, 2018) o ninguna variación (Larroulet *et al.*, 2016b) en el pH del suelo. En este estudio, sólo se detectó efecto de parche en la fisonomía 1, donde aquellos con presencia de árboles y arbustos registraron los valores más bajos de esta variable. Estos resultados podrían deberse a la característica de la broza, la lixiviación de ácidos volátiles del follaje, exudados radicales y acumulación de nutrientes debajo de las especies leñosas (Whitford, 1992; Eldridge *et al.*, 2011). Respecto del manejo, las áreas con quema y raleo mecánico, mostraron valores menores al control. Se ha demostrado que la implementación del fuego como herramienta de manejo, inicialmente, alcaliniza el suelo; debido a que se liberan cationes alcalinos unidos a la materia orgánica (Certini, 2005). Sin embargo, estos efectos dependen de la severidad del disturbio, el tiempo y actividad microbiana (Fultz *et al.*, 2016; Larroulet *et al.*, 2016b). El mayor aporte de material vegetal (por la aplicación adicional de un raleo mecánico), junto con un aumento de actividad microbiana sobre los diferentes materiales alcalinos liberados al suelo, podrían ser los responsables de la disminución a mediano/largo plazo del pH en las áreas tratadas.

El carbono orgánico es uno de los principales factores que determina la proliferación microbiana en el suelo (Wardle, 1992), e influye en la descomposición potencial de la materia orgánica y el ciclo de nutrientes (Prieto *et al.*, 2011). El nitrógeno y el fósforo son esenciales para el crecimiento de las especies vegetales. Particularmente, el nitrógeno constituye, después del agua, el nutriente más limitante para la productividad de las plantas (Celaya Michel y Castellanos Villegas, 2011). En este estudio, se detectó un comportamiento diferencial de estos parámetros entre las distintas fisonomías, manejos y parches estudiados. Estos resultados podrían estar influenciados por las distintas especies vegetales en el estrato arbustivo y herbáceo (Tabla 2); lo que determina un aporte diferencial de broza en cuanto a cantidad y calidad (Carrera y Bertiller, 2013; Ambrosino *et al.*, 2019, 2023).

En general, los parches con árboles y arbustos presentaron los mayores valores de COT en ambas fisonomías de bosque. Estos resultados, son coincidentes con los de otros trabajos que reportan un efecto positivo de la cobertura arbustiva y arbórea sobre los contenidos de carbono del suelo (Maestre *et al.*, 2009; Eldridge *et al.*, 2011; Hepper *et al.*, 2013; Ambrosino *et al.*, 2023). La vegetación leñosa realiza un gran aporte de residuos vegetales al suelo, sumado a las características físicas y químicas del mismo y una menor temperatura incidente en el suelo (dada por la mayor cobertura arbórea), podrían restringir la descomposición de los residuos vegetales y explicar los mayores valores de COT (Hepper *et al.*, 2013). Respecto de los manejos, la realización de una quema prescrita y posteriormente un raleo mecánico con trituradora forestal, que incorporó restos vegetales quemados y triturados en los primeros 10-15 cm (ver “Manejos Aplicados” en la sección de Materiales y Métodos), tendrían un efecto prolongado sobre el COT del suelo y explicaría los mayores valores en las áreas intervenidas.

De igual forma que lo reportado para el COT, se detectaron valores superiores de NOT en los parches AA, principalmente de aquellos presentes en la fisonomía 1. Sin embargo, el efecto de los manejos fue menos claro. Estos resultados podrían deberse a mayores contenidos de nitrógeno en las hojas de la vegetación leñosa que, junto con la lenta reabsorción desde las hojas verdes, determina el aporte de broza con altos contenidos de este nutriente, resistente a la descomposición (Mazzarino *et al.*, 1996; Maestre *et al.*, 2009; Eldridge *et al.*, 2011; Ambrosino *et al.*, 2023). Además, la presencia de especies vegetales pertenecientes a la familia Fabaceae (Tabla 1) favorece la fijación biológica de N₂ (Gargaglione *et al.*, 2014) incrementando los valores de este parámetro en el suelo.

Menos evidentes, en algunos casos contradictorios, fueron los resultados hallados en relación al Ni. En los parches de árboles y arbustos de la fisonomía 1, la aplicación de los manejos incrementó los valores de este parámetro, lo contrario fue registrado en los mismos parches presentes la fisonomía 2. La realización de quemas prescritas ha mostrado incrementar los valores de Ni del suelo (Fultz *et al.*, 2016). El aporte de broza con altos contenidos de nitrógeno, sumado al efecto positivo de la realización de quemas sobre el Ni (Mazzarino *et al.*, 1996; Fultz *et al.*, 2016), podrían ser las causas de los incrementos detectados en la fisonomía 1.

Los valores de Pe fueron más altos en los parches de árboles y arbustos, y en las áreas con quema y raleo mecánico. Estos resultados podrían tener relación con los menores valores de pH registrados en estas áreas (Fig. 7), debido a que se ha demostrado que pH ácidos favorecen la solubilización de los fosfatos de calcio predominantes en el suelo

(Buschiazzo *et al.*, 2000). Por su parte en la fisonomía 2, hubo menores contenidos de esta variable en primavera. Los mismos podrían ser atribuidos a una mayor mineralización y fijación de fosfatos menos solubles, consecuencia de los altos contenidos de humedad y temperaturas (Kunst *et al.*, 2008).

Parámetros microbiológicos del suelo

La respiración microbiana representa la actividad heterotrófica, y es también un indicador del flujo potencial de CO₂ a la atmósfera; refleja la actividad microbiana, e indirectamente, la disponibilidad de sustratos lábiles (Noellemeyer *et al.*, 2008). Por su parte, la biomasa microbiana del suelo es un agente importante para la transformación de la materia orgánica, actúa como fuente y sumidero de la fracción más lábil de los principales nutrientes (C, N, P y S) (Miltner *et al.*, 2011). La actividad deshidrogenasa, está asociada con la actividad microbiana relacionada con la degradación inicial de la materia orgánica (Ross, 1971); además, depende más que cualquier otra enzima presente, del estado metabólico del suelo, o la actividad biológica de la comunidad microbiana (Ross, 1970).

En relación a la RM y C-BM, se ha demostrado que, la presencia del estrato arbóreo mejora las condiciones biológicas, debido a que se ven reducidos procesos de mineralización y de pérdida de materia orgánica en el suelo (Albanesi *et al.*, 2013). Estos hallazgos podrían explicar los resultados de este estudio, donde en general, los parches con vegetación arbórea y arbustiva presentaron los valores más altos de RM y C-BM. Sin embargo, en muchos casos, la respuesta a los manejos aplicados fue diferente en función de la fisonomía considerada y la época de muestreo. En primavera, la aplicación de los tratamientos mecánicos aumentó la RM en la fisonomía 2. Estos resultados podrían deberse a que la incorporación de residuos vegetales junto a condiciones ambientales favorables (mayores precipitaciones y temperaturas, favoreciendo la mayor entrada de luz y agua) aumenta la descomposición de la materia orgánica y la mineralización de nutrientes (Anriquez *et al.*, 2005; Larroulet *et al.*, 2020). En el caso de la C-BM, se ha demostrado que tiene gran variabilidad, y el efecto de los tratamientos varía de acuerdo al sitio del pastizal (Albanesi *et al.*, 2013). Estos resultados coinciden con los obtenidos en este estudio, donde los parches de árboles y arbustos y aquellos con vegetación graminoso-herbácea, respondieron de manera opuesta a la aplicación combinada de una quema y raleo mecánico.

Respecto de la AD, ha demostrado ser muy dependiente de las condiciones ambientales, principalmente aquellas vinculadas con el estado hídrico del suelo (Albanesi

et al., 2013). En este estudio, muchas de las diferencias halladas, se vieron fuertemente influenciadas por las fechas de muestreo. Esto, sumado a la gran variabilidad detectada en los valores obtenidos, hizo que no fuera posible establecer un patrón de comportamiento en relación a las diferentes condiciones estudiadas.

Índices de calidad del suelo

La capacidad del suelo para almacenar y reciclar nutrientes desde la materia orgánica dada por la relación COT/NOT, solo se vio afectada por el manejo, en la fisonomía 2. A mediano plazo, la realización de raleos mecánicos, ha demostrado disminuir la relación COT/NOT debido a la incorporación de material vegetal recalcitrante (Anriquez *et al.*, 2005; Albanesi *et al.*, 2013). Estos hallazgos podrían explicar los resultados obtenidos en nuestro estudio. Por otra parte, la falta de efecto sobre este índice en los parches y tratamientos de la fisonomía 1 demostraría, además, una alta influencia de las especies vegetales y la calidad de la broza imperante sobre la respuesta del sistema a la aplicación conjunta de manejos.

El cociente microbiano es un indicador de la disponibilidad de carbono para los microorganismos e indica el desarrollo de C-BM por unidad de COT (Anderson, 2003). En los parches de árboles y arbustos de las áreas con quema y raleo mecánico, la baja calidad de los sustratos a descomponer dada por la presencia de compuestos secundarios y materia orgánica recalcitrante, podría ralentizar la liberación de nutrientes al suelo y disminuir la eficiencia en la conversión del carbono a biomasa microbiana (Toledo *et al.*, 2021).

El índice de susceptibilidad a la degradación biológica del COT, indica cuánto del total del carbono orgánico es utilizado como sustrato energético por los microorganismos del suelo (Martínez *et al.*, 2020). Independientemente de los muestreos y parches considerados, las áreas con quema y raleo mecánico presentaron valores inferiores al control. Estos resultados tienen grandes implicancias sobre la velocidad de ciclado de la materia orgánica y la disponibilidad de nutrientes en suelo (Toledo *et al.*, 2023) y, además, podrían explicar los efectos sobre las comunidades microbianas detectados al analizar disminuciones en el C-BM y, en consecuencia, sobre el cociente microbiano. Por otra parte, en la fisonomía 2, se detectó un efecto contrario en primavera, lo que podría demostrar que las condiciones ambientales ejercen un control notable sobre indicadores tan sensibles como son los microbiológicos.

El cociente metabólico (qCO_2) junto con el cociente microbiano, son útiles para evaluar la eficiencia microbiana en la conversión de C disponible en biomasa microbiana,

las pérdidas de C del suelo y la estabilización del C orgánico debido a su asociación con fracciones minerales del suelo (Liao y Boutton, 2008). En relación con lo descrito al inicio de esta subsección, la vegetación dominante y la calidad de la broza tendrían un efecto determinante sobre los microorganismos del suelo y sería una de las causas de las diferencias halladas entre los parches y manejos en la fisonomía 2.

CONCLUSIONES Y CONSIDERACIONES FINALES

A lo largo de esta tesina, se ha mostrado el efecto a mediano/largo plazo de la aplicación de diferentes manejos, y la presencia de parches con distinta vegetación dominante, sobre indicadores de calidad de suelo vinculados a la estructura y funcionalidad de las comunidades microbianas.

La aplicación combinada de manejos en fisonomías de bosque “más abiertas”, con una mayor diferenciación de estratos y parches, tiene un efecto más prolongado sobre los diferentes parámetros e índices de calidad del suelo estudiado. En bosques cuya fisonomía está compuesta por un estrato arbustivo cerrado, es necesario intervenir el sistema con mayor periodicidad a fin de evitar la formación de fachinales, junto con la homogenización y estabilización de varios parámetros de calidad edáfica.

En ese estudio se demostró que, la presencia del extracto arbóreo, modula e influye sobre las comunidades microbianas del suelo, específicamente, sobre su eficacia para degradar la materia orgánica que ingresa. En general, en ambas fisonomías, los mayores contenidos de carbono orgánico registrados en los parches de árboles y arbustos, fueron coincidentes con mayores valores de actividad y biomasa microbiana. Sin embargo, en las áreas con quema y raleo mecánico se registró una menor susceptibilidad a la degradación biológica del carbono, y eficiencia en su conversión a biomasa microbiana (dada por los menores valores de RM/COT y C-BM/COT, respectivamente).

La presencia de las especies leñosas, siempre y cuando no sobrepasen ciertos umbrales de cobertura, en los pastizales naturales, influye y, en algunos casos, mejora la calidad edáfica. Sin embargo, la cobertura y densidad de arbustos debe ser monitoreada a fin de mantener la biodiversidad vegetal, y la presencia de parches con distinta vegetación dominante. De esta forma se garantiza, a través de las comunidades microbianas, la plasticidad y capacidad del suelo para degradar la materia orgánica que ingresa, preservando sus funciones y servicios ecosistémicos.

Este estudio, aún continua, y dada la gran variabilidad registrada y sensibilidad de los parámetros investigados, se requiere el procesamiento de más fechas de muestreo y la vinculación con otros parámetros de calidad edáfica; lo que permitirá, finalmente, establecer reglas generales e índices óptimos de calidad edáfica en estos ambientes únicos en el mundo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adema, E. 2006. Recuperación de pastizales mediante rolado en el Caldenal y en el monte Occidental. Publicación Técnica N°65. INTA EEA Anguil. La Pampa. 52 p.
- Adema, E.O., Buschiazzo, D.E., Babinec, F.J., Rucci, T.E., Gomez Hermida, V.F. 2004. Mechanical control of shrubs in a semiarid region of Argentina and its effect on soil water content and grassland productivity. *Agricultural Water Management* 68, 185-194. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2004.04.001>
- Aguilera, L.E., Gutiérrez, J.R., Meserve, P.L. 1999. Variation in soil micro-organisms and nutrients underneath and outside the canopy of *Adesmia bedwellii* (Papilionaceae) shrubs in arid coastal Chile following drought and above average rainfall. *Journal of Arid Environment*. 42, 61-70. <https://doi.org/10.1006/jare.1999.0503>
- Aguilera, M., Steinaker, D. 2001. Rolado y siembra en arbustales semiáridos de San Luis. En: J. Panigatti, D. Buschiazzo y H. Marelli. (eds), *Siembra Directa II*, INTA, Argentina, p. 289-302.
- Albanesi, A., Anriquez, A., Dominguez Nuñez, J.A., Silberman, J., Kunst, C. 2013. Calidad de suelo. Propiedades biológicas y evaluación en ecosistemas semiáridos. En: *Microbiología Agrícola. Un aporte de la Investigación en Argentina*. A. Albanesi (ed) Ediciones Magna p. 1-25.
- Alef, K., Nannipieri, P. (eds.). 1995. *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press, London, 576 pp.
- Ambrosino, M.L., Busso, C.A., Torres Y.A., Ithurrart L.S., Martínez J.M., Minoldo, G., Cardillo D.S., Palomo, I.R. 2019. Plant litter decomposition in a semi-arid rangeland of Argentina: species and defoliation effects. *The Rangeland Journal* 41, 371-381. <https://doi.org/10.1071/RJ18070>
- Ambrosino, M.L., Torres, Y.A., Lucero, C.T., Lorda, G.S., Ithurrart, L.S., Martínez, J.M., Armando, L.V., Garayalde, A., y Busso, C.A. 2023. Impacts of shrubs on soil quality in the native Monte rangelands of Southwestern Buenos Aires, Argentina. *Land Degradation & Development*. 34, 406-417. <https://doi.org/10.1002/ldr.4692>
- Anderson, D.L., Del Aguila, J.A., Bernardón, A.E. 1970. Las formaciones vegetales de la provincia de San Luis. *RIA (INTA) S."* Vol. VII 3, 153-183. Buenos Aires.
- Anderson, J.P.E., Domsch, K.H. 1978. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 10, 215-221. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(78\)90099-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(78)90099-8)

- Anderson, T.H. 2003. Microbial eco-physiological indicators to assess soil quality. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98, 285-293
[https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00088-4](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00088-4)
- Anriquez, A., Albanesi, A., Kunst, C., Ledesma, R., López, C., Torres Rodríguez, A., Godoy, J. 2005. Rolado de fachinales y calidad de suelos en el Chaco Occidental, Argentina. *Ciencia del Suelo* 23 2, 145-157.
- Archer, S., Smeins, F.E. 1991. En: Heitschmidt, R.K., Stuth, J.W. (Eds.), *Grazing Management: an Ecological Perspective*. Timber Press, Portland, pp. 109-139.
- Bachar, A., Soares, M.I.M., Gillor, O. 2012. The effect of resource islands on abundance and diversity of bacteria in arid soils. *Microbiology Ecology* 63, 694-700.
<https://doi.org/10.1007/s00248-011-9957-x>
- Barrios, E. 2007. Soil Biota, Ecosystem Services and Land Productivity. *Ecological Economics* 64, 269-285. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.03.004>
- Bastida, F., Zsolnay, A., Hernández, T., García, C. 2008. Past, present and future of soil quality indices: a biological perspective. *Geoderma*, 147 3-4, 159-171.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.08.007>
- Beck, T., Öhlinger, R., Baumgarten, A. 1995. Substrate-induced respiration. pp. 64-68. In: F. Schinner, R. Öhlinger, E. Kandeler, and R. Margesin (eds.). *Methods in Soil Biology*. Springer Verlag, Berlin, FRG.
- Benech-Arnold, R.L., Batlla, D., Guglielmini, A.C., Kruk, C.B. 2014. En: *Malezas e invasoras de la Argentina*. (O.A. Fernández, E.S. Leguizamón & H.A. Acciaresi Eds.). Editorial UNS. Cap. VI. pp. 139-169.
- Bóo, R.M., Peláez, D.V., Bunting, S.C., Elía, O.R., Mayor, M.D., 1996. Effect of fire on grasses in central semi-arid Argentina. *Journal of Arid Environments* 32, 259-269.
<https://doi.org/10.1006/jare.1996.0022>
- Bóo, R.M., Peláez, D.V., Bunting, S.C., Mayor, M.D., Elía, O.R. 1997. Effect of fire on woody species in central semi-arid Argentina. *Journal of Arid Environments* 35, 87-94. <https://doi.org/10.1006/jare.1995.0135>
- Bordón, A. 1983. Comentarios e ideogramas sobre la vegetación de la provincia del Chaco emergentes de una muestra de descripciones de vegetación con relación a series de suelo. Bol. N° 86, INTA EEA Saénz Peña, Argentina.
- Brady, C.N., Weil, R.R. 2002. *Nature and properties of soils*, 13th Ed. Prentice Hall.

- Bravo, S., Giménez, A.M., Kunst, C., Moglia, G. 2003. En: Fuego en los sistemas argentinos. Kunst, C.; Bravo, S y Panigatti, J.L. (Ed).INTA.Santiago del Estero. Argentina. Cap. 6. pp. 61-70.
- Bray, R.A., Kurtz, L.T. 1945. Determination of total, organic, and available forms of phosphorus in soils. *Soil Science* 59, 39-45.
- Bremner, A.E., Mulvaney, C.S. 1982. En: Page et al. (eds.). *Methods of soil analysis, Part 2*, Pp. 595-624.American Society of Agronomy and Soil Science Society of American Journal, Madison.
- Bremner, J.M., Keeney, D.R. 1965. Steam distillation methods for determination of ammonium, nitrate and nitrite.*Analytica Chimica Acta.* 32, 485-495.
[https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(00\)88973-4](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(00)88973-4)
- Brown, R.W. 1995. En: *Wildland plants: Physiological ecology and developmental morphology* (eds. Bedunah DJ, Sosebee RE), Society for Range Management, Denver, USA, pp. 291-413.
- Burkart R., Sánchez R. O y. Gómez D. A. 1999. *Ecorregiones de la Argentina*, Buenos Aires, Administración de Parques Nacionales, 1999, 42 pp.
- Buschiazzo, D.E, Hevia, G.G., Urioste, A.M., Hepper, E.N. 2000. Cultivation effects on phosphate forms and sorption in loes-soils of Argentina. *Soil Science*, 165 5, 427-435.
- Busso, C.A., Bonvissuto, G.L. 2009. Structure of vegetation patches in northwestern Patagonia, Argentina.*Biodiversity and Conservation* 18, 3017-3041.
<https://doi.org/10.1007/s10531-009-9622-6>
- Cabrera, A.L. 1976. Regiones fitogeográficas Argentinas. En: *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*. Ferreira Sobral, EF (ed.). ACME, Buenos Aires, Argentina, p. 1-85.
- Cano E., B. Fernández, B., Montes, M. 1980. La Vegetación de la Provincia de La Pampa y Carta de Vegetación 1:500000. En: *Inventario Integrado de los Recursos Naturales de la Provincia de La Pampa*. INTA Provincia de La Pampa Facultad de Agronomía, UNLPam. 493 p.
- Cao, Y., Li, Y., Li, C., Huang, G., Lüb, G. 2016. Relationship between presence of the desert shrub *Haloxylon ammodendron* and microbial communities in two soils with contrasting textures.*Applied Soil Ecology* 103, 93-100.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.03.011>

- Carrera, A.L., Bertiller, M.B. 2013. Combined effects of leaf litter and soil microsite on decomposition process in arid rangelands. *Journal of environmental management*, 114, 505-511. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.10.059>
- Celaya-Michel, H., Castellanos-Villegas, A.E. 2011. Mineralización de nitrógeno en el suelo de zonas áridas y semiáridas. *Terra Latinoamericana* 29 (3), 343-356.
- Certini, G. 2005. Effects of fire on properties of forest soils: A review. *Oecologia* 1431, 1–10. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1788-8>
- Cornelissen, J.H.C., Pérez-Harguindeguy, N., Díaz, S., Grime, J.P., Marzano, B., Cabido, M., Vendramini, F., Cerabolini, B. 1999. Leaf structure and defence control litter decomposition rate across species and life forms in regional floras on two continents. *New Phytologist* 1431, 191-200. <https://doi:10.1046/j.1469-8137.1999.00430.x>
- Davies, B.E. 1974. Loss on ignition as an estimate of soil organic matter. *Proceedings - Soil Science Society of America* 38, 150-151. <https://doi.org/10.2136/sssaj1974.03615995003800010046x>
- Di Rienzo, J.A., Casanoves, F., Balzarini, M.G., Gonzalez, L., Tablada, M., Robledo, C.W. InfoStat versión 2018. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- Distel, R.A. 2016. Grazing ecology and the conservation of the caldenal rangelands, Argentina. *Journal of Arid Environments* 134, 49-55. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2016.06.019>
- Doran, J.W., Parkin, T.B. 1994. Defining and assessing soil quality. En: J. W. Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicek, D.F., Stewart, B.A. (Eds.), *Defining soil quality for a sustainable environment*. Soil Science Society of America, Special Publication N°35, Madison, pp. 3-23.
- Dussart, E., Lerner, P., Painetti, R. 1998. Long term dynamics of 2 populations of *Prosopis caldenia* Burkart. *Journal of Range Management* 51, 685-691.
- Dussart, E.G., Chirino, C.C., Morici, E.A. 2011. Reconstrucción del paisaje del caldenal pampeano en los últimos 250 años. *Quebracho* 19(1,2), 54-65.
- Duval, V.S. 2017. Tesis Doctoral en Geografía, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina. 251 p.
- Duval, V.S., Benedetti, G.M., Campo, A.M. 2019. Fisonomía y diversidad del bosque secundario de *Prosopis caldenia*. Provincia de La Pampa, Argentina. *Revista Geográfica de América Central* 62, 185-206. <http://dx.doi.org/10.15359/rgac.62-1.7>

- Eldridge, D.J., Bowker, M.A., Maestre, F.T., Roger, E., Reynolds, J.F., Whitford, W.G. 2011. Impacts of shrub encroachment on ecosystem structure and functioning: towards a global synthesis. *Ecology Letters* 14, 709-722. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01630.x>
- Eldridge, D.J., Soliveres, S. 2015. Are shrubs really a sign of declining ecosystem function? Disentangling the myths and truths of woody encroachment in Australia. *Australian Journal of Botany* 62, 594-608. <https://doi.org/10.1071/BT14137>
- Ernst, R.D., Morici, E., Estelrich, H.D., Muiño, W.A., Ruiz, M.A. 2015. Efecto de la quema controlada sobre el banco de semillas de gramíneas en diferentes parches del bosque de caldén en la región semiárida central Argentina. *Archivos de Zootecnia* 64(247), 245-254. <https://doi.org/10.21071/az.v64i247.404>
- Estell, R., Havstad, K.M., Cibils, A., Anderson, D., Schrader, T., James, K. 2012. Increasing shrub use by livestock in a world with less grass. *Rangeland Ecology and Management* 65, 553-562. <https://doi.org/10.2111/REM-D-11-00124.1>
- Estelrich, H.D., Chirino, C.C., Fernández, B.C., Morici, E.F. 1997. Cambios florísticos en los sistemas naturales de la Región Semiárida Pampeana por efecto del pastoreo. XVIII Reunión Argentina de Ecología. Bs.As., p. 43 p.
- Estelrich, H.D., Fernández, B., Morici, E., Chirino, C.C. 2005. Persistencia de los cambios provocados por los fuegos controlados en diferentes estructuras del bosque de caldén (*Prosopis caldenia* burk.). Universidad Nacional de La Pampa. Revista de la Facultad de Agronomía, 16, 25-30.
- Estelrich, H.D., Morici, E.F.A., Suárez, C.E., Ernst, R.D., Álvarez Redondo, M., López, G.E. 2021. Manejo sustentable del bosque: intervenciones sobre pajonales, renovales y fachinales en La Pampa. (Eds. Estelrich, H.D., Morici, E.F.A. y Suárez, C.E). Ecología vegetal - FA UNLPam. 1a ed - 40 p.
- Estelrich, H.D., Suárez, C.E. (Eds). 2022. El bosque de caldén: un abordaje multidisciplinario para su manejo y conservación. EdUNLPam, Universidad Nacional de La Pampa, ISBN: 978-950-863-445-0. 276 pp.
- Fernández, O.A., Busso, C.A. 1999. Arid and semi-arid rangelands: two thirds of Argentina. En: Case Studies of Rangeland Desertification, Agricultural Research Institute Report N° 200. Arnalds, O., Archer, S. (eds.). Reykjavik, Islandia, p. 41-60.
- Fultz, L. M., Moore-Kucera, J., Dathe, J., Davinic, M., Perry, G., Wester, D., Schwilk, D.W., Rideout-Hanzak, S. 2016. Forest wildfire and grassland prescribed fire

- effects on soil biogeochemical processes and microbial communities: Two case studies in the semi-arid Southwest. *Applied Soil Ecology*, 99, 118-128. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.10.023>
- Galantini, J.A., Suñer, L., Kruger, H. 2005. Dinámica de las formas de fósforo en un Haplustol de la Región Semiárida Pampeana durante 13 años de cultivo de trigo continuo. *RIA* 34(2), 13-31.
- Gargaglione, V., Peri, P.L., Rubio, G. 2014. Tree–grass interactions for N in *Nothofagus antarctica* silvopastoral systems: Evidence of facilitation from trees to underneath grasses. *Agroforestry Systems*, 88, 779-790. <https://doi.org/10.1007/s10457-014-9724-3>
- Gignoux, J., Clobert, J., Menaut, J.C. 1997. Alternative fire resistance strategies in savanna trees. *Oecologia*, 110, 576-583. <https://doi.org/10.1007/s004420050198>
- Haubensak, K.A., Parker, I.M. 2004. Soil changes accompanying invasion of the exotic shrub *Cytisus scoparius* in glacial outwash prairies of western Washington (USA). *Plant Ecology* 175, 71-79. <https://doi.org/10.1023/B:VEGE.0000048088.32708.58>
- Hepper, E.N., Larroulet, M.S., Belmonte, V., Urioste, A.M. 2013. Propiedades edáficas de un suelo del caldenal pampeano en parches con diferente vegetación. Universidad Nacional de La Pampa. *Revista de la Facultad de Agronomía* 23,5-15.
- Informe Regional Espinal. 2006. Secretaría de Ambiente y Desarrollo de la Nación, Bs. As. 86 p.
- INTA. 1980. Gobierno de La Pampa y Facultad de Agronomía (UNLPam). Inventario Integrado de los Recursos Naturales de La Pampa, 493 pp.
- Isermeyer, H. 1952. Estimation of soil respiration in closed jars. En: *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. 1995. Alef, K, Nannipieri, P. (eds.), Londres, Inglaterra, p. 214-216.
- Kunst, C., Bravo, S., Moscovich, F., Herrera, J., Godoy, J., Vélez, S. 2003. Fecha de aplicación de fuego y diversidad de herbáceas en una sabana de *Elionorus muticus* (Spreng) O. Kuntze. *Revista Chilena de Historia Natural* 76, 105-115.
- Kunst, C., Ledesma, Navall, M. 2008. RBI: Rolado Selectivo de baja intensidad. Ediciones INTA.
- Larroulet, M.S., Gallace, M.E., Urioste, A.M., Hepper, E.N. 2016a. Rolado selectivo y quema controlada: efecto sobre propiedades microbiológicas de un suelo del caldenal pampeano XII Jornadas Pampeanas de Ciencias Naturales. Santa Rosa, La Pampa, p. 83.

- Larroulet, M.S., Hepper, E.N., Álvarez Redondo, M.P., Belmonte, V., Urioste, A.M. 2016b. The Caldenal ecosystem: Effects of a prescribed burning on soil chemical properties. *Arid Land Research and Management* 30, 105-119.<https://doi.org/10.1080/15324982.2015.1046198>
- Larroulet, M.S., Hepper, E.N., Ferreyra, P.A., Iglesias, J.O., Galantini, J. A. 2020. Carbono orgánico y actividad microbiana en el suelo del Caldenal Pampeano con diferentes manejos. *Ciencia del Suelo* 38 1, 95-105.
- Leinonen, A. 2007. Wood chip production technology and costs for fuel in Namibia. VTT Technical Research Centre of Finland, VTT Tiedotteita - Research Notes 2417, p. 91.
- Lell, J.D. 2004. El caldenal: una visión panorámica del mismo enfatizando en su uso. En M.F. Arturi, J.L. Frangi y J.F. Goya (Eds.). *Ecología y manejo de los bosques de Argentina*. UNLP
- Liao, J.D., Boutton, T.W. 2008. Soil microbial biomass response to woody plant invasion of grassland. *Soil Biology and Biochemistry*. 40 5, 1207–1216. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.12.018>.
- Maestre, F., Eldridge, D., Soliveres, S. 2016. A multifaceted view on the impacts of shrub encroachment. *Applied Vegetation Science* 19, 369-370.<https://doi.org/10.1111/avsc.12254>
- Maestre, F.T., Bowker, M.A., Puche, M.D., Hinojosa, M.B., Martínez, I., García-Palacios, P., Castillo, A.P., Soliveres, S., Luzuriaga, A.L., Sánchez, A.M., Carreira, J.A., Gallardo, A., Escudero, A. 2009. Shrub encroachment can reverse desertification in semi-arid Mediterranean grasslands. *Ecology Letters* 12, 930-941. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01352.x>
- Martínez, J.M., Galantini, J.A., Duval, M.E., López, F.M. 2020. Soil quality assessment based on soil organic matter pools under long-term tillage systems and following tillage conversion in a semi-humid region. *Soil Use and Management*, 36 3, 400-409.<https://doi.org/10.1111/sum.12573>
- Mazzarino, M.J., Bertiller, M.B., Sain, C.L., Laos, F., Coronato, F.R. 1996. Spatial patterns of nitrogen availability, mineralization and immobilization in Northern Patagonia, Argentina. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 10, 295-309. <https://doi.org/10.1080/15324989609381445>

- Medina, A., Dussart, E.G., Estelrich, H.D., Morici, E.A. 2000. Reconstrucción de la Historia de Fuego en un bosque de *Prosopis caldenia* (Burk.) de Arizona, Sur de la Provincia de San Luis. *Muldequina* 9, 91-98.
- Miltner, A., Bombach, P., Schmidt-Brücken, B., Kästner, M. 2011. SOM genesis: microbial biomass as a significant source. *Biogeochemistry* 22, 139-143. <https://doi.org/10.1007/s10533-011-9658-z>
- Mora, S., Rosales Mercado, I.A. 2012. El Rolado en Mendoza. Ediciones INTA. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Mendoza, Argentina, 42 pp.
- Morici, E., Doménech García, V., Gómez Castro, G., Kin, A.G., Saenz, A.M., Rabotnikof, C.M. 2009. Diferencias estructurales entre parches de pastizal del caldenal y su influencia sobre el banco de semillas, en la provincia de La Pampa, Argentina. *Agrociencia* 43, 529-537.
- Nannipieri, P., Ascher, J., Ceccherini, M.T., Landi, L., Pietramellara, G., Renella, G. 2003. Microbial diversity and functions. *European Journal of Soil Science* 54, 655-670. <https://doi.org/10.1046/j.1351-0754.2003.0556.x>
- Navarrete Segueda, A., Vela Correa, G., López Blanco, J., Rodríguez Gamiño, M.L. 2011. Naturaleza y utilidad de los indicadores de calidad del suelo. *Contactos* 80, 29-37.
- Nghikembua, M.T., Marker, L.L., Brewer, B., Leinonen, A., Mehtätalo, L., Appiah, M., Pappinen, A. 2021. Restoration thinning reduces bush encroachment on freehold farmlands in north-central Namibia. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 94, 551-564. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpab009>
- Noellemeyer, E., Frank, F., Alvarez, C., Morazzo, G., Quiroga, A., 2008. Carbon contents and aggregation related to soil physical and biological properties under a land-use sequence in the semiarid region of central Argentina. *Soil and Tillage Research* 99 2, 179-190. <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.02.003>.
- Peinetti, R., Pereyra, M., Kin, A., Sosa, A. 1993. Effects of cattle ingestion on viability and germination rate of caldén (*Prosopis caldenia*) seeds. *Journal of Range Management* 46, 483-486. DOI:10.2307/4002856
- Prieto, L.H., Bertiller, M.B., Carrera, A.L., Olivera, N.L. 2011. Soil enzyme and microbial activities in a grazing ecosystem of Patagonian Monte, Argentina. *Geoderma*. 162 3, 281- 287. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.02.011>
- Rauber, R., Steinaker, D., Demaría, M., Arroyo, A. 2014. Factores asociados a la invasión de pajas en bosques de la región semiárida central argentina. *Ecología Austral* 24, 320-326.

- Ross, D.J. 1970. Effects of storage on dehydrogenase activity of soils. *Soil Biology Biochemistry* 654 2, 55-61.[https://doi.org/10.1016/0038-0717\(70\)90026-X](https://doi.org/10.1016/0038-0717(70)90026-X)
- Ross, D.J. 1971. Some factors influencing the estimation of dehydrogenase 655 activities of some soils under pasture. *Soil Biology Biochemistry* 3, 97-110.[https://doi.org/10.1016/0038-0717\(71\)90002-2](https://doi.org/10.1016/0038-0717(71)90002-2)
- Sajjad, M.H., Lodhi, A., Azam, F. 2002. Changes in enzyme activity during the decomposition of plant residues in soil. *Pakistan Journal of Biological Sciences* 5, 952-955.<https://doi.org/10.3923/pjbs.2002.952.955>
- Schlesinger, W.H., Raikes, J.A., Hartley, A.E., Cross, A.E. 1996. On the spatial pattern of soil nutrients in desert ecosystems. *Ecology* 77, 364-374. <https://doi.org/10.2307/2265615>
- Schlesinger, WH. Reynolds, JF, Cunningham, GL, Huenneke, LF, Jarrell, WM, Virginia, R, Whitford, WG. 1990. Biological feedbacks in global desertification. *Science* 247,1043-1048.<https://doi.org/10.1126/science.247.4946.1043>
- Schultz, C. 2020. “El agua en el suelo”. *Apuntes de Hidrología Ambiental*. FCEyN-UNLPam. 69 p.
- Sokal, R.R., Rohlf, F.J. 1984. *Introducción a la Bioestadística*. Editorial Reverté S.A., Barcelona, España, 376 pp.
- Suárez, C.E., Estelrich, H.D., Morici, E., Ernst, R.D., Sawczuck, N., Perez Payeras, M., Parodi, N. 2018. *Actas. IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles*. ISSN: 1667-4014. 749p
- Toledo, S., Peri, P.L., Correa, O.S., Gargaglione, V., González-Polo, M. 2021. Soil microbial communities respond to an environmental gradient of grazing intensity in south Patagonia Argentina. *Journal of Arid Environments*, 184, 104300.<https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2020.104300>
- Toledo, S.T., Bondaruk, V.F., Yahdjian, L., Oñatibia, G.R., Loydi, A., Alberti, J., Bruschetti, M., Pascual, J., Peter, G., Agüero, W.D., Namur, P.R., Blanco, L., Peri, P.L. 2023. Environmental factors regulate soil microbial attributes and their response to drought in rangeland ecosystems. *Science of The Total Environment*, 892, 164406. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164406>
- Van Auken, O.W. 2000. Shrub invasions of North American semiarid grasslands. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31, 197-215.<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.31.1.197>

- Van Auken, O.W. 2009. Causes and consequences of woody plant encroachment into western North American grasslands. *Journal of Environmental Management* 90, 2931-2942. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.04.023>
- Wardle, D.A. 1992. A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil. *Biological Reviews* 67, 321-358. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.1992.tb00728.x>
- Weber M., Taylor, S. 1992. The use of prescribed FIRE in the management of Canada's forested lands. *Forestry Chronicle* 68, 324-334. <https://doi.org/10.5558/tfc68324-3>
- Whitford, W.G. 1992. Biogeochemical consequences of desertification. In: *The Science of Global Change, The Impact of the Environment* (eds O'Brien, R.J. y Dunnette, D.). ACS Symposium Series 483, American Chemical Society, Washington, DC, pp. 352-359.
- Xiang, X., Gibbons, S.M., Li, H., Shen, H., Fang, J., Chu, H. 2018. Shrub encroachment is associated with changes in soil bacterial community composition in a temperate grassland ecosystem. *Plant Soil* 425, 539-551. <https://doi.org/10.1007/s11104-018-3605-x>
- Xiang, X.J., Shi, Y., Yang, J., Kong, J.J., Lin, X.G., Zhang, H.Y., Zeng, J., Chu, H.Y. 2014. Rapid recovery of soil bacterial communities after wildfire in a Chinese boreal forest. *Scientific reports*, 4 1, 3829. <https://doi.org/10.1038/srep03829>