

Efecto del pastoreo con descansos estivales sobre las características físicas,  
químicas y biológicas del suelo en diferentes tipos de cobertura del Chaco  
semiárido de Santiago del Estero

*Tesis presentada para optar al título de Magister de la Universidad de Buenos Aires,  
Área Recursos Naturales*

**Facundo Facio**

Licenciado en Ciencias Ambientales - Universidad de Buenos Aires - 2014

Lugar de trabajo:

Área de Agroecología - Facultad de Agronomía - Universidad de Buenos Aires



Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano  
Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires

## **COMITÉ CONSEJERO**

Directora de tesis  
**Elizabeth Juliana Jacobo**  
Ingeniera Agrónoma (UBA)  
Doctora en Agroecología (UdeA)

Codirector de tesis  
**Santiago Miguel Cotroneo**  
Ingeniero Agrónomo (UBA)  
Doctor en Agroecología (UdeA)  
Doctor en Ciencias Agropecuarias (UBA)

Consejera de estudios  
**Patricia Lilia Fernández**  
Ingeniera Agrónoma (UBA)  
Doctora en Ciencias Agropecuarias (UBA)

## **JURADO DE TESIS**

Dr. Ing. Agr. Patricio Nicolás Magliano  
Dra. Ing. Agr. Silvia del Carmen Imhoff  
Dr. Ing. Agr. Mario Guillermo Castiglioni

**Fecha de defensa de la tesis:**

13 de septiembre de 2022

## DEDICATORIA

*Al monte con su magia y a la madre tierra que todo nos da,  
y a su hermosa gente que con amor la habita, protege y venera*

## AGRADECIMIENTOS

A Sixto Bravo, Susana Bravo, Diego Bravo, Silvina Carabajal y sus hijos, a Susana Giménez, Antonio Herrera y Fabi, a Emilse Luna y Cristian Sánchez, por abrirme las puertas de sus casas con una inmensa generosidad, por los hermosos momentos compartidos, los mates dulces con tortilla y las deliciosas comidas caseras.

A Sergio y Beatriz Parra, y toda la gente de INCUPO por la enorme generosidad al abrirme las puertas de la sede y el apoyo logístico que me dieron.

A Elizabeth Jacobo y Santiago Cotroneo, por dirigir y permitirme hacer este camino y ayudarme a conocer nuevos territorios y su hermosa gente.

A Patricia Fernández, por su enorme e incondicional ayuda y guía, sin la cual no hubiera sido posible este trabajo.

A Luisina García Buscarini, María José Paulo, Franco Federico Massa, Jazmín Azalea Estévez Aguirre y Ariel Grinstein, por la enorme ayuda que me dieron en los viajes de campo, con el extenuante procesamiento de muestras de suelo y el trabajo de laboratorio.

A toda la gente de Santiago que me ayudó con la movilidad, me acompañó y/o me dio una mano en el campo, entre ellos Víctor Coria, a Bebi el sobrino de Emilse, y varias personas más que no recuerdo sus nombres.

A la gente del LART, por confiar en mí y prestarme un equipo muy costoso para llevar al campo.

A Alexandra Elbakyan y su proyecto SCI-HUB, sin el cual no podría haber accedido a muchísima bibliografía.

A Cecilia Casas, Lucía Mochi, Fernando Biganzoli, Roberto Fernández y especialmente a Adelia González Arzac, por la gran predisposición y ayuda para resolver como analizar la enorme cantidad de datos recolectados.

A toda la Universidad de Buenos Aires, que me formó como profesional y sin la cual no podría haber solventado esta investigación.

A todo el equipo de Agroecosistemas Campesinos de la FAUBA, por hacerme el aguante y los buenos ratos compartidos.

A Damián Vega, por las charlas que tuvimos, y especialmente por aquella en la que se le ocurrió que podía hacer una maestría con el equipo docente del Área de Agroecología.

A mi familia y amigos, que me dieron todo el apoyo y aguante, y los buenos ratos compartidos.

A mi gata Mostaza, que tantas veces me hizo compañía en las incontables horas que me demoró alcanzar a escribir este documento.

A Lau, que tanto me acompañó y me dio fuerzas en los buenos y malos momentos.

## **DECLARACIÓN DE ORIGINALIDAD**

Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original producto de mi propio trabajo (salvo en la medida en que se identifique explícitamente las contribuciones de otros), y que este material no lo he presentado, en forma parcial o total, como una tesis en ésta u otra institución.

**Lic. Facundo Facio**

## INDICE GENERAL

Capítulo 1	Introducción general.....	18
1.1	Planteamiento de la problemática .....	19
1.2	Objetivos .....	22
1.3	Área de estudio.....	22
1.4	Estructura del trabajo .....	24
Capítulo 2	Caracterización de la cobertura, condiciones ambientales y propiedades del suelo del bosque del Chaco semiárido santiagueño .....	25
2.1	Introducción .....	26
2.2	Metodología .....	28
2.2.1	Cobertura, interceptación lumínica y condiciones ambientales del suelo .....	28
2.2.2	Propiedades físicas, químicas y actividad biológica del suelo .....	30
2.3	Resultados .....	32
2.3.1	Cobertura e interceptación lumínica del dosel del estrato superior .....	32
2.3.2	Cobertura del sotobosque.....	33
2.3.3	Humedad y temperatura del suelo .....	34
2.3.4	Propiedades físicas, químicas y actividad biológica del suelo .....	36
2.4	Discusión.....	41
2.4.1	Cobertura y condiciones ambientales del suelo.....	41
2.4.2	Propiedades físicas, químicas y actividad biológica del suelo .....	44
2.5	Conclusiones .....	45
Capítulo 3	Efectos de la clausura estival sobre las propiedades del suelo de bosques en distinto estado de conservación.....	47
3.1	Introducción .....	48
3.2	Metodología .....	51
3.2.1	Efectos a corto plazo de la clausura sobre las propiedades del suelo .....	51
3.2.2	Efectos a mediano plazo de la clausura estival sobre las propiedades del suelo	53
3.3	Resultados .....	55
3.3.1	Efectos a corto plazo de la clausura estival sobre las propiedades del suelo	55
3.3.2	Efectos a mediano plazo de la clausura estival sobre las propiedades del suelo	62
3.4	Discusión y conclusiones .....	70

3.4.1	Efectos a corto plazo de la clausura sobre las propiedades del suelo .....	70
3.4.2	Efectos a mediano plazo de la clausura estival sobre las propiedades del suelo 72	
3.4.3	Discusión sobre la hipótesis y conclusiones .....	74
Capítulo 4	Consideraciones finales.....	77
Bibliografía	.....	81

## INDICE DE TABLAS

Tabla 1.1. Textura: Porcentajes de arena, limo y arcilla del suelo a 0-15 cm de profundidad en cada uno de los tipos de bosque estudiados, analizada mediante la metodología de Bouyoucos. Porosidad: Macro y microporosidad del suelo a 0-5 cm de profundidad en cada uno de los tipos de bosque estudiados, analizada mediante la metodología de olla de presión. Datos estimados por el autor.....	23
Tabla 1.2. Propiedades químicas del suelo relevadas en los tres distintos tipos de bosque estudiados. Datos tomados por el autor.....	24
Tabla 2.1. Medias y coeficientes de variación (CV%) de la cobertura del dosel del estrato superior en cada tipo de bosque, estimados durante el verano y el invierno. inv/ver: Cociente entre la cobertura en invierno y verano para cada tipo de bosque. fRFA interceptada por el dosel del estrato superior al mediodía durante el verano, por tipo de bosque. Letras distintas indican diferencias significativas entre tipos de bosque ( $\alpha=0.05$ ). .....	32
Tabla 2.2. Medias y coeficientes de variación (CV%) del contenido hídrico del suelo (0-15 cm de profundidad) por tipo de bosque para las fechas en verano e invierno (febrero y agosto, respectivamente). Letras distintas indican diferencias significativas; PP: precipitaciones acumuladas en cada tipo de bosque entre las fechas de muestreo de verano e invierno, en milímetros de lámina de agua ( $\alpha=0.05$ ). La humedad gravimétrica (Hg) surge del cociente entre la humedad volumétrica (estimada con TDR) y la densidad aparente del suelo. ....	34
Tabla 2.3. Temperatura máxima media diaria y amplitud térmica diaria (máxima - mínima) media del suelo (a 10 cm de profundidad), por tipo de bosque y estación, en sitios bajo y entre las copas del dosel del estrato superior, y la diferencia de amplitud térmica diaria entre ambos tipos de parche (entre copas - bajo copas). ....	35
Tabla 2.4. Valores p de los test de Wald del efecto de los factores tipo de bosque (B), tipo de parche (C) y estación (E) y sus interacciones, sobre las propiedades físicas, químicas y la actividad biológica del suelo (En negrita $p<0.05$ ; en cursiva $p<0.1$ ). <b>Modelo heterocedástico:</b> factor entre cuyos niveles se modeló varianza heterogénea cuando resultó necesario (test de Levene significativo). ....	37
Tabla 3.1. Síntesis de los resultados de los test de Wald y post hoc por tipo de bosque, del efecto a corto plazo (meses) de la exclusión del pastoreo para la respiración microbiana del suelo y cada una de las variables físicas. Para facilitar la lectura, se omiten los resultados no significativos, y de efectos principales e interacciones dobles cuando es significativa alguna interacción de orden superior que incluya a los anteriores ( $\alpha=0.05$ ). <b>Test de Wald:</b> En negrita valores $p<0.05$ ; en cursiva valores $p<0.1$ ; se omiten valores $p\geq 0.1$ . <b>Post hoc:</b> Comparaciones múltiples de la diferencia entre el efecto de la exclusión al pastoreo y el pastoreo continuo (excl-cont), como efecto principal, o como efecto simple a través de los distintos niveles de los demás factores en las interacciones que	



resultaron significativas ( $\alpha=0.05$ ). Los triángulos llenos indican efectos significativos positivos ▲ o negativos ▼; triángulos vacíos indican tendencias ( $p<0.1$ ) positivas  $\Delta$  o negativas  $\nabla$ . Niveles de factores en interacciones: bajo copa (BC); entre copas (EC); febrero (feb); abril (abr); agosto (ago); presente en las tres fechas (todas). **Modelo heterocedástico:** factor entre cuyos niveles se modeló varianza heterogénea cuando resultó necesario (test de Levene significativo). .....56

Tabla 3.2. Síntesis de los resultados de los test de Wald y post hoc por tipo de bosque, del efecto a mediano plazo (6-7 años) de la exclusión del pastoreo para la respiración microbiana del suelo y cada una de las variables físicas. Para facilitar la lectura, se omiten resultados no significativos, y de efectos principales e interacciones dobles cuando es significativa alguna interacción de orden superior que incluya a los anteriores ( $\alpha=0.05$ ). **Test de Wald:** En negrita valores  $p<0.05$ ; en cursiva valores  $p<0.1$ ; se omiten valores  $p\geq 0.1$ . **Post hoc:** Comparaciones múltiples de la diferencia entre el efecto de la exclusión al pastoreo y el pastoreo continuo (excl-cont), como efecto principal, o como efecto simple a través de los distintos niveles de los demás factores en las interacciones que resultaron significativas ( $\alpha=0.05$ ). Los triángulos llenos indican efectos significativos positivos ▲ o negativos ▼; triángulos vacíos indican tendencias ( $p<0.1$ ) positivas  $\Delta$  o negativas  $\nabla$ . Niveles de factores en interacciones: bajo copa (BC); entre copas (EC); verano (ver); invierno (inv). **Modelo heterocedástico:** factor entre cuyos niveles se modeló varianza heterogénea cuando resultó necesario (test de Levene significativo)..63

Tabla 3.3. Resultados del test de Wald del efecto de mediano plazo del tipo de pastoreo (continuo/clausura) y el tipo de parche (bajo copas/entre copas) sobre la materia orgánica total, el nitrógeno total y el fósforo disponible del suelo en los distintos tipos de bosque. .... 70

## INDICE DE FIGURAS

- Figura 1.1. Climograma del área de estudio. Las barras blancas corresponden a la precipitación media a lo largo del año (Climate Hazards Group, 1981-2018), las barras negras corresponden a las precipitaciones de la temporada de realización del estudio (2017-18). La línea punteada representa la temperatura media a lo largo del año (Estación experimental INTA Bandera, 2010-2018). ..... 23
- Figura 2.1. Fotografías tomadas con lente ojo de pez, ilustrativas de la cobertura del dosel del estrato superior característica de cada tipo de bosque analizado. .... 29
- Figura 2.2. a) Representación de las distintas situaciones bajo estudio: (i) tipo de bosque (bosque alto, bosque bajo y arbustal) y (ii) factor tipo de parche (bajo copas; entre copas). b) Diseño experimental dentro de cada tipo de bosque, con los tres sitios o réplicas, y dentro de éstos los subsitios según el factor tipo de parche y el factor estación (verano; invierno). ..... 30
- Figura 2.3. Distribución de la cobertura del dosel del estrato superior según tipo de bosque en verano e invierno. a) Densidad de frecuencia, b) Frecuencia relativa acumulada. Línea horizontal: medianas de cobertura para cada tipo de bosque y estación; Línea vertical: frecuencias relativas acumuladas para una cobertura  $\leq 30\%$  durante el verano. .... 33
- Figura 2.4. a) Cobertura del sotobosque por tipo de bosque, para las fechas de muestreo en verano (izquierda) e invierno (derecha). Las líneas verticales indican el error estándar de la media. b) Diferencia de cobertura de pastos entre el verano y el invierno para cada tipo de bosque. Distintas letras indican diferencias significativas entre tipos de bosques para cada tipo de cobertura del sotobosque (broza, suelo desnudo, pasto, latifoliadas) dentro de cada estación estudiada ( $\alpha=0.05$ ). ..... 34
- Figura 2.5. Gráficos de caja y bigotes representando la distribución de la humedad edáfica por tipo de bosque en fechas correspondientes a épocas de verano e invierno. Las líneas grises conectan cada punto de las transectas fijas entre las dos fechas de muestreo. Los rombos blancos representan a la media. Unidades de humedad escaladas a la raíz cuadrada. .... 35
- Figura 2.6. Marcha diaria de la temperatura del suelo por tipo de bosque durante las épocas de verano e invierno. Las líneas curvas corresponden a la temperatura media hora a hora de sitios bajo el dosel del estrato superior (líneas llenas) y a sitios ubicados en claros (líneas punteadas). Las bandas grises representan una curva de suavizado de tipo loess. Las líneas horizontales representan la temperatura media mensual del suelo en cada tipo de bosque y momento del año. .... 36
- Figura 2.7. Respiración microbiana del suelo por tipo de bosque, tipo de parche y estación. Las líneas verticales corresponden al intervalo de confianza del 95%. Distintas letras indican diferencias significativas entre las distintas combinaciones de tipo de bosque, parche y estación ( $\alpha=0.05$ ). ..... 37

Figura 2.8. a) efecto del tipo de bosque y tipo de parche sobre la infiltración del suelo; b) efecto del tipo de bosque y estación sobre la infiltración del suelo; c) efecto del tipo de parche sobre la densidad aparente del suelo; d) efecto del tipo de bosque y estación sobre la hidrofobicidad del suelo. Las líneas verticales corresponden al intervalo de confianza del 95%. Distintas letras indican diferencias significativas entre: a) las distintas combinaciones de tipo de bosque y parche; b) las distintas combinaciones de tipo de bosque y estación y d) las distintas combinaciones de tipo de bosque y estación ( $\alpha=0.05$ ).  
..... 38

Figura 2.9. Efectos significativos ( $\alpha=0.05$ ) y tendencias ( $p<0.1$ ) del tipo de bosque y tipo de parche sobre la estabilidad estructural del suelo: a) efecto del tipo de bosque sobre la  $EE_{MEDI}$ ; b) efecto del tipo de parche sobre la  $EE_{MEDI}$ ; c) efecto del tipo de bosque sobre la  $EE_{HR}$ ; d) efecto del tipo de parche sobre la  $EE_{HR}$ ; e) efecto del tipo de parche sobre la  $EE_{HL}$ ; f) efecto del tipo de parche sobre la  $EE_{DM}$ . Las líneas verticales corresponden al intervalo de confianza del 95%.  
..... 40

Figura 2.10. Efectos significativos de la interacción entre tipo de parche y tipo de bosque sobre el nitrógeno total del suelo. .... 41

Figura 3.1. a) Representación de las distintas situaciones bajo estudio para el experimento de corto plazo: (i) tipo de bosque (bosque alto, bosque bajo y arbustal), (ii) factor tipo de parche (bajo copas; entre copas) y (iii) factor manejo (pastoreo continuo; clausura estival) representado por la presencia y ausencia de jaulas. b) Diseño experimental para cada tipo de bosque, con sus tres réplicas y en cada una de ellas, las situaciones determinadas por los factores tipo de parche, manejo y tiempo (febrero, abril y agosto).  
..... 51

Figura 3.2. a) Representación de las distintas situaciones bajo estudio para el experimento de mediano plazo: (i) tipo de bosque (bosque alto, bosque bajo y arbustal) y (ii) factor tipo de parche (bajo copas; entre copas). b) Diseño experimental para cada tipo de bosque, con el factor tipo de pastoreo (continuo; clausura) en primer lugar, los tres sitios o réplicas, y dentro de éstos los subsitios según el factor tipo de parche y el factor estación (verano; invierno).  
..... 54

Figura 3.3. Efectos significativos a corto plazo del tipo de pastoreo sobre la respiración microbiana del suelo. a) Efecto principal en el bosque alto. b) Efectos simples en el bosque bajo para cada fecha y tipo de parche. Valores p correspondientes a los test de comparaciones por pares. .... 57

Figura 3.4. Efectos significativos a corto plazo del tipo de pastoreo sobre la tasa de infiltración del suelo. a) Efecto principal en el bosque alto. b) Efectos simples en el bosque bajo para cada fecha. c) Efectos simples en el arbustal por tipo de parche. Valores p correspondientes a los test de comparaciones por pares. .... 58

Figura 3.5. Efectos significativos a corto plazo en el bosque alto, del tipo de pastoreo en cada tipo de parche, sobre la resistencia mecánica del suelo. Valores p correspondientes a los test de comparaciones por pares. .... 58

- Figura 3.6. Efectos significativos a corto plazo del tipo de pastoreo sobre la densidad aparente del suelo. a) Efectos simples en el bosque bajo para cada fecha. b) Efectos simples en el arbustal para cada fecha. Valores p correspondientes a los test de comparaciones por pares. ....59
- Figura 3.7. Efectos significativos a corto plazo en el bosque alto, del tipo de pastoreo por cada fecha, sobre el pretratamiento de humedecimiento rápido de la estabilidad estructural del suelo  $EE_{HR}$ . Valores p correspondientes a los test de comparaciones por pares. .... 60
- Figura 3.8. Efectos significativos a corto plazo del tipo de pastoreo sobre el pretratamiento de humedecimiento lento de la estabilidad estructural del suelo  $EE_{HL}$ . a) Efectos simples en el arbustal por tipo de parche. b) Efecto principal en el bosque bajo. Valores p correspondientes a los test de comparaciones por pares. .... 61
- Figura 3.9. Efectos significativos a corto plazo del tipo de pastoreo sobre el pretratamiento de disgregación mecánica de la estabilidad estructural del suelo  $EE_{DM}$ . a) Efectos simples en el bosque bajo para cada fecha. b) Efectos simples en el bosque bajo por tipo de parche. Valores p correspondientes a los test de comparaciones por pares. .... 62
- Figura 3.10. Efectos significativos a mediano plazo del tipo de pastoreo sobre la respiración microbiana del suelo. a) Efecto principal en el bosque alto. b) Efectos simples en el bosque bajo para cada tipo de parche. c) Efectos simples en el arbustal, para cada fecha y tipo de parche. Valores p correspondientes a los test de comparaciones por pares. .... 64
- Figura 3.11. Efectos significativos a mediano plazo del tipo de pastoreo sobre la tasa de infiltración del suelo. a) Efectos simples en el bosque alto para cada tipo de parche. b) Efectos simples en el arbustal para cada tipo de parche. c) Efectos simples en el arbustal para cada estación. Valores p correspondientes a los test de comparaciones por pares. 65
- Figura 3.12. Efectos significativos a mediano plazo en el bosque alto, del tipo de pastoreo sobre la resistencia mecánica del suelo. Valor p correspondiente al test de comparaciones por pares. ....65
- Figura 3.13. Efectos significativos a mediano plazo del tipo de pastoreo sobre la densidad aparente del suelo. a) Efectos simples en el bosque alto por tipo de parche. b) Efectos simples en el bosque alto para cada estación. c) Efecto principal en el arbustal (tendencia casi significativa). d) Efectos simples en el arbustal por tipo de parche. Valores p correspondientes a los test de comparaciones por pares. .... 66
- Figura 3.14. Efectos significativos a mediano plazo del tipo de pastoreo sobre la hidrofobicidad del suelo. a) Efectos simples en el bosque bajo por tipo de parche. b) Efectos principales en el arbustal. Valores p correspondientes a los test de comparaciones por pares. .... 67
- Figura 3.15. Efectos significativos a mediano plazo del tipo de pastoreo sobre la media de los pretratamientos de la estabilidad estructural del suelo  $EE_{MEDI}$ . a) Efectos simples

en el bosque bajo para cada estación. b) Efectos principales en el arbustal. Valores p correspondientes a los test de comparaciones por pares. .... 68

Figura 3.16. Efectos significativos a mediano plazo del tipo de pastoreo sobre el pretratamiento de humedecimiento rápido de la estabilidad estructural del suelo  $EE_{HR}$ . a) Efectos simples en el bosque alto para cada estación (tendencia no significativa). b) Efectos simples en el bosque bajo para cada tipo de parche. c) Efectos principales en el arbustal. Valores p correspondientes a los test de comparaciones por pares. .... 68

Figura 3.17. Efectos significativos a mediano plazo del tipo de pastoreo sobre el pretratamiento de humedecimiento lento de la estabilidad estructural del suelo  $EE_{HL}$ . a) Efecto principal en el bosque alto. b) Efecto principal en el arbustal. Valores p correspondientes a los test de comparaciones por pares. .... 69

Figura 3.18. Efectos significativos a mediano plazo en el bosque alto, del tipo de pastoreo sobre el pretratamiento de disgregación mecánica de la estabilidad estructural  $EE_{DM}$  para cada estación. Valor p correspondiente al test de comparaciones por pares. .... 69

Figura 3.19. Efectos significativos a mediano plazo en el bosque alto, del tipo de pastoreo sobre: a) Materia orgánica total; b) Nitrógeno total. Valores p correspondientes a los test de comparaciones por pares. .... 70

Figura 3.20. Porcentaje de los componentes de varianza correspondientes a los factores estacionalidad, tipo de parche (Copas) y tipo de pastoreo, para una selección de las propiedades del suelo analizadas en los tres tipos de bosque, a corto y mediano plazo: respiración microbiana, resistencia mecánica, densidad aparente y estabilidad estructural del suelo. .... 75

**ABREVIATURAS**

°C	grados centígrados
mm	milímetros
cm	centímetros
m	metros
km	kilómetros
m <sup>2</sup>	metros cuadrados
ha	hectáreas
cm <sup>3</sup>	centímetros cúbicos
g	gramos
h	horas
seg	segundos
ppm	partes por millón
PP	precipitaciones
pH	concentración de iones de hidrógeno en la solución del suelo
dS/m	deciSiemens por metro
Mpa	megapascales
max	máximo
min	mínimo
>	mayor
<	menor
≤	menor o igual
≥	mayor o igual
≈	aproximadamente similar
ha EV <sup>-1</sup>	equivalente vaca por hectárea
fRFA	fracción de la radiación fotosintéticamente activa
TDR	sensor del contenido hídrico del suelo Time Domain Reflectometer
CCH	coeficiente de conservación de la humedad (ver ecuación 2.1)
Hv	humedad gravimétrica del suelo muestreada durante el verano

- Hi humedad gravimétrica del suelo muestreada durante el invierno
- pp<sub>j</sub> precipitaciones acumuladas durante el período de estudio en un sitio determinado
- max(pp) precipitaciones acumuladas correspondientes al sitio con mayor acumulación durante el período de estudio
- μg CO<sub>2</sub>/g·día microgramos de dióxido de carbono acumulados por gramo de suelo, por día de incubación
- EE<sub>HR</sub> estabilidad estructural correspondiente al pretratamiento de humedecimiento rápido del método de Le Bissonnais
- EE<sub>HL</sub> estabilidad estructural correspondiente al pretratamiento de humedecimiento lento del método de Le Bissonnais
- EE<sub>DM</sub> estabilidad estructural correspondiente al pretratamiento de disgregación mecánica del método de Le Bissonnais
- EE<sub>MEDIA</sub> promedio de los pretratamientos de estabilidad estructural según el método de Le Bissonnais
- CV% coeficiente de variación en términos porcentuales
- Hg humedad gravimétrica
- ΔHg cambio de humedad gravimétrica
- inv invierno
- ver verano
- BC bajo copas
- EC entre copas
- B tipo de bosque
- C tipo de parche
- E estación

## RESUMEN

Las principales causas de degradación del monte nativo en el Chaco semiárido, como en otras regiones áridas o semiáridas, son la tala selectiva excesiva y el sobrepastoreo, comprometiendo este último las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, y la disponibilidad de agua para las plantas. Una estrategia para la rehabilitación de estos sistemas es la instalación de clausuras durante la estación de crecimiento de la vegetación, posibilitando en pocos años y bajo ciertas condiciones, la recuperación de la cobertura del estrato herbáceo y de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. El objetivo de este trabajo fue caracterizar el ambiente del suelo y evaluar los efectos de corto (1 año) y mediano (6-7 años) plazo de las clausuras estivales sobre las características físicas, químicas y biológicas del suelo de bosques del Chaco semiárido santiagueño bajo distinto estado de degradación del dosel arbóreo (bosque primario, secundario y arbustal). Bajo pastoreo continuo, a mejor estado del dosel de leñosas, se observaron una mayor humedad e hidrofobicidad del suelo en invierno, una menor diferencia de temperatura entre parches de bosque y abiertos, y una mayor estabilidad estructural del suelo. Con la clausura, a corto plazo se observaron aumentos en la respiración del suelo, en el bosque primario y bajo las copas del bosque secundario. A mediano plazo de clausura, se observó en el bosque primario, una mayor respiración, y menor resistencia mecánica y densidad aparente del suelo, mientras que en los bosques más degradados se observó una mayor respiración y menor densidad aparente, particularmente en los parches libres de cobertura leñosa, evidenciando un mayor efecto de la clausura en estos sitios. Los resultados del presente trabajo contribuyen a la comprensión de la interrelación de los procesos del suelo y las clausuras estivales, con el estado de conservación del dosel de bosque.

**Palabras clave:** clausura estacional; pastoreo; suelo; Chaco semiárido; cobertura vegetal; degradación; bosque; rehabilitación; resiliencia



## ABSTRACT

The main causes of native forest degradation in the semiarid Chaco, as in other arid or semiarid regions, are excessive selective logging and overgrazing, the latter compromising the physical, chemical and biological properties of the soil and the availability of water for plants. One strategy for the rehabilitation of these systems is the installation of exclosures during the vegetation growing season, making possible in a few years and under certain conditions, the recovery of the herbaceous stratum cover and the physical, chemical and biological properties of the soil. The objective of this work was to characterize the soil environment and to evaluate the short (1 year) and medium (6-7 years) term effects of summer closures on the physical, chemical and biological characteristics of the soil of forests in the semi-arid Chaco of Santiago under different stages of canopy degradation (primary, secondary and shrubland forest). Under continuous grazing, the better the state of the woody canopy, the greater the soil moisture and hydrophobicity in winter, the smaller the temperature difference between forest and open patches, and the greater the structural stability of the soil. Regarding exclosures, in the short term, increases in soil respiration were observed in the primary forest and under the canopy of the secondary forest. In the medium term of exclosure, higher respiration and lower mechanical resistance and soil bulk density were observed in the primary forest, while in the more degraded forests, higher respiration and lower bulk density were observed, particularly in the patches free of woody cover, showing a greater effect in these sites. The results of the present work contribute to the understanding of the interrelation of soil processes and seasonal exclosures with the conservation status of the forest canopy.

**Key words:** seasonal exclosure; grazing; soil; semi-arid Chaco; vegetation cover; degradation; forest; rehabilitation; resilience.

# **Capítulo 1**

## **INTRODUCCIÓN GENERAL**

## 1.1 PLANTEAMIENTO DE LA PROBLEMÁTICA

Los bosques secos tropicales y subtropicales son considerados el tipo de bosque más amenazado y menos protegido a nivel global (Miles *et al.*, 2006; Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeifa, 2010). En el año 2010 se estimó para todo el continente americano una pérdida de superficie de bosques secos del orden del 66%, mientras que en Sudamérica fue del 60% (Portillo-Quintero *et al.*, 2010). Asimismo, las áreas bajo pastoreo abarcan más de un cuarto de la superficie terrestre global, hallándose la mayor parte de éstas (78%) en regiones áridas y semiáridas, bajo condiciones edáficas y climáticas marginales para la agricultura de secano (Asner *et al.*, 2004). Dichas características las tornan especialmente susceptibles a la degradación causada por disturbios antropogénicos como el sobrepastoreo, la tala y la deforestación (Foley *et al.*, 2005; Hochstrasser *et al.*, 2014). La transformación de los bosques secos a otros usos (por medio de la deforestación) así como su degradación (por el sobrepastoreo o la tala excesiva) implican importantes cambios en la estructura y funcionamiento de estos ecosistemas que disminuyen drásticamente su capacidad de proveer bienes y servicios ecosistémicos (Hoekstra *et al.*, 2005). Esta deforestación, mayormente movilizadora por capitales especulativos para la producción de *commodities* (Baldi *et al.*, 2015), provoca una mayor presión de degradación (mayormente tala y sobrepastoreo) sobre el bosque remanente por parte de las comunidades locales, viéndose forzadas a adaptarse a una reducción de sus áreas de pastoreo (D'Odorico *et al.*, 2013; Júnior *et al.*, 2017).

El sobrepastoreo es considerado un importante factor responsable de la degradación del suelo en regiones secas a lo largo del planeta (D'Odorico *et al.*, 2013; Smith *et al.*, 2016; Scanes, 2017). En regiones secas, el sobrepastoreo disminuye la cobertura vegetal total, la biomasa total y herbácea, el aporte de broza y conduce a la arbustización del sistema (Adamoli *et al.*, 1990; Angassa y Oba, 2010). Estos cambios en la vegetación combinados con el pisoteo animal modifican las características físicas, químicas y biológicas de los suelos y en consecuencia la disponibilidad de agua y nutrientes para las plantas. El pisoteo aumenta la densidad aparente del suelo, la resistencia a la penetración por parte de las raíces, y disminuye la porosidad y la estabilidad de los agregados (Greenwood y McKenzie, 2001). El contenido hídrico del suelo se reduce debido al aumento de la evaporación como consecuencia de la mayor exposición del suelo desnudo y, a su vez, la compactación por pisoteo disminuye la infiltración, aumentando la escurrentía (Branson y Reid, 1981; Bremer *et al.*, 2001). Por otro lado, se reducen los contenidos de carbono y nitrógeno del suelo (Golluscio *et al.*, 2009; Raiesi y Riahi, 2014) debido a la menor cantidad y calidad de broza aportada, menor disponibilidad de agua y aire, y menor actividad biológica del suelo (Piñeiro *et al.*, 2010). Estos cambios físicos, químicos y biológicos suceden principalmente en el horizonte superficial del suelo (Abril y Bucher, 1999; Steffens *et al.*, 2008) y afectan la salud del mismo, disminuyendo su capacidad de mantener la productividad biológica, así como la salud de las plantas, animales y seres humanos (Doran y Safley, 1997; Milton *et al.*, 1998).

Yirdaw *et al.*, (2017), clasifican dos tipos de estrategias de rehabilitación para áreas de pastoreo degradadas: las pasivas y las activas. En situaciones de degradación leve a moderada, donde las características físicas y biológicas edáficas, así como la base de recursos presentes en el sistema permiten su recuperación, las estrategias de tipo pasivas

como la exclusión del pastoreo por un período de tiempo pueden ser suficientes para su rehabilitación. En cambio, cuando la degradación presenta niveles más severos, las estrategias de tipo activas, como la siembra de pastos nativos, la plantación y cuidado de árboles forrajeros, el control de la arbustización, la escarificación del suelo o la adición de enmiendas orgánicas, pueden resultar opciones más apropiadas. La exclusión del pastoreo mediante clausuras durante la época de crecimiento de la vegetación, ha ido tomando presencia en los últimos años en distintas regiones semiáridas del mundo como estrategia de restauración pasiva (Mwilawa *et al.*, 2008; Verdoodt *et al.*, 2010; Tang *et al.*, 2014; Cotroneo *et al.*, 2018). Implementadas en áreas bajo moderados estados de degradación, las clausuras estacionales cumplen la doble función de dar un descanso al sistema para la recuperación de la vegetación y el suelo, y asimismo aumentar la producción de forraje y diferirlo para la época seca (Verdoodt *et al.*, 2009; Cotroneo *et al.*, 2018, 2021).

La región del Gran Chaco constituye la segunda extensión más amplia de Sudamérica cubierta por vegetación leñosa (Bucher y Huszar, 1999; Eva *et al.*, 2004). Su porción semiárida se ubica principalmente en el noroeste argentino, correspondiendo un 35% de ésta a la provincia de Santiago del Estero. La misma comprende una extensa llanura sobre la que se ensambla una matriz de bosques, sabanas y pastizales, actualmente interrumpidos por extensas áreas agrícolas (Torrella y Adámoli, 2006). El bosque del Chaco semiárido es de tipo xerofítico estacional, con cuatro estratos en su fisonomía de mayor madurez (Adámoli *et al.*, 1972; Brassiolo *et al.*, 1993). Desde hace más de un siglo el bosque chaqueño ha sido aprovechado para ganadería extensiva bajo pastoreo continuo y sometido a una intensa explotación forestal. Mediante estos procesos, el bosque se ha ido degradando paulatinamente en términos de vegetación leñosa y herbácea, y de salud de los suelos. En esta región, tal como en otras regiones secas, la degradación severa de la vegetación se encuentra altamente asociada con la degradación del suelo, tanto en aspectos físicos, como químicos y biológicos (Abril *et al.*, 1993, 1999; Abril y Bucher, 2001; Cotroneo *et al.*, 2021).

La región del Chaco Seco ha sido una de las más afectadas a nivel global por la expansión agrícola desde fines del siglo XX (Piquer-Rodríguez *et al.*, 2018), principalmente asociada al acaparamiento de tierras y la deforestación (Cáceres, 2015). Particularmente, la provincia de Santiago del Estero concentra la mayor porción del área de bosque transformada (23% al año 2015) de toda la Región Chaqueña (Vallejos *et al.*, 2015). Dicho proceso se ha intensificado en las últimas décadas, generando una mayor presión sobre el bosque remanente y comprometiendo la viabilidad de la ganadería de subsistencia, ampliamente difundida en los sistemas campesinos de la región (Morello *et al.*, 2012). En la actualidad, la estructura agraria de la región se caracteriza por una marcada estructura bimodal. Por un lado, existen numerosos (82%) establecimientos campesinos pequeños (menores a 100 ha) o sin límites definidos (INDEC, 2018), en los que se practica la ganadería mixta (bovina, caprina, ovina), combinada con usos múltiples (madereros y no madereros) del bosque. Por otro lado, hay grandes explotaciones con alta inversión de capital bajo uso agrícola y/o ganadero bovino (Paz, 2014). El pastoreo continuo es la forma de uso más generalizada en la región.

Como resultado de las múltiples intervenciones antrópicas mencionadas, el bosque actual se encuentra altamente fragmentado, con áreas en distinto estado de degradación y/o

sucesión secundaria (Torrella *et al.*, 2005; Basualdo *et al.*, 2019). Si bien la heterogeneidad es elevada, se distinguen al menos tres tipos o fisonomías de bosques, diferenciados por las especies leñosas dominantes (Tálamo y Caziani, 2003; Bonino y Araujo, 2005; M. Brassiolo, 2005; Cotroneo *et al.*, 2021):

(i) Bosque alto (o bosque maduro o primario) dominado por especies del estrato arbóreo superior, como el quebracho colorado (*Schinopsis lorentzii*) y blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*), considerado como el bosque con el mejor estado de conservación del estrato leñoso.

(ii) Bosque bajo (o bosque en regeneración o secundario) dominado por especies pioneras del estrato arbóreo inferior como el algarrobo (*Prosopis* spp.), surgido en áreas donde la agricultura, principalmente el algodón, fue abandonada hace aproximadamente tres décadas.

(iii) Arbustal (o fachinal) dominado por especies pioneras arbustivas de porte medio a bajo, como acacia (*Acacia* spp.), atamisqui (*Atamisquea* spp.), tala (*Celtis* spp.), jarilla (*Larrea* spp.), quimil (*Opuntia quimilo*), brea (*Parkinsonia praecox*), molle (*Schinus* spp.) y algarrobo. Esta fisonomía es la que presenta el mayor estado de degradación como consecuencia de la combinación de la explotación maderera excesiva, agricultura, alta carga ganadera bajo pastoreo continuo y supresión del fuego (Adamoli *et al.*, 1990; Bucher *et al.*, 1999), presentando niveles de cobertura arbórea extremadamente bajos.

En Santiago del Estero, las clausuras estacionales son una estrategia en creciente difusión para afrontar la degradación (Cotroneo *et al.*, 2018; Rush *et al.*, 2018; Fernández *et al.*, 2021), principalmente entre productores pequeños. Un trabajo reciente ha demostrado que la rehabilitación herbácea en clausuras estacionales se encuentra fuertemente condicionada por el nivel de degradación del estrato leñoso dominante (Cotroneo *et al.*, 2018). Esta respuesta diferencial a la clausura según el estado de conservación del dosel del bosque, podría atribuirse a limitaciones vinculadas a factores abióticos o interacciones bióticas, tales como la baja disponibilidad de nutrientes o la escasez de humedad del suelo en arbustales, donde la gran exposición a la radiación solar y la evaporación serían mayores que en bosques menos degradados por el efecto barrera de la cobertura leñosa sobre la evaporación (Breshears *et al.*, 1998; Abril *et al.*, 1999). Estos resultados generan nuevos interrogantes asociados a los factores abióticos y bióticos del suelo y su cobertura, que condicionarían la rehabilitación mediante clausuras estacionales en los distintos tipos de bosque. Estos interrogantes son: (i) ¿Cómo se relacionan los patrones de cobertura de leñosas y broza de los diferentes tipos de bosque con la disponibilidad hídrica y con las propiedades del suelo que afectan la regeneración herbácea? (ii) ¿En qué medida influye el establecimiento de clausuras estacionales en cada tipo de bosque sobre las propiedades físicas y la actividad biológica del suelo en el corto plazo? (iii) ¿Qué efecto tienen las clausuras estacionales en cada tipo de bosque sobre la dinámica hídrica, las propiedades físicas, químicas y la actividad biológica del suelo luego de varios años de implementación?

## 1.2 OBJETIVOS

El objetivo general de este trabajo es caracterizar el ambiente y propiedades del suelo bajo pastoreo continuo, y evaluar el efecto de clausuras estacionales, a corto y mediano plazo, sobre las características físicas, químicas y biológicas del suelo de bosques del Chaco semiárido con creciente nivel de degradación (bosque alto, bosque bajo y arbustal).

Los objetivos específicos son:

1. Caracterizar la heterogeneidad de factores ambientales del bosque en distintos estados de degradación del dosel (bosque alto, bosque bajo, arbustal) a lo largo del año (época estival e invernal), en términos de su cobertura, el estado hídrico y temperatura del suelo, y su relación a escala de parche (bajo las copas y entre las copas) con las propiedades físicas, químicas, y actividad biológica del suelo.
2. Evaluar los efectos a corto plazo (4, 6 y 9 meses) de la clausura sobre la recuperación del estado hidrofísico y la actividad biológica del suelo, en los tres tipos de bosque con distinto estado de degradación.
3. Evaluar los efectos a mediano plazo (6-7 años) de la clausura estacional sobre las propiedades físicas, químicas, la actividad biológica y la disponibilidad hídrica del suelo en los tres tipos de bosque con distinto estado de degradación.

## 1.3 ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se realizó entre octubre de 2017 y septiembre de 2018, en tres establecimientos ubicados en los alrededores de la ciudad de Añatuya (latitud 28°20' - 28°32' sur; longitud 62°32' - 62°43' oeste), departamento de General Taboada, provincia de Santiago del Estero, Argentina. Cada uno de los establecimientos seleccionados representó uno de los tres tipos de bosque analizados, en distinto estado de conservación (bosque alto, bosque bajo, arbustal). El área se encuentra dentro de la ecorregión del Chaco semiárido (Morello *et al.*, 2012). Ésta ecorregión es la extensión cubierta por vegetación xerófila más grande de Sudamérica con más de 6.000.000 ha (REDAF, 1999). La temperatura media anual del área de estudio es de 20.1°C, oscilando entre una media mensual de 12.7°C en julio y 27.8°C en enero, y máximas y mínimas medias de 35 y 7 °C respectivamente (INTA, 2018). La precipitación media anual es de 680 mm, concentrada entre los meses de octubre y abril (Figura 1.1). El déficit hídrico medio anual es de 300 mm. Según la clasificación de Köppen-Geiger, la región corresponde con un clima de tipo BShw o semiárido cálido con lluvia en el verano (Peel *et al.*, 2007). El año de realización del presente estudio fue particularmente seco, con una precipitación acumulada de 527 mm (Figura 1.1) mientras que el año inmediatamente anterior (2016-2017) fue algo más lluvioso que la media, con una precipitación acumulada de 778 mm.

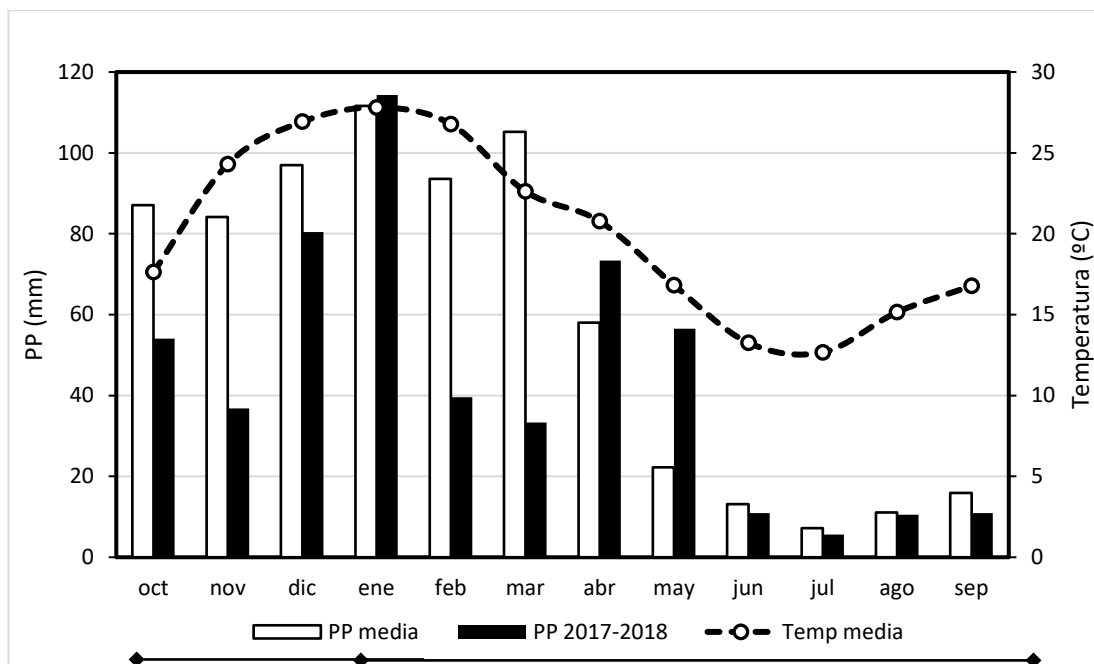


Figura 1.1. Climograma del área de estudio. Las barras blancas corresponden a la precipitación media a lo largo del año (Climate Hazards Group, 1981-2018), las barras negras corresponden a las precipitaciones de la temporada de realización del estudio (2017-18). La línea punteada representa la temperatura media a lo largo del año (Estación experimental INTA Bandera, 2010-2018).

El relieve es plano con pendientes menores a 0.5 % y el microrrelieve presenta antiguos planos aluviales (o paleocauces) de poca extensión, que surcan la planicie predominante. Los suelos en las planicies son Haplustoles énticos, de textura franco limosa en todo el perfil, estructura débil y una secuencia de horizontes: A-AC-C. La textura de los suelos abarcados en el presente estudio coincide con la descrita para la serie Añatuya, predominante en las áreas de grandes planicies de la región, no observándose diferencias entre los tipos de bosque estudiados, en ninguna de las fracciones texturales (arcilla, limo, arcilla) ni en la porosidad (macro y microporosidad) del suelo (Tabla 1.1). Los suelos presentes en los paleocauces son de textura más gruesa y más someros. La vegetación natural guarda estrecha relación con el paisaje, dominando el bosque en las planicies y las abras de pastizal en los paleocauces (Peña Zubiate y Salazar Lea Plaza, 1982).

Tabla 1.1. Textura: Porcentajes de arena, limo y arcilla del suelo a 0-15 cm de profundidad en cada uno de los tipos de bosque estudiados, analizada mediante la metodología de Bouyoucos. Porosidad: Macro y microporosidad del suelo a 0-5 cm de profundidad en cada uno de los tipos de bosque estudiados, analizada mediante la metodología de olla de presión. Datos estimados por el autor.

Tipo de bosque	Textura			Porosidad (vol/vol)	
	Arena	Limo	Arcilla	Macroporos (> 50µm)	Microporos (< 50µm)
<b>Bosque alto</b>	34%	44%	21%	0,094	0,501
<b>Bosque bajo</b>	29%	47%	24%	0,091	0,457
<b>Arbustal</b>	37%	46%	17%	0,081	0,484
<b>Promedio</b>	33%	46%	21%	0,089	0,481

En la Tabla 1.2 se muestran las principales propiedades químicas de los suelos en cada uno de los tipos de bosque estudiados.

Tabla 1.2. Propiedades químicas del suelo relevadas en los tres distintos tipos de bosque estudiados. Datos tomados por el autor.

Tipo de bosque	pH	Conductividad eléctrica dS/m)	Materia Orgánica (%)	Nitrógeno Total (%)	Fósforo disponible (ppm)
<b>Bosque alto</b>	5.83	0.36	1.87	0.11	41
<b>Bosque bajo</b>	5.53	0.42	1.79	0.10	45
<b>Arbustal</b>	5.65	0.36	1.80	0.10	39
<b>Promedio</b>	5.67	0.38	1.82	0.10	42

Las áreas de los establecimientos donde se realizó el estudio son similares entre sí respecto a la posición en el paisaje (planicies), tipo de suelo, carga ganadera (aproximadamente 5 ha EV<sup>-1</sup>), manejo ganadero (pastoreo continuo), especie de ganado en pastoreo (bovinos y caprinos), distancia a la aguada (200 - 400 m), e historia reciente de aprovechamiento (sin uso agrícola en las últimas tres décadas). Sin embargo, difieren entre sí en la fisonomía del bosque predominante (bosque alto, bosque bajo y arbustal), determinada por las diferentes historias de uso previo planteadas anteriormente (ver sección 1.1): los bosques maduros (bosque alto), que ocupan áreas donde se realizó extracción selectiva para la producción de madera, taninos y carbón hace aproximadamente un siglo; los bosques secundarios bajos (bosque bajo), presentes en áreas donde se abandonaron las prácticas agrícolas, principalmente algodón, hace tres décadas; y los arbustales, que se desarrollaron en áreas donde los árboles se encuentran prácticamente ausentes y se encuentran gravemente degradados por distintas combinaciones de pastoreo continuo, incendios antrópicos recurrentes, tala selectiva y cultivos.

#### 1.4 ESTRUCTURA DEL TRABAJO

En los siguientes capítulos se abordarán los objetivos presentados anteriormente, con sus experimentos, hipótesis y predicciones asociadas. El objetivo específico 1, respecto a la relación entre el estado de conservación del dosel del bosque, las propiedades del suelo y otros factores ambientales, será abordado en el segundo capítulo. Los objetivos específicos 2 y 3, relacionados con el efecto de la exclusión al pastoreo sobre el suelo a corto y mediano plazo respectivamente, se tratarán en el tercer capítulo. Finalmente, las conclusiones generales del trabajo se desarrollarán en el cuarto y último capítulo.



## **Capítulo 2**

### **CARACTERIZACIÓN DE LA COBERTURA, CONDICIONES AMBIENTALES Y PROPIEDADES DEL SUELO DEL BOSQUE DEL CHACO SEMIÁRIDO SANTIAGUEÑO**

## 2.1 INTRODUCCIÓN

La estructura horizontal de un bosque de clima semiárido puede ser entendida como un mosaico compuesto por dos tipos de parches, cuya presencia relativa varía en el espacio a lo largo de un gradiente de bosque-pastizal o de degradación (Breshears y Barnes, 1999): unos cubiertos por vegetación leñosa (bajo el canopeo de árboles y/o arbustos) y otros que comprenden claros o sitios cubiertos por vegetación herbácea y/o suelo desnudo (Belsky y Canham, 1994; Tongway *et al.*, 2001). Las diferencias de cobertura de leñosas genera a su vez heterogeneidad entre estos parches, en términos de flujos de energía, agua, nutrientes y actividad biológica del suelo (Vetaas, 1992; Belsky *et al.*, 1994). En sistemas de clima semiárido, el agua es considerada el principal factor que controla la estructura, funcionamiento y diversidad del ecosistema (Rodríguez-Iturbe, 2000). En ausencia de pendientes, la cobertura vegetal es el principal factor que controla el flujo del agua superficial, que tiende a escurrir de parches desnudos a vegetados, debido tanto a la intercepción del agua de lluvia por parte del canopeo como a una mayor tasa de infiltración del suelo debajo del mismo (HilleRisLambers *et al.*, 2001; Ludwig *et al.*, 2005; D'Odorico *et al.*, 2007).

La cobertura vegetal, así como la broza que se acumula debajo de ésta, ejercen un efecto barrera que disminuye las pérdidas evaporativas, permitiendo un mejor aprovechamiento del agua (Villegas *et al.*, 2010; Magliano *et al.*, 2017), generando un microambiente que amortigua las variaciones bruscas de temperatura (Breshears *et al.*, 1998). La broza de la vegetación leñosa es en parte responsable también de la hidrofobicidad del suelo, que a niveles moderados favorece la generación de canales de flujo preferencial donde el agua penetra más profundamente minimizando la evaporación (Burch *et al.*, 1989; Robinson *et al.*, 2010; Rye y Smettem, 2017). La cobertura vegetal protege también la superficie del suelo del impacto de la gota de lluvia, evita el encostramiento (Geddes y Dunkerley, 1999) y ralentiza el escurrimiento del agua, permitiendo un mejor desarrollo de la estructura del suelo (Tisdall y Oades, 1982; Thurow, 1991), razón por la cual las características físicas del suelo de los parches vegetados suelen ser mejores respecto a los parches no vegetados (Scholes y Archer, 1997). Este patrón diferencial del movimiento del agua, sumado al mayor aporte y ciclado de nutrientes (Gallardo, 2003) y una mayor actividad biológica (Primavesi, 1984) bajo los parches vegetados, determinan la heterogeneidad horizontal de las propiedades del suelo. Asimismo, este acoplamiento positivo entre vegetación y suelo promueve una mayor productividad primaria que permite a estos parches resistir una mayor presión de herbivoría (van de Koppel *et al.*, 2002). En este sentido, esta distribución heterogénea cumple una importante función en el aprovechamiento eficiente de los recursos a nivel de paisaje, particularmente en ecosistemas de clima árido y semiárido (Aguiar y Sala, 1999; Tongway y Ludwig, 2005).

A nivel de paisaje, la disposición espacial, presencia relativa, estructura vertical y nivel de cobertura de los distintos tipos de parche, afectan el nivel de conectividad entre estos (Saunders *et al.*, 1991; Taylor *et al.*, 1993); esto es, el nivel en que los recursos (luz, agua y nutrientes) son transferidos entre los distintos tipos de parche (Breshears, 2006). De esta manera, una mayor conectividad implicaría una ampliación en la zona de influencia

de parches vegetados sobre parches no vegetados (Breshears, 2006). Por ejemplo, diferencias en la estructura del canopy afectan la conectividad entre tipos de parche en términos de interceptación de luz y sombreado (Breshears y Ludwig, 2010; Villegas *et al.*, 2010) o bien, a través de un mejor aprovechamiento del agua del suelo circundante a los canopeos, aunque actualmente está en discusión (Saco *et al.*, 2020), una mayor conectividad permitiría una mayor relación transpiración/evapotranspiración a nivel de paisaje (Newman *et al.*, 2010; Villegas *et al.*, 2015). En este sentido, un bosque degradado con pérdida de estratos (menor altura de sombreado), menor cobertura leñosa y/o mayor presencia de suelo desnudo, sufrirá una disminución en la conectividad entre tipos de parches, implicando a nivel de paisaje un menor aprovechamiento de los recursos, con mayores pérdidas evaporativas, menor infiltración, mayor erosión del suelo y pérdidas de nutrientes, respecto de un bosque no degradado. Asimismo, en una situación de degradación, la mayor conexión entre parches no vegetados propicia la generación de ciclos de degradación del suelo (Whisenant, 1999; Rodríguez *et al.*, 2018; Mayor *et al.*, 2019) y concentra la presión de herbivoría sobre los parches vegetados remanentes (van de Koppel *et al.*, 2002).

En Santiago del Estero hay pocos trabajos que hayan estudiado la relación entre la vegetación y el suelo en las distintas fisonomías o estados de degradación del bosque. Algunos trabajos han encontrado que un mejor estado de conservación del bosque implica mayor cantidad y calidad de broza, materia orgánica, nitrógeno total, mayor actividad biológica y menor densidad aparente (Abril *et al.*, 1993, 1999; Cotroneo *et al.*, 2021). Sin embargo, no hay estudios en la región que analicen en profundidad el efecto del tipo de parche en diferentes niveles de degradación del bosque sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. En términos de manejo y restauración, estos factores bióticos y abióticos son importantes condicionantes del potencial ganadero y de recuperación del sistema pastoril.

El objetivo de este capítulo es caracterizar la heterogeneidad de factores ambientales del bosque del Chaco semiárido santiagueño en distintos estados de degradación del dosel (bosque alto, bosque bajo, arbustal) a lo largo del año (época estival e invernal), en términos de cobertura, estado hídrico y propiedades físicas, químicas y actividad biológica del suelo a escala de parche (bajo las copas y entre las copas).

La hipótesis propuesta es que la cobertura del estrato superior del bosque actúa como barrera física que amortigua los efectos del clima sobre el suelo, protegiéndolo de variaciones bruscas de temperatura y del impacto de la gota de lluvia. Este efecto, sumado al de la broza aportada por la cobertura arbórea, disminuye las pérdidas evaporativas, favoreciendo un mejor aprovechamiento de los recursos y minimizando los procesos erosivos. Se predice que, a mayor estado de conservación del dosel de bosque (con mayor cobertura de leñosas y número de estratos, se hallará una mayor presencia de broza sobre el suelo, una menor proporción de suelo desnudo, y mayor aprovechamiento de los recursos lumínicos (mayor interceptación), conservación de la humedad del suelo en la época seca y regulación de su temperatura (menor variación a lo largo del día). Respecto a las propiedades del suelo, se predicen mejores condiciones físicas (mayor infiltración y estabilidad estructural, menor resistencia a la penetración y densidad aparente), químicas (mayor contenido de materia orgánica y macronutrientes) y actividad biológica (mayor respiración microbiana). Asimismo, a escala de parche, se predicen mejores condiciones

en las propiedades del suelo en sitios bajo las copas respecto a entre las copas del dosel de bosque.

## **2.2 METODOLOGÍA**

### **2.2.1 Cobertura, interceptación lumínica y condiciones ambientales del suelo**

#### ***2.2.1.1 Diseño experimental***

En cada tipo de bosque (bosque alto, bosque bajo y arbustal) se delimitaron al azar dos transectas fijas de 20 m de longitud orientadas hacia el norte, con 11 puntos de muestreo distanciados a intervalos regulares de 2 m. En cada punto se realizaron mediciones de la cobertura vegetal, la radiación interceptada y la humedad del suelo, en dos momentos del año, febrero y agosto de 2018, correspondientes a las épocas de plenitud de la estación húmeda (verano) y de la seca (invierno), respectivamente. En cada tipo de bosque, se instaló además un *datalogger* (Cavadevices.com) con dos sensores para registrar la temperatura del suelo<sup>1</sup> tanto en parches bajo la cobertura del dosel del dosel (bajo copas) como sin cobertura (entre copas).

#### ***2.2.1.2 Recolección de datos***

En cada punto y fecha de muestreo de las transectas se registró:

- a. La cobertura del dosel del estrato superior (árboles y/o arbustos), estimada mediante fotografías en plano nadir (hacia el cenit) tomadas a 40 cm del suelo con una cámara Nikon D3200 equipada con un lente ojo de pez (Figura 2.1) y posteriormente procesadas mediante el software libre CAN-EYE versión 6.47 (INRA, Avignon, Francia).
- b. La fracción de la radiación fotosintéticamente activa interceptada por el dosel (fRFA interceptada) a 50 cm del suelo, mediante un ceptómetro de 50 cm de longitud (Cavadevices.com). La fRFA interceptada fue medida únicamente en el verano, en horarios cercanos al mediodía ( $\pm 1$  hora).
- c. La cobertura de grupos funcionales (pastos, latifoliadas, suculentas, broza) y suelo desnudo del sotobosque a nivel del suelo, con marcos metálicos rectangulares de 0.2 m x 0.5 m (Daubenmire, 1959).
- d. El contenido hídrico del suelo (de 0 a 15 cm de profundidad), mediante un sensor TDR modelo MiniTrase (Time Domain Reflectometer, Soilmoisture Equipment Corp.). Las mediciones fueron realizadas por lo menos dos días posteriores a eventos de precipitación, de forma de evitar condiciones de extrema humedad.

---

<sup>1</sup> Los *dataloggers* también contaron con sensores para medir el contenido hídrico del suelo, pero lamentablemente los datos tuvieron que ser descartados debido a su mal funcionamiento.

La temperatura del suelo se registró a 10 cm de profundidad durante todo el período del estudio a intervalos de 1 minuto, y posteriormente promediados a intervalos de 1 hora.

Asimismo, se confeccionó una base de datos de precipitaciones diarias estimadas para cada uno de los sitios comprendiendo el período entre las dos fechas de muestreo, descargados del sitio web del Grupo de Riesgos Climáticos del Servicio Geológico de los Estados Unidos (Climate Hazards Group, 1999).

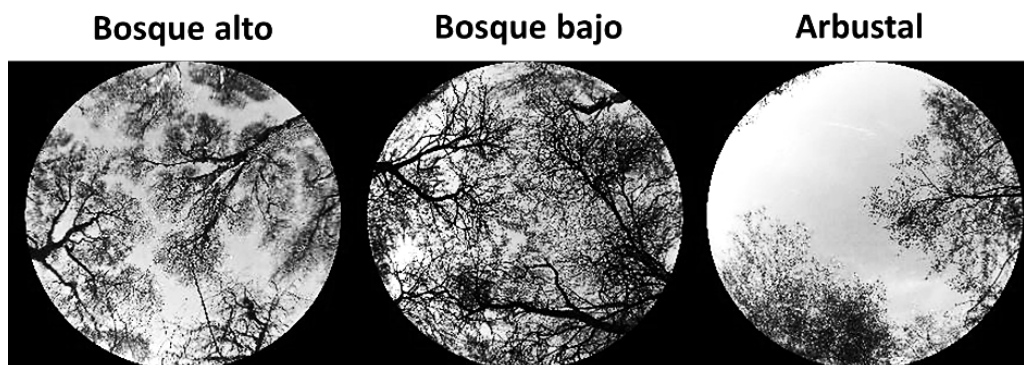


Figura 2.1. Fotografías tomadas con lente ojo de pez, ilustrativas de la cobertura del dosel del estrato superior característica de cada tipo de bosque analizado.

### 2.2.1.3 Análisis de los datos

Para analizar diferencias entre tipos de bosque en las coberturas del estrato superior (a) y del sotobosque (c), la fRFA interceptada del estrato superior (b), y el contenido hídrico del suelo (d), se realizaron test de Kruskal-Wallis con el tipo de bosque como único factor (en verano e invierno) y comparaciones múltiples mediante el test de Dunn (valores p ajustados por Bonferroni). Como información complementaria se estimaron los coeficientes de variación para la cobertura del dosel, la fRFA interceptada y la humedad del suelo. Las diferencias entre los coeficientes de variación fueron analizadas mediante el test asintótico de igualdad de coeficientes de variación (Feltz y Miller, 1996). Asimismo, para la cobertura del dosel del estrato superior y de pastos del sotobosque, se analizó la diferencia de variabilidad estacional entre tipos de bosque. Las variables fueron analizadas mediante las librerías *dunn.test* (Dinno, 2017) y *cvequality* (Marwick y Krishnamoorthy, 2019) bajo el entorno RStudio versión 1.2.5033.

Respecto a la temperatura del suelo, al no haber sido posible la realización de réplicas (restringido por la disponibilidad de *dataloggers*), se compararon mediante estadística descriptiva la temperatura máxima diaria y la diferencia de amplitud térmica diaria entre tipos de parche, para cada tipo de bosque. Se estimó la temperatura máxima media y la amplitud térmica diaria promedio (diferencia entre las temperaturas máxima y mínima diarias), en cada tipo de bosque y situación respecto a las copas del estrato superior (parches bajo y entre las copas). Para cada set de datos (de cada *datalogger*), se eliminaron posibles datos erróneos, y entre los restantes se seleccionaron dos meses sin datos faltantes, representativos de las estaciones de verano e invierno (febrero y julio, respectivamente).

## 2.2.2 Propiedades físicas, químicas y actividad biológica del suelo

### 2.2.2.1 Diseño experimental

En cada tipo de bosque, se seleccionaron al azar tres sitios (cada uno de aproximadamente 200m<sup>2</sup> de superficie y distanciados entre sí un mínimo de 80m). Dentro de cada sitio, considerando la ubicación respecto a las copas del estrato superior, se ubicaron dos tipos de parche o subsitios: bajo copas y entre copas (Figura 2.2). De esta manera, se determinaron 18 unidades experimentales (3 tipos de bosque x 2 tipos de parche) x 3 repeticiones = 18 unidades experimentales, más el factor tiempo determinado por dos fechas de muestreo realizados en abril y agosto de 2018, fechas correspondientes al fin de la época húmeda estival y plenitud de la época seca invernal, respectivamente (Figura 2.2.b).

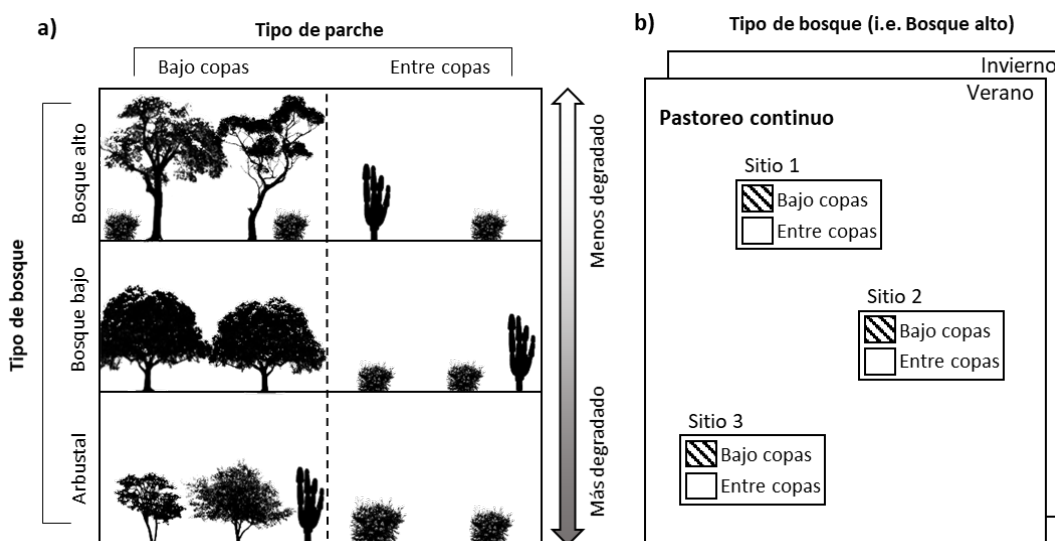


Figura 2.2. a) Representación de las distintas situaciones bajo estudio: (i) tipo de bosque (bosque alto, bosque bajo y arbustal) y (ii) factor tipo de parche (bajo copas; entre copas). b) Diseño experimental dentro de cada tipo de bosque, con los tres sitios o réplicas, y dentro de éstos los subsitios según el factor tipo de parche y el factor estación (verano; invierno).

Cabe destacar que el presente diseño (elegido por limitantes logísticas) no permite aislar el efecto del tipo de bosque de otros efectos asociados a cada establecimiento, más allá de las fuentes de variabilidad contempladas en el presente trabajo. En este sentido, por no constituir repeticiones verdaderas, las diferencias halladas respecto al tipo de bosque deben interpretarse también como diferencias entre los sitios donde éstos se encuentran (Hurlbert, 1984), cada uno de los mismos con sus respectivas historias de intervenciones antrópicas que devinieron en las fisonomías descriptas.

### 2.2.2.2 Recolección de datos

En cada unidad experimental y fecha de muestreo, se determinaron las propiedades físicas y la respiración microbiana del suelo. Las propiedades químicas del suelo fueron determinadas únicamente en diciembre de 2018.

En cuanto a las propiedades físicas se midió: (a) infiltración a campo mediante infiltrómetro de disco (Perroux y White, 1988) acumulada de 0 a 15 minutos y luego

convertida a valores de mm/hora, (b) resistencia a la penetración<sup>2</sup> del estrato de 0-10 cm (con penetrómetro de tipo Villegas, corregida por el contenido hídrico encontrado a campo) y (c) densidad aparente del estrato de 0-5 cm mediante el método del cilindro con corrección por humedad mediante estufa a 105 °C durante 48 horas (Klute, 1986). Posteriormente, se tomaron monolitos superficiales sin disturbar (0-15 cm) que luego fueron desagregados a fin de obtener agregados de 3-5 mm por tamizado en seco (a temperatura ambiente) previa homogeneización de las muestras. A partir de estos agregados se estimó en laboratorio: (d) la estabilidad estructural mediante la metodología de Le Bissonnais (1996), con sus tres pretratamientos: humedecimiento rápido (EE<sub>HR</sub>), humedecimiento lento (EE<sub>HL</sub>), disgregación mecánica (EE<sub>DM</sub>) y el promedio de éstos (EE<sub>MEDIA</sub>), y (e) la hidrofobicidad del suelo mediante el método del tiempo de penetración de la gota de agua, más conocido por su nombre en inglés water drop penetration time (Letey, 1969). La tasa diaria de respiración microbiana del suelo fue estimada en laboratorio, durante 30 días de incubación bajo condiciones óptimas de humedad (capacidad de campo) y temperatura (25°C) (Isermeyer, 1952).

En cuanto a las propiedades químicas, se determinó: (a) pH (por potenciometría en extracto de saturación), (b) conductividad eléctrica, (c) materia orgánica total (Walkley y Black, 1934), (d) nitrógeno total por el método de Kjeldahl (Bremner y Mulvaney, 1982) y (e) fósforo disponible (Bray y Kurtz, 1945).

Las mediciones a campo y toma de muestras fueron realizadas por lo menos dos días posteriores a eventos de precipitación, de forma de evitar condiciones de extrema humedad, y asimismo la totalidad de los sitios fue muestreada en un rango de 3 días, de forma de amortiguar posibles variaciones entre los distintos tipos de bosque.

### 2.2.2.3 *Análisis de los datos*

Las diferencias entre las variables estudiadas según el tipo del bosque, el tipo de parche, y la estacionalidad, fueron analizados mediante modelos lineales mixtos. Para cada variable se ajustaron modelos factoriales con tres efectos fijos (3 tipos de bosque x 2 tipos de parche x 2 estaciones) y un efecto aleatorio de los sitios. A fin de cumplir el supuesto de homocedasticidad de los residuos, se modeló la heteroscedasticidad entre los distintos grupos (i.e. factores) según fuera necesario (test de Levene significativo). Los valores p de los test de comparaciones múltiples fueron ajustados por Bonferroni. A fin de cumplir con el supuesto de normalidad, las variables hidrofobicidad y respiración microbiana fueron transformadas por logaritmo 10, y luego restablecidas a su escala original para la presentación de los resultados. Las variables fueron modeladas mediante la librería *nlme* (Pinheiro *et al.*, 2020) y analizadas mediante las librerías *car* (Fox y Weisberg, 2019) y *emmeans* (Lenth, 2020) bajo el entorno Rstudio versión 1.2.5033.

---

<sup>2</sup> Los datos de resistencia mecánica no pudieron ser corregidos por el contenido hídrico del suelo debido a que no se halló una correlación significativa entre ambas variables.

## 2.3 RESULTADOS

### 2.3.1 Cobertura e intercepción lumínica del dosel del estrato superior

En verano la cobertura resultó significativamente distinta entre los tres tipos de bosque (bosque bajo > bosque alto > arbustal), mientras que en invierno sólo se diferenció el arbustal respecto a los demás (bosque alto  $\approx$  bosque bajo > arbustal). Asimismo, en ambas estaciones se observaron coeficientes de variación espacial crecientes (bosque bajo < bosque alto < arbustal) significativamente distintos entre sí entre los distintos tipos de bosque, excepto entre el bosque alto y el bosque bajo durante el invierno, donde igualmente se observa una misma tendencia pero no significativa (Tabla 2.1). Respecto a la variación estacional de la cobertura (cociente inv/ver), se observó una menor variación de esta (cociente de mayor magnitud) en el bosque alto respecto al bosque bajo y el arbustal (Tabla 2.1).

Tabla 2.1. Medias y coeficientes de variación (CV%) de la cobertura del dosel del estrato superior en cada tipo de bosque, estimados durante el verano y el invierno. inv/ver: Cociente entre la cobertura en invierno y verano para cada tipo de bosque. fRFA interceptada por el dosel del estrato superior al mediodía durante el verano, por tipo de bosque. Letras distintas indican diferencias significativas entre tipos de bosque ( $\alpha=0.05$ ).

Tipo de bosque	Cobertura del dosel					fRFA interceptada (verano)	
	Verano		Invierno		inv/ver	Media	CV%
	Media	CV%	Media	CV%			
Bosque alto	57% b	38% b	46% a	41% a	0.814 a	58% b	48% b
Bosque bajo	79% a	15% a	39% a	36% a	0.486 b	74% a	18% a
Arbustal	34% c	96% c	18% b	129% b	0.521 b	37% c	66% c



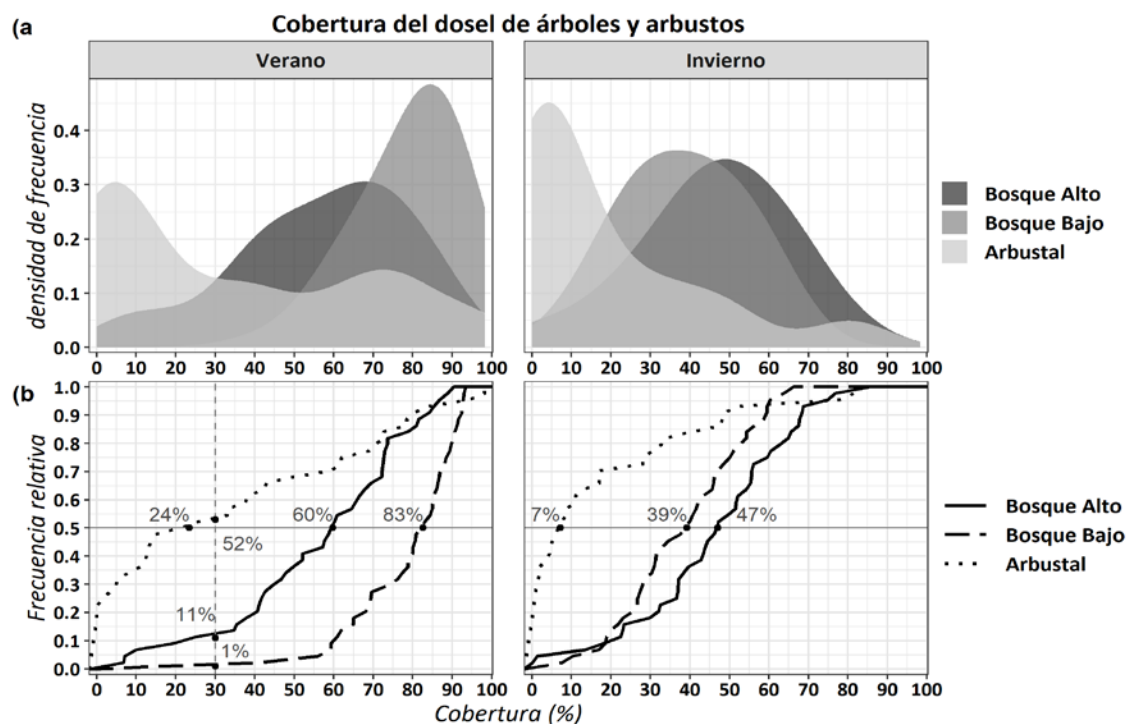


Figura 2.3. Distribución de la cobertura del dosel del estrato superior según tipo de bosque en verano e invierno. a) Densidad de frecuencia, b) Frecuencia relativa acumulada. Línea horizontal: medianas de cobertura para cada tipo de bosque y estación; Línea vertical: frecuencias relativas acumuladas para una cobertura  $\leq 30\%$  durante el verano.

La Figura 2.3 muestra, para cada tipo de bosque, la distribución de la cobertura del dosel del estrato superior en verano e invierno según: a) densidad de frecuencia, y b) frecuencia relativa acumulada. En el verano (izquierda), se observa una mayor diferenciación entre los distintos tipos de bosque, con una concentración de valores de cobertura muy altos en el bosque bajo, intermedios en el bosque alto, y muy bajos e intermedios en el arbustal. En el invierno (derecha), se observa una clara diferencia en la distribución de la cobertura del arbustal, con una alta presencia de valores extremadamente bajos, y valores intermedios tanto en el bosque alto como el bosque bajo, más similares entre sí que en verano. Asimismo, se observa la mayor estabilidad entre estaciones en el bosque alto respecto al bosque bajo y el arbustal. Resultados equivalentes se hallaron en la fRFA interceptada, durante la época estival (Tabla 2.1).

### 2.3.2 Cobertura del sotobosque

Respecto a los pastos, la cobertura (bajo pastoreo continuo) en verano resultó significativamente mayor en el bosque alto y el arbustal respecto al bosque bajo, mientras que en invierno resultaron significativamente distintas entre los tres tipos de bosque, siendo ampliamente mayor la cobertura del bosque alto, intermedia en el arbustal y extremadamente baja en el bosque bajo (Figura 2.4a). Asimismo, para este grupo funcional, se observó una menor variación estacional en el bosque alto respecto al arbustal y el bosque bajo (Figura 2.4b). Respecto a las latifoliadas (herbáceas y arbustivas de bajo porte), tanto en verano como en invierno la cobertura fue significativamente mayor en el arbustal respecto a los demás tipos de bosque. La cobertura de suculentas se excluyó por presentar una media menor al 0.05% en todos los tipos de bosque. Respecto a la broza, en verano la cobertura fue significativamente menor en el arbustal respecto a los demás

tipos de bosque, mientras que en invierno el bosque bajo presentó una cobertura significativamente mayor respecto al resto. Finalmente, en verano la proporción de suelo desnudo del bosque alto resultó significativamente menor respecto a los demás tipos de bosque, que no se diferenciaron entre sí, mientras que en invierno el suelo desnudo del bosque alto fue inferior al del arbustal, con valores intermedios en el bosque bajo que no se diferenció significativamente de los anteriores (Figura 2.4.a).

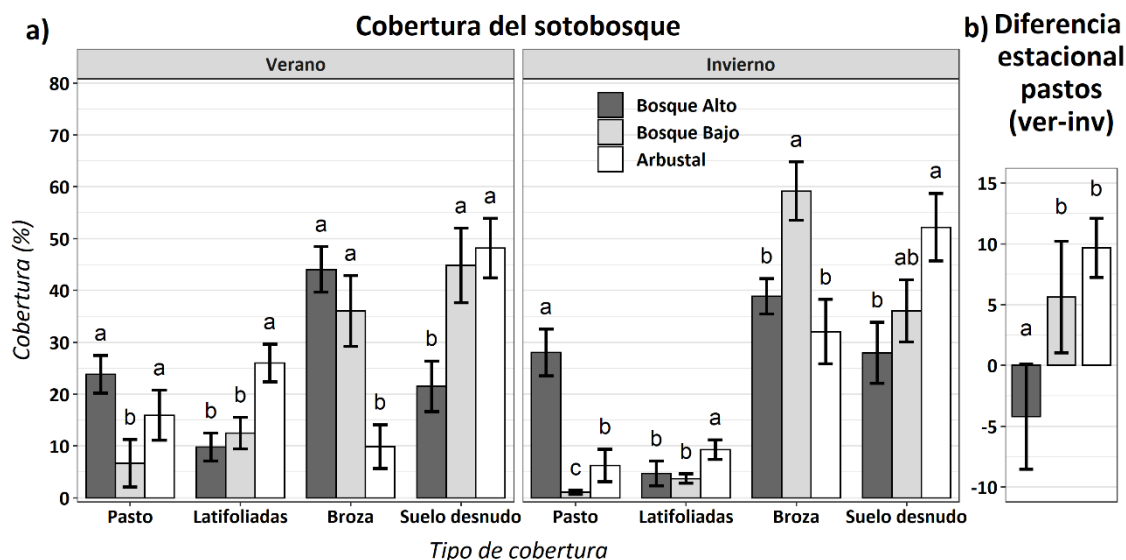


Figura 2.4. a) Cobertura del sotobosque por tipo de bosque, para las fechas de muestreo en verano (izquierda) e invierno (derecha). Las líneas verticales indican el error estándar de la media. b) Diferencia de cobertura de pastos entre el verano y el invierno para cada tipo de bosque. Distintas letras indican diferencias significativas entre tipos de bosques para cada tipo de cobertura del sotobosque (broza, suelo desnudo, pasto, latifoliadas) dentro de cada estación estudiada ( $\alpha=0.05$ ).

### 2.3.3 Humedad y temperatura del suelo

Los valores de humedad del suelo del bosque alto fueron significativamente menores en verano y mayores en invierno respecto a los demás tipos de bosque (Tabla 2.2; Figura 2.5). En relación con la heterogeneidad espacial de esta variable, en verano el coeficiente de variación resultó significativamente distinto entre todos los tipos de bosque (bosque alto < arbustal < bosque bajo), mientras que en invierno resultó significativamente mayor en el arbustal (Tabla 2.2).

Tabla 2.2. Medias y coeficientes de variación (CV%) del contenido hídrico del suelo (0-15 cm de profundidad) por tipo de bosque para las fechas en verano e invierno (febrero y agosto, respectivamente). Letras distintas indican diferencias significativas; PP: precipitaciones acumuladas en cada tipo de bosque entre las fechas de muestreo de verano e invierno, en milímetros de lámina de agua ( $\alpha=0.05$ ). La humedad gravimétrica (Hg) surge del cociente entre la humedad volumétrica (estimada con TDR) y la densidad aparente del suelo.

Tipo de bosque	Humedad gravimétrica - Hg ( $\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )				PP (mm)
	Verano		Invierno		
	Media	CV%	Media	CV%	
Bosque alto	9.8 b	16% a	5.3 a	44% a	242
Bosque bajo	19.7 a	31% c	1.6 b	46% a	204
Arbustal	16.9 a	22% b	1.4 b	72% b	245

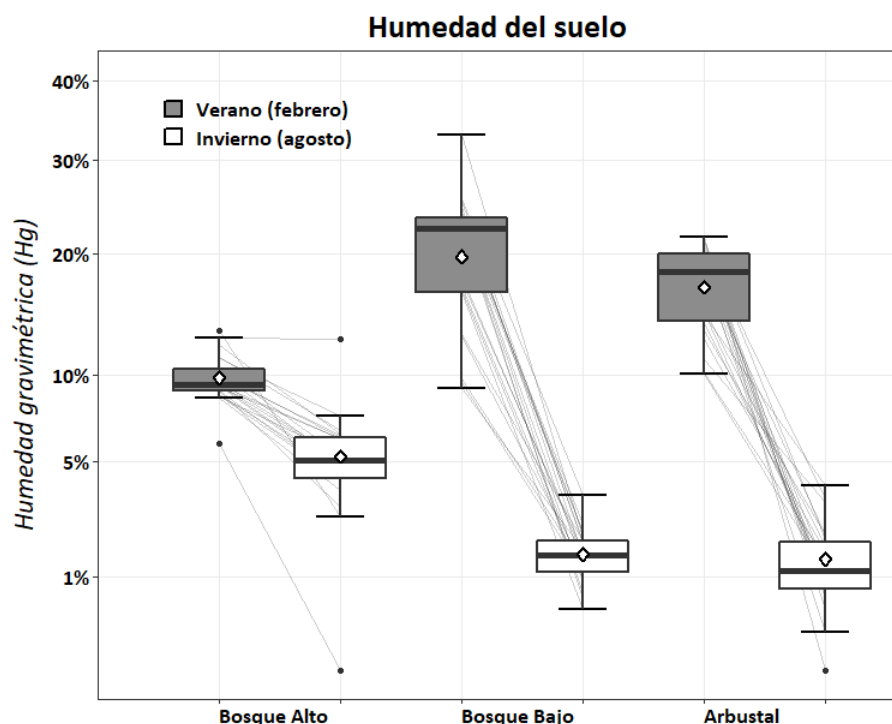


Figura 2.5. Gráficos de caja y bigotes representando la distribución de la humedad edáfica por tipo de bosque en fechas correspondientes a épocas de verano e invierno. Las líneas grises conectan cada punto de las transectas fijas entre las dos fechas de muestreo. Los rombos blancos representan a la media. Unidades de humedad escaladas a la raíz cuadrada.

De la comparación de la temperatura del suelo entre tipos de parche, las amplitudes térmicas diarias resultaron menores en sitios bajo el dosel del estrato superior (bajo copas) respecto a los claros (entre copas), en todos los tipos de bosque, tanto en verano como en invierno, con excepción del bosque bajo durante el invierno (ver columna “diferencia” en la Tabla 2.3). La diferencia de amplitud térmica diaria entre tipos de parche fue mayor a mayor estado de degradación del bosque (bosque alto < bosque bajo < arbustal). Asimismo, en los sitios entre copas, se observaron temperaturas máximas más elevadas a mayor estado de degradación del bosque tanto en verano como en invierno y mayores diferencias entre tipos de parche (arbustal > bosque bajo > bosque alto), con la misma excepción observada anteriormente en el bosque bajo durante el invierno (Tabla 2.3; Figura 2.6).

Tabla 2.3. Temperatura máxima media diaria y amplitud térmica diaria (máxima - mínima) media del suelo (a 10 cm de profundidad), por tipo de bosque y estación, en sitios bajo y entre las copas del dosel del estrato superior, y la diferencia de amplitud térmica diaria entre ambos tipos de parche (entre copas - bajo copas).

Estación	Bosque	Amplitud térmica diaria (max-min)			Temperatura máxima media		
		Bajo copas	Entre copas	Diferencia	Bajo copas	Entre copas	Diferencia
Verano	Bosque alto	5.5	8.3	2.8	29.4	32.8	3.4
	Bosque bajo	5.9	9.7	3.8	29.4	34.5	5.1
	Arbustal	8.0	14.7	6.7	33.5	40.0	6.5

Invierno	Bosque alto	4.6	6.4	1.8	19.3	20.2	0.9
	Bosque bajo	6.0	5.8	-0.2	19.8	19.0	-0.8
	Arbustal	4.5	8.8	4.3	19.0	22.4	3.4

### Temperatura del suelo

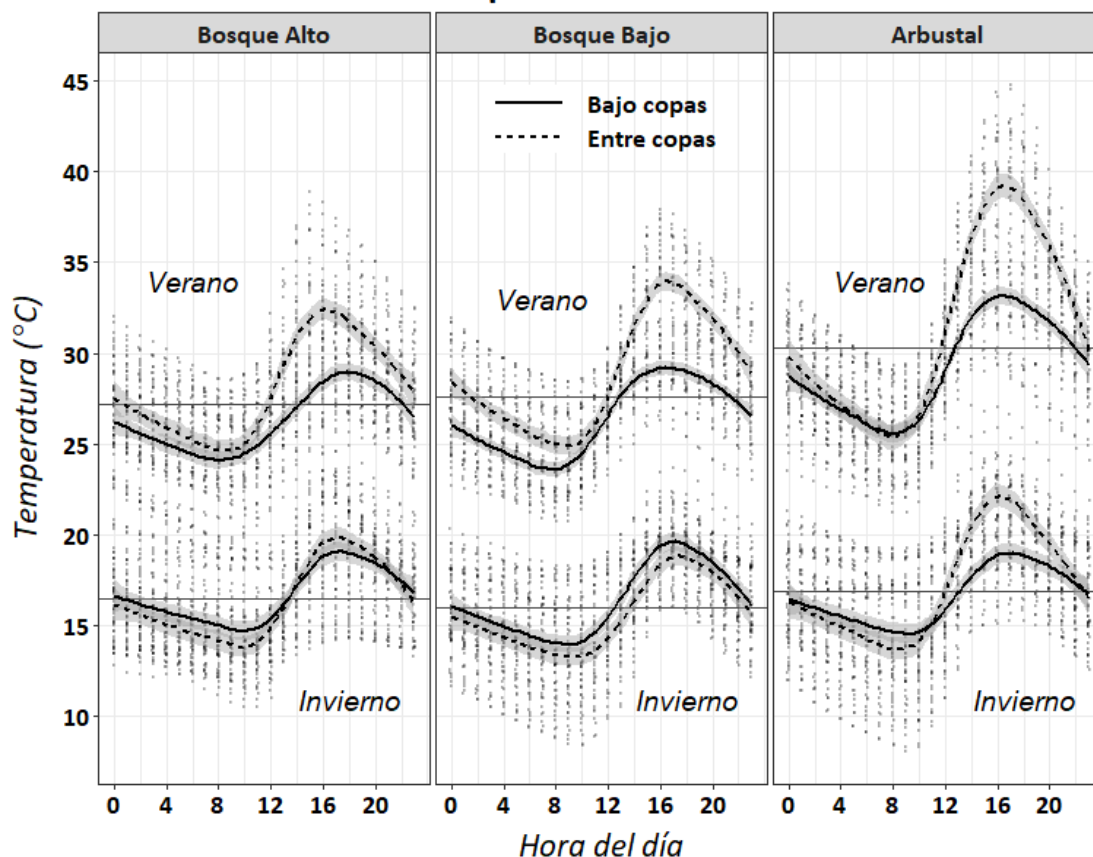


Figura 2.6. Marcha diaria de la temperatura del suelo por tipo de bosque durante las épocas de verano e invierno. Las líneas curvas corresponden a la temperatura media hora a hora de sitios bajo el dosel del estrato superior (líneas llenas) y a sitios ubicados en claros (líneas punteadas). Las bandas grises representan una curva de suavizado de tipo loess. Las líneas horizontales representan la temperatura media mensual del suelo en cada tipo de bosque y momento del año.

#### 2.3.4 Propiedades físicas, químicas y actividad biológica del suelo

La tabla 2.5 presenta los resultados del análisis de la varianza del efecto del tipo de bosque, tipo de parche, época del año y sus interacciones sobre las propiedades del suelo analizadas. De todas las propiedades físicas, únicamente la resistencia mecánica no mostró diferencias significativas entre los distintos factores analizados, siendo su media general 2.86 Mpa (cabe destacar que se observó una tendencia no significativa de menor resistencia mecánica del suelo durante el verano respecto al invierno;  $p=0.06$ ). Respecto a las propiedades químicas del suelo, con la excepción del porcentaje de nitrógeno total, tampoco se hallaron diferencias significativas, resultando sus medias generales: pH 5.67; conductividad eléctrica 0.38 dS/m; materia orgánica total 1.82% y fósforo disponible 42 ppm.

Tabla 2.4. Valores *p* de los test de Wald del efecto de los factores tipo de bosque (B), tipo de parche (C) y estación (E) y sus interacciones, sobre las propiedades físicas, químicas y la actividad biológica del suelo (En negrita  $p < 0.05$ ; en cursiva  $p < 0.1$ ). **Modelo heterocedástico:** factor entre cuyos niveles se modeló varianza heterogénea cuando resultó necesario (test de Levene significativo).

Propiedad	Variable	B	C	E	B x C	B x E	C x E	B x C x E	Modelo heterocedástico	
Biológica	Respiración microbiana	<b>0.031</b>	<b>0.015</b>	0.103	<b>&lt; 0.001</b>	0.212	<b>0.008</b>	<b>0.015</b>	Bosque	
Física	Infiltración	<b>0.032</b>	0.964	<b>&lt; 0.001</b>	<b>0.002</b>	<b>&lt; 0.001</b>	0.282	0.969	Estación	
	Resistencia mecánica	0.308	0.885	<b>0.013</b>	0.441	0.291	0.783	0.673	Copas	
	Densidad aparente	0.164	<b>0.006</b>	0.904	0.549	0.300	0.124	0.545	-	
	Hidrofobicidad	<b>0.001</b>	0.415	<b>&lt; 0.001</b>	0.564	<b>&lt; 0.001</b>	0.764	0.160	Estación	
	Estabilidad estructural	EE <sub>MEDIA</sub>	<b>0.007</b>	<b>0.006</b>	0.715	0.244	0.186	0.551	0.693	-
		EE <sub>HR</sub>	<b>&lt; 0.001</b>	<b>0.020</b>	0.610	<i>0.094</i>	0.170	0.747	0.763	-
		EE <sub>HL</sub>	0.299	<b>0.019</b>	0.697	0.211	0.210	0.666	0.827	-
EE <sub>DR</sub>		<i>0.058</i>	<b>0.019</b>	0.974	0.551	0.485	0.402	0.596	-	
Química	pH	0.333	0.947	-	0.742	-	-	-	-	
	Conductividad eléctrica	0.875	0.743	-	0.394	-	-	-	-	
	Materia orgánica total	0.830	<b>0.009</b>	-	0.179	-	-	-	Bosque	
	Nitrógeno total	0.150	0.245	-	<b>0.049</b>	-	-	-	-	
	Fósforo disponible	0.403	<b>&lt; 0.001</b>	-	0.237	-	-	-	Bosque	

Respecto a la respiración microbiana del suelo, resultó significativa la interacción triple (Tabla 2.5), y el test de comparaciones múltiples mostró las siguientes diferencias significativas: a) En los parches entre copas del bosque bajo, se halló una respiración microbiana 78% mayor en el verano que en el invierno (comparar columnas blancas del bosque bajo en Figura 2.7); y b) En el arbustal durante el verano, se halló una respiración microbiana 205% mayor en los parches bajo copas respecto a los parches entre copas (Figura 2.7).

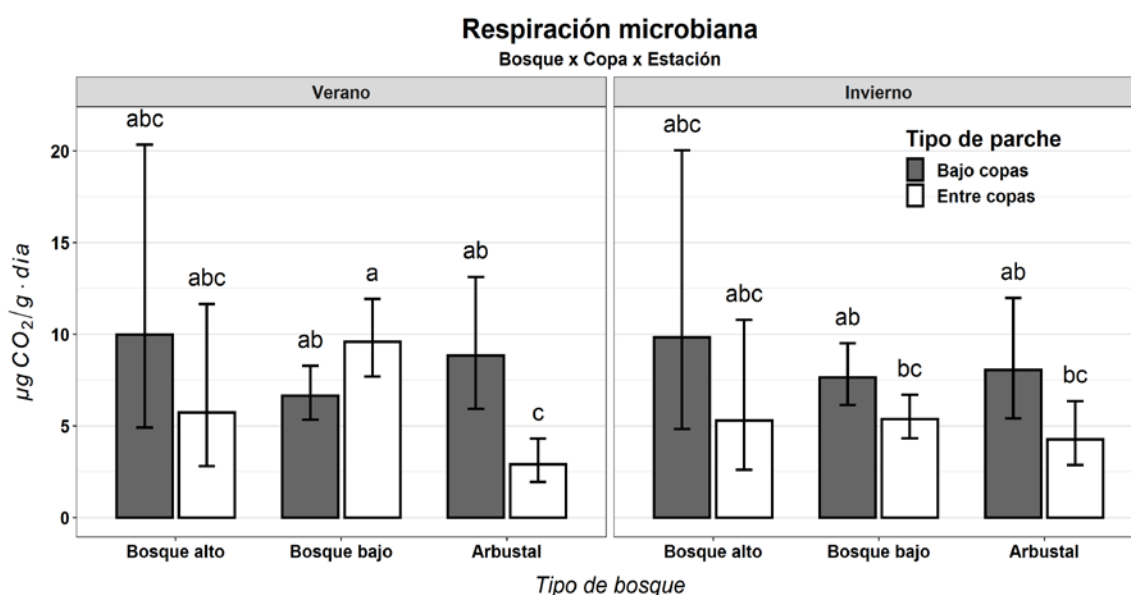


Figura 2.7. Respiración microbiana del suelo por tipo de bosque, tipo de parche y estación. Las líneas verticales corresponden al intervalo de confianza del 95%. Distintas letras indican diferencias significativas entre las distintas combinaciones de tipo de bosque, parche y estación ( $\alpha = 0.05$ ).

Con respecto a la tasa de infiltración del suelo, resultaron significativas las interacciones entre el tipo de bosque y el tipo de parche (BxC) y entre el tipo de bosque y la estación (BxE) (Tabla 2.4). Respecto a la interacción BxC, se observó una menor tasa de infiltración en parches bajo copas del arbustal respecto a los parches bajo copas de los bosques alto y bajo, no así en parches entre copas (Figura 2.8a). Asimismo, respecto a la interacción BxE, se observó una mayor tasa de infiltración en los bosques alto y bajo durante el verano respecto al invierno y respecto al arbustal en ambas estaciones (Figura 2.8b). Por su parte, respecto a la densidad aparente del suelo, se observó un efecto significativo del tipo de parche, siendo un 5% menor bajo copas respecto a sitios entre copas (Figura 2.8c). Con relación a la hidrofobicidad del suelo, durante el invierno se destacó la mayor hidrofobicidad del suelo en el bosque alto respecto a los demás tipos de bosque (comparar barras blancas en la Figura 2.8d). Asimismo, en el bosque bajo, la hidrofobicidad del suelo resultó ser un 157% mayor durante el verano que en el invierno (Figura 2.8d). Según la clasificación de King (1981), todos los tratamientos cayeron dentro de la categoría de muy baja repelencia al agua (entre 1 y 10 segundos).

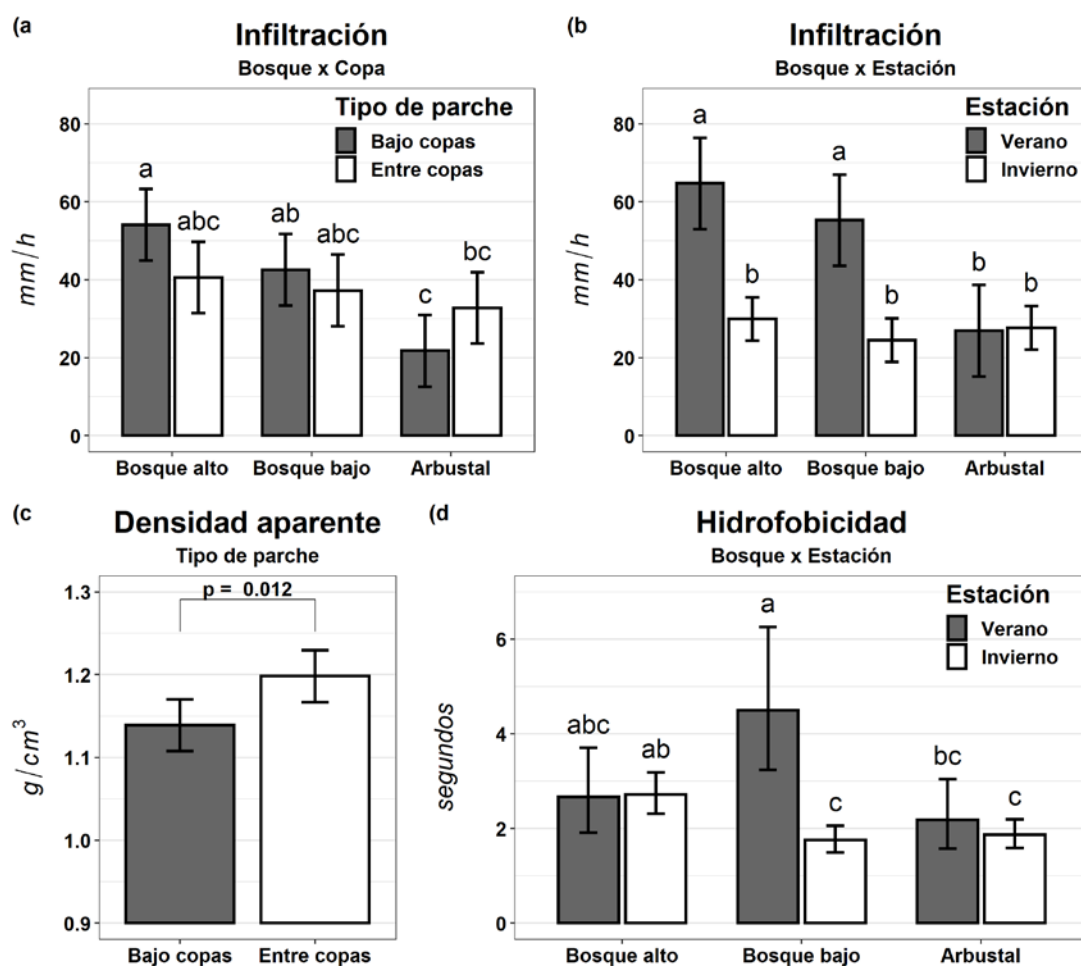


Figura 2.8. a) efecto del tipo de bosque y tipo de parche sobre la infiltración del suelo; b) efecto del tipo de bosque y estación sobre la infiltración del suelo; c) efecto del tipo de parche sobre la densidad aparente del suelo; d) efecto del tipo de bosque y estación sobre la hidrofobicidad del suelo. Las líneas verticales corresponden al intervalo de confianza del 95%. Distintas letras indican diferencias significativas entre: a) las distintas combinaciones de tipo de bosque y parche; b) las distintas combinaciones de tipo de bosque y estación y d) las distintas combinaciones de tipo de bosque y estación ( $\alpha=0.05$ ).

Respecto a la estabilidad estructural del suelo, para el promedio de los pretratamientos ( $EE_{MEDI}$ ) se halló un efecto significativo del tipo de bosque, siendo ésta un 16% mayor en el bosque alto respecto al arbustal, con una situación intermedia en el bosque bajo (Figura 2.9a). Asimismo, se halló un efecto significativo del tipo de parche, donde la  $EE_{MEDI}$  resultó ser un 12% mayor bajo copas que entre copas (Figura 2.9b). Según la clasificación de Le Bissonnais (1996), todos estos cayeron dentro de las categorías de estructura de los agregados del suelo “estables” (1.3-2mm) a “muy estables” (>2mm). Similarmente, el pretratamiento de humedecimiento rápido ( $EE_{HR}$ ) se diferenció entre tipos de bosque, resultando mayor en los bosques alto y bajo respecto al arbustal (65% y 35%, respectivamente; Figura 2.9c) y se diferenció también entre tipos de parche, donde resultó ser un 20% mayor bajo copas que entre copas (Figura 2.9d). Por otro lado, se hallaron efectos significativos del tipo de parche sobre la  $EE_{HL}$  y la  $EE_{DM}$ , resultando mayor bajo copas que entre copas (11% y 9% mayor, respectivamente; Figura 2.9e y f).



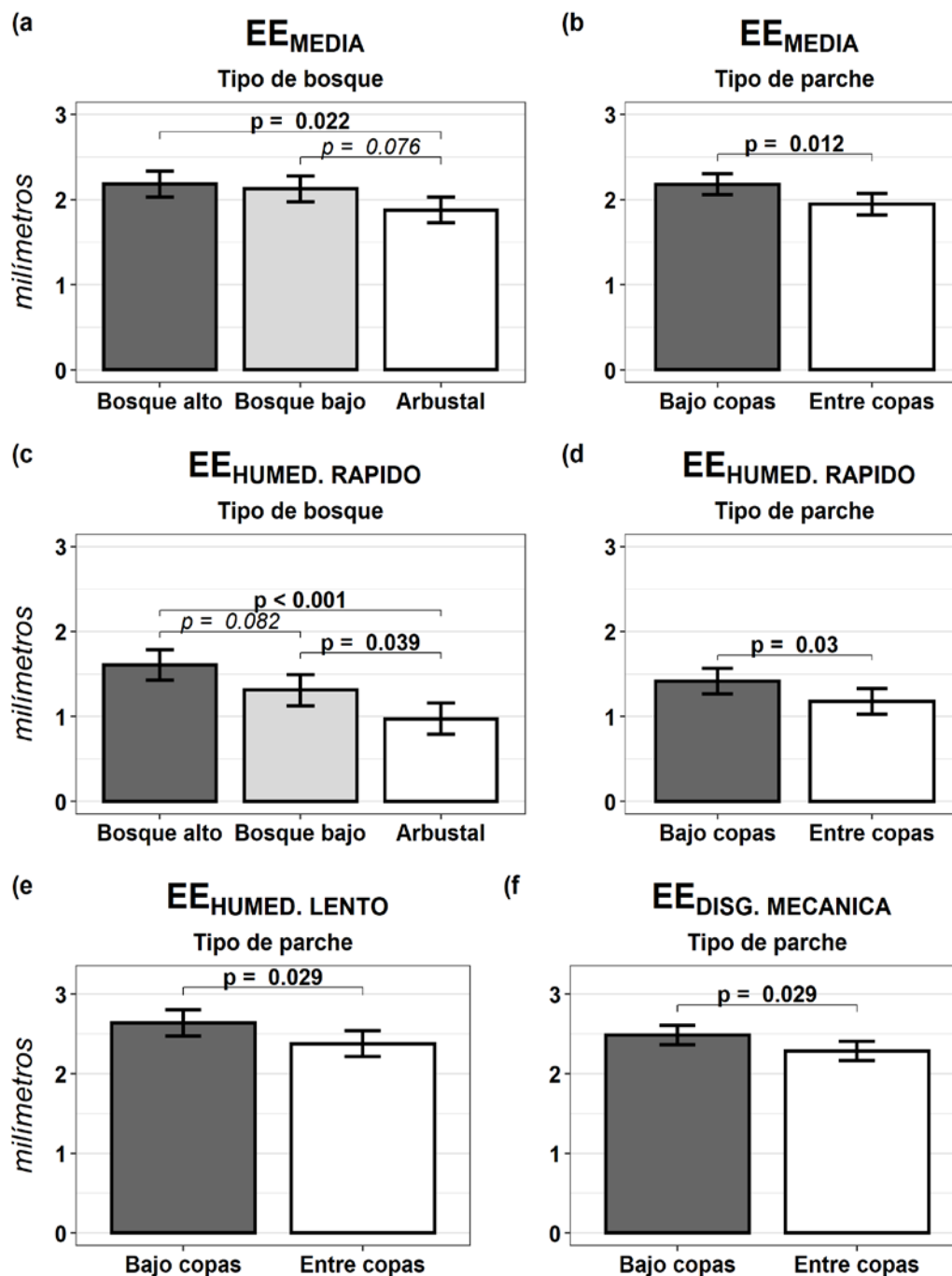


Figura 2.9. Efectos significativos ( $\alpha=0.05$ ) y tendencias ( $p<0.1$ ) del tipo de bosque y tipo de parche sobre la estabilidad estructural del suelo: a) efecto del tipo de bosque sobre la  $EE_{MEDIA}$ ; b) efecto del tipo de parche sobre la  $EE_{MEDIA}$ ; c) efecto del tipo de bosque sobre la  $EE_{HR}$ ; d) efecto del tipo de parche sobre la  $EE_{HR}$ ; e) efecto del tipo de parche sobre la  $EE_{HL}$ ; f) efecto del tipo de parche sobre la  $EE_{DM}$ . Las líneas verticales corresponden al intervalo de confianza del 95%.

Finalmente, respecto a las propiedades químicas del suelo, únicamente en el bosque alto se hallaron efectos significativos del tipo de parche sobre el porcentaje de nitrógeno total del suelo, resultando un 30% mayor entre copas que bajo copas (Figura 2.10). Respecto a la materia orgánica total y el fósforo disponible, pese a haberse hallado valores p significativos en el test ómnibus, no se hallaron efectos significativos en el test de comparaciones múltiples (Tabla 2.5).



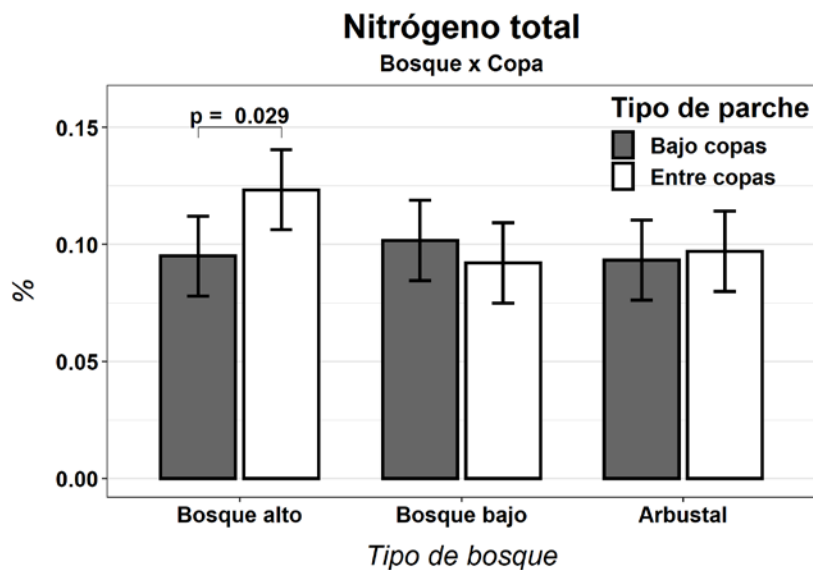


Figura 2.10. Efectos significativos de la interacción entre tipo de parche y tipo de bosque sobre el nitrógeno total del suelo.

## 2.4 DISCUSIÓN

### 2.4.1 Cobertura y condiciones ambientales del suelo

La cobertura del dosel del estrato superior en la época de máxima área foliar (verano) mostró una cobertura alta (y espacialmente homogénea) en el bosque bajo, intermedia en el bosque alto y baja (especialmente heterogénea con alta proporción de claros) en el arbustal (ver Tabla 2.1 y Figura 2.3a), en concordancia con lo reportado en Cotroneo *et al.* (2021) en ambientes similares de la misma zona. A escala de paisaje, si se asume como claros a los sitios con cobertura  $\leq 30\%$ , la proporción de claros fue del 10% en el bosque alto, 1% en el bosque bajo, y 52% en el arbustal (ver línea vertical en Figura 2.3b). Viéndolo de otro modo, el 50% de la superficie (mediana) del arbustal, bosque bajo y bosque alto alcanzaron máximos de cobertura del dosel de 24%, 83% y 60% durante el verano y 7%, 39% y 47% durante el invierno, respectivamente (ver línea horizontal en Figura 2.3b), reflejando una cobertura extremadamente baja del arbustal en esta época. Respecto a la variabilidad estacional, la cobertura más estable en el bosque alto respecto del arbustal y el bosque bajo, se atribuiría principalmente a la casi exclusiva dominancia por parte del género *Prosopis* en estos últimos, género que se caracteriza por ser netamente caducifolio (Galera, 2000). Por otro lado, la menor variabilidad entre estaciones en el bosque alto, respondería a que el quebracho colorado (especie dominante) posee un breve período de caída de hojas entre agosto y septiembre (posiblemente ocurrido luego del muestreo invernal) mientras que el quebracho blanco (especie también dominante) posee follaje persistente (Prado, 1993).

Por su parte, la fRFA interceptada durante el verano mostró una tendencia consistente con la de la cobertura (bosque bajo > bosque alto > arbustal; Tabla 2.1), a diferencia de lo reportado en Cotroneo *et al.* (2021) quienes observaron una mayor fRFA interceptada a menor estado de degradación del bosque (bosque alto > bosque bajo > arbustal). Los resultados de estos autores coinciden con la idea de que la mayor altura y cantidad de

estratos le conferiría al bosque alto una mayor conectividad entre tipos de parche (cubiertos y claros) y como consecuencia un mejor aprovechamiento de la radiación solar (Martens *et al.*, 2000; Breshears, 2006; Breshears *et al.*, 2010). Sin embargo, nuestros resultados permiten aceptar sólo parcialmente la hipótesis postulada de acuerdo a este razonamiento (mayor intercepción solar a menor estado de degradación del bosque) siendo que el bosque alto, con menor degradación, mostró una intercepción intermedia a lo largo del año, respecto a los demás tipos de bosque. Mas allá de este resultado, cabe destacar que la intercepción estimada en este trabajo fue instantánea para el mediodía de dos momentos puntuales en el año. Resultaría interesante la comparación entre tipos de bosque de la intercepción integrada a lo largo del año, estimación que lamentablemente el software utilizado en este trabajo no modela.

Al nivel del sotobosque, la cobertura de pastos mayor y más estable entre estaciones en el bosque alto reflejaría una mejor condición del bosque en general, sumado al efecto protector del dosel sobre las temperaturas extremas y heladas que afectan fuertemente el crecimiento de los pastos de metabolismo C<sub>4</sub> (Feldhake, 2002). Por su parte, la cobertura de pastos en el arbustal (mayor degradación del bosque) similar a la del bosque alto durante el verano, respondería a la dificultad de acceso para el ganado debido a la baja altura y alta densidad de arbustos de primero (característica del arbustal). Mientras que en invierno la cobertura de pastos en el arbustal se vería reducida por el consumo, ante la escasez de otras fuentes de forraje aceptables por los bovinos (como lo es la hojarasca de quebracho colorado presente en bosques altos, Cotroneo *et al.*, 2016), como también por un mayor efecto de las heladas sobre el pasto de los claros (predominantes en el arbustal). Asimismo, la menor cobertura de pastos hallada en el bosque bajo durante el verano respondería a que los algarrobos dominantes poseen frutos de elevada calidad, muy preferidos por el ganado y muy productivos en años de buena fructificación. La caída de estos frutos ocurre concentrada durante pocas semanas durante la época de lluvias, atrayendo a gran parte del ganado a estas áreas, justamente en la época de crecimiento cuando los pastos son más perjudicados por el sobrepastoreo (Cotroneo *et al.*, 2016). La cobertura de latifoliadas (compuesta principalmente por leñosas) fue naturalmente mayor en el bosque más degradado, donde el establecimiento de este grupo funcional resultaría favorecido frente a los pastos, entre otros factores, por su mayor flexibilidad en la captura de agua a lo largo del perfil del suelo (Cavagnaro y Passera, 1991; Wang *et al.*, 2017; Liu *et al.*, 2021), recurso que en este tipo de bosque (junto con el bosque bajo) mostró una mayor disminución entre estaciones (en el horizonte de 0-15 cm del suelo) respecto al bosque alto (Tabla 2.2). La cobertura de broza durante el verano resultó ser menor en el arbustal respecto a los bosques alto y bajo, mientras que durante el invierno resultó mayor en el bosque bajo respecto al bosque alto (y el arbustal). En relación a éste último resultado, considerando la posterior caída de las hojas del quebracho colorado en el bosque alto, es probable que hacia el final del invierno su cobertura aumentase, ya que en éste tipo de bosque se observó un porcentaje considerable de árboles que aún mantenían su follaje (se puede observar en la Figura 2.4 que la cobertura de broza hallada en el invierno resultó menor que la hallada en verano, sugiriendo que el follaje arbóreo aún no habría caído en su totalidad), en este sentido podría aceptarse la hipótesis propuesta. Particularmente el quebracho colorado (especie dominante en el bosque alto) posee un breve período de caída de hojas entre agosto y septiembre (posiblemente ocurrido luego del muestreo invernal), mientras que el quebracho blanco (especie también dominante

también) posee follaje persistente (Prado, 1993). Finalmente, la mayor proporción de suelo desnudo a mayor estado de degradación del bosque coincidió con la hipótesis propuesta.

Respecto a la acumulación de agua en el suelo, es necesario considerar que en general fue escasa debido a las bajas precipitaciones ocurridas durante el año de realización del estudio (527 mm), considerablemente inferiores que el promedio (680 mm; ver Sección 1.3 y Figura 1.1 para mayor detalle). Durante la época de lluvias (verano), la menor disponibilidad hídrica del suelo hallada en el bosque alto (con mayor cobertura de pastos y árboles de mayor porte y cobertura más densa respecto a bosques más degradados), probablemente responda tanto a un mayor consumo de agua por la vegetación, como a una mayor intercepción del agua de lluvia, por parte del canopy, que no llegaría al suelo (Breshears *et al.*, 1998; Raz-Yaseef *et al.*, 2010). Asimismo, la humedad del suelo mayor (y espacialmente más heterogénea) hallada en el arbustal y bosque bajo también estaría asociada a un mayor escurrimiento del agua de lluvia por los tallos (*stemflow* en inglés) debido a la distinta estructura del canopy (los arbustos tienen sus ramas con inserción más vertical que los árboles) y también una textura predominantemente más lisa de la corteza (particularmente en el arbustal asociado a la dominancia del género *Larrea*), respecto a bosques maduros (Magliano *et al.*, 2019a; Magliano *et al.*, 2019b), factores que favorecen una mayor acumulación de agua en la base de los troncos y por lo tanto una mayor heterogeneidad espacial de la humedad del suelo. Por otro lado, durante la época seca (invierno), se destacó una mayor disponibilidad del recurso entre estaciones respecto a los bosques más degradados (menor evaporación y/o escorrentía), muy posiblemente debido al efecto combinado de la mayor y más estable cobertura del estrato superior (Villegas, Breshears, Zou, y Law, 2010), la mayor cobertura de broza (Magliano *et al.*, 2017) y una mayor hidrofobicidad del estrato superficial del suelo (Doerr *et al.*, 2000; Gupta *et al.*, 2015) durante la época seca, todos estos, factores que minimizan las pérdidas del agua del suelo por evaporación. En relación a estos hallazgos resulta de interés destacar que no se atribuirían a diferencias en características del suelo, ya que en todos los bosques estudiados: (a) No se acumularon más de 20mm de precipitaciones en los últimos dos meses anteriores a la fecha de muestreo en la época seca (ver Figura 1.1), y (b) tanto la textura como la macroporosidad del suelo resultaron muy similares (ver Tabla 1.1).

La cobertura arbórea resulta efectiva para amortiguar variaciones en la temperatura del suelo (Gomes *et al.*, 2016). En el sistema estudiado, se observó que este efecto sobre la amplitud térmica se asocia principalmente a la reducción de las temperaturas máximas durante el verano en ambos bosques (alto y bajo), época donde la radiación solar es máxima. La mayor cobertura del dosel en bosques altos y bajos, sumados a una mayor presencia de estratos y altura del estrato superior respecto a los arbustales, son factores que minimizan la variabilidad de los patrones de luz y sombra (Breshears *et al.*, 2010), y por lo tanto las variaciones de temperatura del suelo (Breshears *et al.*, 1998). A su vez, la menor diferencia de amplitud térmica hallada entre parches vegetados y no vegetados de estos bosques reflejaría una mayor conectividad en cuanto al sombreado, entre tipos de parches. Esta regulación térmica resulta también relevante en términos de la conservación de la humedad del suelo, ya que mayores temperaturas implican mayores pérdidas evaporativas (Breshears *et al.*, 1998). La regulación de la temperatura también

minimizaría las pérdidas de carbono del suelo, ya que a niveles intermedios de humedad del suelo, a mayor temperatura la tasa de respiración microbiana heterotrófica del suelo (asociada a la mineralización de la fracción estable del carbono orgánico del suelo) tienden a ser mayores (Lellei-Kovács *et al.*, 2011; Zou *et al.*, 2018). Asimismo, jugaría también un rol fundamental en el desarrollo de la estabilidad de los agregados, ya que es afectada negativamente por las altas temperaturas (Lavee *et al.*, 1996; Kelishadi *et al.*, 2018).

### 2.4.2 Propiedades físicas, químicas y actividad biológica del suelo

Los resultados hallados permiten en términos generales aceptar la hipótesis que postulaba mayor calidad de los suelos de bosque a mejor estado de conservación (bosque alto > bosque bajo > arbustal) y en parches bajo las copas del dosel respecto a parches entre las copas. La menor densidad aparente hallada en parches bajo copas se asocia al mayor aporte de materia orgánica por parte del dosel arbóreo, así como a la mayor presencia de raíces de la vegetación del sotobosque (Chaudhari *et al.*, 2013). Asimismo, la mayor estabilidad estructural hallada en parches bajo copas respecto a los claros (observada en todos los pretratamientos) y a mejor estado de conservación del dosel de bosque (observada en la EE<sub>HR</sub> y la EE<sub>MEDIA</sub>), estaría asociada también al efecto protector de la cobertura del dosel y de la broza acumulada bajo el mismo (Tisdall *et al.*, 1982; Doerr *et al.*, 2000). En particular, la mayor diferenciación entre tipos de bosque se halló con el pretratamiento de humedecimiento rápido (EE<sub>HR</sub>), el cual suele mostrar la mayor sensibilidad, ya que evalúa la disgregación de los agregados por el estallido ocasionado por la compresión del aire ocluido dentro de los mismos al ser sumergidos en agua (Le Bissonnais, 1996), como sucede durante una precipitación de cierta intensidad, muy habituales en la zona. En relación con este patrón, la infiltración también resultó mayor a mejor estado de conservación del dosel de bosque (bosque alto ~ bosque bajo > arbustal), particularmente en parches bajo copas (Figura 2.8a) y durante el verano (Figura 2.8b), explicada por la mayor estabilidad de los agregados del suelo ya que minimiza los procesos erosivos y la obstrucción de los poros del suelo (Le Bissonnais, 1996; Le Bissonnais y Arrouays, 1997). Asimismo, la mayor cobertura del dosel y de broza presente en el bosque alto y bajo determinan mayores tasas de infiltración, ya que un desecamiento más lento del suelo (debido al efecto protector ante la evaporación) favorece la generación de grietas más amplias que facilitan ingreso del agua en el perfil del suelo (Dexter, 1991).

La estabilidad de los agregados del suelo ha sido también relacionada con la hidrofobicidad (Le Bissonnais, 1996; Doerr *et al.*, 2000; Behrends Kraemer *et al.*, 2019) debido, entre otros factores, a la descomposición de la materia orgánica y la actividad microbiana, particularmente de los hongos micorrízicos, cuyos exudados cumplirían un rol en la conservación del agua del suelo en ecosistemas de clima seco (Claridge *et al.*, 2009; Querejeta, 2017). Los exudados de los hongos del suelo son comúnmente anfífilos, resultando fuertemente hidrofílicos en condiciones húmedas, pero bajo un cierto umbral crítico de humedad su superficie hidrofílica se une entre sí y con los agregados del suelo, dejando expuesta su parte hidrofóbica (Morales *et al.*, 2010). La hidrofobicidad del suelo se manifiesta mayormente en el horizonte superficial del suelo y a niveles moderados favorece la infiltración hacia capas inferiores por medio de la generación de drenaje preferencial (Burch *et al.*, 1989), minimizando así las pérdidas

evaporativas (Rye *et al.*, 2017). En este sentido, la mayor hidrofobicidad del suelo del bosque alto respecto a los demás tipos de bosque durante el invierno parecería tener un papel importante en la conservación del agua del suelo entre la época húmeda y la seca. Asimismo, la variación estacional de la infiltración y la hidrofobicidad del suelo hallada en el bosque bajo podría asociarse a un aumento en el flujo preferencial, patrón que se puede asociar también a la variación estacional de la respiración microbiana del suelo hallada en los claros del bosque bajo.

Resulta relevante la mayor actividad biológica hallada en parches bajo copas del arbustal, remarcando el efecto protector del suelo que cumplen los arbustos en bosques más degradados (Chandregowda *et al.*, 2018) y sugiriendo que en éstos, los parches cubiertos (de baja presencia relativa respecto a parches de suelo desnudo) actúan como “islas de fertilidad” (Whisenant, 1999). La mayor actividad biológica del suelo en parches bajo copas respecto a los claros, ha sido reportada en distintos tipos de bosque de la región Chaqueña (Abril *et al.*, 1993; Torres y Abril, 1996).

Respecto a las propiedades químicas, contrariamente a lo esperado, no se hallaron diferencias entre tipos de bosque tal como fue reportado en otros trabajos de la misma región, donde el tipo de cobertura dominante se asoció a los contenidos de materia orgánica y nitrógeno totales (mayores a menor degradación del bosque) (Abril *et al.*, 1999; Cotroneo *et al.*, 2021). Es posible que el no hallazgo de diferencias significativas en estas propiedades se deba a la gran variabilidad espacial y temporal de las mismas, característica intrínseca de los suelos de los bosques de la región (Abril *et al.*, 2001, 2005; Cora y Bachmeier, 2006), que dificulta aislar el efecto del tipo de cobertura dominante, señales posiblemente más sutiles. Finalmente, la mayor presencia de nitrógeno total hallada en los claros del bosque alto podría explicarse por una mayor movilidad de la broza, donde a diferencia del bosque bajo, la mayor proporción de claros y áreas expuestas generaría que ésta se mueva arrastrada entre tipos de parche durante las lluvias intensas características de la región (Magliano *et al.*, 2015).

## 2.5 CONCLUSIONES

Este capítulo refleja, por un lado, la relación recíproca que hay entre la vegetación y el suelo del bosque santiagueño bajo pastoreo continuo, y por otro, ofrece un avance en su caracterización bajo distintos estados de degradación, con énfasis en la variabilidad espacial y temporal de los factores ambientales, característica sumamente relevante en sistemas naturales boscosos de regiones secas (Tongway *et al.*, 2005; Erdős *et al.*, 2018). Pese a que la relación causal entre vegetación y ambiente es compleja, es posible asumir que los árboles y arbustos son un factor importante en la modificación de su entorno favoreciendo en algunos casos una cierta heterogeneidad ambiental (Belsky *et al.*, 1994; Scholes *et al.*, 1997; Robinson *et al.*, 2010) y amortiguándola en otros (Breshears, 2006; Breshears *et al.*, 2010; Newman *et al.*, 2010). En este sentido, los resultados hallados en este trabajo resultan de utilidad como diagnóstico para la toma de decisiones de medidas de conservación y/o restauración.

Este trabajo refuerza las evidencias sobre la fuerte relación del estado de conservación del dosel dominante del bosque con el estado de salud del suelo en el Chaco semiárido. Los resultados proporcionan diferencias cualitativas y cuantitativas en la cobertura de

leñosas, sus variaciones estacionales mayores en bosques más degradados, su incidencia en las propiedades del suelo y las respuestas de los factores ambientales en relación a las anteriores, cuya consideración resultaría clave para guiar futuras estrategias de restauración. Se remarca la mayor conservación de la humedad del suelo durante la época seca, a mayor estado de conservación del dosel de bosque. Siendo el agua el principal factor abiótico limitante en sistemas secos, se debería considerar la recuperación del estrato leñoso como un objetivo prioritario a mediano-largo plazo, además del manejo racional del pastoreo orientado a la rehabilitación herbácea en un plazo menor (Cotroneo *et al.*, 2018). En este sentido, tomando como referencia la estructura de la vegetación del bosque alto, la restauración de bosques con su dosel degradado podría ser facilitada por estrategias de enriquecimiento y/o mediante clausuras permanentes durante períodos mínimos que garanticen la supervivencia de renovales de especies arbóreas del estrato superior (Brassiolo *et al.*, 2008). La implementación de estas estrategias en distintas áreas permitiría maximizar la conectividad a escala de paisaje y favorecer la restauración de parches adyacentes, por ejemplo, mediante la provisión de semillas de las especies clave a recuperar. Asimismo, es aconsejable que estas estrategias se adecúen al contexto social de los habitantes que habitan y hacen uso del bosque, aprovechando herramientas y conocimientos locales que, de ser implementados por ellos mismos, mejora la factibilidad de las iniciativas de restauración.

## **Capítulo 3**

### **EFFECTOS DE LA CLAUSURA ESTIVAL SOBRE LAS PROPIEDADES DEL SUELO DE BOSQUES EN DISTINTO ESTADO DE CONSERVACIÓN**

### 3.1 INTRODUCCIÓN

Las áreas bajo pastoreo abarcan más de un cuarto de la superficie terrestre global, hallándose la mayor parte de éstas (78%) en regiones áridas y semiáridas (Asner *et al.*, 2004), resultando particularmente susceptibles a la degradación causada por disturbios antropogénicos como el sobrepastoreo, la tala y la deforestación (Foley *et al.*, 2005; Hochstrasser *et al.*, 2014). En regiones secas, el sobrepastoreo disminuye la cobertura vegetal total, la biomasa total y herbácea, el aporte de broza y conduce a la arbustización del sistema (Adamoli *et al.*, 1990; Angassa y Oba, 2010). Estos cambios en la vegetación combinados con el pisoteo animal modifican las características físicas, químicas y biológicas de los suelos y en consecuencia la disponibilidad de agua y nutrientes para las plantas. El pisoteo aumenta la densidad aparente del suelo, la resistencia a la penetración por parte de las raíces, y disminuye la porosidad y la estabilidad de los agregados (Greenwood *et al.*, 2001). El contenido hídrico del suelo se reduce debido al aumento de la evaporación como consecuencia de la mayor exposición del suelo desnudo y, a su vez, la compactación por pisoteo disminuye la infiltración, aumentando la escorrentía (Branson y Reid, 1981; Bremer *et al.*, 2001).

Una estrategia de rehabilitación muy difundida en regiones semiáridas degradadas por sobrepastoreo es el establecimiento de clausuras estacionales (Katoh *et al.*, 1998; Mwilawa *et al.*, 2008; Nelson *et al.*, 2011; Cotroneo *et al.*, 2018). La clausura al pastoreo durante la época de crecimiento permite la recuperación herbácea debido al descanso durante la estación de lluvias, al mismo tiempo que posibilita diferir el forraje producido durante la estación húmeda a la estación seca, de mayor escasez (Mwilawa *et al.*, 2008). Se han observado luego de pocos años (2-5 años) de su implementación, incrementos en la cobertura, productividad y calidad del pasto (Verdoodt *et al.*, 2010; Cotroneo *et al.*, 2018), y una mejora en la calidad y cantidad de broza aportada al suelo (Descheemaeker *et al.*, 2006).

Con respecto a las propiedades del suelo, su recuperación mediante clausuras se observa especialmente en los horizontes más superficiales (0-15 cm) (Greenwood *et al.*, 1998; Drewry, 2006; Drewry *et al.*, 2008). En el corto plazo (1-4 años) debido a la ausencia del pisoteo en presencia de humedad del suelo, la clausuras permiten que comiencen a mejorar las propiedades físicas del suelo como consecuencia de varios ciclos de humedecimiento-secado y por la creación de bioporos originados por el crecimiento y muerte de raicillas de gramíneas (Drewry, 2006; Fernández *et al.*, 2015; Leibovich, 2021). En este estadio temprano de restauración, la actividad microbiana del suelo, dominada por organismos libres fijadores de nitrógeno, se caracteriza por una marcada estacionalidad (Abril *et al.*, 1999). En el mediano plazo de la clausura (6-10 años), la mayor cantidad de broza aportada por las gramíneas determina aumentos en la contribución relativa de materia seca de más fácil descomposición respecto de las leñosas (menor relación C/N y lignina/N), donde el aporte de éstas últimas (tanto en cantidad como en calidad) se encuentra determinado por el nivel de degradación del dosel de bosque (Descheemaeker *et al.*, 2006; Raiesi *et al.*, 2014; Cotroneo *et al.*, 2018). En consecuencia, se aceleran los procesos de descomposición (actividad biológica del suelo) y por lo tanto de recuperación física del suelo (Abril *et al.*, 2001). En un plazo mayor (>10 años), el avance sucesional favorece el mayor aporte de broza por parte de la



vegetación leñosa, de más lenta descomposición (mayor contenido de lignina y taninos), que permite la acumulación en el suelo de fracciones de carbono más estables (Abril *et al.*, 2001; Descheemaeker *et al.*, 2006), mientras que mejoran también las condiciones microclimáticas por el mayor efecto protector de sus canopeos (respecto a las herbáceas) ante pérdidas evaporativas y variaciones de temperatura (Abril *et al.*, 2001; Descheemaeker *et al.*, 2006). El aumento relativo en el contenido hídrico del suelo, así como la mayor acumulación de broza que protege la superficie del suelo, facilitan a su vez la penetración de las raíces, permitiendo una mayor estructuración y desarrollo de macroporosidad, descompactación y capacidad de infiltración del suelo (Dexter, 1991). Asimismo, en estadíos avanzados de restauración se observa una mayor estabilidad estacional en la actividad microbológica del suelo (Abril *et al.*, 1999, 2001).

Los plazos o magnitudes del cambio en las características físicas, químicas y biológicas del suelo con la clausura en sitios degradados por el sobrepastoreo pueden variar según las características climáticas (Miehe *et al.*, 2003; Raiesi *et al.*, 2014), la historia de pastoreo (Allington y Valone, 2013), el tipo del suelo (Holdo y Mack, 2014; Fernández *et al.*, 2015) o la estructura de la vegetación (Raiesi *et al.*, 2014; Miyasaka *et al.*, 2021). En relación a este último factor, una mayor altura del canopeo de la vegetación leñosa (con mayor efecto de sombreado y de barrera contra el viento), determina una recuperación más rápida del estrato herbáceo y de la fertilidad física y química del suelo con la clausura, debido a un mayor efecto moderador sobre la temperatura y la evaporación, así como la dispersión de mayor cantidad de broza y a mayores distancias (Miyasaka *et al.*, 2021).

Por otra parte, en el caso de áreas severamente degradadas por el sobrepastoreo, la rehabilitación mediante clausuras podría encontrarse obstaculizada por la superación de ciertos umbrales asociados tanto a factores bióticos como abióticos (Whisenant, 1999). La degradación del suelo es un factor severamente limitante para la reversión del deterioro del sistema, ya que está asociada principalmente a la disminución de la disponibilidad hídrica y de nutrientes para las plantas (FAO, 1980; Lal, 1997, 2015). En bosques heterogéneos, el tipo de cobertura vegetal dominante, por medio del aporte de materia orgánica (su cantidad y calidad) así como su efecto protector frente a la erosión y la insolación, determinan la calidad del suelo (Scholes *et al.*, 1997). Las características del suelo mayormente afectadas por la cobertura arbórea comprenden a la actividad biológica (Abril *et al.*, 1993; Raiesi *et al.*, 2014), la estructura y estabilidad de sus agregados, la capacidad de infiltración y retención hídrica, y la fertilidad química (van de Koppel *et al.*, 1997; Zornoza *et al.*, 2007; Safaei *et al.*, 2019). Asimismo, las características del suelo y el tipo de cobertura dominante están relacionados recíprocamente, de forma tal que en casos extremos de degradación los procesos de retroalimentación podrían llevar al sistema a un nuevo estado alternativo de difícil retorno (Rietkerk y van de Koppel, 1997; Suding *et al.*, 2004).

En Santiago del Estero, las clausuras estacionales son una estrategia en creciente difusión para afrontar la degradación (Cotroneo, 2017; Rush *et al.*, 2018; Fernández *et al.*, 2021), principalmente entre productores pequeños (con extensiones menores a 100 ha o sin límites definidos) quienes representan más del 82% del total de los establecimientos rurales en la provincia (INDEC, 2018). Un trabajo reciente mostró que en estos sistemas, la rehabilitación herbácea mediante clausuras estivales se encuentra fuertemente condicionada por el nivel de degradación del estrato leñoso dominante, hallando una

rápida (2 años) recuperación en los bosques alto y bajo (menos degradados), mientras que en el arbustal (más degradado) mostró una cierta recuperación a los 4 años durante una temporada extremadamente húmeda (Cotroneo *et al.*, 2018). Esta respuesta diferencial a la clausura estacional según el estado de degradación del dosel de bosque podría atribuirse a limitaciones vinculadas a factores abióticos o a interacciones bióticas, ya que en otro trabajo se observó que el tipo de cobertura leñosa dominante determinó diferencias en el contenido de carbono y nitrógeno totales del suelo (Cotroneo *et al.*, 2021). Asimismo, podrían haber otros factores abióticos que influyan, como la escasez de humedad del suelo en arbustales, donde la insolación y la evaporación serían mayores que en bosques menos degradados por el menor efecto protector de la cobertura leñosa y de la broza sobre la evaporación (Breshears *et al.*, 1998; Abril *et al.*, 1999; Magliano *et al.*, 2017). Estos resultados generan nuevos interrogantes asociados a los factores abióticos y bióticos del suelo y su cobertura, que condicionarían la rehabilitación mediante clausuras estacionales en los distintos tipos de bosque.

El objetivo de este capítulo es evaluar el efecto a corto y mediano plazo, de clausuras estivales en bosques del Chaco semiárido santiagueño bajo producción ganadera con creciente nivel de degradación de su dosel arbóreo (bosque alto < bosque bajo < arbustal), sobre las características físicas, químicas y biológicas del suelo, factores que condicionarían la rehabilitación del bosque y su oferta forrajera.

Se plantea la hipótesis de que la exclusión al pastoreo durante la época húmeda permite la recuperación de la condición física, química y biológica del suelo por la reducción del impacto del ganado (consumo herbáceo y pisoteo) permitiendo la restauración de la porosidad y la agregación mediante factores abióticos (principalmente los ciclos de humedecimiento y secado) y bióticos (principalmente la actividad radical de gramíneas y de microorganismos del suelo). Asimismo, la magnitud de esta mejora depende del estado de conservación del dosel del bosque, principalmente en términos de la cobertura del estrato superior, el cual le confiere al sistema una mayor capacidad de recuperación debido a su aporte de broza y su efecto regulador de la temperatura y las pérdidas evaporativas. Se predice que la recuperación en las condiciones físicas y biológicas del suelo será mayor en clausuras donde mayor sea el estado de conservación del dosel arbóreo, y también mayor en parches bajo las copas de los árboles que entre las mismas. En el corto plazo (<1 año), la ausencia de pisoteo en la clausura durante la época húmeda permitirá la recuperación de la condición física (mayor infiltración y estabilidad estructural, menor resistencia a la penetración y densidad aparente) y la actividad biológica del suelo (mayor respiración microbiana). En el mediano plazo (6-7 años) de clausura, el efecto acumulado del desarrollo y muerte de raíces de gramíneas, así como un mayor aporte de broza (por una mayor productividad herbácea y menor índice de cosecha en general), continuará recuperando la condición física y la actividad biológica del suelo, y mejorará además su condición química (mayor contenido de materia orgánica y macronutrientes).

## 3.2 METODOLOGÍA

### 3.2.1 Efectos a corto plazo de la clausura sobre las propiedades del suelo

#### 3.2.1.1 Diseño experimental

En cada tipo de bosque (alto, bajo y arbustal), se seleccionaron al azar tres sitios bajo pastoreo continuo (cada uno de aproximadamente 200 m<sup>2</sup> de superficie y distanciados entre sí un mínimo de 80m). Dentro de los mismos se identificaron dos tipos de parche asociados a la cobertura del estrato superior (subsitios: bajo y entre las copas de árboles y/o arbustos, ver porcentaje de cada tipo de parche según tipo de bosque en el primer párrafo de la sección 2.4.1). En octubre de 2017, en cada uno de los subsitios se instalaron jaulas con forma de prisma triangular de 1x4m de base y 1m de altura, de forma de excluir el pastoreo a modo de clausuras (Figura 3.1.a). Las jaulas fueron ubicadas de forma tal de evitar senderos de ganado y arbustos que obstaculicen el muestreo dentro de las mismas. De esta forma, el diseño resultó ser de tres experimentos independientes (uno por cada tipo de bosque), cada uno de dos factores (2 tipos de pastoreo x 2 tipos de parche) x 3 repeticiones verdaderas = 12 unidades experimentales, más el factor tiempo determinado por 3 fechas de muestreo realizadas en los meses de febrero, abril y agosto de 2018 (4, 6 y 10 meses de clausura, respectivamente; Figura 3.1.b).

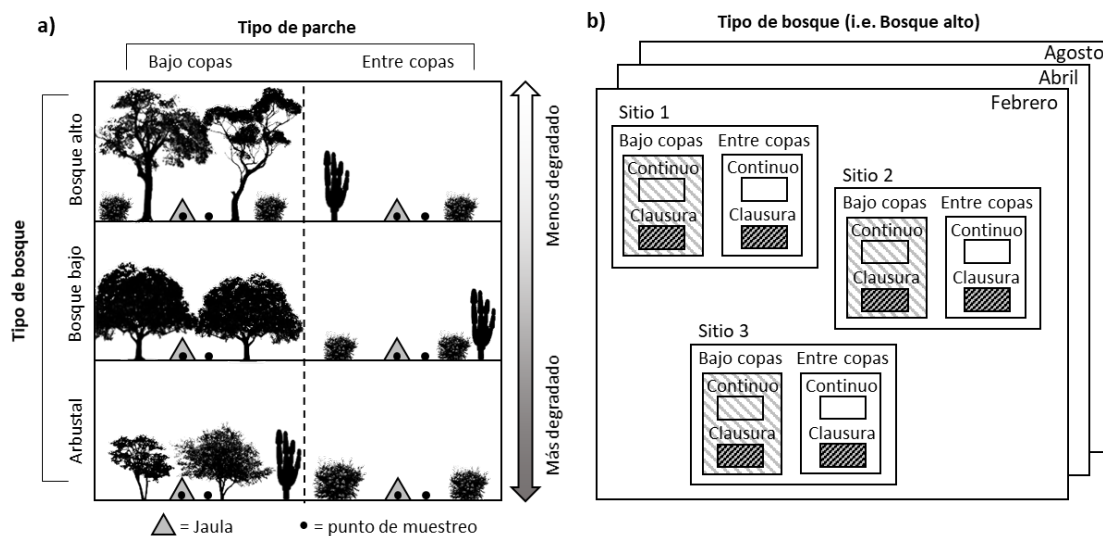


Figura 3.1. a) Representación de las distintas situaciones bajo estudio para el experimento de corto plazo: (i) tipo de bosque (bosque alto, bosque bajo y arbustal), (ii) factor tipo de parche (bajo copas; entre copas) y (iii) factor manejo (pastoreo continuo; clausura estival) representado por la presencia y ausencia de jaulas. b) Diseño experimental para cada tipo de bosque, con sus tres réplicas y en cada una de ellas, las situaciones determinadas por los factores tipo de parche, manejo y tiempo (febrero, abril y agosto).

#### 3.2.1.2 Recolección de datos

En cada unidad experimental y fecha de muestreo, se midieron propiedades físicas y también la tasa de respiración microbiana del suelo. Se evaluaron las siguientes propiedades físicas: (a) infiltración a campo mediante infiltrómetro de disco (Perroux *et al.*, 1988) acumulada de 0 a 15 minutos y luego convertida a valores de mm/hora, (b)

resistencia a la penetración<sup>3</sup> del estrato de 0-10 cm (con penetrómetro modelo INTA Villegas; Varela y Herrero, 2002) y (c) densidad aparente del estrato de 0-5 cm mediante el método del cilindro con corrección por humedad mediante estufa a 105 °C durante 48 horas (Klute, 1986). En segundo lugar, se tomaron monolitos superficiales sin disturbar (0-15 cm) que fueron luego desagregados a fin de obtener agregados de 3-5 mm por tamizado en seco (a temperatura ambiente) previa homogeneización de las muestras. A partir de estos agregados se estimó: (d) la estabilidad estructural mediante la metodología de Le Bissonnais (1996), con sus tres pretratamientos: humedecimiento rápido (EE<sub>HR</sub>), humedecimiento lento (EE<sub>HL</sub>), disgregación mecánica (EE<sub>DM</sub>) y el promedio de éstos (EE<sub>MEDIA</sub>), y (e) la hidrofobicidad del suelo mediante el método del tiempo de penetración de la gota de agua, más conocido por su nombre en inglés water drop penetration time (Letey, 1969). De los monolitos sin disturbar se tomó también una fracción de suelo, con la que se midió la tasa diaria de respiración microbiana del suelo en condiciones de laboratorio, durante 30 días de incubación bajo condiciones óptimas de humedad (capacidad de campo) y temperatura (25°C) (Isermeyer, 1952).

Las mediciones a campo y toma de muestras fueron realizadas por lo menos dos días posteriores a eventos de precipitación, de forma de evitar condiciones de extrema humedad, y asimismo la totalidad de los sitios fue muestreada en un rango de 3 días, de forma de amortiguar posibles variaciones entre los distintos tipos de bosque.

### 3.2.1.3 *Análisis de los datos*

Mediante el uso de modelos lineales mixtos, para cada tipo de bosque se analizaron diferencias entre los dos tipos de manejo, como efecto principal (factor tipo de pastoreo) y como efectos simples a lo largo de las interacciones dobles (pastoreo x tipo de parche; pastoreo x fecha) y triple (pastoreo x tipo de parche x fecha). Para cada variable se ajustaron modelos factoriales con tres efectos fijos (2 tipos de pastoreo x 2 tipos de parche x 3 fechas) y un efecto aleatorio de los sitios. A fin de cumplir el supuesto de homocedasticidad de los residuos, se modeló la heteroscedasticidad entre los distintos grupos (i.e. factores) según fuera necesario (test de Levene significativo). Los valores p de los test de comparaciones por pares fueron ajustados por Bonferroni. A fin de cumplir con el supuesto de normalidad, la hidrofobicidad fue transformada por logaritmo 10 y luego restablecida a su escala original para la presentación de los resultados. Las variables fueron modeladas mediante la librería *nlme* (Pinheiro *et al.*, 2020) y analizadas mediante las librerías *car* (Fox *et al.*, 2019) y *emmeans* (Lenth, 2020) bajo el entorno Rstudio versión 1.2.5033.

---

<sup>3</sup> Los datos de resistencia mecánica no pudieron ser corregidos por el contenido hídrico del suelo debido a que no se halló una correlación significativa entre ambas variables. Asimismo, se destaca que la misma fue estimada también en el estrato de 10-20 cm, pero fue finalmente descartada por haberse hallado valores extremadamente elevados (particularmente en el bosque bajo, donde se identificó una suerte de “capa de arado”).

### 3.2.2 Efectos a mediano plazo de la clausura estival sobre las propiedades del suelo

#### 3.2.2.1 Diseño experimental

Se utilizaron los mismos tres establecimientos seleccionados para el estudio de corto plazo, cada uno de ellos representando un tipo de bosque en distinto estado de degradación (bosque alto, bosque bajo y arbustal). En cada uno de los mismos, se seleccionaron al azar tres sitios ubicados dentro de una clausura grande (entre 3 y 6 ha) establecida entre septiembre y noviembre de 2011 y otros tres sitios en zonas adyacentes a las mismas, bajo pastoreo continuo (cada uno de aproximadamente 200m<sup>2</sup> y distanciados entre si un mínimo de 80m). Las clausuras estacionales fueron en su momento establecidas al azar en áreas similares a las de pastoreo continuo (misma posición en el paisaje, tipo de suelo, uso ganadero, distancia a la aguada y cobertura inicial de pasto cercana al 3%) y desde entonces excluidas del pastoreo durante las estaciones de crecimiento de la vegetación (entre octubre y abril). Asimismo, dentro de cada sitio se seleccionaron dos subsitios representando dos tipos de parche respecto a la cobertura del estrato superior (bajo y entre las copas de árboles y/o arbustos; Figura 3.2.a). De esta forma, el diseño resultó ser de tres experimentos independientes (uno por cada tipo de bosque), cada uno de dos factores (2 tipos de pastoreo x 2 tipos de parche) x 3 repeticiones verdaderas = 12 unidades experimentales, más el factor tiempo con dos fechas de muestreo (Figura 3.2.b).

Los muestreos para medir las propiedades físicas y estimar la respiración microbiana del suelo se realizaron en abril y agosto de 2018, correspondiendo a la etapa final de la época húmeda (verano) y la plenitud de la época seca (invierno), respectivamente (Figura 3.2.b). Por otra parte, en cada unidad experimental se tomaron muestras para analizar las propiedades químicas del suelo en diciembre de 2018. Este diseño permitió comparar sitios con una clausura estival de 6-7 años de antigüedad, con otros sitios bajo pastoreo continuo, en distintos tipos de bosque.

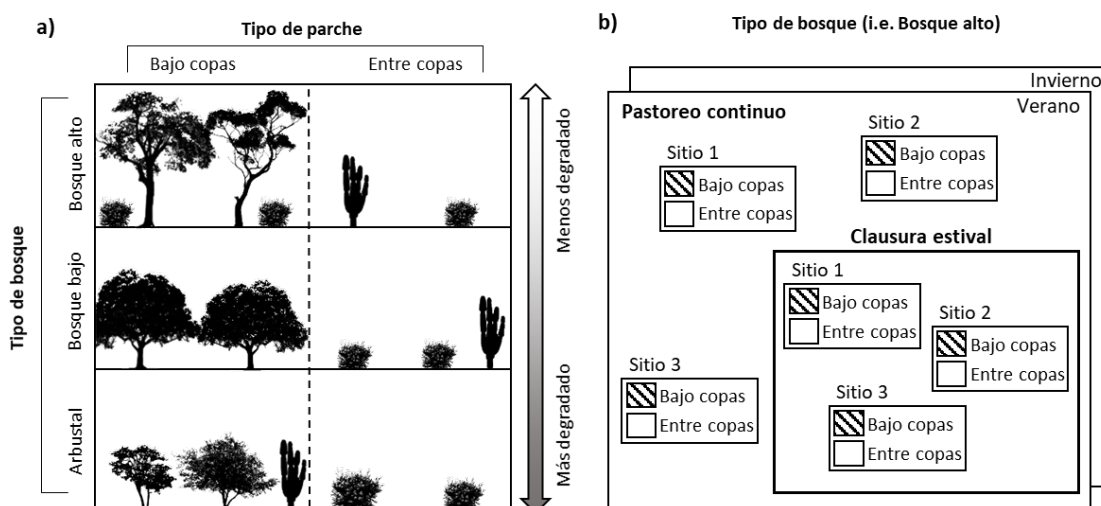


Figura 3.2. a) Representación de las distintas situaciones bajo estudio para el experimento de mediano plazo: (i) tipo de bosque (bosque alto, bosque bajo y arbustal) y (ii) factor tipo de parche (bajo copas; entre copas). b) Diseño experimental para cada tipo de bosque, con el factor tipo de pastoreo (continuo; clausura) en primer lugar, los tres sitios o réplicas, y dentro de éstos los subsitios según el factor tipo de parche y el factor estación (verano; invierno).

Un detalle importante para destacar es que en el caso específico del arbustal, el cerramiento de la clausura fue pastoreado durante una parte de la estación de lluvias de los últimos dos años previos a la realización del presente ensayo (entre 2016 y 2017), información que lamentablemente se supo una vez iniciado el ensayo. Por esta razón, es que el efecto de la clausura hallado en este tipo de bosque debería ser tomado con algunas reservas. Más allá de este inconveniente, el autor considera que los resultados en este sitio se podrían interpretar, con algunas excepciones, como correspondientes a un tratamiento de clausura estival estricta de menor duración (2 años menos) que en el bosque alto y bajo.

Las coberturas de gramíneas observadas en las clausuras durante el verano del año de realización de este trabajo fueron las siguientes: bosque alto: 27%; bosque bajo: 12%; arbustal: 24%.

### 3.2.2.2 Recolección de datos

En cada unidad experimental se midieron propiedades físicas, químicas y también la tasa de respiración microbiana del suelo. Se evaluaron las siguientes propiedades físicas: (a) infiltración a campo mediante infiltrómetro de disco (Perroux *et al.*, 1988) cronometrada a 15 minutos y luego convertida a valores de mm/hora, (b) resistencia a la penetración<sup>4</sup> del estrato de 0-10 cm (con penetrómetro de tipo Villegas, corregida por el contenido hídrico encontrado a campo) y (c) densidad aparente del estrato de 0-5 cm mediante el método del cilindro con corrección por humedad mediante estufa a 105 °C durante 48 horas (Klute, 1986). En segundo lugar, se tomaron monolitos superficiales sin disturbar (0-15 cm) que fueron luego desagregados a fin de obtener agregados de 3-5 mm por tamizado en seco (a temperatura ambiente) previa homogeneización de las muestras. A partir de estos agregados se estimó: (d) la estabilidad estructural mediante la metodología de Le Bissonnais (1996), con sus tres pretratamientos: humedecimiento rápido (EE<sub>HR</sub>), humedecimiento lento (EE<sub>HL</sub>), disgregación mecánica (EE<sub>DM</sub>) y el promedio de éstos (EE<sub>MEDIA</sub>), y (e) la hidrofobicidad del suelo mediante el método del tiempo de penetración de la gota de agua, más conocido por su nombre en inglés water drop penetration time (Letey, 1969). En cuanto a las propiedades químicas, se estimó: (a) materia orgánica total (Walkley *et al.*, 1934), (b) nitrógeno total por el método de Kjeldahl (Bremner *et al.*, 1982) y (c) fósforo disponible (Bray *et al.*, 1945). Finalmente, de los monolitos sin disturbar se tomó también una fracción de suelo con la que se midió la tasa diaria de respiración microbiana del suelo en condiciones de laboratorio, durante 30 días de

---

<sup>4</sup> Los datos de resistencia mecánica no pudieron ser corregidos por el contenido hídrico del suelo debido a que no se halló una correlación significativa entre ambas variables.

incubación bajo condiciones óptimas de humedad (capacidad de campo) y temperatura (25°C) (Isermeyer, 1952).

Las mediciones a campo y toma de muestras fueron realizadas por lo menos dos días posteriores a eventos de precipitación, de forma de evitar condiciones de extrema humedad.

### 3.2.2.3 *Análisis de los datos*

Mediante el uso de modelos lineales mixtos, para cada tipo de bosque se analizaron diferencias entre los dos tipos de manejo, como efecto principal (factor tipo de pastoreo) y como efectos simples a lo largo de las interacciones dobles (pastoreo x tipo de parche; pastoreo x estación) y triple (pastoreo x tipo de parche x estación). Para cada variable se ajustaron modelos factoriales con tres efectos fijos (2 tipos de pastoreo x 2 tipos de parche x 2 estaciones) y un efecto aleatorio de los sitios. A fin de cumplir el supuesto de homocedasticidad de los residuos, se modeló la heteroscedasticidad entre los distintos grupos (i.e. factores) según fuera necesario (test de Levene significativo). Los valores p de los test de comparaciones por pares fueron ajustados por Bonferroni. A fin de cumplir con el supuesto de normalidad, la hidrofobicidad (en todos los tipos de bosque) y la infiltración (en el arbustal), fueron transformadas por logaritmo 10 y luego restablecidas a sus escalas originales para la presentación de los resultados. Las variables fueron modeladas mediante la librería *nlme* (Pinheiro *et al.*, 2020) y analizadas mediante las librerías *car* (Fox *et al.*, 2019) y *emmeans* (Lenth, 2020) bajo el entorno Rstudio versión 1.2.5033.

## 3.3 RESULTADOS

### 3.3.1 Efectos a corto plazo de la clausura estival sobre las propiedades del suelo

En el corto plazo, la exclusión del pastoreo mostró efectos significativos sobre algunas de las propiedades del suelo analizadas, de forma diferenciada según el tipo de bosque. La Tabla 3.1 sintetiza los resultados hallados para cada tipo de bosque. En el bosque alto en particular, se hallaron efectos principales sobre la respiración microbiana y la tasa de infiltración, y efectos simples (i.e. en una fecha o tipo de parche particulares) sobre la resistencia mecánica y la estabilidad estructural ( $EE_{HR}$ ). Por su parte, en el bosque bajo, se hallaron efectos simples sobre la respiración microbiana, la tasa de infiltración, la densidad aparente y la estabilidad estructural ( $EE_{DM}$ ). Finalmente, en el arbustal, se hallaron efectos simples sobre la tasa de infiltración, la estabilidad estructural ( $EE_{HL}$ ) y un efecto marginalmente significativo sobre la densidad aparente ( $p=0.052$ ). A continuación, se detallan únicamente los resultados significativos hallados en los test de comparaciones por pares sobre cada propiedad del suelo analizada.

Tabla 3.1. Síntesis de los resultados de los test de Wald y post hoc por tipo de bosque, del efecto a corto plazo (meses) de la exclusión del pastoreo para la respiración microbiana del suelo y cada una de las variables físicas. Para facilitar la lectura, se omiten los resultados no significativos, y de efectos principales e interacciones dobles cuando es significativa alguna interacción de orden superior que incluya a los anteriores ( $\alpha=0.05$ ). **Test de Wald:** En negrita valores  $p<0.05$ ; en cursiva valores  $p<0.1$ ; se omiten valores  $p\geq 0.1$ . **Post hoc:** Comparaciones múltiples de la diferencia entre el efecto de la exclusión al pastoreo y el pastoreo continuo (excl-cont), como efecto principal, o como efecto simple a través de los distintos niveles de los demás factores en las interacciones que resultaron significativas ( $\alpha=0.05$ ). Los triángulos llenos indican efectos significativos positivos  $\blacktriangle$  o negativos  $\blacktriangledown$ ; triángulos vacíos indican tendencias ( $p<0.1$ ) positivas  $\triangle$  o negativas  $\nabla$ . Niveles de factores en interacciones: bajo copa (BC); entre copas (EC); febrero (feb); abril (abr); agosto (ago); presente en las tres fechas (todas). **Modelo heterocedástico:** factor entre cuyos niveles se modeló varianza heterogénea cuando resultó necesario (test de Levene significativo).

Variable	Tipo de bosque	Pastoreo excl-cont	Copas bc-ec	Fecha	Pastoreo x Copas (excl-cont)/copa	Pastoreo x Fecha (excl-cont)/fecha	Copas x Fecha	Pastoreo x Copas x Fecha (excl-cont)/copa*fecha	Modelo heterocedástico	
Respiración microbiana	Bosque alto	<b>0.001 <math>\blacktriangle</math></b>	<b>0.001 <math>\blacktriangle</math></b>	<b>&lt; 0.001</b>				<b>0.028 BC <math>\triangle</math> feb/ <math>\blacktriangle</math> abr &amp; ago</b>	Copas	
	Bosque bajo								Fechas	
	Arbustal		<b>&lt; 0.001 <math>\blacktriangle</math></b>	<b>0.010</b>					Pastoreo	
Infiltración	Bosque alto	<b>0.057 <math>\blacktriangledown</math></b>	<b>0.039 <math>\triangle</math></b>	<b>&lt; 0.001</b>				<b>0.017 <math>\blacktriangledown</math> todas</b>	Fechas	
	Bosque bajo						<b>0.021</b>		Fechas	
	Arbustal				<i>0.065 <math>\blacktriangledown</math> EC</i>		<b>0.012</b>		-	
Resistencia mecánica	Bosque alto			<b>&lt; 0.001</b>	<b>0.037 <math>\blacktriangle</math> EC</b>				Fechas	
	Bosque bajo								-	
	Arbustal			<b>&lt; 0.001</b>	<i>0.059</i>				Fechas	
Densidad aparente	Bosque alto		<b>&lt; 0.001 <math>\blacktriangledown</math></b>					<b>0.030 <math>\nabla</math> abr</b>	-	
	Bosque bajo		<b>0.005 <math>\blacktriangledown</math></b>			<i>0.068 <math>\blacktriangledown</math> ago</i>			-	
	Arbustal					<b>0.005</b>			-	
Hidrofobicidad	Bosque alto			<b>0.033</b>				<b>0.049</b>	-	
	Bosque bajo			<b>&lt; 0.001</b>					-	
	Arbustal			<b>0.011</b>					-	
Estabilidad estructural	EE <sub>MEDIA</sub>	Bosque alto		<b>&lt; 0.001 <math>\blacktriangle</math></b>	<b>0.043</b>			<i>0.077</i>	<b>0.022</b>	-
		Bosque bajo	<i>0.078</i>							Pastoreo
		Arbustal		<b>&lt; 0.001 <math>\blacktriangle</math></b>	<b>&lt; 0.001</b>					Fechas
	EE <sub>HR</sub>	Bosque alto		<b>&lt; 0.001 <math>\blacktriangle</math></b>				<b>0.016 <math>\blacktriangledown</math> ago</b>		-
		Bosque bajo		<i>0.058</i>	<b>0.002</b>					-
		Arbustal		<b>0.047</b>	<b>&lt; 0.001</b>					Pastoreo
	EE <sub>HL</sub>	Bosque alto		<b>&lt; 0.001 <math>\blacktriangle</math></b>	<b>0.001</b>					Copas
		Bosque bajo	<b>0.010</b>							Fechas
		Arbustal		<b>&lt; 0.001 <math>\blacktriangle</math></b>	<b>&lt; 0.001</b>	<i>0.098 <math>\blacktriangle</math> BC</i>				<i>0.051</i>
	EE <sub>DM</sub>	Bosque alto		<b>0.025 <math>\blacktriangle</math></b>				<b>0.045 <math>\blacktriangle</math> ago</b>	<b>&lt; 0.001</b>	-
		Bosque bajo				<b>&lt; 0.001 <math>\blacktriangle</math> EC</b>				Fechas
		Arbustal		<b>0.040 <math>\blacktriangle</math></b>						Fechas



### 3.3.1.1 Respiración microbiana

En el bosque alto, se halló una respiración microbiana del suelo significativamente mayor en la clausura respecto al pastoreo continuo (33% mayor), con una diferencia entre ambos de  $3 \mu\text{g CO}_2/\text{g}\cdot\text{día}$  (Figura 3.3a). Asimismo, en el bosque bajo se halló una respiración microbiana del suelo significativamente mayor en la clausura respecto al pastoreo continuo, únicamente en parches bajo las copas del dosel, durante los meses de abril y agosto (170% y 42% mayores, respectivamente), con una diferencia entre tipos de pastoreo de 11 y  $3 \mu\text{g CO}_2/\text{g}\cdot\text{día}$ , respectivamente (Figura 3.3b). Asimismo, se observó una tendencia en el mismo sentido bajo las copas del dosel durante el mes de febrero. Finalmente, en el arbustal no fueron hallados efectos significativos del tipo de pastoreo sobre la respiración microbiana del suelo.

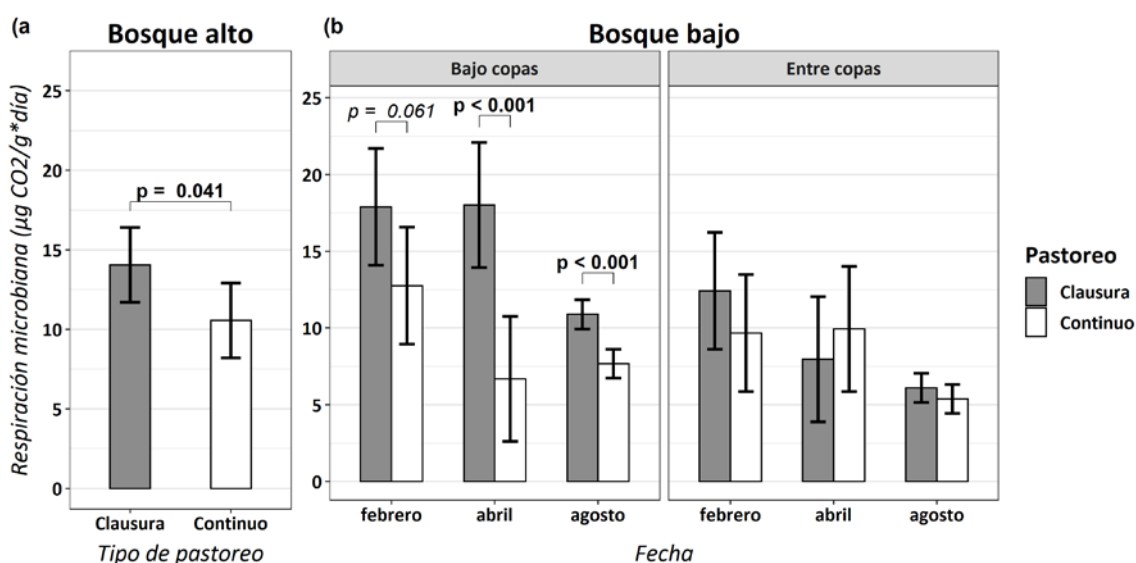


Figura 3.3. Efectos significativos a corto plazo del tipo de pastoreo sobre la respiración microbiana del suelo. a) Efecto principal en el bosque alto. b) Efectos simples en el bosque bajo para cada fecha y tipo de parche. Valores p correspondientes a los test de comparaciones por pares.

### 3.3.1.2 Infiltración

En el bosque alto, se halló una tasa de infiltración del suelo significativamente menor en la clausura respecto al pastoreo continuo (20% menor), con una diferencia entre ambos de  $8 \text{ mm/h}$  (Figura 3.4a). Asimismo, en el bosque bajo se halló una tasa de infiltración del suelo significativamente menor en la clausura respecto al pastoreo continuo en todas las fechas analizadas (febrero, abril y agosto; 17%, 41% y 29% menores, respectivamente) con diferencias de distinta magnitud en cada una de estas: 6, 22 y  $7 \text{ mm/h}$ , respectivamente (Figura 3.4b). Finalmente, en el arbustal se halló una tasa de infiltración del suelo significativamente menor en la clausura respecto al pastoreo continuo (36% menor), únicamente en parches entre las copas del dosel, con una diferencia de  $12 \text{ mm/h}$  (Figura 3.4c). Cabe destacar, que todas las situaciones analizadas, la humedad gravimétrica a 0-5 cm no mostró diferencias entre tipos de pastoreo.

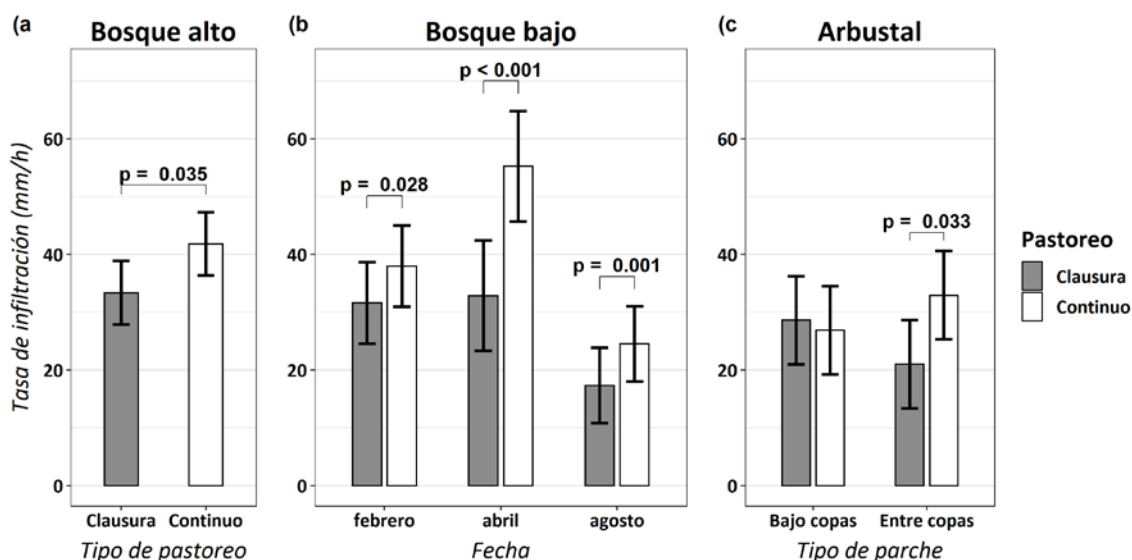


Figura 3.4. Efectos significativos a corto plazo del tipo de pastoreo sobre la tasa de infiltración del suelo. a) Efecto principal en el bosque alto. b) Efectos simples en el bosque bajo para cada fecha. c) Efectos simples en el arbustal por tipo de parche. Valores  $p$  correspondientes a los test de comparaciones por pares.

### 3.3.1.3 Resistencia mecánica

En el bosque alto se halló una resistencia mecánica del suelo significativamente mayor en la clausura respecto al pastoreo continuo (28% mayor), en parches entre las copas del dosel, con una diferencia de 0.6 MPa (Figura 3.5). Cabe destacar que, tanto en verano como invierno, la humedad gravimétrica a 0-5 cm no se diferenció estadísticamente entre ambas situaciones de pastoreo (clausura y continuo), pero si entre tipos de parche (mayor humedad bajo las copas que entre ellas).

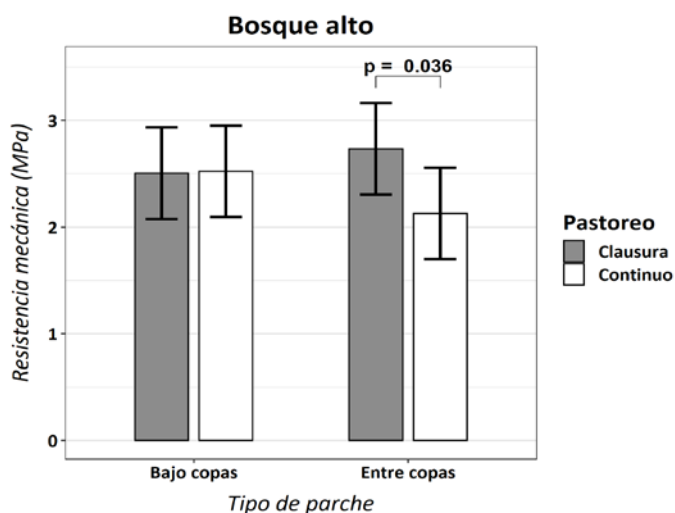


Figura 3.5. Efectos significativos a corto plazo en el bosque alto, del tipo de pastoreo en cada tipo de parche, sobre la resistencia mecánica del suelo. Valores  $p$  correspondientes a los test de comparaciones por pares.

Tanto el bosque bajo como en el arbustal, no fueron hallados efectos significativos del tipo de pastoreo sobre la resistencia mecánica del suelo.

### 3.3.1.4 Densidad aparente

En el bosque bajo, se halló una densidad aparente del suelo significativamente menor en la clausura respecto al pastoreo continuo (8% menor), únicamente en el mes de agosto, con una diferencia entre ambos de  $0.09 \text{ g/cm}^3$  (Figura 3.6a).

Tanto en el bosque alto como en el arbustal, no fueron hallados efectos significativos del tipo de pastoreo sobre la densidad aparente del suelo. Aun así, en el arbustal se observó

una tendencia de menor densidad en la clausura respecto al pastoreo continuo, durante el mes de abril (Figura 3.6b).

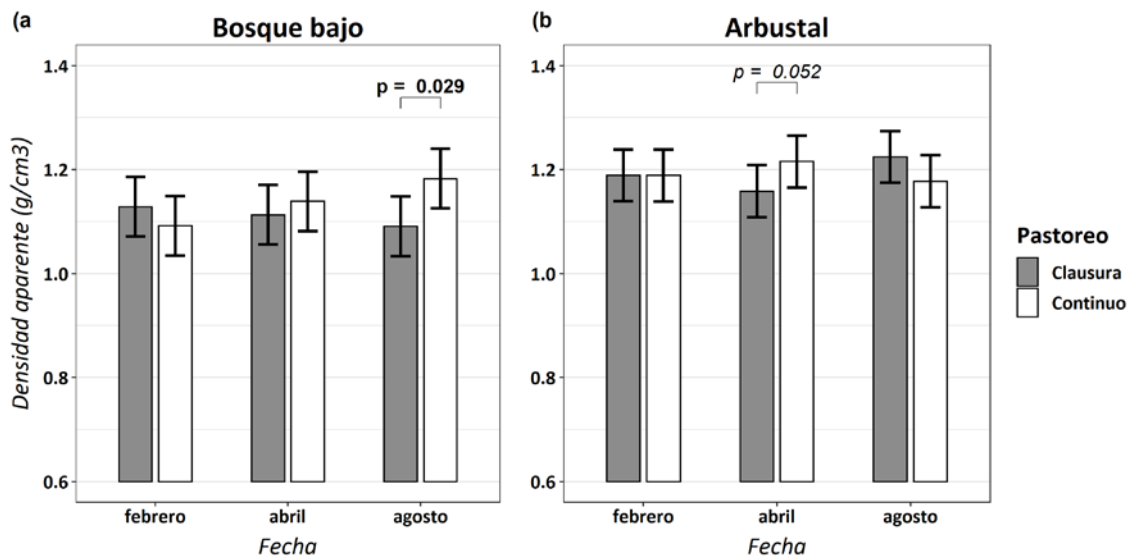


Figura 3.6. Efectos significativos a corto plazo del tipo de pastoreo sobre la densidad aparente del suelo. a) Efectos simples en el bosque bajo para cada fecha. b) Efectos simples en el arbustal para cada fecha. Valores  $p$  correspondientes a los test de comparaciones por pares.

### 3.3.1.5 Hidrofobicidad

No se hallaron efectos significativos de corto plazo, de la exclusión del pastoreo sobre la hidrofobicidad del suelo, en ninguno de los tipos de bosque estudiados. En el bosque alto, pese a haberse hallado una interacción triple significativa, el test de comparaciones por pares no arrojó efectos significativos (Tabla 3.1).

### 3.3.1.6 Estabilidad estructural

#### 3.3.1.6.1 Promedio de los pretratamientos ( $EE_{MEDIA}$ )

No se hallaron efectos significativos de corto plazo, del tipo de pastoreo sobre el promedio de los tres pretratamientos, en ninguno de los tipos de bosque estudiados.

#### 3.3.1.6.2 Pretratamiento de humedecimiento rápido ( $EE_{HR}$ )

En el bosque alto, se halló una estabilidad estructural del suelo significativamente menor en la clausura respecto al pastoreo continuo (29% menor), durante el mes de agosto, con una diferencia de 0.51 mm (Figura 3.7).

Tanto en el bosque bajo como en el arbustal, no se hallaron efectos significativos del tipo de pastoreo sobre la estabilidad estructural.

#### 3.3.1.6.3 Pretratamiento de humedecimiento lento ( $EE_{HL}$ )

En el arbustal, se halló una estabilidad estructural del suelo significativamente mayor en la clausura respecto al pastoreo continuo (13% mayor), en parches bajo las copas del dosel, con una diferencia de 0.3 mm (Figura 3.8a).

En el bosque bajo por su parte, pese a haber resultado significativo el efecto del factor tipo de pastoreo (Tabla 3.1), la comparación a posteriori de ambos tipos de pastoreo resultó no significativa (Figura 3.8b). Finalmente, en el bosque alto no se hallaron efectos significativos.

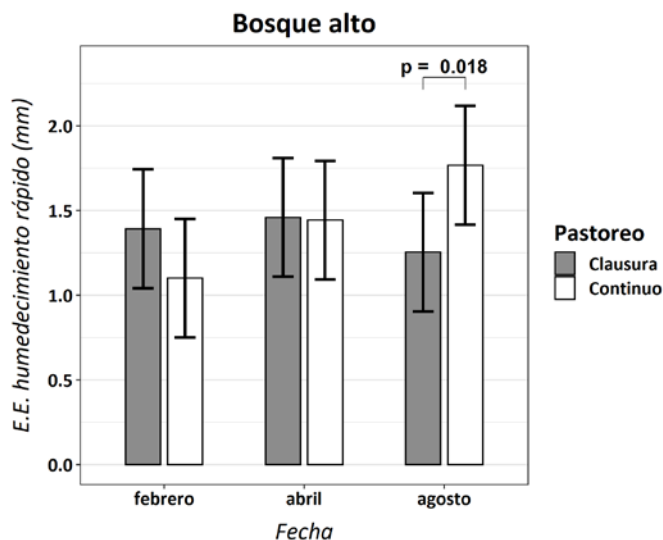


Figura 3.7. Efectos significativos a corto plazo en el bosque alto, del tipo de pastoreo por cada fecha, sobre el pretratamiento de humedecimiento rápido de la estabilidad estructural del suelo  $EE_{HR}$ . Valores  $p$  correspondientes a los test de comparaciones por pares.

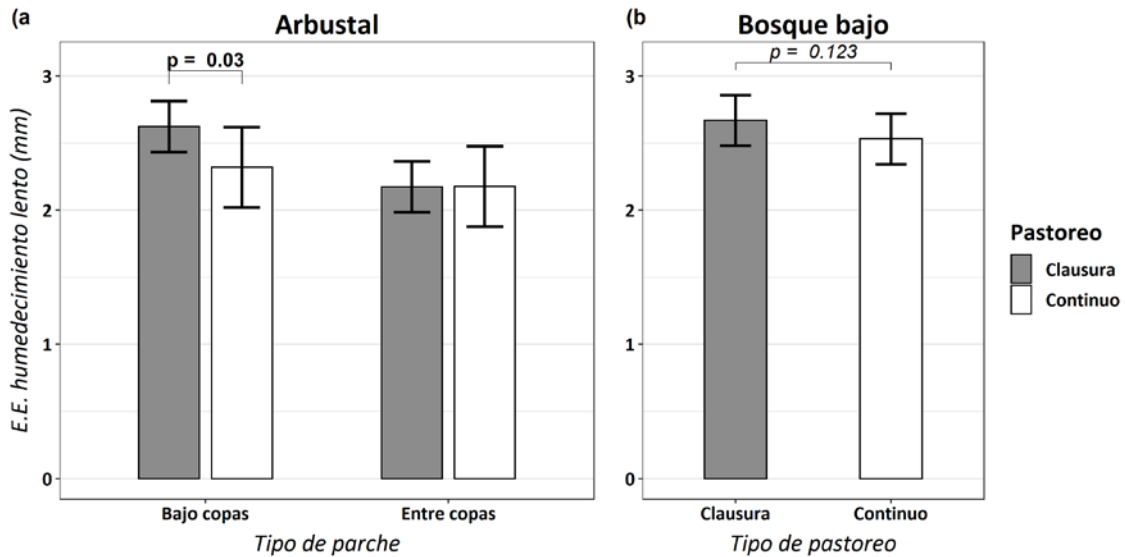
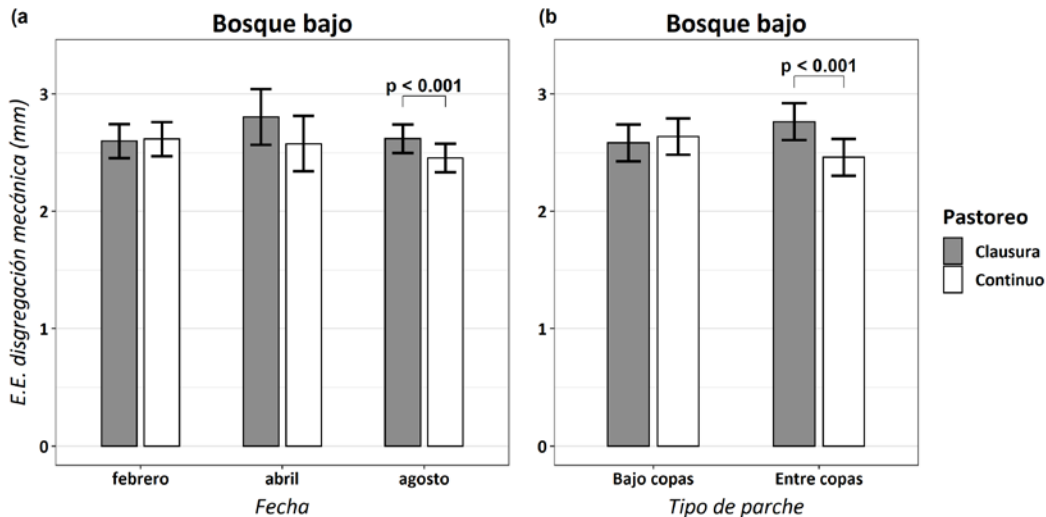


Figura 3.8. Efectos significativos a corto plazo del tipo de pastoreo sobre el pretratamiento de humedecimiento lento de la estabilidad estructural del suelo  $EE_{HL}$ . a) Efectos simples en el arbustal por tipo de parche. b) Efecto principal en el bosque bajo. Valores  $p$  correspondientes a los test de comparaciones por pares.

#### 3.3.1.6.4 Pretratamiento de disgregación mecánica ( $EE_{DM}$ )

En el bosque bajo, se halló una estabilidad estructural del suelo significativamente mayor en la clausura respecto al pastoreo continuo, por un lado en el mes de agosto (7% mayor), con una diferencia de 0.16 mm (Figura 3.9a), y por otro lado en los parches entre las copas del dosel (12% mayor), con una diferencia de 0.3 mm (Figura 3.9b).

Tanto en el bosque alto como en el arbustal, no se hallaron efectos significativos del tipo de pastoreo sobre la estabilidad estructural.



*Figura 3.9. Efectos significativos a corto plazo del tipo de pastoreo sobre el pretratamiento de disgregación mecánica de la estabilidad estructural del suelo  $EE_{DM}$ . a) Efectos simples en el bosque bajo para cada fecha. b) Efectos simples en el bosque bajo por tipo de parche. Valores p correspondientes a los test de comparaciones por pares.*

### **3.3.2 Efectos a mediano plazo de la clausura estival sobre las propiedades del suelo**

En el mediano plazo, la exclusión del pastoreo mostró efectos significativos sobre algunas de las propiedades del suelo analizadas, de forma diferenciada según el tipo de bosque. La Tabla 3.2 sintetiza los resultados hallados sobre las propiedades físicas y la respiración microbiana del suelo, para cada uno de los mismos. En el bosque alto en particular, se hallaron efectos principales sobre la respiración microbiana, la resistencia mecánica y la estabilidad estructural ( $EE_{HL}$ ), y efectos simples sobre la tasa de infiltración, la densidad aparente y la estabilidad estructural ( $EE_{MEDI}$  y  $EE_{DM}$ ). Por su parte en el bosque bajo, se hallaron efectos simples sobre la respiración microbiana y la hidrofobicidad. Finalmente, en el arbustal, se hallaron efectos principales sobre la hidrofobicidad y en la estabilidad estructural ( $EE_{HR}$  y  $EE_{HL}$ ), y efectos simples sobre la respiración microbiana, la tasa de infiltración y la densidad aparente. A continuación, se detallan únicamente los resultados significativos hallados en los test de comparaciones por pares sobre cada propiedad del suelo analizada.

Tabla 3.2. Síntesis de los resultados de los test de Wald y post hoc por tipo de bosque, del efecto a mediano plazo (6-7 años) de la exclusión del pastoreo para la respiración microbiana del suelo y cada una de las variables físicas. Para facilitar la lectura, se omiten resultados no significativos, y de efectos principales e interacciones dobles cuando es significativa alguna interacción de orden superior que incluya a los anteriores ( $\alpha=0.05$ ). **Test de Wald:** En negrita valores  $p<0.05$ ; en cursiva valores  $p<0.1$ ; se omiten valores  $p\geq 0.1$ . **Post hoc:** Comparaciones múltiples de la diferencia entre el efecto de la exclusión al pastoreo y el pastoreo continuo (excl-cont), como efecto principal, o como efecto simple a través de los distintos niveles de los demás factores en las interacciones que resultaron significativas ( $\alpha=0.05$ ). Los triángulos llenos indican efectos significativos positivos ▲ o negativos ▼; triángulos vacíos indican tendencias ( $p<0.1$ ) positivas Δ o negativas ∇. Niveles de factores en interacciones: bajo copa (BC); entre copas (EC); verano (ver); invierno (inv). **Modelo heterocedástico:** factor entre cuyos niveles se modeló varianza heterogénea cuando resultó necesario (test de Levene significativo).

Variable	Tipo de bosque	Pastoreo excl-cont	Copas bc-ec	Estación ver-inv	Pastoreo x Copas (excl-cont)/copa	Pastoreo x Estación (excl-cont)/estación	Copas x Estación	Pastoreo x Copas x Est. (excl-cont)/copa*est.	Modelo heterocedástico	
Respiración microbiana	Bosque alto	< 0.001 ▲	0.018 ▲						Copas	
	Bosque bajo				0.052 ▲EC		0.005		Copas	
	Arbustal							0.020 EC ▲ver	Copas	
Infiltración	Bosque alto			< 0.001 ▲	0.002 ▼BC				Estación	
	Bosque bajo	0.048		< 0.001 ▲				0.093	Estación	
	Arbustal				0.008 ▼EC	< 0.001 ▲ver/▼inv			-	
Resistencia mecánica	Bosque alto	< 0.001 ▼							-	
	Bosque bajo			0.035∇					-	
	Arbustal	0.019		0.005 ▼					Estación	
Densidad aparente	Bosque alto			0.068	0.043 ▼BC & EC	0.081 ▼ver & inv			-	
	Bosque bajo								Pastoreo	
	Arbustal	0.033 ∇			0.084 ▼EC				-	
Hidrofobicidad	Bosque alto			0.080		0.059			-	
	Bosque bajo				0.006 ▲EC		0.032		-	
	Arbustal	< 0.001 ▼		< 0.001 ▲					Copas	
Estabilidad estructural	EEMEDIA	Bosque alto		0.001 ▲			0.018 ▲ver		-	
		Bosque bajo							-	
		Arbustal	0.034 ∇	0.003Δ					Estación	
	EEHR	Bosque alto		0.013 ▲				0.028 ▲ver		-
		Bosque bajo				0.067 Δ EC				-
		Arbustal	0.004 ▼							-
	EEHL	Bosque alto	0.011 ▲	< 0.001 ▲						Copas
		Bosque bajo								-
		Arbustal	0.004 ▼	0.005						Estación
	EEDM	Bosque alto		0.004 ▲				0.018 ▲ver		-
		Bosque bajo								-
		Arbustal		< 0.001Δ						Estación

### 3.3.2.1 Respiración microbiana

En el bosque alto, se halló una respiración microbiana del suelo significativamente mayor en la clausura respecto al pastoreo continuo (95% mayor), con una diferencia entre ambos de  $8 \mu\text{g CO}_2/\text{g}\cdot\text{día}$  (Figura 3.10a). Por su parte, en el bosque bajo se halló una respiración microbiana del suelo significativamente mayor en la clausura respecto al pastoreo continuo, únicamente en parches entre las copas del dosel (60% mayor), con una diferencia entre ambos de  $5 \mu\text{g CO}_2/\text{g}\cdot\text{día}$  (Figura 3.10b). Finalmente, en el arbustal se halló una respiración microbiana del suelo significativamente mayor en la clausura respecto al pastoreo continuo, únicamente en parches entre las copas del dosel, durante el verano (87% mayor), con una diferencia de  $3 \mu\text{g CO}_2/\text{g}\cdot\text{día}$  (Figura 3.10c).

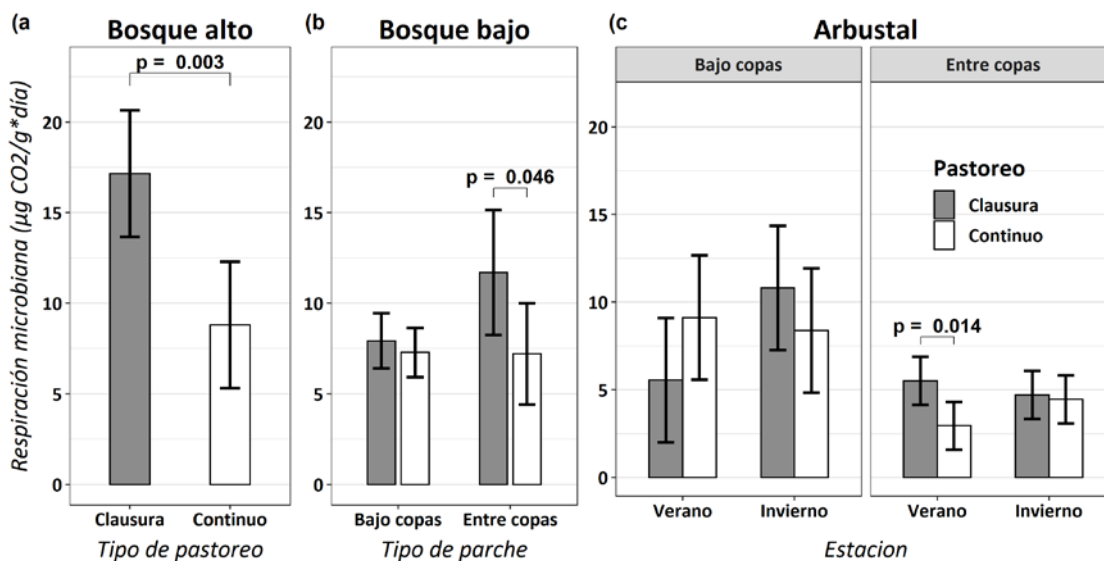


Figura 3.10. Efectos significativos a mediano plazo del tipo de pastoreo sobre la respiración microbiana del suelo. a) Efecto principal en el bosque alto. b) Efectos simples en el bosque bajo para cada tipo de parche. c) Efectos simples en el arbustal, para cada fecha y tipo de parche. Valores p correspondientes a los test de comparaciones por pares.

### 3.3.2.2 Infiltración

En el bosque alto, se halló una tasa de infiltración del suelo significativamente menor en la clausura respecto al pastoreo continuo, únicamente en parches bajo las copas del dosel (56% menor), con una diferencia entre ambos de  $30 \text{ mm/h}$  (Figura 3.11a). Por su parte, en el arbustal se halló una tasa de infiltración del suelo significativamente menor en la clausura respecto al pastoreo continuo, únicamente en parches entre las copas de los árboles (21% menor), con una diferencia entre ambos de  $8 \text{ mm/h}$  (Figura 3.11b). Asimismo, en este tipo de bosque se hallaron efectos opuestos entre el verano y el invierno (Figura 3.11c). No se hallaron efectos de tipo de pastoreo sobre la tasa de infiltración del suelo en el bosque bajo. Cabe destacar que, en todas las situaciones analizadas, la humedad gravimétrica a 0-5 cm no mostró diferencias entre tipos de pastoreo.



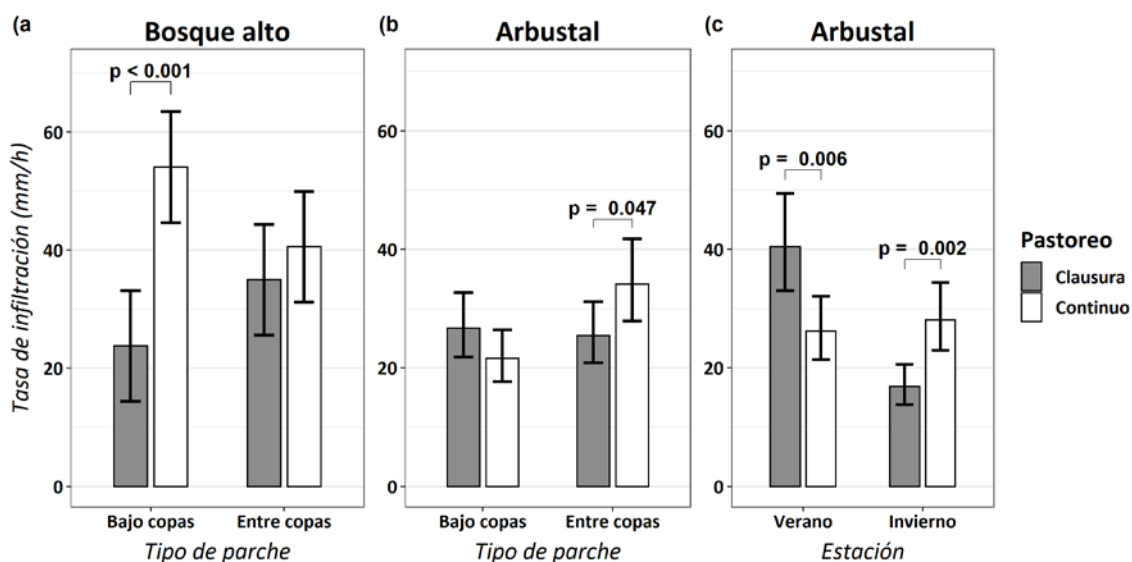


Figura 3.11. Efectos significativos a mediano plazo del tipo de pastoreo sobre la tasa de infiltración del suelo. a) Efectos simples en el bosque alto para cada tipo de parche. b) Efectos simples en el arbustal para cada tipo de parche. c) Efectos simples en el arbustal para cada estación. Valores  $p$  correspondientes a los test de comparaciones por pares.

### 3.3.2.3 Resistencia mecánica

En el bosque alto, se halló una resistencia mecánica del suelo significativamente menor en la clausura respecto al pastoreo continuo (51% menor), con una diferencia entre ambos de 1.3 MPa (Figura 3.12). Cabe destacar, que la humedad gravimétrica a 0-5 cm en ambas situaciones resultó de un 5%.

No se hallaron efectos del tipo de pastoreo sobre la resistencia mecánica del suelo en el bosque bajo y en el arbustal (pese a haber hallado un efecto significativo en este último).

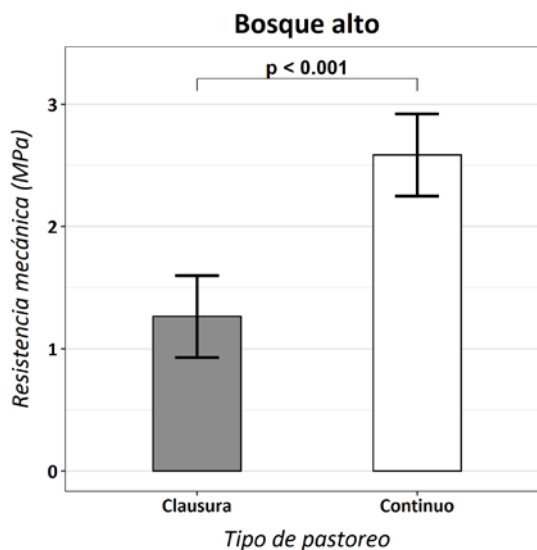


Figura 3.12. Efectos significativos a mediano plazo en el bosque alto, del tipo de pastoreo sobre la resistencia mecánica del suelo. Valor  $p$  correspondiente al test de comparaciones por pares.

### 3.3.2.4 Densidad aparente

En el bosque alto, se halló una densidad aparente del suelo significativamente menor en la clausura respecto al pastoreo continuo, tanto en parches bajo las copas como entre las mismas pero de distinta magnitud (9% y 3% menores, respectivamente), con diferencias entre tipos de pastoreo de 0.11 y 0.21 g/cm<sup>3</sup>, respectivamente (Figura 3.13a). Asimismo, en este tipo de bosque, en ambas estaciones (verano e invierno) también se halló una menor densidad aparente en sitios bajo clausura respecto al pastoreo continuo, pero con diferencias de distinta magnitud en cada estación (18% y 10% menores

respectivamente), con diferencias entre tipos de pastoreo de 0.20 y 0.11 g/cm<sup>3</sup>, respectivamente (Figura 3.13b).

Por otra parte, en el arbustal se halló una menor densidad aparente en sitios bajo clausura respecto al pastoreo continuo, únicamente en parches entre las copas del dosel (12% menor), con una diferencia entre ambos de 0.15 g/cm<sup>3</sup> (Figura 3.13d). Asimismo, pese a haber resultado significativo el efecto del factor tipo de pastoreo (Tabla 3.1), se observó una tendencia marginalmente significativa ( $p=0.051$ ) de menor densidad aparente con la clausura respecto al pastoreo continuo (Figura 3.13c).

No se hallaron efectos del tipo de pastoreo sobre la densidad aparente del suelo en el bosque bajo.

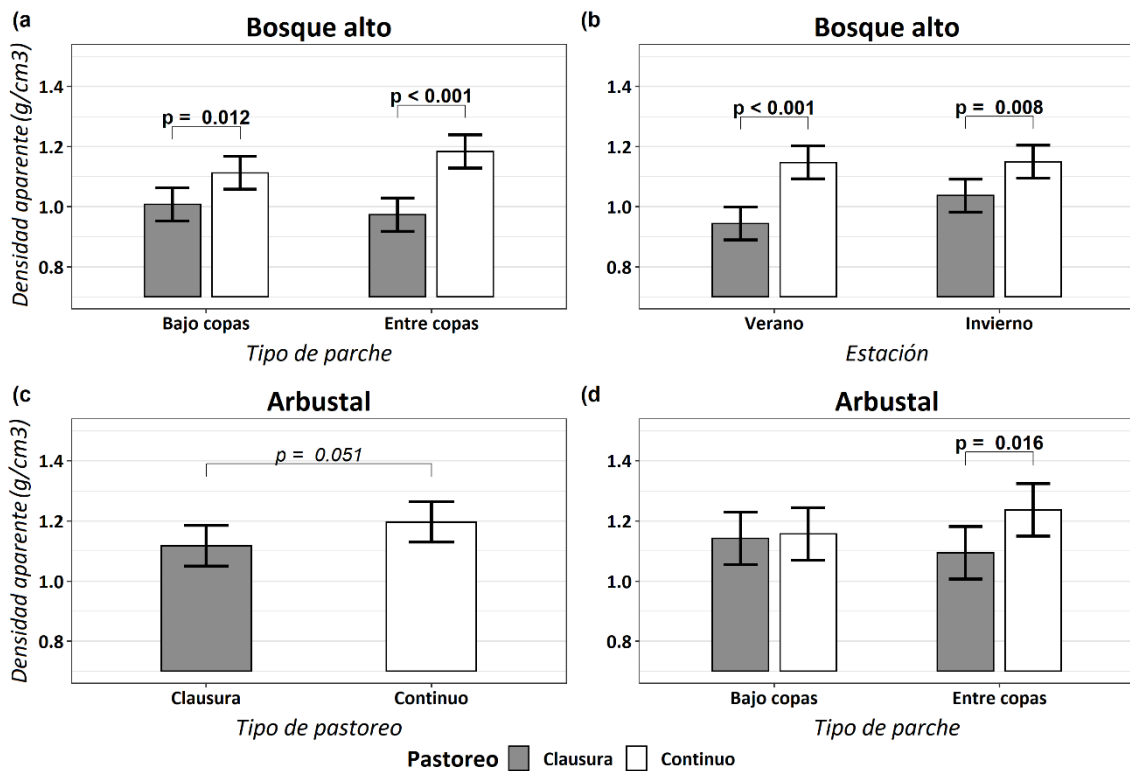


Figura 3.13. Efectos significativos a mediano plazo del tipo de pastoreo sobre la densidad aparente del suelo. a) Efectos simples en el bosque alto por tipo de parche. b) Efectos simples en el bosque alto para cada estación. c) Efecto principal en el arbustal (tendencia casi significativa). d) Efectos simples en el arbustal por tipo de parche. Valores  $p$  correspondientes a los test de comparaciones por pares.

### 3.3.2.5 Hidrofobicidad

En el bosque bajo, se halló una hidrofobicidad del suelo significativamente mayor en sitios bajo clausura respecto al pastoreo continuo, únicamente en parches entre las copas del dosel (176% mayor), con una diferencia entre ambos de 4.62 segundos (Figura 3.14a).

Por su parte en el arbustal, se halló una hidrofobicidad del suelo significativamente menor en sitios bajo clausura respecto al pastoreo continuo (17% menor), con una diferencia entre ambos de 2.62 segundos (Figura 3.14b).

No se hallaron efectos del tipo de pastoreo sobre la hidrofobicidad del suelo en el bosque alto.

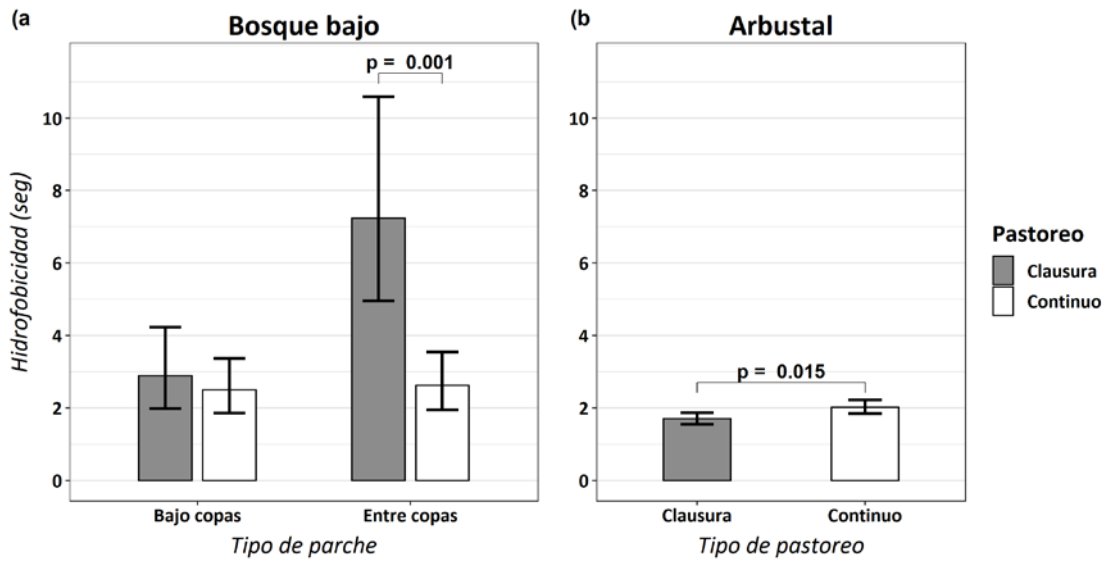


Figura 3.14. Efectos significativos a mediano plazo del tipo de pastoreo sobre la hidrofobicidad del suelo. a) Efectos simples en el bosque bajo por tipo de parche. b) Efectos principales en el arbustal. Valores  $p$  correspondientes a los test de comparaciones por pares.

### 3.3.2.6 Estabilidad estructural

#### 3.3.2.6.1 Promedio de los pretratamientos ( $EE_{MEDIA}$ )

En el bosque alto, se halló una estabilidad estructural significativamente mayor durante la época de verano en sitios bajo clausura respecto al pastoreo continuo (26% mayor), con una diferencia de 0.53 mm (Figura 3.15a). Por otra parte, en el arbustal se halló una tendencia marginalmente significativa de menor estabilidad estructural en sitios bajo clausura respecto al pastoreo continuo (Figura 3.15b). No se hallaron efectos significativos del tipo de pastoreo en el bosque bajo.

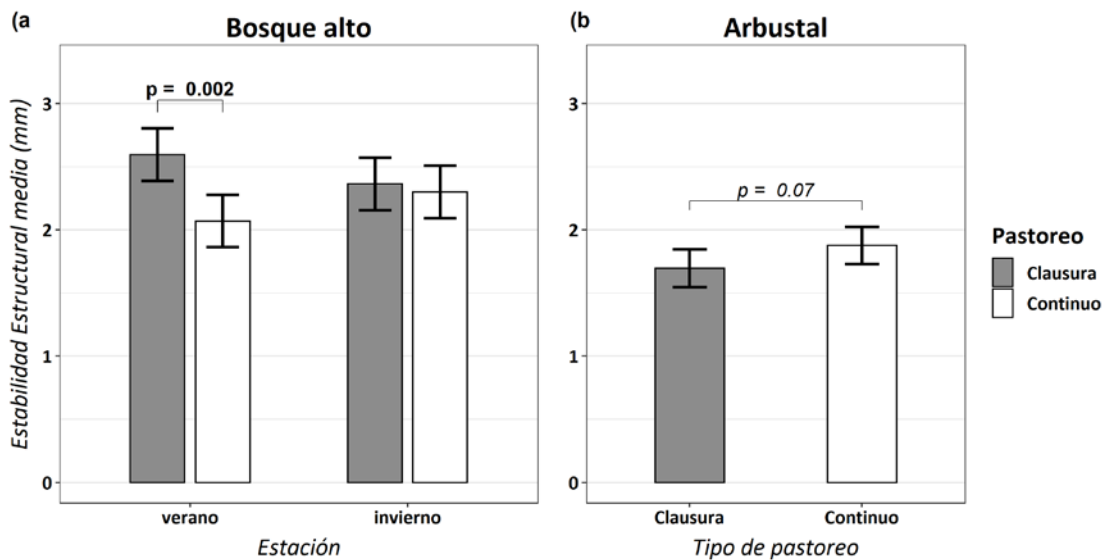


Figura 3.15. Efectos significativos a mediano plazo del tipo de pastoreo sobre la media de los pretratamientos de la estabilidad estructural del suelo  $EE_{MEDI}$ . a) Efectos simples en el bosque bajo para cada estación. b) Efectos principales en el arbustal. Valores  $p$  correspondientes a los test de comparaciones por pares.

### 3.3.2.6.2 Pretratamiento de humedecimiento rápido ( $EE_{HR}$ )

En el bosque alto, se halló una estabilidad estructural significativamente mayor durante la época de verano en sitios bajo clausura respecto al pastoreo continuo (42% mayor), con una diferencia de 0.61 mm (Figura 3.16a).

Por su parte, en el arbustal se halló una estabilidad estructural significativamente menor en sitios clausurados respecto al pastoreo continuo (25% menor), con una diferencia de 0.25 mm (Figura 3.16b).

No se hallaron efectos del tipo de pastoreo en el bosque bajo.

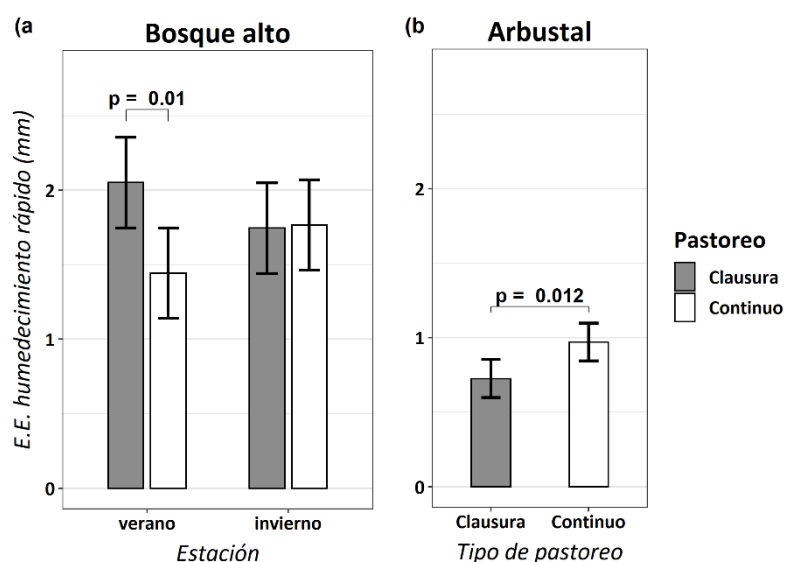


Figura 3.16. Efectos significativos a mediano plazo del tipo de pastoreo sobre el pretratamiento de humedecimiento rápido de la estabilidad estructural del suelo  $EE_{HR}$ . a) Efectos simples en el bosque alto para cada estación (tendencia no significativa). b) Efectos simples en el bosque bajo para cada tipo de parche. c) Efectos principales en el arbustal. Valores  $p$  correspondientes a los test de comparaciones por pares.

### 3.3.2.6.3 Pretratamiento de humedecimiento lento ( $EE_{HL}$ )

En el bosque alto, se halló una estabilidad estructural significativamente mayor en sitios bajo clausura respecto al pastoreo continuo (12% mayor), con una diferencia de 0.31 mm (Figura 3.17a).

Por otro lado, en el arbustal se halló una estabilidad estructural significativamente menor en sitios clausurados respecto al pastoreo continuo (14% menor), con una diferencia de 0.34 mm (Figura 3.17b).

No se hallaron efectos del tipo de pastoreo en el bosque bajo.

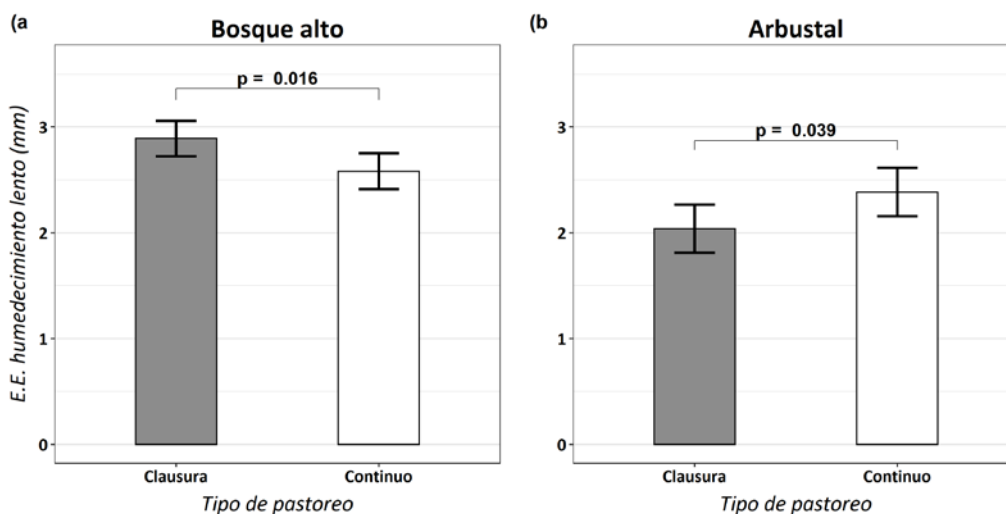


Figura 3.17. Efectos significativos a mediano plazo del tipo de pastoreo sobre el pretratamiento de humedecimiento lento de la estabilidad estructural del suelo  $EE_{HL}$ . a) Efecto principal en el bosque alto. b) Efecto principal en el arbustal. Valores  $p$  correspondientes a los test de comparaciones por pares.

#### 3.3.2.6.4 Pretratamiento de disgregación mecánica ( $EE_{DM}$ )

En el bosque alto, se halló una estabilidad estructural significativamente mayor durante el verano en sitios bajo clausura respecto al pastoreo continuo (20% mayor), con una diferencia de 0.47 mm (Figura 3.18).

No se hallaron efectos significativos del tipo de pastoreo en el bosque bajo ni en el arbustal.

#### 3.3.2.7 Propiedades químicas

Respecto a las propiedades químicas (Tabla 3.3), únicamente en el bosque alto, se halló un mayor porcentaje de materia orgánica total (0.83% mayor; Figura 3.19a) y nitrógeno total (0.04% mayor; Figura 3.19b), en sitios bajo clausura respecto al pastoreo continuo. No se hallaron efectos del tipo de pastoreo ni del tipo de parche sobre el contenido de fósforo del suelo en ninguno de los sitios estudiados.

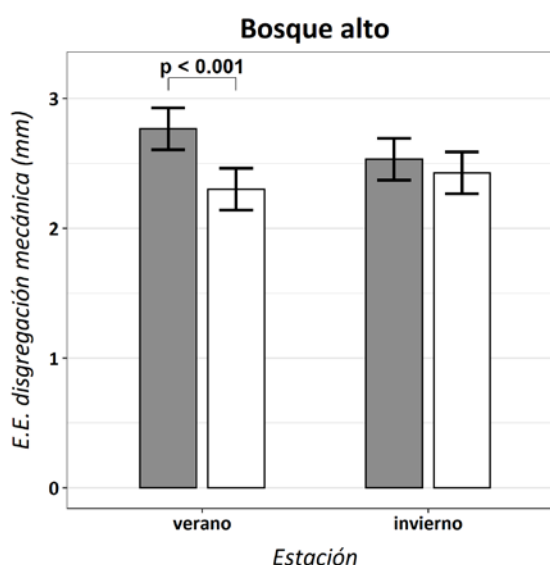


Figura 3.18. Efectos significativos a mediano plazo en el bosque alto, del tipo de pastoreo sobre el pretratamiento de disgregación mecánica de la estabilidad estructural  $EE_{DM}$  para cada estación. Valor  $p$  correspondiente al test de comparaciones por pares.

Tabla 3.3. Resultados del test de Wald del efecto de mediano plazo del tipo de pastoreo (continuo/clausura) y el tipo de parche (bajo copas/entre copas) sobre la materia orgánica total, el nitrógeno total y el fósforo disponible del suelo en los distintos tipos de bosque.

Variable	Tipo de bosque	Pastoreo		Copas		Pastoreo x Copas	
		Chi <sup>2</sup>	P	Chi <sup>2</sup>	P	Chi <sup>2</sup>	P
Materia orgánica	Bosque alto	11.72	<0.001	0.17	0.68	1.52	0.22
	Bosque bajo	0.72	0.40	1.45	0.23	0.97	0.32
	Arbustal	0.65	0.42	0.10	0.75	0.10	0.75
Nitrógeno total	Bosque alto	11.32	<0.001	1.05	0.31	2.14	0.14
	Bosque bajo	1.33	0.25	2.45	0.12	0.59	0.44
	Arbustal	<0.01	0.96	1.93	0.16	0.74	0.39
Fósforo disponible	Bosque alto	0.34	0.56	0.72	0.39	2.46	0.12
	Bosque bajo	<0.01	0.97	0.16	0.69	0.03	0.86
	Arbustal	0.08	0.78	0.30	0.58	1.07	0.30

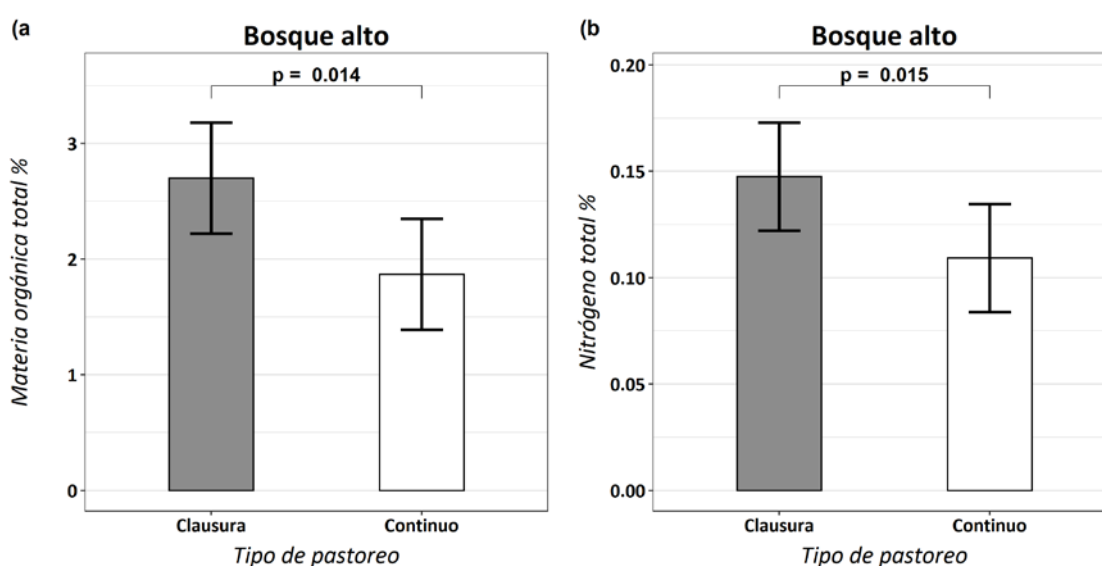


Figura 3.19. Efectos significativos a mediano plazo en el bosque alto, del tipo de pastoreo sobre: a) Materia orgánica total; b) Nitrógeno total. Valores p correspondientes a los test de comparaciones por pares.

### 3.4 DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

#### 3.4.1 Efectos a corto plazo de la clausura sobre las propiedades del suelo

Respecto a la actividad biológica del suelo, se observó una mayor capacidad de recuperación de la respiración microbiana con la clausura a mayor estado de conservación del dosel del bosque. En el bosque alto, la respiración microbiana aumentó con la clausura ya desde el cuarto mes de inicio del ensayo (febrero), mientras que en el bosque bajo el efecto se observó desde el sexto mes (abril) y en el bosque más degradado (arbustal) no se observaron diferencias (Figura 3.3). La mayor presencia de broza (presente en el bosque alto y bajo; ver sección 2.3.3), como fuente para la mineralización del carbono en el suelo (Primavesi, 1984; Gallardo, 2003) y con su efecto barrera contra la evaporación (Magliano *et al.*, 2017), explicarían la mayor recuperación de la actividad biológica del

suelo (mineralización) con la clausura cuanto mayor sea el estado de conservación del dosel de bosque (bosque alto > bosque bajo > arbustal).

Respecto a la infiltración del suelo, pocos autores han estudiado el efecto a corto plazo de la exclusión al pastoreo sobre la misma, con resultados en sentidos opuestos, reportado tanto un incremento luego de 5-6 meses (Warren y Blackburn *et al.*, 1986; Fernández *et al.*, 2015) o una disminución de la misma a los 7 meses de exclusión (Warren y Thurow *et al.*, 1986; Greenwood *et al.*, 1998). En particular, se observó una disminución de la infiltración con la clausura desde el cuarto mes (febrero) tanto en el bosque alto como en el bosque bajo, y en los claros del arbustal (Figura 3.4). A su vez, particularmente en el bosque bajo, se observó una fluctuación en el efecto de la clausura sobre la infiltración a lo largo del año, con un máximo efecto al sexto mes (abril) que luego disminuyó en el invierno (agosto). Algunos autores hallaron, que en el corto plazo, la exclusión al pastoreo propició el desarrollo de nuevas raicillas (García-Pausas *et al.*, 2011; Li *et al.*, 2013) las cuales pueden modificar la geometría de los poros obstruyendo a los mismos, con la consecuente disminución del movimiento del agua en el suelo (Lu *et al.*, 2020). Asimismo en el caso del arbustal, la ausencia de disturbios (pisoteo) por parte del ganado dentro de las jaulas, pudo haber propiciado el desarrollo de biocostras (muy comunes en ecosistemas de clima semiárido) en los claros donde hay menor acumulación de broza, las cuales pueden disminuir la capacidad de infiltración del suelo (Eldridge *et al.*, 2020). Asimismo, en un experimento reciente se ha reportado que la rotura de las biocostras generada por el pisoteo aumenta la capacidad de infiltración del suelo (Guan y Cao, 2021), por lo que con la exclusión del pastoreo este proceso se vería limitado.

Por su parte, la diferencia hallada en la resistencia a la penetración del suelo en los claros del bosque alto, resulta particularmente difícil de explicar, por lo que sería interesante profundizar en este aspecto en futuros trabajos.

La densidad aparente respondió de forma significativa a la clausura, únicamente en el bosque bajo al noveno mes de clausura (agosto). Esta respuesta estaría asociada a la generación de bioporos como consecuencia del crecimiento y posterior descomposición de raicillas de gramíneas en la clausura; que a su vez puede asociarse al gran incremento en la actividad biológica observada particularmente en parches bajo copas (ver Figura 3.3b; cabe recordar que este tipo de parche representa el 99% de la superficie de bosque, sección 2.4.1). Mas allá de este resultado particular, la densidad aparente es una propiedad del suelo cuya recuperación puede requerir del plazo de varios años luego de un proceso de compactación (Drewry, 2006; Goutal *et al.*, 2012), particularmente en climas donde el agua es un factor limitante (Webb, 2002). En este sentido, es esperable observar que en el corto plazo no se observen mejoras importantes.

Respecto a la  $EE_{HR}$ , el efecto de corto plazo en el bosque alto fue opuesto a lo esperado, comportamiento que resulta difícil de explicar, y posiblemente se corresponda a la gran variabilidad presente en este tipo de suelos. Igualmente, es sabido que el pretratamiento de humedecimiento rápido suele presentar la mayor variación estacional entre los distintos pretratamientos (Algayer *et al.*, 2014). Respecto a la  $EE_{HL}$ , la respuesta a corto plazo observada en los parches bajo copa del arbustal se explicaría por la mayor calidad de suelos respecto a los claros en términos de actividad biológica y densidad aparente

(ver Tabla 2.4). La  $EE_{HL}$  es un indicador que suele tener mayor capacidad para distinguir entre suelos débilmente agregados (Le Bissonnais, 1996), razón por la cual se observa una clara respuesta de esta variable en los suelos del arbustal (y una tendencia en el bosque bajo). Finalmente, respecto a la  $EE_{DM}$  cuyo pretratamiento evalúa la cohesión de los agregados independientemente del efecto del entrapamiento del aire dentro de los mismos, solo se observó un efecto significativo al noveno mes de clausura (agosto) y en los claros del bosque bajo, aunque la magnitud del mismo resultó muy pequeña. Este tipo de bosque se caracteriza por poseer una alta cobertura arbórea durante el verano con baja presencia de sitios abiertos (ver Figura 2.3 y sección 2.4.1), sitios donde la cobertura del estrato herbáceo (pastos) tendió a ser mayor que bajo las copas de los árboles (correlación no presentada). Consecuentemente en los claros habría un mayor desarrollo de raíces, cuya presencia promueve la mayor agregación del suelo (Amézketa, 1999) que con la clausura estival habría favorecido una mayor agregación.

### **3.4.2 Efectos a mediano plazo de la clausura estival sobre las propiedades del suelo**

En términos porcentuales, la recuperación de la actividad biológica del suelo con la clausura resultó mayor a mejor estado de conservación del dosel de bosque (bosque alto). Asimismo, en el bosque bajo se observó un mayor efecto de la clausura en los claros que bajo las copas, efecto que también se observó en el arbustal, pero únicamente durante el verano (Figura 3.10a y b). Este patrón podría responder a la mayor insolación presente en los claros, que especialmente durante la época de verano, ejercería un importante efecto de degradación de la broza y de los restos vegetales del estrato herbáceo no consumidos en la clausura. En ecosistemas de clima semi-árido la fotodegradación es un control dominante en la descomposición de la broza (Austin y Vivanco, 2006), el cual constituye un importante aporte de carbono necesario para la actividad microbiana del suelo. Este patrón diferencial en los claros no se observó en el bosque alto, donde la mayor altura de sombreado y número de estratos leñosos de éste, le confiere al mismo una menor la variabilidad entre tipos de parche en términos de cobertura e intercepción de la luz solar (Breshears *et al.*, 2010) (ver sección 2.3.1).

Sorpresivamente, la infiltración del suelo disminuyó bajo las copas del bosque alto, contradiciendo los resultados hallados en la literatura respecto al efecto de la exclusión al pastoreo durante plazos mayores a un año (Branson *et al.*, 1981; Drewry, 2006). En el arbustal por su parte, los resultados mostraron un patrón más complejo, lo cual sugiere la necesidad de estudiar con mayor profundidad el comportamiento de esta propiedad del suelo. Probablemente la recuperación de la infiltración requiera de mayores plazos, tal como se reportó en trabajos en sistemas de clima semiárido donde se hallaron mejoras luego de 27 años de exclusión permanente del pastoreo (Castellano y Valone, 2007).

En relación a la resistencia mecánica del suelo, respecto a los bosques más degradados, la mejor condición física del suelo del bosque alto así como el microambiente generado por la cobertura del dosel (mayor conservación de humedad y regulación de la temperatura, ver sección 2.3.3), habrían favorecido la disminución de la impedancia del suelo a niveles por debajo de 2 MPa, umbral comúnmente utilizado en la bibliografía por



encima del cual el crecimiento de las raíces disminuye drásticamente (Bengough *et al.*, 2011). Asimismo, este resultado hallado en el bosque alto podría estar asociado al aumento en el contenido de materia orgánica del suelo con la clausura (Figura 3.19a; Tabla 3.3), propiedad que se ha relacionado como responsable de la amortiguación de la resistencia mecánica del suelo (Da Silva *et al.*, 2003; Fernández *et al.*, 2015). En el bosque bajo y arbustal, es posible que con la clausura como única estrategia de manejo, la disminución de su impedancia requiera de mayores plazos. La recuperación natural del suelo frente a la compactación es un proceso lento y complejo que dependiendo del tipo de suelo, nivel de compactación y el clima, puede tomar de 5 a 18 años (Nawaz *et al.*, 2013) o incluso más de 100 años en casos muy extremos de compactación (Webb, 2002).

Similarmente al resultado hallado con la resistencia a la penetración del suelo, la mayor respuesta de la densidad aparente a la clausura observada en el bosque alto respondería a las mejores condiciones físicas del suelo y de la cobertura del dosel del estrato superior. Asimismo, en el bosque alto se observó una mayor disminución de la densidad aparente del suelo en los parches de claros, resultado que se reflejó también en el arbustal. La mayor disponibilidad de radiación solar presente en estos sitios, favorece con la exclusión estival del pastoreo, un mayor crecimiento de la vegetación del estrato herbáceo, que por medio de la penetración y posterior descomposición de sus raíces promueve la descompactación del suelo (Greenwood *et al.*, 2001; Drewry, 2006).

Pese a que la respuesta de la hidrofobicidad del suelo es compleja, particularmente cuando el análisis se basa en plazos mayores a 5 meses donde se pueden encontrar efectos en uno u otro sentido (Zheng *et al.*, 2016), se observaron algunos patrones. En los claros del bosque bajo, la mayor hidrofobicidad con la clausura coincidió con el aumento en la actividad microbiana del suelo (Figura 3.10b), la cual podría haber sido favorecida por una mayor cobertura de pastos en estos sitios. Se ha sugerido que en ecosistemas de clima seco, la hidrofobicidad del horizonte superficial del suelo (promovida principalmente por hongos micorrízicos) cumpliría una función en la conservación del agua del suelo evitando su evaporación en épocas de escasez (Claridge *et al.*, 2009). En el arbustal por otro lado, la menor hidrofobicidad con la clausura coincidió con la disminución de la estabilidad estructural del suelo (particularmente la  $EE_{HR}$ , Figura 3.16c y la  $EE_{HL}$ , Figura 3.17b), propiedades que suelen estar directamente asociadas, especialmente en suelos franco-limosos (Cosentino *et al.*, 2006; Behrends Kraemer *et al.*, 2019).

Respecto a la estabilidad estructural del suelo, se observaron efectos de la clausura en el sentido esperado únicamente en el bosque alto (efecto simple de la clausura sobre la  $EE_{MEDIA}$ ,  $EE_{HR}$  y  $EE_{DM}$  en el verano, y un efecto principal sobre la  $EE_{HL}$ ), atribuibles a las mejores condiciones generadas por el dosel de bosque que favorecen la agregación del suelo (mayor aporte de broza, regulación de la temperatura y menor evaporación del agua del suelo). En el arbustal mientras tanto, se observó una menor estabilidad estructural del suelo dentro de la clausura, particularmente en la  $EE_{HR}$  y  $EE_{HL}$ . Este resultado se atribuye a la apertura de la clausura durante los últimos dos veranos, que permitió al ingreso de los animales (ver último párrafo de la sección 3.2.2.1) luego una cierta recuperación de la cobertura del pasto en 2015, año que resultó particularmente lluvioso (Cotroneo *et al.*, 2018). La mayor disponibilidad de alimento en este sitio habría

favorecido una concentración del pastoreo y pisoteo por parte del ganado (van de Koppel *et al.*, 2002), que resultó en una acelerada degradación de la estabilidad estructural del suelo, propiedad que se caracteriza por una alta variabilidad estacional, sensibilidad al manejo y a las precipitaciones (Dimoyiannis, 2009; Algayer *et al.*, 2014; Omer *et al.*, 2018).

Respecto a las propiedades químicas del suelo, el aumento en la materia orgánica y nitrógeno del suelo hallado únicamente en el bosque alto respondería al efecto del mayor estado de conservación del dosel de bosque de este último que, respecto al bosque bajo y el arbustal, favorece un mayor aporte de broza y actividad biológica y ciclado de nutrientes del suelo (Abril *et al.*, 1999).

### **3.4.3 Discusión sobre la hipótesis y conclusiones**

Considerando al recurso hídrico como limitante en el sistema, pese a que el estudio se realizó en un año particularmente seco (ver sección 1.3), se hallaron algunos resultados interesantes en relación con la hipótesis planteada. En términos generales, se puede afirmar que se observó una mayor capacidad de recuperación de las propiedades físicas, químicas y la actividad biológica del suelo a mayor estado de conservación del dosel de bosque (bosque alto > bosque bajo > arbustal), efecto que resultó también mayor a mayor plazo de exclusión, pudiéndose confirmar la hipótesis propuesta, aunque se observaron algunas particularidades mencionadas en la secciones anteriores, particularmente en la resistencia a la penetración a corto plazo y la infiltración en ambos plazos analizados.

Centrando la atención en los distintos tipos de bosque con distinto estado de conservación de su dosel, en general en el bosque alto se observaron mayores (y más rápidos) efectos de la clausura sobre las propiedades del suelo (particularmente en el mediano plazo), mientras que en el bosque bajo y arbustal se observaron algunos efectos más acotados (particularmente en los claros y durante la época de lluvias). En este sentido, con el objetivo de explorar de forma sintética los efectos de los distintos factores estudiados en los distintos tipos de bosque y escalas temporales, se estimaron los componentes de varianza de los distintos factores (estacionalidad, tipo de parche, tipo de pastoreo) sobre una selección de las propiedades del suelo analizadas, a corto y mediano plazo (Figura 3.20). Para simplificar la interpretación, se omitieron los efectos de las interacciones y se dejaron afuera las variables infiltración (por su difícil interpretación) e hidrofobicidad (por no haber presentado resultados muy relevantes), y los distintos pretratamientos de la estabilidad estructural y las propiedades químicas del suelo.

A corto plazo, se observó en general una mayor influencia de la estacionalidad y el tipo de parche (copas) en todos los tipos de bosque. Respecto a la estacionalidad, se observó una gran influencia de ésta sobre la resistencia mecánica del suelo independientemente del tipo de bosque. Asimismo, se observó un amplio efecto de este factor sobre la respiración microbiana del suelo en el bosque alto y bajo, no así en el arbustal (bosque bajo > bosque alto >> arbustal); y en el sentido opuesto, sobre la estabilidad estructural (EE<sub>MEDIA</sub>) del suelo (arbustal > bosque bajo > bosque alto). Respecto al tipo de parche, se observó una gran influencia de este sobre la densidad aparente del suelo independientemente del tipo de bosque. Por otra parte, se observó una amplia influencia

de este factor sobre la respiración microbiana del suelo en el arbustal, seguido por el bosque alto y el bajo (arbustal >> bosque alto > bosque bajo). Respecto a la estabilidad estructural del suelo se observó una gran influencia del tipo de parche en el bosque alto, y menor grado en el arbustal y el bosque bajo (bosque alto >> arbustal > bosque bajo).

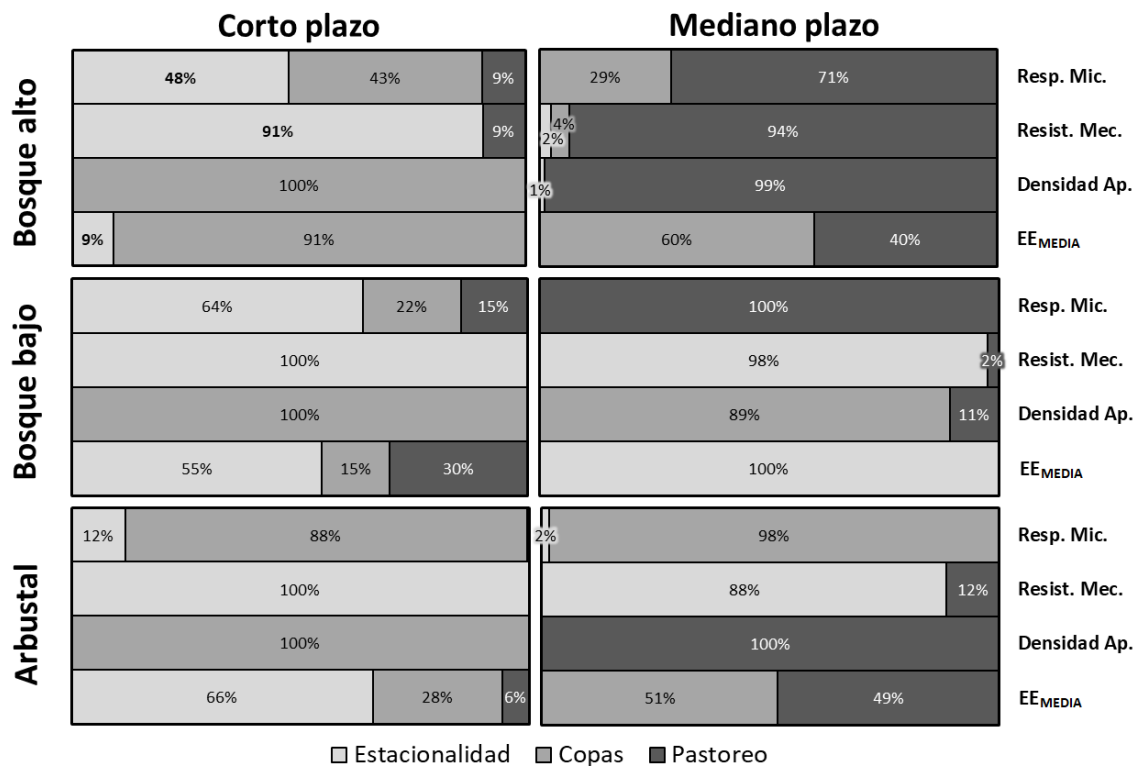


Figura 3.20. Porcentaje de los componentes de varianza correspondientes a los factores estacionalidad, tipo de parche (Copas) y tipo de pastoreo, para una selección de las propiedades del suelo analizadas en los tres tipos de bosque, a corto y mediano plazo: respiración microbiana, resistencia mecánica, densidad aparente y estabilidad estructural del suelo.

A mediano plazo, se observó en general una mayor influencia del tipo de pastoreo, además de los otros factores, principalmente en el bosque alto. Respecto al tipo de pastoreo, se observó una gran influencia de este sobre la respiración microbiana del suelo, principalmente en el bosque bajo y en menor medida en el bosque alto (en el arbustal no se observa en la figura porque el efecto sucedió específicamente en los claros durante el verano, correspondiente a una interacción triple excluida en este análisis, ver Figura 3.10c). Se observó también un efecto del tipo de pastoreo sobre la densidad aparente y la estabilidad estructural del suelo en el bosque alto y el arbustal, y sobre la resistencia mecánica del suelo únicamente en el bosque alto. Respecto a la estacionalidad, se observó un amplio efecto de ésta sobre la resistencia mecánica del suelo en el bosque bajo y el arbustal; y en la estabilidad estructural del suelo en el bosque bajo. Respecto al tipo de parche, se observaron amplios efectos sobre la densidad aparente en el bosque bajo y sobre la respiración microbiana en el arbustal. En menor medida, pero igualmente importantes, se observaron efectos del tipo de parche sobre la estabilidad estructural del suelo en el bosque alto y el arbustal.

Los resultados mencionados anteriormente, sugirieron que la recuperación de las propiedades físicas del suelo en bosques donde su dosel arbóreo resulta degradado (menor cobertura) o simplificado (menor número de estratos) requeriría de mayor cantidad de años de manejo del pastoreo mediante clausuras estivales, o incluso tal vez, de la incorporación de otras estrategias de restauración de tipo activas. Por ejemplo, la incorporación de especies de árboles de mayor porte (i.e. quebracho blanco y colorado) mediante estrategias de enriquecimiento, o también mediante clausuras permanentes de forma de facilitar la supervivencia de renovales de especies arbóreas del estrato superior (Brassiolo *et al.*, 2008).

La ausencia de efectos del tipo de pastoreo sobre las propiedades físicas del suelo del bosque bajo podría estar respondiendo a la historia previa de este tipo de bosque secundario, donde antiguamente se realizó agricultura (posiblemente algodón), y en la cual aún varias décadas después de abandonada la misma, se ha detectado la presencia de una capa subsuperficial endurecida reiteradas veces durante el muestreo a campo<sup>5</sup>, evidenciando la presencia de una suerte de “piso de arado”. Asimismo, respecto al arbustal, donde se liberó el ingreso de animales en la clausura durante los últimos 2 años, se hipotetiza que, esto pudo haber generado un retroceso en la recuperación de la estabilidad estructural del suelo, mientras que el efecto positivo de la clausura en la densidad aparente no habría alcanzado a retroceder al punto inicial con su posterior apertura, por ser una propiedad cuya tasa de cambio es más lenta (Goutal *et al.*, 2012).

Pese a las limitaciones halladas en la recuperación de las propiedades físicas del suelo, en el caso del bosque bajo, en un estudio anterior realizado en la misma zona se registró una clara recuperación de la biomasa de pastos a partir del segundo año de implementación de la clausura estival (Cotroneo, 2017). Por lo tanto, pese a que en el presente trabajo en el bosque bajo no se hallaron claros efectos de la clausura a mediano plazo sobre las propiedades físicas del suelo, parecería que el resurgimiento del pasto no se encuentra fuertemente restringido por éstas. De esta forma, resultaría de interés para futuras investigaciones realizar ensayos diseñados específicamente para estas áreas de bosque secundario (bosque bajo) y arbustal, de forma de estudiar a mayor detalle los procesos subyacentes del suelo que ocurren particularmente bajo estas fisonomías de bosque, que controlarían el restablecimiento del pasto.

---

<sup>5</sup> La capa endurecida en el bosque bajo fue observada en el muestro de la resistencia mecánica del suelo en el estrato de 0-20cm, datos que fueron descartados por presentar un numero extremadamente elevado de golpes de penetrómetro.

## **Capítulo 4**

### **CONSIDERACIONES FINALES**

Los suelos del bosque del Chaco semiárido se caracterizan por una considerable fragilidad ante disturbios antropogénicos, principalmente la deforestación para la producción agrícola, pero también por la tala excesiva y el sobrepastoreo (Morello *et al.*, 2012). Su fragilidad se evidenció en el presente trabajo, donde se observaron mejores propiedades físicas del suelo y una mayor respuesta a estrategias de restauración pasiva (clausura estival) particularmente en el tipo de bosque que nunca fue reemplazado (bosque alto). Por otra parte, en los bosques secundarios (bosque bajo), donde se realizó agricultura en décadas anteriores, la presencia de horizontes endurecidos podría ser un impedimento para la recuperación de la fertilidad física del suelo, tal como se observó en este trabajo. Este factor igualmente no limitaría visiblemente la recuperación del estrato herbáceo del bosque secundario mediante clausuras estacionales como han reportado otros autores (Cotroneo *et al.*, 2018). De cualquier manera, la compactación del suelo afecta múltiples propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, así como el crecimiento de las raíces, y su recuperación natural es un proceso lento y complejo que puede demorar décadas dependiendo de las condiciones locales como el tipo de suelo, el clima, la cobertura de vegetación y el nivel de compactación del mismo (Nawaz *et al.*, 2013). En este sentido, un plazo mayor de clausura estacional al evaluado en este trabajo (> 6-7 años) permitiría observar la rehabilitación de las propiedades físicas del suelo en el bosque bajo, proceso donde la alta cobertura del dosel arbóreo juega un papel muy importante, como fue mencionado en capítulos anteriores.

En el arbustal por su parte, donde la cobertura de leñosas es muy baja y espacialmente concentrada en pocos parches distribuidos irregularmente, se observó un claro efecto del tipo de parche sobre la actividad biológica del suelo (principalmente en verano), así como una mayor recuperación de la actividad biológica y la densidad aparente con la clausura estival, particularmente en los parches sin cobertura leñosa. Este patrón diferencial según el tipo de parche se explica por el efecto protector del suelo por parte de la vegetación leñosa que es sabido aumenta en condiciones de estrés hídrico (mayor que en otros tipos de bosque por la degradación del dosel de leñosas). Asimismo, la vegetación leñosa del arbustal (con porte bajo y cerrada) dificulta el acceso para el ganado evitando el consumo de herbáceas y el pisoteo (Holmgren y Scheffer, 2010), proceso que en los parches entre las copas no sucede, por lo que en estos últimos sitios mencionados, la exclusión estival del pastoreo tiene un efecto mayor sobre la recuperación de las propiedades físicas y la actividad biológica del suelo respecto a los parches bajo las copas.

Los resultados del presente trabajo constituyen una nueva contribución para la comprensión de la interrelación de los procesos del suelo a escala de parche (bajo y entre las copas) con las condiciones ambientales en los distintos tipos de bosque (objetivo 1) y el efecto en el suelo a corto y mediano plazo del establecimiento de las clausuras estivales (objetivos 2 y 3). Respecto al objetivo 1, los resultados se ajustaron muy bien a las predicciones derivadas de la hipótesis planteada en el capítulo 2, que postulaba el efecto positivo de la cobertura del dosel sobre las propiedades del suelo que permiten el restablecimiento del estrato herbáceo. Resumidamente, se halló que cuanto mejor es el estado de conservación del dosel del bosque, más importante resulta su efecto en la regulación de las condiciones ambientales y el aprovechamiento de los recursos, factor que a su vez influye directamente en los procesos del suelo. En este sentido, a mejor

estado de conservación del dosel se halló una mayor cobertura de broza y más estable a lo largo del año, mayor amortiguación de la temperatura del suelo (menores amplitudes térmicas diarias del suelo a lo largo del año y una menor diferencia de temperatura del suelo entre tipos de parche), menores pérdidas de humedad del suelo en la época seca, una mayor tasa de infiltración, hidrofobicidad y estabilidad estructural de los agregados del suelo. Se destaca entonces la enorme importancia de la cobertura arbórea con sus distintos estratos como factor que favorece la resiliencia del ecosistema frente a las variaciones climáticas, particularmente frente al estrés hídrico durante temporadas de bajas precipitaciones como sucedió en la ejecución del presente trabajo.

Respecto al efecto de la clausura estival, a corto plazo se observó un pequeño efecto en los bosques alto y bajo principalmente sobre la actividad biológica del suelo, mientras que a mediano plazo se observaron efectos considerables en el bosque alto sobre las propiedades físicas, químicas y actividad biológica del suelo, mientras que en los bosques más degradados se observó una mayor actividad biológica únicamente en los parches entre las copas. A corto plazo (objetivo 2) se destacaron la rápida recuperación de la actividad biológica del suelo en los bosques alto y bajo, obviamente con mayor cobertura arbórea que en los arbustales. En el mismo plazo, se observó la disminución de la infiltración (posiblemente por el efecto de la mayor densidad de raíces de gramíneas), mientras que la resistencia mecánica, la densidad aparente y la estabilidad de los agregados del suelo mostraron menores cambios en ambos sentidos. A mediano plazo (objetivo 3), más años sucesivos de clausura estival permitieron evidenciar una clara mejora en múltiples propiedades del suelo, mayormente en el bosque alto (respiración microbiana, resistencia mecánica, densidad aparente, estabilidad estructural, materia orgánica y nitrógeno totales) y llamativamente en los claros del bosque bajo y el arbustal (respiración microbiana y densidad aparente), mostrando un mayor efecto de la clausura en estos parches abiertos. Por su parte, la infiltración del suelo y la hidrofobicidad del suelo, mostraron tendencias menos claras.

En este sentido, las predicciones asociadas a la hipótesis planteada en el capítulo 3 respecto al efecto de las clausuras sobre las propiedades del suelo, en términos generales coinciden con algunas excepciones con los resultados hallados. Resultaría interesante en futuros trabajos profundizar el análisis de la restauración del suelo con la clausura junto con otras estrategias de restauración activa (por ejemplo enriquecimiento arbóreo), focalizando en los ambientes con fisonomía de bosque más degradada (bosque bajo y arbustal). Asimismo, particularmente en esta última fisonomía, resultaría interesante reducir el análisis a la escala de microparche prestando especial atención al rol de las biocostras, las cuales probablemente cumplan un importante rol en la dinámica del agua en el suelo.

Las comunidades rurales que viven de la ganadería de subsistencia en los bosques del Chaco semiárido se encuentran bajo la constante amenaza de la reducción de sus áreas de pastoreo por el continuo avance de la deforestación para la producción de *commodities* agrícolas. El departamento de General Taboada, sitio donde se realizó el presente estudio, es particularmente una de las zonas mayormente afectadas por la deforestación, donde la superficie cubierta por bosque se redujo en un 53% entre los años 2001 y 2020 (Global

Forest Watch, 2021). Esta reducción de áreas de pastoreo implica un gran aumento en la presión sobre los sitios remanentes de bosque, razón por la cual resulta de mucha relevancia la implementación de estrategias de manejo que permitan la viabilidad de la ganadería sin degradar el recurso. Bajo este contexto, este trabajo constituye la continuación de un proceso de investigación de años que busca estrategias para abordar problemáticas planteadas por las comunidades rurales que viven del bosque, quienes han demostrado tanto su profunda comprensión de los procesos del mismo, como también su cuidado (actualmente más del 80% del bosque remanente se encuentra bajo manejo campesino-indígena). El autor considera el gran valor de este proceso conjunto entre las comunidades campesinas y la universidad, en el que se pondera el diálogo de saberes por sobre la transmisión lineal de conocimientos, por lo que resulta importante darle continuidad.



## BIBLIOGRAFÍA

- Abril, A., Acosta, M., Bachmeier, O., & Rollan, A. (1993). Efecto de la cobertura vegetal sobre la actividad biológica de un suelo del Chaco Árido. *Revista Argentina de Microbiología*, 25, 15-26.
- Abril, A., Barttfeld, P., & Bucher, E. H. (2005). The effect of fire and overgrazing disturbs on soil carbon balance in the Dry Chaco forest. *Forest Ecology and Management*, 206(1), 399-405.
- Abril, A., & Bucher, E. H. (1999). The effects of overgrazing on soil microbial community and fertility in the Chaco dry savannas of Argentina. *Applied Soil Ecology*, 12(2), 159-167.
- Abril, A., & Bucher, E. H. (2001). Overgrazing and soil carbon dynamics in the western Chaco of Argentina. *Applied Soil Ecology*, 16(3), 243-249.
- Adamoli, J., Neumann, R., De Colina, A. R., & Morello, J. (1972). El chaco aluvional salteño (Convenio INTA-Provincia de Salta). *Revista Invest. Agropecu*, 9(Serie 3, Clima Suelo), 165-238.
- Adamoli, J., Sennhauser, E., Acero, J. M., & Rescia, A. (1990). Stress and Disturbance: Vegetation Dynamics in the Dry Chaco Region of Argentina. *Journal of Biogeography*, 17(4/5), 491.
- Aguiar, M. R., & Sala, O. E. (1999). Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution*, 14(7), 273-277.
- Algayer, B., Le Bissonnais, Y., & Darboux, F. (2014). Short-Term Dynamics of Soil Aggregate Stability in the Field. *Soil Science Society of America Journal*, 78(4), 1168.
- Allington, G. R. H., & Valone, T. J. (2013). Islands of Fertility: A Byproduct of Grazing? *Ecosystems* 2013 17:1, 17(1), 127-141.
- Amézketa, E. (1999). Soil Aggregate Stability: A Review. *Journal of Sustainable Agriculture*, 14(2-3), 83-151.
- Angassa, A., & Oba, G. (2010). Effects of grazing pressure, age of enclosures and seasonality on bush cover dynamics and vegetation composition in southern Ethiopia. *Journal of Arid Environments*, 74(1), 111-120.
- Asner, G. P., Elmore, A. J., Olander, L. P., Martin, R. E., & Harris, A. T. (2004). Grazing systems, ecosystem responses, and global change. *Annual Review of Environment and Resources*, 29(1), 261-299.
- Austin, A. T., & Vivanco, L. (2006). Plant litter decomposition in a semi-arid ecosystem controlled by photodegradation. *Nature*, 442(7102), 555-558.
- Baldi, G., Houspanossian, J., Murray, F., Rosales, A. A., Rueda, C. V., & Jobbágy, E. G. (2015). Cultivating the dry forests of South America: Diversity of land users and imprints on ecosystem functioning. *Journal of Arid Environments*, 123, 47-59.
- Basualdo, M., Huykman, N., Volante, J. N., Paruelo, J. M., & Piñeiro, G. (2019). Lost

- forever? Ecosystem functional changes occurring after agricultural abandonment and forest recovery in the semiarid Chaco forests. *Science of The Total Environment*, 650, 1537-1546.
- Behrends Kraemer, F., Hallett, P. D., Morrás, H., Garibaldi, L., Cosentino, D., Duval, M., & Galantini, J. (2019). Soil stabilisation by water repellency under no-till management for soils with contrasting mineralogy and carbon quality. *Geoderma*, 355, 113902.
- Belsky, A. J., & Canham, C. D. (1994). Forest Gaps and Isolated Savanna Trees. *BioScience*, 44(2), 77-84.
- Bengough, A. G., McKenzie, B. M., Hallett, P. D., & Valentine, T. A. (2011). Root elongation, water stress, and mechanical impedance: A review of limiting stresses and beneficial root tip traits. *Journal of Experimental Botany*, 62(1), 59-68.
- Bonino, E. E., & Araujo, P. (2005). Structural differences between a primary and a secondary forest in the Argentine Dry Chaco and management implications. *Forest Ecology and Management*, 206(1-3), 407-412.
- Branson, F. A., & Reid, E. H. (1981). *Rangeland hydrology*. Kendall/Hunt Publishing Company USA.
- Brassiolo, M. (2005). Los bosques del Chaco Semiárido: propuestas para la conversión de bosques degradados. *Revista idia XXI*, (8), 23-28.
- Brassiolo, M. M., Lorea, L., González, D. P., & Zárate, M. H. (2008). Reacción del estrato arbustivo a diferentes intervenciones y presencia de ganado vacuno, en el Chaco Semiárido. *Quebracho. Revista de Ciencias Forestales (Argentina)*, 16, 51-61.
- Brassiolo, M., Renolfi, R., Gräfe, A., & Fumagalli, A. (1993). Manejo silvopastoril en el Chaco Semiárido. *Quebracho. Revista de Ciencias Forestales (Argentina)*, 1, 15-28.
- Bray, R. H., & Kurtz, L. T. (1945). Determination of total, organic, and available forms of phosphorus in soils. *Soil science*, 59(1), 39-46.
- Bremer, D. J., Auen, L. M., Ham, J. M., & Owensby, C. E. (2001). Evapotranspiration in a Prairie Ecosystem. *Agronomy Journal*, 93(2), 338.
- Bremner, J. M., & Mulvaney, C. S. (1982). Nitrogen—Total. En *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties* (pp. 595-624). American Society of Agronomy, Soil Science Society of America.
- Breshears, D. D. (2006). The grassland–forest continuum: trends in ecosystem properties for woody plant mosaics? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4(2), 96-104.
- Breshears, D. D., & Barnes, F. J. (1999). Interrelationships between plant functional types and soil moisture heterogeneity for semiarid landscapes within the grassland/forest continuum: a unified conceptual model. *Landscape Ecology*, 14(5), 465-478.
- Breshears, D. D., & Ludwig, J. A. (2010). Near-ground solar radiation along the grassland-forest continuum: Tall-tree canopy architecture imposes only muted trends and heterogeneity. *Austral Ecology*, 35(1), 31-40.

- Breshears, D. D., Nyhan, J. W., Heil, C. E., & Wilcox, B. P. (1998). Effects of Woody Plants on Microclimate in a Semiarid Woodland: Soil Temperature and Evaporation in Canopy and Intercanopy Patches. *International Journal of Plant Sciences*, 159(6), 1010-1017.
- Bucher, E. H., & Huszar, P. C. (1999). Sustainable management of the Gran Chaco of South America: Ecological promise and economic constraints. *Journal of Environmental Management*, 57(2), 99-108.
- Burch, G. J., Moore, I. D., & Burns, J. (1989). Soil hydrophobic effects on infiltration and catchment runoff. *Hydrological Processes*, 3(3), 211-222.
- Cáceres, D. M. (2015). Accumulation by Dispossession and Socio-Environmental Conflicts Caused by the Expansion of Agribusiness in Argentina. *Journal of Agrarian Change*, 15(1), 116-147.
- Castellano, M. J., & Valone, T. J. (2007). Livestock, soil compaction and water infiltration rate: Evaluating a potential desertification recovery mechanism. *Journal of Arid Environments*, 71(1), 97-108.
- Cavagnaro, J., & Passera, C. (1991). Water utilization by shrubs and grasses in the Monte ecosystem, Argentina. En *Congrès International des Terres de Parcours* (pp. 225-257). Montpellier, Francia.
- Chandregowda, M. H., Murthy, K., & Bagchi, S. (2018). Woody shrubs increase soil microbial functions and multifunctionality in a tropical semi-arid grazing ecosystem. *Journal of Arid Environments*, 155, 65-72.
- Chaudhari, P. R., Ahire, D. V., Ahire, V. D., Chkravarty, M., & Maity, S. (2013). Soil Bulk Density as related to Soil Texture, Organic Matter Content and available total Nutrients of Coimbatore Soil. *International Journal of Scientific and Research Publications*, 3(2). Recuperado a partir de [www.ijsrp.org](http://www.ijsrp.org)
- Claridge, A. W., Trappe, J. M., & Hansen, K. (2009). Do fungi have a role as soil stabilizers and remediators after forest fire? *Forest Ecology and Management*, 257(3), 1063-1069.
- Climate Hazards Group. (1999). InfraRed Precipitation with Station data (CHIRPS). Recuperado 20 de septiembre de 2004, a partir de [clim-engine.appspot.com](http://clim-engine.appspot.com)
- Cora, A., & Bachmeier, O. A. (2006). Número mínimo de muestras necesario para un muestreo edáfico en el Chaco Árido de Córdoba (Argentina). *Multequina*, 15, 97-102.
- Cosentino, D., Chenu, C., & Le Bissonnais, Y. (2006). Aggregate stability and microbial community dynamics under drying–wetting cycles in a silt loam soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(8), 2053-2062.
- Cotroneo, S. M. (2017). *La clausura como estrategia de restauración en bosques heterogéneos comunales del Chaco semiárido. Un enfoque socio–ecológico*. Universidad de Buenos Aires.
- Cotroneo, S. M., Jacobo, E. J., Bosio, E. A., Karlin, U. O., Brassiolo, M. M., & Golluscio, R. A. (2016). Bases e interrogantes para el manejo sostenible de los recursos

- forrajeros del bosque nativo en el Chaco semiárido santiagueño. En M. E. Román & M. del C. González (Eds.), *Transformaciones agrarias argentinas durante las últimas décadas* (pp. 243-276). Editorial Fauba.
- Cotroneo, S. M., Jacobo, E. J., Brassiolo, M. M., & Golluscio, R. A. (2018). Restoration ability of seasonal exclosures under different woodland degradation stages in semiarid Chaco rangelands of Argentina. *Journal of Arid Environments*, *158*, 28-34.
- Cotroneo, S. M., Jacobo, E. J., Brassiolo, M. M., & Golluscio, R. A. (2021). Forest degradation and short-term seasonal exclosure effects on biotic and abiotic factors linked to rangeland rehabilitation in semiarid Chaco, Argentina. *Arid Land Research and Management*, 1-21.
- D'Odorico, P., Bhattachan, A., Davis, K. F., Ravi, S., & Runyan, C. W. (2013). Global desertification: Drivers and feedbacks. *Advances in Water Resources*, *51*, 326-344.
- D'Odorico, P., Caylor, K., Okin, G. S., & Scanlon, T. M. (2007). On soil moisture-vegetation feedbacks and their possible effects on the dynamics of dryland ecosystems. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, *112*, G04010.
- Da Silva, A. P., Imhoff, S., & Corsi, M. (2003). Evaluation of soil compaction in an irrigated short-duration grazing system. *Soil and Tillage Research*, *70*(1), 83-90.
- Daubenmire, R. (1959). A Canopy-coverage method of vegetational analysis. *Northwest Science*, *33*(43-64).
- Descheemaeker, K., Muys, B., Nyssen, J., Poesen, J., Raes, D., Haile, M., & Deckers, J. (2006). Litter production and organic matter accumulation in exclosures of the Tigray highlands, Ethiopia. *Forest Ecology and Management*, *233*(1), 21-35.
- Dexter, A. R. (1991). Amelioration of soil by natural processes. *Soil and Tillage Research*, *20*(1), 87-100.
- Dimoyiannis, D. (2009). Seasonal soil aggregate stability variation in relation to rainfall and temperature under Mediterranean conditions. *Earth Surface Processes and Landforms*, *34*(6), 860-866.
- Dinno, A. (2017). dunn.test: Dunn's Test of Multiple Comparisons Using Rank Sums. Recuperado a partir de <https://cran.r-project.org/package=dunn.test>
- Doerr, S. H., Shakesby, R. A., & Walsh, R. P. D. (2000). Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. *Earth-Science Reviews*, *51*(1-4), 33-65.
- Doran, J. W., & Safley, M. (1997). Defining and Assessing Soil Health and Sustainable Productivity. En C. Pankhurst, B. M. Doube, & V. V. S. R. Gupta (Eds.), *Biological Indicators of Soil Health* (CAB Intern, pp. 1-28). Wallingford, Oxon, UK.
- Drewry, J. J. (2006). Natural recovery of soil physical properties from treading damage of pastoral soils in New Zealand and Australia: A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *114*(2-4), 159-169.
- Drewry, J. J., Cameron, K. C., & Buchan, G. D. (2008). Pasture yield and soil physical property responses to soil compaction from treading and grazing—a review. *Soil*

*Research*, 46(3), 237.

- Eldridge, D. J., Reed, S., Travers, S. K., Bowker, M. A., Maestre, F. T., Ding, J., ... Zhao, Y. (2020). The pervasive and multifaceted influence of biocrusts on water in the world's drylands. *Global Change Biology*, 26(10), 6003-6014.
- Erdős, L., Kröel-Dulay, G., Bátori, Z., Kovács, B., Németh, C., Kiss, P. J., & Tölgyesi, C. (2018). Habitat heterogeneity as a key to high conservation value in forest-grassland mosaics. *Biological Conservation*, 226, 72-80.
- Eva, H. D., Belward, A. S., De Miranda, E. E., Di Bella, C. M., Gond, V., Huber, O., ... Fritz, S. (2004). A land cover map of South America. *Global Change Biology*, 10(5), 731-744.
- FAO. (1980). A provisional methodology for soil degradation assessment. *FAO: Rome*, 84.
- Feldhake, C. M. (2002). Forage frost protection potential of conifer silvopastures. *Agricultural and Forest Meteorology*, 112(2), 123-130.
- Feltz, C. J., & Miller, G. E. (1996). An asymptotic test for the equality of coefficients of variation from k populations. *Statistics in Medicine*, 15(6), 647-658.
- Fernández, P. L., Alvarez, C. R., & Taboada, M. A. (2015). Topsoil compaction and recovery in integrated no-tilled crop-livestock systems of Argentina. *Soil and Tillage Research*, 153, 86-94.
- Fernández, P. L., Andisco, A., Couso, L., Mayer, A., Cuellar, S., Rush, P., & Rosetti, F. (2021). Agroecosistema campesino-indígena en Santiago del Estero: cercos estratégicos con suelos para el crecimiento de pastos. En *II Congreso Argentino de Agroecología*. Resistencia, Chaco.
- Foley, J. A., Defries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., ... Snyder, P. K. (2005). Global consequences of land use. *Science (New York, N.Y.)*, 309(5734), 570-574.
- Fox, J., & Weisberg, S. (2019). *An {R} Companion to Applied Regression* (Third). Thousand Oaks {CA}: Sage. Recuperado a partir de <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>
- Galera, F. M. (2000). *Las especies del género prosopis (algarrobos) de América Latina con especial énfasis en aquellas de interés económico*. Universidad Nacional de Córdoba.
- Gallardo, A. (2003). Effect of tree canopy on the spatial distribution of soil nutrients in a Mediterranean Dehesa. *Pedobiología*, 47(2), 117-125.
- García-Pausas, J., Casals, P., Romanyà, J., Vallecillo, S., & Sebastià, M. T. (2011). Seasonal patterns of belowground biomass and productivity in mountain grasslands in the Pyrenees. *Plant and Soil*, 340(1), 315-326.
- Geddes, N., & Dunkerley, D. (1999). The influence of organic litter on the erosive effects of raindrops and of gravity drops released from desert shrubs. *Catena*, 36(4), 303-313.

- Global Forest Watch. (2021). Tree cover loss in Argentina, Santiago del Estero, General Taboada. Recuperado 9 de julio de 2021, a partir de [www.globalforestwatch.org](http://www.globalforestwatch.org)
- Golluscio, R. A., Austin, A. T., García Martínez, G. C., Gonzalez-Polo, M., Sala, O. E., & Jackson, R. B. (2009). Sheep grazing decreases organic carbon and nitrogen pools in the patagonian steppe: Combination of direct and indirect effects. *Ecosystems*, *12*(4), 686-697.
- Gomes, L. de C., Cardoso, I. M., Mendonça, E. de S., Fernandes, R. B. A., Lopes, V. S., & Oliveira, T. S. (2016). Trees modify the dynamics of soil CO<sub>2</sub> efflux in coffee agroforestry systems. *Agricultural and Forest Meteorology*, *224*, 30-39.
- Goutal, N., Boivin, P., & Ranger, J. (2012). Assessment of the Natural Recovery Rate of Soil Specific Volume following Forest Soil Compaction. *Soil Science Society of America Journal*, *76*(4), 1426-1435.
- Greenwood, K. L., MacLeod, D. A., Scott, J. M., & Hutchinson, K. J. (1998). Changes to soil physical properties after grazing exclusion. *Soil Use and Management*, *14*(1), 19-24.
- Greenwood, K. L., & McKenzie, B. M. (2001). Grazing effects on soil physical properties and the consequences for pastures: a review. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, *41*(8), 1231.
- Guan, H., & Cao, R. (2021). Biocrusts and its disturbance controls on soil infiltrability in a semi-arid ecosystem. *Ecohydrology*, e2324.
- Gupta, B., Shah, D. O., Mishra, B., Joshi, P. A., Gandhi, V. G., & Fougat, R. S. (2015). Effect of top soil wettability on water evaporation and plant growth. *Journal of Colloid and Interface Science*, *449*, 506-513.
- HilleRisLambers, R., Rietkerk, M., van den Bosch, F., Prins, H., & de Kroon, H. (2001). Vegetation pattern formation in semi-arid grazing systems. *Ecology*, *82*(1), 50-61. Recuperado a partir de [https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/0012-9658\(2001\)082%5B0050:VPFISA%5D2.0.CO%3B2](https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/0012-9658(2001)082%5B0050:VPFISA%5D2.0.CO%3B2)
- Hochstrasser, T., Millington, J. D. A., Papanastasis, V. P., Parsons, A. J., Roggero, P. P., Brazier, R. E., ... Puttock, A. (2014). The Study of Land Degradation in Drylands: State of the Art. En *Patterns of Land Degradation in Drylands* (pp. 13-54). Dordrecht: Springer Netherlands.
- Hoekstra, J. M., Boucher, T. M., Ricketts, T. H., & Roberts, C. (2005). Confronting a biome crisis: Global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters*, *8*(1), 23-29.
- Holdo, R. M., & Mack, M. C. (2014). Functional attributes of savanna soils: contrasting effects of tree canopies and herbivores on bulk density, nutrients and moisture dynamics. *Journal of Ecology*, *102*(5), 1171-1182.
- Holmgren, M., & Scheffer, M. (2010). Strong facilitation in mild environments: the stress gradient hypothesis revisited. *Journal of Ecology*, *98*(6), 1269-1275.
- Hurlbert, S. H. (1984). Pseudoreplication and the Design of Ecological Field

- Experiments. *Ecological Monographs*, 54(2), 187-211.
- INDEC. (2018). *Censo Nacional Agropecuario*. Recuperado a partir de [www.indec.gob.ar](http://www.indec.gob.ar)
- Isermeyer, H. (1952). Eine einfache Methode zur Bestimmung der Bodenatmung und der Karbonate im Boden. *Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung Bodenkunde*, 56(1-3), 26-38.
- Júnior, L. A. F., Bursztyn, M., & Drummond, J. A. (2017). Sustainability of the remaining agricultural Commons in the Brazilian Northeast: challenges beyond management. *DIE ERDE – Journal of the Geographical Society of Berlin*, 148(2-3 SE-Research articles).
- Katoh, K., Takeuchi, K., Jiang, D., Nan, Y., & Kou, Z. (1998). Vegetation restoration by seasonal enclosure in the Kerqin Sandy Land, Inner Mongolia. *Plant Ecology 1998* 139:2, 139(2), 133-144.
- Kelishadi, H., Mosaddeghi, M. R., Ayoubi, S., & Mamedov, A. I. (2018). Effect of temperature on soil structural stability as characterized by high energy moisture characteristic method. *CATENA*, 170, 290-304.
- King, P. (1981). Comparison of methods for measuring severity of water repellence of sandy soils and assessment of some factors that affect its measurement. *Australian Journal of Soil Research*, 19(3), 275.
- Klute, A. (1986). *Methods of soil analysis. Part I: Physical and mineralogical methods*. Madison, Wisconsin, USA: American Society of Agronomy.
- Lal, R. (1997). Degradation and resilience of soils. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 352(1356), 997-1010.
- Lal, R. (2015). Restoring Soil Quality to Mitigate Soil Degradation. *Sustainability*, 7(12), 5875-5895.
- Lavee, H., Sarah, P., & Imeson, A. C. (1996). Aggregate Stability Dynamics as Affected by Soil Temperature and Moisture Regimes. *Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography*, 78(1), 73-82.
- Le Bissonnais, Y. (1996). Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. *European Journal of Soil Science*, 47(4), 425-437.
- Le Bissonnais, Y., & Arrouays, D. (1997). Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: II. Application to humic loamy soils with various organic carbon contents. *European Journal of Soil Science*, 48(1), 39-48.
- Leibovich, T. (2021). *Utilización forrajera sostenible del bosque nativo del Valle de Conlara, San Luis*. Universidad de Buenos Aires. Recuperado a partir de <http://ri.agro.uba.ar/files/download/tesis/maestria/2021leibovichtamara.pdf>
- Lellei-Kovács, E., Kovács-Láng, E., Botta-Dukát, Z., Kalapos, T., Emmett, B., & Beier, C. (2011). Thresholds and interactive effects of soil moisture on the temperature response of soil respiration. *European Journal of Soil Biology*, 47(4), 247-255.

- Lenth, R. (2020). emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. Recuperado a partir de <https://cran.r-project.org/package=emmeans>
- Letey, J. (1969). Measurement of contact angle, water drop penetration time, and critical surface tension. En J. DeBano, L.F., Letey (Ed.), *Proceedings of the Symposium on Water-Repellent Soils* (pp. 43-47). Riverside: University of California.
- Li, X., Zhang, C., Fu, H., Guo, D., Song, X., Wan, C., & REN, J. (2013). Grazing exclusion alters soil microbial respiration, root respiration and the soil carbon balance in grasslands of the Loess Plateau, northern China. *Soil Science and Plant Nutrition*, 59(6), 877-887.
- Liu, X., Zhuang, Q., Lai, L., Zhou, J., Sun, Q., Yi, S., ... Zheng, Y. (2021). Soil water use sources and patterns in shrub encroachment in semiarid grasslands of Inner Mongolia. *Agricultural and Forest Meteorology*, 308-309, 108579.
- Lu, J., Zhang, Q., Werner, A. D., Li, Y., Jiang, S., & Tan, Z. (2020, octubre 1). Root-induced changes of soil hydraulic properties – A review. *Journal of Hydrology*. Elsevier B.V.
- Ludwig, J. A., Wilcox, B. P., Breshears, D. D., Tongway, D. J., & Imeson, A. C. (2005). Vegetation patches and runoff-erosion as interacting ecohydrological processes in semiarid landscapes. *Ecology*, 86(2), 288-297.
- Magliano, P. N., Fernández, R. J., Mercáu, J. L., & Jobbágy, E. G. (2015). Precipitation event distribution in Central Argentina: spatial and temporal patterns. *Ecohydrology*, 8(1), 94-104.
- Magliano, P. N., Giménez, R., Houspanossian, J., Páez, R. A., Nosetto, M. D., Fernández, R. J., & Jobbágy, E. G. (2017). Litter is more effective than forest canopy reducing soil evaporation in Dry Chaco rangelands. *Ecohydrology*, 10(7), e1879.
- Magliano, P. N., Whitworth-Hulse, J. I., & Baldi, G. (2019). Interception, throughfall and stemflow partition in drylands: Global synthesis and meta-analysis. *Journal of Hydrology*, 568, 638-645.
- Magliano, P. N., Whitworth-Hulse, J. I., Florio, E. L., Aguirre, E. C., & Blanco, L. J. (2019). Interception loss, throughfall and stemflow by *Larrea divaricata*: The role of rainfall characteristics and plant morphological attributes. *Ecological Research*, 34(6), 753-764.
- Martens, S. N., Breshears, D. D., & Meyer, C. W. (2000). Spatial distributions of understory light along the grassland/forest continuum: Effects of cover, height, and spatial pattern of tree canopies. *Ecological Modelling*, 126(1), 79-93.
- Marwick, B., & Krishnamoorthy, K. (2019). cvequality: Tests for the Equality of Coefficients of Variation from Multiple Groups. Recuperado a partir de <https://cran.r-project.org/package=cvequality>
- Mayor, A. G., Bautista, S., Rodriguez, F., & Kéfi, S. (2019). Connectivity-Mediated Ecohydrological Feedbacks and Regime Shifts in Drylands. *Ecosystems*, 1-15.
- Miehe, G., Miehe, S., Koch, K., & Will, M. (2003). Sacred forests in Tibet. *Mountain Research and Development*, 23(4), 324-328.



- Miles, L., Newton, A. C., DeFries, R. S., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., ... Gordon, J. E. (2006). A global overview of the conservation status of tropical dry forests. En *Journal of Biogeography* (Vol. 33, pp. 491-505). John Wiley & Sons, Ltd.
- Milton, S. J., Dean, W. R. J., & Ellist, R. P. (1998). Rangeland health assessment: A practical guide for ranchers in arid Karoo shrublands. En *Journal of Arid Environments* (Vol. 39, pp. 253-265). Academic Press.
- Miyasaka, T., Miyamori, E., Okuro, T., Zhao, X., & Takeuchi, K. (2021). Comparison of nurse effect zones of shrubs versus trees for dryland rehabilitation in Northeast China. *Restoration Ecology*, 29(6), e13364.
- Morales, V. L., Parlange, J. Y., & Steenhuis, T. S. (2010). Are preferential flow paths perpetuated by microbial activity in the soil matrix? A review. *Journal of Hydrology*, 393(1-2), 29-36.
- Morello, J., Matteucci, S. D., & Rodríguez, A. F. S. (2012). *Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos*. Buenos Aires: Ediciones FADU. Recuperado a partir de <http://www.sidalc.net/cgi-bin/wxis.exe/?IsisScript=bibunfa.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expression=mfn=021447>
- Mwilawa, A. J., Komwihangilo, D. M., & Kusekwa, M. L. (2008). Conservation of forage resources for increasing livestock production in traditional forage reserves in Tanzania. *African Journal of Ecology*, 46(s1), 85-89.
- Nawaz, M. F., Bourrié, G., & Trolard, F. (2013). Soil compaction impact and modelling. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 33(2), 291-309.
- Nelson, K. S., Gray, E. M., & Evans, J. R. (2011). Finding solutions for bird restoration and livestock management: comparing grazing exclusion levels. *Ecological Applications*, 21(2), 547-554.
- Newman, B. D., Breshears, D. D., & Gard, M. O. (2010). Evapotranspiration Partitioning in a Semiarid Woodland: Ecohydrologic Heterogeneity and Connectivity of Vegetation Patches. *Vadose Zone Journal*, 9(3), 561.
- Omer, M., Idowu, O. J., Ulery, A. L., VanLeeuwen, D., & Guldán, S. J. (2018). Seasonal Changes of Soil Quality Indicators in Selected Arid Cropping Systems. *Agriculture 2018*, Vol. 8, Page 124, 8(8), 124.
- Paz, R. G. (2014). Estructura agraria en Santiago del Estero: el proceso de territorialización de las explotaciones campesinas sin límites y su tensión frente al avance del capitalismo. *Estudios Rurales*, 4(6), 81-99. Recuperado a partir de <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/35449>
- Peel, M. C., Finlayson, B. L., & McMahon, T. A. (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11(5), 1633-1644.
- Peña Zubiarte, C. A., & Salazar Lea Plaza, J. C. (1982). Carta de suelos de los departamentos de Belgrano y General Taboada, provincia Santiago del Estero. En E. Tonelli (Ed.), *Informe de diez años de labor* (pp. 78-179). INTA, Santiago del

Estero.

- Perroux, K. M., & White, I. (1988). Designs for Disc Permeameters 1. *Soil Science Society of America Journal*, 52(5), 1205.
- Piñeiro, G., Paruelo, J. M., Oesterheld, M., & Jobbágy, E. G. (2010). Pathways of grazing effects on soil organic carbon and nitrogen. *Rangeland Ecology & Management*, 63(1), 109-119.
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D., & R Core Team. (2020). nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. Recuperado a partir de <https://cran.r-project.org/package=nlme>
- Piquer-Rodríguez, M., Butsic, V., Gärtner, P., Macchi, L., Baumann, M., Gavier Pizarro, G., ... Kuemmerle, T. (2018). Drivers of agricultural land-use change in the Argentine Pampas and Chaco regions. *Applied Geography*, 91, 111-122.
- Portillo-Quintero, C. A., & Sánchez-Azofeifa, G. A. (2010). Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation*, 143(1), 144-155.
- Prado, D. E. (1993). What is the Gran Chaco vegetation in South America? I. A review: contribution to the study of flora and vegetation of the Chaco. V. *Candollea*, 48, 145-172.
- Primavesi, A. (1984). *Manejo ecológico del suelo*. Buenos Aires: El Ateneo.
- Querejeta, J. I. (2017). Soil Water Retention and Availability as Influenced by Mycorrhizal Symbiosis: Consequences for Individual Plants, Communities, and Ecosystems. *Mycorrhizal Mediation of Soil: Fertility, Structure, and Carbon Storage*, 299-317.
- Raiesi, F., & Riahi, M. (2014). The influence of grazing enclosure on soil C stocks and dynamics, and ecological indicators in upland arid and semi-arid rangelands. *Ecological indicators*, 41, 145-154.
- Raz-Yaseef, N., Rotenberg, E., & Yakir, D. (2010). Effects of spatial variations in soil evaporation caused by tree shading on water flux partitioning in a semi-arid pine forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 150(3), 454-462.
- REDAF, R. A. C. A. (1999). *Estudio Integral de la Región del Parque Chaqueño. Proyecto Bosques Nativos y Areas Protegidas*.
- Rietkerk, M., & van de Koppel, J. (1997). Alternate Stable States and Threshold Effects in Semi-Arid Grazing Systems. *Oikos*, 79(1), 69.
- Robinson, D. A., Lebron, I., Ryel, R. J., & Jones, S. B. (2010). Soil Water Repellency: A Method of Soil Moisture Sequestration in Pinyon-Juniper Woodland. *Soil Science Society of America Journal*, 74(2), 624.
- Rodríguez-Iturbe, I. (2000). Ecohydrology: A hydrologic perspective of climate-soil-vegetation dynamics. *Water Resources Research*, 36(1), 3-9.
- Rodríguez, F., Mayor, Á. G., Rietkerk, M., & Bautista, S. (2018). A null model for assessing the cover-independent role of bare soil connectivity as indicator of dryland functioning and dynamics. *Ecological Indicators*, 94, 512-519.

- Rush, P., Bravo, M., Castro, L., Fernández, P., Frey, A., Mayer, B., ... Couso, L. (2018). Prácticas en territorio en un proyecto de restauración con fines productivos junto a comunidades del Movimiento Campesino de Santiago del Estero (MOCASE-VC). En *9na jornada de difusión de actividades de extensión* (pp. 62-65). Buenos Aires: Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.
- Rye, C. F., & Smettem, K. R. J. (2017). The effect of water repellent soil surface layers on preferential flow and bare soil evaporation. *Geoderma*, *289*, 142-149.
- Saco, P. M., Rodríguez, J. F., Moreno-de las Heras, M., Keesstra, S., Azadi, S., Sandi, S., ... Rossi, M. J. (2020). Using hydrological connectivity to detect transitions and degradation thresholds: Applications to dryland systems. *Catena*, *186*, 104354.
- Safaei, M., Bashari, H., Mosaddeghi, M. R., & Jafari, R. (2019). Assessing the impacts of land use and land cover changes on soil functions using landscape function analysis and soil quality indicators in semi-arid natural ecosystems. *CATENA*, *177*, 260-271.
- Saunders, D. A., Hobbs, R. J., & Margules, C. R. (1991). Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology*, *5*(1), 18-32.
- Scanes, C. G. (2017). Impact of Agricultural Animals on the Environment. En *Animals and Human Society* (pp. 427-449). Elsevier.
- Scholes, R. J., & Archer, S. R. (1997). Tree-grass interactions in savannas. *Annual Review of Ecology and Systematics*, *28*(1), 517-544.
- Smith, P., House, J. I., Bustamante, M., Sobocká, J., Harper, R., Pan, G., ... Pugh, T. A. M. (2016). Global change pressures on soils from land use and management. *Global Change Biology*, *22*(3), 1008-1028.
- Steffens, M., Kölbl, A., Totsche, K. U., & Kögel-Knabner, I. (2008). Grazing effects on soil chemical and physical properties in a semiarid steppe of Inner Mongolia (P.R. China). *Geoderma*, *143*(1-2), 63-72.
- Suding, K. N., Gross, K. L., & Houseman, G. R. (2004, enero 1). Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends in Ecology and Evolution*. Elsevier Current Trends.
- Tálamo, A., & Caziani, S. M. (2003). Variation in woody vegetation among sites with different disturbance histories in the Argentine Chaco. *Forest Ecology and Management*, *184*(1-3), 79-92.
- Tang, Y., Jiang, D. M., & Lü, X. T. (2014). Effects of Exclosure Management on Elm (*Ulmus Pumila*) Recruitment in Horqin Sandy Land, Northeastern China. *Arid Land Research and Management*, *28*(1), 109-117.
- Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K., & Merriam, G. (1993). Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. *Oikos*, *68*(3), 571.
- Thurrow, T. (1991). Hydrology and erosion. En R. Heitschmidt & J. Stuth (Eds.), *Grazing Management: an Ecological Perspective* (Timberline, pp. 141-159). Portland, OR.
- Tisdall, J. M., & Oades, J. M. (1982). Organic matter and water-stable aggregates in soils.

*Journal of Soil Science*, 33(2), 141-163.

- Tongway, D. J., & Ludwig, J. A. (2005). Heterogeneity in Arid and Semiarid Lands. En *Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes* (pp. 189-205). Springer, New York, NY.
- Tongway, D. J., Valentin, C., & Seghieri, J. (2001). *Banded vegetation patterning in arid and semiarid environments: ecological processes and consequences for management*. Springer.
- Torrella, S. A., & Adámoli, J. (2006). Situación ambiental de la ecorregión del Chaco Seco. En A. Brown, U. M. Ortiz, M. Acerbi, & J. Corcuera (Eds.), *La situación ambiental Argentina 2005* (pp. 73-75). Buenos Aires: Fundación Vida Silvestre Argentina.
- Torrella, S. A., Adámoli, J., Herrera, P., & Ginzburg, R. (2005). La expansión agrícola en el Chaco argentino: contrastes entre el litoral fluvial y el interior. *Temas de Biodiversidad del Litoral Fluvial Argentino, II*, 201-212.
- Torres, P., & Abril, A. (1996). Dinámica microbiana del suelo en un desmonte selectivo del Chaco árido argentino. *Ciencia del suelo*, 14, 30-36.
- Vallejos, M., Volante, J. N., Mosciaro, M. J., Vale, L. M., Bustamante, M. L., & Paruelo, J. M. (2015). Transformation dynamics of the natural cover in the Dry Chaco ecoregion: A plot level geo-database from 1976 to 2012. *Journal of Arid Environments*, 123, 3-11.
- van de Koppel, J., Rietkerk, M., van Langevelde, F., Kumar, L., Klausmeier, C. A., Fryxell, J. M., ... Prins, H. H. T. (2002). Spatial heterogeneity and irreversible vegetation change in semiarid grazing systems. *The American naturalist*, 159(2), 209-218.
- van de Koppel, J., Rietkerk, M., & Weissing, F. J. (1997). Catastrophic vegetation shifts and soil degradation in terrestrial grazing systems. *Trends in Ecology & Evolution*, 12(9), 352-356.
- Varela, J. L., & Herrero, I. G. (2002). *Exploración Del Subsuelo Con Penetrómetro*. Madrid, España: Iberia.
- Verdoodt, A., Mureithi, S. M., & Van Ranst, E. (2010). Impacts of management and enclosure age on recovery of the herbaceous rangeland vegetation in semi-arid Kenya. *Journal of Arid Environments*, 74(9), 1066-1073.
- Verdoodt, A., Mureithi, S. M., Ye, L., & Van Ranst, E. (2009). Chronosequence analysis of two enclosure management strategies in degraded rangeland of semi-arid Kenya. *Agriculture, ecosystems & environment*, 129(1), 332-339.
- Vetaas, O. R. (1992). Micro-site effects of trees and shrubs in dry savannas. *Journal of Vegetation Science*, 3(3), 337-344.
- Villegas, J. C., Breshears, D. D., Zou, C. B., & Law, D. J. (2010). Ecohydrological controls of soil evaporation in deciduous drylands: How the hierarchical effects of litter, patch and vegetation mosaic cover interact with phenology and season. *Journal of Arid Environments*, 74(5), 595-602.

- Villegas, J. C., Breshears, D. D., Zou, C. B., & Royer, P. D. (2010). Seasonally Pulsed Heterogeneity in Microclimate: Phenology and Cover Effects along Deciduous Grassland–Forest Continuum. *Vadose Zone Journal*, 9(3), 537.
- Villegas, J. C., Dominguez, F., Barron-Gafford, G. A., Adams, H. D., Guardiola-Claramonte, M., Sommer, E. D., ... Huxman, T. E. (2015). Sensitivity of regional evapotranspiration partitioning to variation in woody plant cover: insights from experimental dryland tree mosaics. *Global Ecology and Biogeography*, 24(9), 1040-1048.
- Walkley, A., & Black, I. A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil science*, 37(1), 29-38.
- Wang, J., Fu, B., Lu, N., & Zhang, L. (2017). Seasonal variation in water uptake patterns of three plant species based on stable isotopes in the semi-arid Loess Plateau. *Science of The Total Environment*, 609, 27-37.
- Warren, S. D., Blackburn, W. H., & Taylor, C. A. (1986). Effects of Season and Stage of Rotation Cycle on Hydrologic Condition of Rangeland under Intensive Rotation Grazing. *Journal of Range Management*, 39(6), 486-491.
- Warren, S. D., Thurow, T. L., Blackburn, W. H., & Garza, N. E. (1986). The influence of livestock trampling under intensive rotation grazing on soil hydrologic characteristics. *Journal of Range Management*, 39(6), 491-495.
- Webb, R. H. (2002). Recovery of severely compacted soils in the Mojave Desert, California, USA. *Arid Land Research and Management*, 16(3), 291-305.
- Whisenant, S. (1999). *Repairing damaged wildlands: a process-orientated, landscape-scale approach* (Vol. 1). Cambridge University Press.
- Yirdaw, E., Tigabu, M., & Monge, A. (2017). Rehabilitation of degraded dryland ecosystems – review. *Silva Fennica*. Finnish Society of Forest Science.
- Zheng, W., Morris, E. K., Lehmann, A., & Rillig, M. C. (2016). Interplay of soil water repellency, soil aggregation and organic carbon. A meta-analysis. *Geoderma*, 283, 39-47.
- Zornoza, R., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Arcenegui, V., Mayoral, A. M., Morales, J., & Mataix-Beneyto, J. (2007). Soil properties under natural forest in the Alicante Province of Spain. *Geoderma*, 142(3-4), 334-341.
- Zou, J., Tobin, B., Luo, Y., & Osborne, B. (2018). Response of soil respiration and its components to experimental warming and water addition in a temperate Sitka spruce forest ecosystem. *Agricultural and Forest Meteorology*, 260-261, 204-215.