



**Universidad Nacional del Comahue
Centro Regional Universitario
Bariloche**

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DEL BOSQUE ANDINO PATAGÓNICO DE LA PROVINCIA DEL CHUBUT: EFECTOS DE LA GANADERÍA BOVINA SOBRE LOS RECURSOS SUELO Y AGUA

**Trabajo de Tesis para optar al Título de Doctor en Biología
Ing. Ftal. Federico Antonio Gomez**

**Directora: Dra. Ludmila La Manna
Codirector: Dr. Axel von Müller
2023**



RESUMEN

La ganadería ha tenido diferentes impactos sobre los bienes y servicios ambientales que ofrecen los ecosistemas. El impacto del ganado afecta a los recursos suelo y agua producto del pisoteo, ramoneo y deposición de orina y heces. En los bosques de la Patagonia argentina, es frecuente la implementación de sistemas silvopastoriles como actividad económica. El ganado bovino habitualmente pastorea durante el invierno en los bosques de *Nothofagus antarctica* (invernada) y, durante el verano en los bosques *Nothofagus pumilio* (veranada). Esta rotación del ganado bovino es muy frecuente en la región Patagónica, donde el ganado transita por los céspedes de pastoreo, los bosques de ribera y los cauces de agua. Esta nueva dinámica con grandes herbívoros introducidos, que lleva cerca de un siglo en los bosques de esta región, es poco conocida y sujeta a cambios de manejo permanentes. El objetivo de esta tesis fue evaluar los efectos del ganado bovino sobre las propiedades del suelo, la calidad del bosque de ribera y la calidad del agua en sistemas silvopastoriles en bosques de *N. antarctica* y de *N. pumilio*. En dos sitios del oeste del Chubut (Carrenleufú y Aldea Las Pampas) con pastoreo de ganado bovino se evaluaron las propiedades físicas y químicas del suelo en sistemas silvopastoriles con bosques de *N. antarctica* y de *N. pumilio*. A su vez, se compararon las propiedades del suelo de acuerdo al momento de uso, es decir, invernada y veranada. Por otro lado, el pastoreo a nivel de cuenca fue evaluado en tres cuencas con distinto uso ganadero (Arroyo Blanco, Arroyo Cajón y Río Pampa) midiendo durante tres veranos (2020-2021-2022) las propiedades físicas, químicas y bacteriológicas del agua. Además, se evaluaron la calidad del bosque de ribera y el suelo de la ribera. Los resultados revelaron que los suelos de los sistemas silvopastoriles de *N. antarctica* y de *N. pumilio* son levemente afectados por el uso ganadero, debido al alto poder buffer propio de los suelos Andisoles. Las propiedades del suelo más afectadas por este tipo de actividad fueron la densidad aparente, resistencia a la penetración, estabilidad estructural, materia orgánica y la materia orgánica asociada a agregados, variables que pueden ser indicadoras en el monitoreo de la degradación de suelos en áreas con ganado. Sin embargo, los cambios más drásticos se encontraron cuando se combinan la ganadería con disturbios de mayor escala (incendio forestal y tala rasa). El régimen hídrico condicionó la resiliencia de estos suelos volcánicos. Así, en los Udands los cambios en el suelo asociados al ganado fueron mínimos, y es factible una recuperación de las propiedades físicas en el corto plazo (cinco años), siempre y cuando, las cargas ganaderas no hayan sido altas y focalizadas. Por el contrario, los Xerands

sufrieron cambios más marcados en las propiedades físicas y químicas ante la presión ganadera, y necesitan de un mayor tiempo de exclusión. La comparación de los manejos invernada vs. veranada revelaron que la invernada de *N. antarctica* en Andisoles xéricos mostraron cambios más severos en la compactación y deformación de la estructura del suelo que las áreas de veranada. Por otro lado, la mayor carga ganadera en las zonas ribereñas causó un deterioro del bosque de ribera, disminuyendo la cobertura del dosel a largo plazo, debido al ramoneo y pisoteo de la regeneración del bosque. Además, el ganado aporta heces y orina en los cauces de agua, produciendo el ingreso de nutrientes y de bacterias que afectaron negativamente la calidad del agua. La pérdida de calidad del agua se ve acentuada en años cálidos y secos, con menores caudales y mayor temperatura del agua. Sin embargo, los arroyos y ríos andino patagónicos son fríos, bien oxigenados y recorren grandes distancias, características que contribuyen a la autodepuración de los cauces. Se proponen como indicadores para el monitoreo de estos sistemas: el índice de calidad de los bosques de ribera adaptado para ríos andino-patagónicos (QBRp), el ramoneo de la regeneración del bosque de ribera, y variables de calidad del agua (turbidez, número de colonias de *Escherichia coli*, nitrógeno total y fósforo total), propiedades que estuvieron positivamente asociadas a la carga ganadera. Si bien los suelos analizados evidenciaron una adecuada fertilidad y alta resiliencia ante el disturbio ganadero, el equilibrio de los sistemas silvopastoriles está dado por la sostenibilidad del sistema productivo-ecológico, siempre y cuando se controlen las cargas ganaderas, se excluya el ganado de las zonas ribereñas y se eviten disturbios de mayor escala.

Palabras clave: Andisol; carga ganadera; resiliencia; sistemas silvopastoriles.

ABSTRACT

PROVISION OF ECOSYSTEM SERVICES IN PATAGONIA ANDEAN FORESTS FROM CHUBUT PROVINCE, ARGENTINA: EFFECTS OF CATTLE MANAGEMENT ON SOIL AND WATER RESOURCES

Livestock generate impacts on the environmental goods and services offered by ecosystems. The livestock impact affects the soil and water resources due to trampling, browsing and deposition of urine and feces. In Patagonia Argentina forests the silvopastoral systems implementation is frequent as economic activity. Livestock usually graze during winter in *Nothofagus antarctica* forests (winter areas) and during summer

in *Nothofagus pumilio* forests (summer areas). This bovine cattle rotation is very frequent in Patagonian region, where the cattle transit across grazing lawns, riparian forest and water courses. This new dynamic with large introduced herbivores, which has been for nearly a century in these forests, is relatively unknown and subject to permanent management changes. The aimed of this thesis was to evaluate effects of cattle on soil properties, riparian forest quality and water quality in silvopastoral systems in *N. antarctica* and *N. pumilio* forests. In two sites in western Chubut (Carrenleufú and Aldea Las Pampas) with cattle grazing, physical and chemical properties of silvopastoral systems with *N. antarctica* and *N. pumilio* forests were evaluated. In turn, soil properties were compared according to the use season: winter areas vs. summer areas. On the other hand, grazing at basin level was evaluated in three basins with different livestock uses (Arroyo Blanco, Arroyo Cajón and Río Pampa) by measuring physical, chemical and bacteriological water properties during three summers (2020-2021-2022). In addition, the quality of riparian forest and riparian soils were evaluated. The results reveal that soils under silvopastoral systems of *N. antarctica* and *N. pumilio* are slightly affected, due to the high buffer effect of Andisols. The most affected soil properties are bulk density, resistance to penetration, structural stability, organic matter and organic matter associated with aggregates, variables that can be considered as indicators for monitoring soil degradation in areas with cattle. However, most drastic changes were found when livestock was combined with larger-scale disturbances (forest fire and clear cutting). The water regime conditions the resilience of these volcanic soils. Thus, changes associated with livestock are minimal in Udands, and recovery of physical properties in short term (5 years) is feasible, as long as livestock stocking rate have not been high and focused. On the contrary, Xerands suffer more marked changes in physical and chemical properties due to livestock use, and require a longer exclusion time. Winter areas vs. summer areas comparison reveal that winter areas of *N. antarctica* on xeric Andisols show more severe changes in compaction and deformation of soil structure than summer areas. On the other hand, higher livestock stocking rate in the riparian zones causes higher deterioration of riparian forest, decreasing canopy cover in the long term, due to browsing and trampling of forest regeneration. In addition, livestock contribute feces and urine into waterways, allowing the entry of nutrients and bacterias that negatively affect water quality. The loss of water quality is higher in hot and dry years, with lower flows and higher water temperatures. However, Andean Patagonian streams and rivers are cold, well oxygenated and travel long distances, characteristics that contribute to their self-purification.

Monitoring indicators of these systems are proposed: quality index of riparian forests adapted for Andean-Patagonian rivers (QBRp), browsing of riparian forest regeneration, and water quality variables (turbidity, *Escherichia coli*, total nitrogen and total phosphorus), properties that were positively associated with livestock stocking rate. Although the analyzed soils show adequate fertility and high resilience to livestock disturbance, silvopastoral systems balance is given by sustainability of productive-ecological system, as long as livestock stocking rate are controlled, livestock are excluded from the riparian zone and larger-scale disturbances are avoided.

Key words: Andisol; livestock stocking rate; resilience; silvopastoral systems.

AGRADECIMIENTOS

A mis directores Ludmila La Manna y Axel von Müller por todos sus aportes y enseñanzas en estos años.

A INTA Esquel, por brindarme el espacio y todo lo necesario para llevar a cabo esta tesis.

Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), por la beca otorgada para realizar esta tesis.

Al CEAI que me brindo el espacio para realizar todos los análisis de laboratorio.

A Manu, mi esposa y compañera de vida, sin ella esta tesis no se habría terminado.

A mis hijos, Costantino, Lucía y Valentina, los llevo todos los días presentes en mi corazón.

A mi mamá y papá, por su apoyo incondicional.

A Teresa Schinelli y Maximiliano Viale por los datos meteorológicos.

A los revisores que permitieron enriquecer la Tesis.

A todos aquellos que de alguna manera colaboraron para la realización de esta tesis.

Dedicatoria

A mi esposa Manu y a mis hijos Costantino, Lucía y Valentina

ÍNDICE DE CONTENIDO

RESUMEN.....	i
ABSTRACT	ii
ORGANIZACIÓN DE LA TESIS	1
CAPÍTULO 1.....	2
INTRODUCCIÓN GENERAL.....	2
1.1. INTRODUCCIÓN.....	3
1.2. OBJETIVO GENERAL	11
1.3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	11
1.4. HIPÓTESIS Y PREDICCIONES.....	12
1.5. ÁREA DE ESTUDIO GENERAL	14
CAPÍTULO 2.....	16
CAMBIOS EN EL SUELO ASOCIADOS AL USO SILVOPASTORIL EN BOSQUES DE ÑIRE.....	16
2.1. INTRODUCCIÓN.....	17
2.2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS.....	19
2.3. MATERIALES Y MÉTODOS.....	19
2.4. RESULTADOS.....	28
2.5. DISCUSIÓN.....	44
2.6. CONCLUSIÓN.....	52
CAPÍTULO 3.....	53
CAMBIOS EN EL SUELO ASOCIADOS AL USO SILVOPASTORIL EN BOSQUES DE LENGUA Y ESTUDIO COMPARATIVO CON SUELOS DEL BOSQUE DE ÑIRE.....	53
3.1. INTRODUCCIÓN.....	54
3.2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS.....	56
3.3. MATERIALES Y MÉTODOS.....	56
3.4. RESULTADOS.....	64
3.5. DISCUSIÓN.....	83
3.6. CONCLUSIÓN.....	90

CAPÍTULO 4.....	92
CALIDAD DEL AGUA Y DEL BOSQUE DE RIBERA EN CUENCAS CON USO SILVOPASTORIL.....	92
4.1. INTRODUCCIÓN.....	93
4.3. MATERIALES Y MÉTODOS.....	98
4.5. DISCUSIÓN.....	128
4.6. CONCLUSIONES.....	134
CAPÍTULO 5.....	136
DISCUSIÓN Y CONCLUSIÓN GENERAL.....	136
5.1. DISCUSIÓN GENERAL.....	137
5.2. CONCLUSIÓN GENERAL.....	142
REFERENCIAS	144
ANEXO	171
TRABAJO DE RESPALDO	176

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Clasificación de los principales servicios ecosistémicos e implicancias de cada uno para el bosque Andino Patagónico (Modificado de www.wwf.org.co).....	4
Figura 1.2. Área de estudio.....	15
Figura 2.1. Área de estudio. Distribución de los bosques de <i>Nothofagus antarctica</i> en Argentina y en la provincia del Chubut (CIEFAP y MAyDS, 2016) (en azul). Los puntos verdes y rojos en el mapa indican la ubicación de los sitios de estudio. Las imágenes satelitales muestran la ubicación de los tres bosques estudiados en cada sitio.....	20
Figura 2.2. Climodiagrama de los sitios de estudio (Carrenleufú y Aldea Las Pampas).....	21
Figura 2.3. Tratamientos: A) Bosque cerrado; B) Clausura; C) Bosque abierto; D)	

Degradado.....22

Figura 2.4. Análisis de componentes principales para las profundidades 0-10 cm (A) y 10-20 cm (B), en color azul el sitio Carrenleufú y en verde Aldea Las Pampas. □: Bosques Cerrados; Δ: Clausuras; ○: Bosques abiertos y ◇: Degradados. Hz O: horizonte orgánico; arcilla: fracción arcilla; limo: fracción limo; arena: fracción arena; Dap: densidad aparente; RP: resistencia a la penetración; EE: estabilidad estructural; CC: capacidad de campo; pH: pH actual; CE: conductividad eléctrica; NaF 2': pH NaF 2'; MO: materia orgánica; N: nitrógeno total; C/N: relación Carbono/Nitrógeno; y P: fósforo disponible.....29

Figura 2.5. Fracciones granulométricas del suelo en los sitios de estudio (Carrenleufú y Aldea Las Pampas). AMF: arena muy fina; AF: arena fina; AM: arena media; AG: arena gruesa; AMG: arena muy gruesa. La granulometría se determinó por difracción láser, excepto AMG, que se separó por tamizado. * El asterisco muestra diferencias significativas entre los sitios.....30

Figura 2.6. Box-plot de los tratamientos para las variables densidad aparente, resistencia a la penetración, estabilidad estructural y capacidad de campo. Se muestran los valores medios para ambas profundidades (0-10 y 10-20 cm), excepto la resistencia a la penetración. Las clases de estabilidad de agregados van desde 0 = Suelo demasiado inestable; a 6 = Fuerte estabilidad (Herrick *et al.*, 2001). Las letras minúsculas muestran diferencias significativas entre los tratamientos de ANCOVA. NS indica diferencias no significativas. Se indican los valores de F y P para los tratamientos y para la carga ganadera localizada (*) de aquellas variables que presentaron diferencias significativas.....34

Figura 2.7. Box-plot de los tratamientos para las variables pH actual, conductividad eléctrica, pH NaF 2' y pH NaF 60'. Se muestran los valores medios para ambas profundidades (0-10 y 10-20 cm). Las letras minúsculas muestran las diferencias entre los tratamientos de ANCOVA. * muestra diferencias significativas con la carga animal localizada. NS muestra diferencias no significativas.....36

Figura 2.8. Box-plot de los tratamientos para las variables materia orgánica, nitrógeno total, relación C/N y fósforo disponible. Se muestran los valores medios para ambas profundidades (0-10 y 10-20 cm). Las letras minúsculas muestran diferencias significativas entre los tratamientos de ANCOVA. * muestra diferencias significativas con la carga animal localizada. NS muestra diferencias no significativas.....38

Figura 2.9. Fracción de Materia Orgánica asociada a agregados de 53 a 250 μm (MO₅₃₋₂₅₀) y a agregados mayores a 250 μm (MO_{>250}). A) Carrenleufú; B) Aldea Las Pampas.

Se muestran los valores medios para ambas profundidades (0-10 y 10-20 cm). Las letras minúsculas muestran las diferencias entre los tratamientos de ANCOVA. * muestra diferencias significativas con la carga animal localizada. NS indica diferencias no significativas.....39

Figura 2.10. Proporción de las diferentes fracciones de materia orgánica. A) Carrenleufú; B) Aldea Las Pampas. Las letras minúsculas muestran diferencias entre tratamientos de ANOVA. NS indica diferencias no significativas.....39

Figura 2.11. Stock de carbono 0-20 cm. A) Carrenleufú B) Aldea Las Pampas. Las letras minúsculas muestran las diferencias entre los tratamientos de ANCOVA. * muestra diferencias significativas con la carga animal localizada. NS indica diferencias no significativas.....40

Figura 3.1. Sitios de estudio. Distribución de los bosques de *Nothofagus pumilio* en Argentina y en la provincia del Chubut (CIEFAP y MAyDS, 2016). Los puntos rojo y verde en el mapa indican la ubicación de los sitios de estudio. Las imágenes satelitales muestran la ubicación de los tres bosques estudiados en cada sitio.....57

Figura 3.2. Climodiagrama de los sitios de estudio (Carrenleufú y Aldea Las Pampas) (NASA Power; Prediction of World Energy Resources; www.power.larc.nasa.gov, consultado en febrero de 2021).....58

Figura 3.3. Tratamientos: A) Bosque cerrado; B) Clausura; C) Bosque intermedio; D) Bosque abierto; E) Área degradada.....59

Figura 3.4. Análisis de Componentes Principales de la cobertura del bosque, sotobosque de las especies dominantes, hojarasca y suelo desnudo para los tratamientos. Lenga: *N. pumilio*; Gha: *Gaultheria sp*; Rom: *Chiliodendron rosmarinifolium*; Mait: *Maytenus chubutensis*; Blech: *Blechnum sp*; Ribes; *Ribes sp*; Calaf: *Berberis microphyla*; Pillo: *Ovidia andina*; Acaena: *Acaena splendens*; Gram: Gramíneas; SD: suelo desnudo; Fab; Fabáceas; Tarax: *Taraxacum officinale*.....64

Figura 3.5. Fracciones granulométricas del suelo en los sitios de estudio (Carrenleufú y Aldea Las Pampas). AMF: arena muy fina; AF: arena fina; AM: arena media; AG: arena gruesa. * El asterisco muestra diferencias significativas entre los sitios.....65

Figura 3.6. Box-plot de los tratamientos para las variables densidad aparente, resistencia a la penetración, estabilidad estructural y capacidad de campo. Se muestran los valores medios para ambas profundidades (0-10 y 10-20 cm), excepto para la resistencia a la penetración. Las clases de estabilidad de agregados van desde 0 = Suelo demasiado inestable; a 6 = Fuerte estabilidad (Herrick *et al.*, 2001). Las letras minúsculas muestran diferencias significativas entre los tratamientos del ANOVA. NS indica diferencias no significativas.....70

Figura 3.7. Box-plot de los tratamientos para las variables pH actual, conductividad eléctrica, pH NaF 2' y pH NaF 60'. Se muestran los valores medios para ambas profundidades (0-10 y 10-20 cm), excepto la conductividad eléctrica. Las letras minúsculas muestran las diferencias entre los tratamientos del ANOVA. NS indica diferencias no significativas.....72

Figura 3.8. Box-plot de los tratamientos para las variables materia orgánica, nitrógeno total, relación C/N y fósforo disponible. Se muestran los valores medios para ambas profundidades (0-10 y 10-20 cm), excepto fósforo disponible. Las letras minúsculas muestran diferencias significativas entre los tratamientos del ANOVA. NS indica diferencias no significativas.....74

Figura 3.9. Box-plot de los tratamientos para las variables stock de C, MO_{53-250} y $MO_{>250}$. Se muestran los valores medios para ambas profundidades (0-10 y 10-20 cm). Las letras minúsculas muestran diferencias significativas entre los tratamientos del ANOVA. NS muestra diferencias no significativas.....76

Figura 3.10. Regresiones lineales para las variables del suelo con carga ganadera localizada como variable explicatoria, considerando los sitios (Carrenleufú y Aldea Las Pampas) y los tratamientos (cerrado, intermedio, abierto, degradado).....77

Figura 3.11. Comparación de las propiedades físicas del suelo (densidad aparente, resistencia a la penetración, y estabilidad estructural) para bosques de ñire y lenga. ** $P < 0,01$; * $P < 0,05$; ^{ms} $P < 0,10$; NS diferencias no significativas.....81

Figura 3.12. Comparación de las propiedades químicas del suelo (pH NaF 60', materia orgánica y relación C/N) para bosques de ñire y lenga. ** $P < 0,01$; * $P < 0,05$; ^{ms} $P < 0,10$; NS diferencias no significativas.....82

Figura 4.1. A) Mallín de altura. B) Inicio del cauce de un arroyo en un mallín de altura (Carrenleufú, Chubut).....93

Figura 4.2: A) Cauce con presencia de algas. B) Detalles de la colonización de las algas sobre el cauce de un arroyo. (Aldea Las Pampas, Chubut).....94

Figura 4.3: Bajadas de vaca. A y B) Cruce de un arroyo; C) Pisoteo e impacto en la orilla del cauce. D) Desmoronamiento producto del pisoteo.....96

Figura 4.4. Sistema cauce de agua-bosque de ribera-suelo de ribera.....97

Figura 4.5. Sitios de estudio. Puntos de muestreo para cada cuenca. Imagen Landsat 8 combinación de bandas 5-4-3.....100

Figura 4.6. Precipitación mensual (mm) (gráfico de barras) y temperatura media mensual (°C) (gráfico de líneas) para los periodos de muestreo (2020-2021-2022). A) Cuenca Arroyo Blanco; B) Cuenca Arroyo Cajón; C) Cuenca Río Pampa. Las flechas en la figura indican el periodo del muestreo.....108

Figura 4.7. Tendencias para las variables carga ganadera, QBRp, *E. coli*, oxígeno disuelto, nitrógeno y fósforo total para la cuenca del Arroyo Blanco del año 2022.....113

Figura 4.8. Tendencias para las variables carga ganadera, QBRp, *E. coli*, oxígeno disuelto, nitrógeno y fósforo total para la cuenca del Arroyo Cajón del año 2022.....114

Figura 4.9. Tendencias para las variables carga ganadera, QBRp, *E. coli*, oxígeno disuelto, nitrógeno y fósforo total para la cuenca del Río Pampa del año 2022.....116

Figura 4.10. Condición del ecosistema de ribera (QBRp) para cada sitio y punto de muestro. Se muestran los umbrales de calidad según los valores obtenidos.....118

Figura 4.11. Análisis de componentes principales para las especies del sotobosque. Carga: Carga ganadera localizada; SD: suelo desnudo; Pied: cobertura de piedras; Acaena: *Acaena splendens*; Gram: gramíneas; Fab: Fabáceas; Mantillo: mantillo; Cobertura: cobertura del bosque; pH NaF 60: pH NaF 60'; QBRP: QBRp; Rom: Romerillo (*Chiliotrichum rosmarinifolium*).....121

Figura 4.12. Análisis de componentes principales para las variables del agua (físicas,

químicas y biológicas) para los años 2021 y 2022. Carga: Carga ganadera localizada; Ram: ramoneo; Cob: cobertura del bosque; T agua: temperatura del agua; Caudal: caudal del cauce; Vel: velocidad del cauce; Prof: profundidad del cauce; pHa: pH del agua; CEa: conductividad; TSD: total de sólidos disueltos; Turb: turbidez; E. coli: *Escherichia coli*; BCT: bacterias coliformes totales; O₂: oxígeno disuelto; Nta: nitrógeno total; NO₃: nitratos; Pta: fósforo total.....122

Figura 4.13. Matriz de correlación de Spearman para métricas de variables ambientales relacionadas con la carga ganadera, cobertura del bosque, QBRp, temperatura del agua, caudal, variables de la calidad del agua, y del suelo (pH NaF y suelo desnudo), para los tres años y las tres cuencas estudiadas. Los círculos azules y naranjas representan una relación positiva y negativa respectivamente. El tamaño de los círculos indica la magnitud de la correlación, y cuando están presentes indica $p < 0,05$123

Figura 4.14. Matriz de correlación de Spearman para métricas de variables ambientales relacionadas con la carga ganadera, QBRp, temperatura del agua, caudal, variables de la calidad del agua, y del suelo (Dap, P, pH NaF 60, pH suelo y suelo desnudo), para las tres cuencas estudiadas. Los círculos azules y naranjas representan una relación positiva y negativa respectivamente. El tamaño de los círculos indica la magnitud de la correlación, y cuando están presentes indica $p < 0,05$124

Figura 4.15. A) Matriz de correlación de Spearman para las diferencias entre los tramos de las variables topográficas (distancia, altura y pendiente), carga, temperatura, caudal, velocidad y variables de la calidad del agua para el año 2022. Los círculos azules y naranjas representan una relación positiva y negativa respectivamente. El tamaño de los círculos indica la magnitud de la correlación, y cuando están presentes indica $p < 0,05$. .B) Regresión logística para la variable *E. coli* teniendo a la distancia entre puntos de muestreo como variables independiente. Se tomaron los valores de *E. coli* de los tres años y de las tres cuencas estudiadas.....126

Figura 4.16. Regresiones logísticas para las variables: *Escherichia coli* (año 2022), QBRp y ramoneo del bosque de ribera teniendo a la carga ganadera localizada como variables independiente.....127

Figura 4.17. Riberas con empastados (A, B y C) y con ramoneo de la regeneración de *Nothofagus pumilio* (B y C).....133

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1. Características dasométricas y carga ganadera localizada en los sitios de

estudio y sus tratamientos. n = 3.....23

Tabla 2.2. Cobertura del dosel del bosque y del sotobosque de las especies dominantes, mantillo del suelo y suelo desnudo, para cada tratamiento de los sitios, Valores (Media \pm error standard) son expresados en porcentaje (%). n = 3.....24

Tabla 2.3. Media y error estándar de las variables del suelo para cada sitio. n = 3.....31

Tabla 2.4. ANOVA de tres vías: valores de significancia (P) para los factores sitio, tratamiento y profundidad, y para las interacciones entre factores. Diferencias significativas están destacadas en negrita. n= 3.....32

Tabla 2.5. Índice de Cambio Relativo (relacionado con bosques cerrados) para el sitio de estudio considerando todas las propiedades del suelo (ICR), propiedades físicas (ICRf), propiedades relacionadas con la materia orgánica (ICRmo) y otras propiedades químicas (ICRq). Se muestran los resultados de la prueba t de Student que analiza las diferencias entre los sitios de estudio. Las diferencias significativas se destacan en negrita. (ms) marginalmente significativa. n= 3.....41-42

Tabla 2.6. Cambios en las variables del suelo en las clausuras en comparación con los bosques abiertos. Las diferencias significativas se destacan en negrita. (ms) marginalmente significativa. n= 3.....43

Tabla 3.1. Características dasométricas y carga ganadera localizada para los sitios y los tratamientos.....60

Tabla 3.2. Medias y error estándar de las variables del suelo para cada sitio. n = 30.....66

Tabla 3.3. ANOVA de tres vías: P-valores para los sitios, tratamientos y profundidad y las interacciones. Diferencias significativas están destacadas en negrita. n= 3.....67

Tabla 3.4. Índice de Cambio Relativo (respecto al bosques cerrados) para los sitios de estudio considerando todas las propiedades del suelo (ICR), propiedades físicas (ICRf), propiedades relacionadas con la materia orgánica (ICRmo) y otras propiedades químicas

(ICRq). Se muestran los resultados de la prueba t de Student que analiza las diferencias entre los sitios de estudio. Las diferencias significativas se destacan en negrita y las marginalmente significativas (^{ms}). n = 3.....78-79

Tabla 3.5. Cambios en las variables del suelo en las clausuras en comparación con los bosques abiertos. Las diferencias significativas se destacan en negrita. (ms) marginalmente significativa. n = 3.....80

Tabla 4.1. Código de los sitios por cuencas y descripción de la cobertura de la ribera.....101-102

Tabla 4.2. Valores de la calidad del bosque de ribera. (Kutschker *et al.*, 2009).....103

Tabla 4.3. Cobertura de árboles en la ribera, QBRp y variables ambientales de los sitios de estudio para los años analizados en las tres cuencas del Oeste de la provincia del Chubut. Valores medios y rango presentados en paréntesis.....110

Tabla 4.4. Carga ganadera y variables físico-químicas del agua de los sitios de estudio y para los años analizados en las tres cuencas del Oeste de la provincia del Chubut. Valores medios y rango presentados en paréntesis. – los valores no fueron medidos.....111

Tabla 4.5. Kruskal Wallis (Prueba no paramétrica) para las variables ambientales medidas en los sitios de estudio de la provincia de Chubut (Patagonia, Argentina) comparando entre los años de muestreo. * Se presentan diferencias significativas ($P < 0,05$). ^{ms} Se presentan diferencias significativas marginales ($P < 0,10$). ns diferencias no significativas.....112

Tabla 4.6. Valores umbrales de las variables físico, químicos y bacteriológicas para las tomas de agua de las tres cuencas y los tres años. Se resaltan en negrita los registros adecuados para el consumo humano (CAA, 2011).....119

Tabla 4.7. Propiedades del suelo para las riberas de las cuencas. Valores medios y rango presentados en paréntesis.....120

ÍNDICE DE ABREVIATURAS

AB: Área basal

AD: Altura dominante

AM: Altura media

BCT: Bacterias coliformes totales

CC: Capacidad de campo del suelo

CE: Conductividad eléctrica del suelo

CEa: Conductividad eléctrica del agua

CGL: Carga ganadera localizada

CIA: Capacidad de intercambio aniónico

CIC: Capacidad de intercambio catiónico

C/N: Relación carbono y nitrógeno

Dap: Densidad aparente del suelo

DAP: Diámetro a la altura del pecho

Densidad: Densidad de árboles

E. coli: Escherichia coli

EE: Estabilidad estructural

FB: Frecuencia de bosteo

HzO: Horizonte orgánico

ICR: Índice de Cambio Relativo

ICRf: Índice de Cambio Relativo considerando las propiedades físicas

ICRmo: Índice de Cambio Relativo considerando las propiedades relacionadas con la materia orgánica

ICRq: Índice de Cambio Relativo considerando las propiedades químicas

IIR: Índice de Interacción Relativa

MO: Materia orgánica del suelo

MO_{Agg}: Materia orgánica asociada a agregados estables al agua

MO_{>250}: Materia orgánica asociada a agregados estables al agua mayores a 250 μm

MO₅₃₋₂₅₀: Materia orgánica asociada a agregados estables al agua entre 53-250 μm

MO_{<53}: Materia orgánica asociada a agregados estables al agua menor a 53 μm

N: Nitrógeno total del suelo

NH₃: Amonio

NO₂: Nitrito

NO₃: Nitrato

Nta: Nitrógeno total en el agua

O₂: Oxígeno disuelto

P: Fósforo disponible del suelo

pH: pH actual del suelo

pHa: pH actual del agua

pH NaF 2': pH en fluoruro de sodio a los 2 minutos

pH NaF 60': pH en fluoruro de sodio a los 60 minutos

Pta: Fósforo total en el agua

QBRp: Índice de calidad de los bosques de ribera adaptado para ríos andino-patagónicos

RP: Resistencia a la penetración

SD: Suelo desnudo

Stock C: Stock de carbono en el suelo

TSD: Total de sólidos disueltos

ORGANIZACIÓN DE LA TESIS

Esta Tesis aborda el estudio de los efectos de la ganadería bovina sobre los recursos suelo y agua, como servicios ecosistémicos, en sistemas silvopastoriles del bosque Andino Patagónico. La estructura de la Tesis consta de cinco capítulos, que se detallan a continuación:

Capítulo 1: es un capítulo introductorio, que incluye el marco teórico general, el objetivo e hipótesis general y la descripción del área de estudio.

Capítulo 2: este capítulo muestra las diferencias en las variables físico-químicas del suelo entre Andisoles con diferentes regímenes hídricos: Udands vs. Xerands, en bosque de ñire bajo uso silvopastoril.

Capítulo 3: muestra las distintas variaciones de las propiedades físico-químicas del suelo bajo diferentes usos silvopastoriles en bosques de lenga, y la comparación de las variables del suelo para bosques de ñire y lenga.

Capítulo 4: se analizaron las diferentes calidades de bosques de ribera y las variables físicas, químicas y bacteriológicas del agua a lo largo de tres cuencas con distintos usos silvopastoriles de las cuales dependen las Comunas Rurales para su consumo

Capítulo 5: Discusión, Conclusiones generales y aportes al manejo: se discuten los resultados más relevantes, y se plantean aportes al manejo de los sistemas silvopastoriles para un uso sustentable.

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN GENERAL



1.1. INTRODUCCIÓN

1.1.1. Servicios ecosistémicos

Los ecosistemas brindan bienes y servicios a la sociedad, aportando valores ambientales, estéticos, culturales, económicos y espirituales (Hassan *et al.*, 2005). Asimismo, los servicios ecosistémicos se clasifican en cuatro tipologías, dependiendo de los beneficios que brinden a los seres humanos (MEA, 2005). Los servicios de aprovisionamiento, son productos obtenidos de los ecosistemas (producción maderera). Los servicios de regulación, son beneficios que se obtienen de la regulación de los ecosistemas (purificación del agua). Los servicios culturales, proporcionan a los seres humanos bienes intangibles, contribuyendo al bienestar social, espiritual y psicológico (recreación). Por último, los servicios de soporte son necesarios para la existencia de los anteriores (ciclo del agua, ciclo de nutrientes, formación de suelos) (Figura 1.1, modificado de www.wwf.org.co). Dentro del Bosque Andino Patagónico, los servicios ecosistémicos que tienen una mayor implicancia, dadas las actividades que se realizan a partir del bosque, son el aprovisionamiento y regulación de agua (a la población urbana y rural), la producción maderera (por ejemplo, industria maderera y combustible), el uso y formación del suelo, regulación de la erosión y servicios culturales. Dada la dependencia que existe entre la sociedad y los ecosistemas, es imprescindible hacer un uso sustentable de los recursos naturales en el marco de las actividades productivas tradicionales. A su vez, resulta fundamental conocer los efectos que producen las actividades humanas dentro de los ecosistemas para mitigar impactos negativos o no deseables (Fontúrbel *et al.*, 2003).



Figura 1.1. Clasificación de los principales servicios ecosistémicos e implicancias de cada uno para el bosque Andino Patagónico (Modificado de www.wwf.org.co).

Los ecosistemas boscosos, no sólo ofrecen madera y leña a la sociedad, sino que también cumplen roles importantes en la conservación de los suelos, riberas y calidad del agua (Bruijnzeel, 1990; Lara *et al.*, 2003). El suelo es protegido de los agentes erosivos gracias a la presencia de vegetación, que disminuye la velocidad del viento y al mantillo orgánico que protege del impacto directo de la lluvia (Cotler *et al.*, 2007). Además, los bosques son considerados grandes reservorios y reguladores del ciclo hidrológico (Decroix *et al.*, 2004; Gomez *et al.*, 2019), más aún en la región cordillerana de la Patagonia donde existe un aumento sustancial de la demanda hídrica a causa del incremento de la población (INDEC, 2010). En este contexto, los bosques de ribera cumplen un rol esencial, como encargados de depurar el agua y garantizar su calidad (Pettit *et al.*, 2001; Kutschker *et al.*, 2009). El sistema ribereño cumple un rol fundamental desde el punto de vista de la conectividad de los ecosistemas boscosos y de la biodiversidad (Vieira-Lanero *et al.*, 2010). Proteger estos ecosistemas que aseguran la calidad del agua, es una buena estrategia para conservar la sustentabilidad de los bosques y viceversa. Estos sistemas, bosque, ribera y cursos de agua son utilizados por las

poblaciones rurales que dependen de la ganadería como sustento económico.

La ganadería extensiva alrededor del mundo ha tenido diferentes grados de impacto, y ha provocado cambios en el uso de los bosques poniendo en riesgo su capacidad de brindar servicios ecosistémicos (Ledesma, 2002), principalmente en los servicios asociados a los componentes suelo y agua (Cingolani *et al.*, 2008; Cingolani *et al.*, 2013). En Patagonia es frecuente el uso pastoril en el bosque, y existen varios estudios que describen un impacto negativo sobre la regeneración y el sotobosque (Relva y Veblen, 1998; Raffaele *et al.*, 2011) debido principalmente a un inadecuado ajuste de las cargas ganaderas (von Müller *et al.*, 2013). Por esta razón, es necesario conocer las pautas de manejo que aseguren la sustentabilidad del bosque nativo con ganadería integrada (Peri *et al.*, 2016), que dependen fundamentalmente de la intensidad de uso ganadero (Echevarría *et al.*, 2014). La provisión de servicios ecosistémicos es uno de los principales objetivos a lograr en el uso y manejo del bosque Andino Patagónico, en el marco de la Ley de Bosques a Nivel Nacional (N° 26331), y su correspondiente Ley Provincial N° XVII-92 de la Provincia del Chubut.

1.1.2. Sistemas silvopastoriles en Patagonia

El bosque cordillerano del noroeste de la Provincia del Chubut es la región con mayor presencia de ganado bovino de la Patagonia desde mediados del siglo XX. La zona de producción bovina que abastece gran parte de los mercados locales y regionales (Guitart, 2004), coincide con la presencia de las dos principales especies forestales del Bosque Andino Patagónico: la lenga (*Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser) y el ñire (*Nothofagus antarctica* (G. Forster) Oerst). Estos bosques típicamente responden a un patrón altitudinal, ubicándose la lenga en el estrato superior, el ñire en áreas intermedias, y en las zonas bajas, las áreas urbanizadas (patrón altitudinal lenga-ñire-población rural). Actualmente, unas 165000 cabezas de ganado pastorean en la región cordillerana (SENASA, 2017), siendo reducidas las áreas excluidas del uso ganadero (actual e histórico), especialmente en las zonas con bosques de ñire.

Los bosques de lenga son los más importantes en superficie a nivel provincial y cubren 462000 ha., ocupando principalmente zonas por encima de los 600 y hasta los 1700 m snm (CIEFAP-MAyDS, 2016). Una amplia superficie de estos bosques es categorizada como de protección (Categoría I, color rojo) según la Ley de Bosque Nativo N° 26331, y su valor de conservación radica en la provisión de servicios ecosistémicos

(Bava *et al.*, 2008). Mientras que los bosques por fuera de esta categoría, fueron utilizados para aprovechamiento maderero, actualmente con muy poca actividad. Sin embargo, considerando su disponibilidad forrajera, son pastoreados principalmente en época estival como campos de veranada bovina (Quinteros *et al.*, 2012). Por otro lado, los bosques de ñire abarcan una superficie de 289000 ha. (CIEFAP-MAyDS, 2016). Se extienden desde los 1100 hasta por debajo de los 600 m snm, ocupando los sitios más húmedos en el oeste de la cordillera (como en mallines) y sitios más secos, en el límite con la estepa. En las áreas secas, los bosques de ñire tienen una distribución naturalmente fragmentada y vinculada a cursos de agua y a suelos más someros (Donoso *et al.*, 2006). El uso productivo principal del bosque de ñire es silvopastoril, comúnmente en invernada (pastoreo del ganado en invierno) (Quinteros *et al.*, 2010), también, la producción de postes y varillas, y el abastecimiento de leña para calefacción (Peri *et al.*, 2005). En ambas especies forestales, tanto la ganadería como la extracción maderera, han producido diferentes tipos de degradación, especialmente la formación de “empastados” con especies herbáceas exóticas que afecta el establecimiento de la regeneración (Quinteros *et al.*, 2017).

1.1.3. Selectividad del ganado

El ganado bovino, al igual que otros grandes herbívoros, selecciona su hábitat en función de la disponibilidad de alimento, agua y refugio (Rosenzweig, 1991; Howery *et al.*, 1998; Parsons y Dumont, 2003). La forma en la que se distribuyen estos animales sobre el paisaje, tiene implicancias sobre la biodiversidad, la composición de la biota, la fertilidad físico-química del suelo (por ejemplo procesos de erosión, ciclado de nutrientes) y la productividad primaria del sistema (McNaughton *et al.*, 1986; Cingolani *et al.*, 2005). A su vez, el ganado modifica su comportamiento de forrajeo de acuerdo a la vegetación preexistente. Esto puede generar modificaciones en el entorno, lo que se traduce en cambios en la composición de las especies (Quinteros *et al.*, 2017). Estas modificaciones muchas veces mejoran la calidad nutricional del parche ocupado, pese al impacto generado en el ecosistema original (por ejemplo pérdida de sotobosque y de regeneración del bosque, compactación del suelo, entre otros).

En Patagonia es muy frecuente encontrar céspedes de pastoreo, localmente denominados “empastados”, en sistemas silvopastoriles en bosques de *Nothofagus* (Rusch, 1992; Quinteros *et al.*, 2018). Las especies presentes en estos céspedes resultan

más palatables que la vegetación circundante, lo que produce una retroalimentación positiva entre calidad, consumo y selectividad (McNaughton, 1984). Estos empastados están constituidos principalmente por especies exóticas, entre ellas gramíneas y fabáceas (Gomez *et al.*, 2022). El ganado forrajea en estos sitios, y a su vez, va generando una presión sobre el sotobosque y la regeneración del bosque adyacente (Echevarría *et al.*, 2014), lo que podría causar un aumento del tamaño del césped de pastoreo. Este aumento ocurre en la medida que los animales pisotean, ramonean y distribuyen semillas de especies exóticas invasoras (Quinteros *et al.*, 2017). La velocidad de ocurrencia de estos procesos de degradación forestal va a depender en gran medida de la presión de la carga ganadera actual del lugar. Estudios en Patagonia han demostrado que el número de heces de ganado bovino por unidad de superficie es un excelente indicador de la carga ganadera localizada en los últimos dos años, es decir, de la presión de pastoreo a la que ha estado expuesto ese ambiente en el último periodo productivo (von Müller *et al.*, 2017).

El bosque Andino Patagónico no es un ecosistema que haya evolucionado con la presencia de grandes herbívoros, como es el ejemplo, en la estepa patagónica del guanaco (*Lama guanicoe*) (Cingolani *et al.*, 2005). Si bien puede mencionarse la presencia del huemul (*Hippocamelus bisulcus*), éste es un cérvido de pequeño tamaño, con un nicho dietario estrecho y diferente al ganado vacuno y actualmente con muy baja densidad de población en los bosques Andinos Patagónicos (Vila *et al.*, 2009). Los sistemas silvopastoriles en Patagonia llevan menos de un siglo desarrollándose en los bosques de *Nothofagus*, y muchos de los cambios en la dinámica de los servicios ecosistémicos son poco conocidos. Por este motivo, evaluar la carga ganadera de estos sistemas es una componente fundamental para determinar la sustentabilidad del sistema y la persistencia de los servicios ecosistémicos que brindan los bosques.

1.1.4. Los suelos de la región y los efectos del ganado en el suelo

Los suelos asociados al bosque Andino Patagónico son principalmente de origen volcánico, ricos en materia orgánica (La Manna, 2005, La Manna *et al.*, 2020) y tienen propiedades físicas, químicas y mineralógicas distintivas, asociadas a la formación de minerales no cristalinos, como alófano e imogolita (McDaniel *et al.*, 2012). Algunas de estas propiedades son la alta capacidad de retener agua, alta capacidad de intercambio catiónico (CIC), alto contenido de materia orgánica, bajo contenido de fósforo disponible y baja densidad aparente, entre otras (Dahlgren *et al.*, 2004; Gomez *et al.*, 2022). Las

características de los suelos de la región, están fuertemente influenciadas por el gradiente pluviométrico que desciende 50 mm por kilometro. Hacia el oeste, con precipitaciones superiores a los 1500 mm anuales, se encuentra el alófono, una arcilla no cristalina altamente hidratada; mientras que, hacia la zona de transición bosque-estepa, con precipitaciones inferiores a los 1000 mm anuales se encuentra la imogolita, una arcilla paracristalina, cuyas propiedades disminuyen con respecto al alófono (Menor retención hídrica, menor contenido de MO, menor CIC, entre otras). El gradiente edafoclimático está vinculado a dos procesos que ocurren en simultáneo: la alofanización y la melanización, generando una secuencia de arcillas alofano-imogolita con propiedades características bien contrastantes (Gaitán y López, 2007; Pereyra *et al.*, 2011). A su vez, este gradiente da origen a Andisoles de diferente régimen hídrico: Udands-Xerands (Colmet Daage *et al.*, 1988). Los Udands se caracterizan por presentar un régimen de humedad údico, es decir, con buena disponibilidad hídrica a largo del año, estando la sección de control de humedad seca por menos de 45 días consecutivos en los meses de verano. Es decir, si bien las lluvias se concentran en invierno, la presencia de alófono permite que el agua sea retenida en el suelo y liberada paulatinamente en los meses de primavera-verano, generando un régimen edáfico údico. Mientras que los Xerands, tienen un régimen de humedad xérico, típico de climas mediterráneos con inviernos húmedos y frescos, y veranos cálidos y secos. En este caso, la sección de control de humedad está seca por más de 45 días consecutivos en los meses de verano (Soil Survey Staff, 2006). Los bosques de ñire tienen una distribución amplia y abarcan el gradiente edáfico Udands-Xerands, mientras que los bosques de lenga se desarrollan fundamentalmente sobre Udands. Los bosques de lenga sobre Andisoles de régimen xérico en Chubut son generalmente bosques marginales, en posiciones de alta pendiente, donde es infrecuente la actividad ganadera bovina.

La transformación de bosque a pastizal, asociado al uso ganadero, puede implicar fuertes cambios en las propiedades de los suelos. Al aportar heces y orina, los animales proveen de nutrientes fácilmente asimilables para los microorganismos (Bardgett *et al.*, 1998; Bardgett y Wardle 2003), alterando así el contenido de carbono (Murty *et al.*, 2002) y la tasa de mineralización (McIntyre y Tongway, 2005; Vaieretti *et al.*, 2010). A partir de este cambio del uso del suelo, se ven afectados los niveles de carbono y nitrógeno, que alteran directamente la cantidad de materia orgánica del suelo (Guo y Gifford, 2002). Numerosos estudios han demostrado que el sobrepastoreo ocasiona una degradación

física del suelo, deteriora la estructura y porosidad, disminuye la infiltración y lo vuelve más susceptible a la erosión (Belsky y Blumenthal, 1997; Peri *et al.*, 2004; Mekuria *et al.*, 2007). Por otro lado, si el bosque desaparece debido a disturbios como las tala rasas y/o incendios forestales, puede generar procesos irreversibles en la estructura del bosque y en la fertilidad del suelo (Gerding, 2009; La Manna y Barroetaveña, 2011; Morales *et al.*, 2019).

Si bien los suelos volcánicos tienen una alta fertilidad físico-química, en otras partes del mundo se ha evidenciado que el sobrepastoreo intenso puede generar un fuerte deterioro en las propiedades de estos suelos. Estudios realizados en suelos volcánicos muestran cambios en diversas propiedades edáficas, tales como la densidad aparente, la materia orgánica, la retención hídrica, el contenido de nutrientes, la formación de minerales no cristalinos, e incluso el desencadenamiento de procesos erosivos asociados al pastoreo (Podwojewski *et al.*, 2002; Dec *et al.*, 2012; Koga *et al.*, 2020; Crovo *et al.*, 2021; Franco *et al.*, 2021). Los principales cambios negativos asociados al uso ganadero se evidencian cuando el suelo queda sin cobertura vegetal (tala rasa y/o incendios forestales), expuesto a la desecación, permitiendo que los minerales no cristalinos evolucionen hacia formas cristalinas, afectando la estabilización de la materia orgánica (Hernández *et al.*, 2012; La Manna *et al.*, 2018). En esta condición, los suelos volcánicos resultan altamente erodibles (McDaniel *et al.*, 2012; La Manna *et al.*, 2016). Sin embargo, estudios en suelos volcánicos del trópico muestran cambios leves en las propiedades físico-químicas e hidrológicas cuando el cambio de uso es reciente o de baja intensidad. Esta resistencia de los suelos a la degradación, vinculada al concepto de resiliencia, está relacionada con el alto contenido de materia orgánica (Buytaert *et al.*, 2007). En general, los cambios que el uso ganadero provoca en el suelo dependen de sus características intrínsecas, su fertilidad inicial, su condición hídrica, y a la vez, de la carga ganadera (Binkley *et al.*, 2003; Álvarez-Yépiz *et al.*, 2008). A pesar de los cambios en el suelo por el uso ganadero, hay estudios que demuestran que la exclusión ganadera a mediano plazo permite una recuperación de algunas propiedades del suelo, como la materia orgánica y el contenido de nutrientes (Mekuria *et al.*, 2007; Mekuria, 2013). Incluso existen estudios que afirman que los suelos Andisoles poseen un efecto de resiliencia en sus propiedades físicas (porosidad e infiltración) en el mediano a largo plazo (Dörner *et al.*, 2011; Dörner *et al.*, 2022).

La condición de humedad del suelo es de particular importancia en Patagonia,

asociada principalmente al momento de uso ganadero (veranada o invernada), debido a que el suelo es más susceptible a sufrir cambios negativos en sus propiedades físicas (compactación y pérdida de estructura) cuando se encuentra húmedo (Taboada y Álvarez, 2008). Esto se debe a que la resistencia mecánica de los suelos es inversamente proporcional al contenido de humedad (González Cueto *et al.*, 2009). De esta manera, el pastoreo causa mayor deformación y compactación del suelo cuanto más elevado es su contenido hídrico (Taboada y Álvarez, 2008).

1.1.5. Efectos del ganado en las riberas y en la calidad del agua

Las riberas de los cursos de agua son consideradas como áreas dinámicas y diversas (Sweeney *et al.*, 2004) y de gran sensibilidad a las alteraciones exógenas, por lo cual son utilizadas como buenos indicadores de degradación (Chovanec *et al.*, 2000; Reed y Carpenter, 2002; Allan, 2004; Kutschker *et al.*, 2009; Romero *et al.*, 2014). Las riberas actúan como verdaderos filtros y depuradores del recurso agua, controlando la erosión y el ingreso de contaminantes, como así también la regulación de la temperatura y el ingreso de luz (Pettit *et al.*, 2001; Kutschker *et al.*, 2009). La ganadería en la zona ribereña tiene efectos no sólo en el suelo y la vegetación, sino además, degrada los márgenes de los cursos de agua y afecta el nivel freático (Steinfeld *et al.*, 2009), modificando la estructura y funcionalidad de las riberas (Prichard *et al.*, 1998). La calidad de las riberas representa la salud y el estado de conservación de estas zonas ribereñas. El índice de calidad de los bosques de ribera para ríos andino-patagónicos, es una excelente herramienta para caracterizar estos lugares, principalmente, porque es una metodología rápida y sencilla (Kutschker *et al.*, 2009). Además, la calidad de los bosques de riberas está estrechamente relacionada con la calidad de los cursos de agua, y es de suma importancia para el ser humano mantener la salud de los ecosistemas de ribera, debido a los servicios que proveen y a la biodiversidad que mantienen (Allan, 2004; Romero *et al.*, 2014).

La provisión de agua es uno de los servicios más importantes que brindan los sistemas boscosos (FAO, 2008), y en este contexto, la producción ganadera es una actividad de alto potencial contaminante debido a la cantidad de nutrientes, principalmente nitrógeno (N) y fósforo (P), y bacterias transferidos a los cursos de agua (Jarvis, 2002; Alfaro y Salazar, 2005). Existe una alta correlación entre la intensidad de producción del sistema ganadero y los niveles de eutrofización del agua (Djordjic *et al.*, 2002; Alfaro y Salazar, 2005), debido a la orina y heces producidas por los animales, ya

sea por lavado o deposición directa en los cursos de agua (Zaimes y Schultz, 2002). A partir de esto, los ríos de montaña de la región patagónica se caracterizan por tener una muy buena oxigenación, y poseen una alta capacidad de recuperación a procesos de eutrofización (Masi y Miserendino, 2009). Garantizar la provisión de agua segura hacia las comunidades humanas asociadas a los ecosistemas boscosos es uno de los principales desafíos a lograr en el contexto de cambio climático, en el cual los regímenes de lluvias fluctúan de manera significativa a nivel global y regional (Mark y Dickinson, 2008). El equilibrio hidrológico es sumamente sensible a los procesos de degradación forestal, vinculados no solo al uso ganadero sino también a los incendios forestales y a los aprovechamientos forestales no planificados. Los procesos de degradación forestal tienen consecuencias en la cuenca baja, afectando a las poblaciones rurales del lugar (Cingolani *et al.*, 2015), incidiendo en la calidad del agua segura tanto para consumo humano como para los animales (Harding y Winterbourn, 1995).

1.2. OBJETIVO GENERAL

El objetivo de este estudio fue analizar los efectos que provoca la ganadería bovina sobre los componentes suelo y agua, dos de los principales servicios que proveen los ecosistemas boscosos de la zona cordillerana de la Provincia del Chubut.

1.3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

En cuencas con bosques de *Nothofagus pumilio* y de *Nothofagus antarctica* que presentan distinta intensidad de uso ganadero histórico y actual, y que responden al patrón altitudinal y vegetacional lenga-ñire-población rural, se abordarán los siguientes objetivos:

- Analizar las propiedades físico-químicas del suelo de bosques de ñire y lenga sometidos a distintas intensidades de uso ganadero, a fin de identificar las propiedades del suelo más sensibles a la carga ganadera; y analizar la respuesta en el suelo en el corto plazo (5 años) a la exclusión de ganado (Capítulo 2 y Capítulo 3).
- Analizar los cambios en las propiedades físico-químicas del suelo asociados al uso ganadero en bosques de *N. antarctica* desarrollados sobre Andisoles con diferentes regímenes de humedad del suelo: Udands y Xerands (Capítulo 2).

- Analizar los cambios en las propiedades físico-químicas del suelo de *N. pumilio* en Andisoles údicos asociados a diferentes usos ganaderos y combinaciones de disturbios (Capítulo 3).
- Analizar si el momento de uso (invernada vs. veranada; *N. antarctica* vs. *N. pumilio*) afecta de diferente manera a las propiedades físico-químicas del suelo (Capítulo 3).
- Analizar y comparar las propiedades físicas, químicas y bacteriológicas del agua, los bosques de ribera y los suelos de ribera en tres cuencas con distinto uso silvopastoril actual e histórico (Capítulo 4).
- Determinar umbrales críticos de carga ganadera a partir de los cuales se evidencian cambios sustanciales en los indicadores de calidad de agua (Capítulo 4).

1.4. HIPÓTESIS Y PREDICCIONES

1. Dado que los suelos volcánicos están formados por complejos muy estables (es decir, arcillas alofánicas-materia orgánica) que permiten un alto efecto amortiguador, los suelos tienen alta resiliencia, y los cambios en las propiedades edáficas, asociadas con la carga ganadera actual e histórica en bosques de ñire y lenga, son leves. Los cambios en el suelo son extremos sólo cuando el pastoreo se combina con disturbios de gran escala como los incendios y la tala rasa. En base a esto se plantea la siguiente predicción:
 - a) La fertilidad física (densidad aparente, resistencia a la penetración, estabilidad estructural, capacidad de campo) y química (pH, materia orgánica, materia orgánica asociada a agregados, nitrógeno total, fósforo disponible) disminuyen significativamente sólo en los sitios con alta carga ganadera y en combinación con otros disturbios, respecto a áreas testigo sin ganado.
2. Dado que las propiedades ándicas y su efecto amortiguador se atenúan en suelos de régimen xérico, los cambios físico-químicos asociados al uso ganadero son más marcados en Xerands que en Udands, y la respuesta ante la exclusión del ganado, es más rápida en Udands que en Xerands.
 - a) Los cambios en las propiedades físicas (densidad aparente, resistencia a la penetración, estabilidad estructural) y químicas del suelo (pH, materia

orgánica, materia orgánica asociada a agregados, nitrógeno total, fósforo disponible) asociados al uso ganadero son mayores en bosques de ñire desarrollados sobre suelos de régimen xérico (Xerands) que sobre suelos de régimen údico (Udands).

b) Ante la exclusión del ganado, las propiedades edáficas (densidad aparente, resistencia a la penetración, estabilidad estructural, pH, conductividad, materia orgánica asociada a agregados) muestran una recuperación hacia niveles iniciales de fertilidad en el corto plazo (5 años) únicamente en Udands. Mientras que en Xerands son necesarios plazos más largos.

3. La degradación de las propiedades físicas del suelo no sólo depende de la carga ganadera, sino también de las condiciones hídricas. Por lo tanto, el impacto del uso ganadero en el suelo es más evidente en el bosque de ñire, dado su uso en invernada, que en el bosque de lenga, utilizado en veranada. En base a esto se plantea la siguiente predicción:

a) Bajo condiciones similares de uso ganadero en cuanto a carga, los cambios en las propiedades físicas del suelo (densidad aparente, resistencia a la penetración, estabilidad estructural) son mayores en el bosque de ñire que en el bosque de lenga.

4. La calidad de agua de los cursos permanentes, está influenciada por los patrones de carga ganadera y el grado de degradación de las riberas (efecto localizado). En base a esto se plantean las siguientes predicciones:

a) en cuencas con mayor carga ganadera y mayor proporción de riberas degradadas, los niveles de sólidos en suspensión, turbidez, nitratos, fosfatos, bacterias coliformes totales y *Escherichia coli* son mayores, resultando una menor de calidad de agua;

b) Existe una relación directa entre la carga ganadera localizada y la calidad del agua;

5. Al ser cursos de agua de montaña, con alto niveles de oxigenación, hay una reversión del proceso de eutrofización hacia la cuenca baja, permitiendo que el agua sea segura para consumo humano. En base a esto se plantea la siguiente predicción:

- a) Hay una pérdida de calidad de agua a lo largo de la cuenca relacionada con el aumento de la carga ganadera. Sin embargo, en la cuenca baja, correspondiente a las tomas de agua por parte de las comunidades, los niveles de nutrientes y bacterias se encuentran por debajo de los umbrales admisibles para consumo humano de acuerdo al código alimentario argentino.

1.5. ÁREA DE ESTUDIO GENERAL

El estudio se llevó a cabo en cuencas del centro-oeste de la provincia de Chubut, las cuales presentan bosques de lenga en la zona alta, de ñire en la media y proveen de agua a comunidades en la cuenca baja (Figura 1.2). Se consideraron las cuencas del Arroyo Cajón (Comuna de Carrenleufú) y del Río Nilson-Las Pampas (Comuna de Aldea Las Pampas), las cuales han sido histórica y actualmente sometidas a uso ganadero bovino, pero con marcadas diferencias entre ellas. Estudios previos realizados en las cuencas del Arroyo Cajón y Río Nilson (cerca de Aldea Las Pampas) caracterizaron previamente las distintas cargas ganaderas: carga media anual de 0,33 y 0,08 UG ha⁻¹ año⁻¹, respectivamente, considerando tanto las veranadas (lenga) como las invernadas (ñire) (von Müller, 2016).

Para el estudio de bosques de ribera y agua (Capítulo 4) se incluyó también una cuenca como área de referencia sin uso ganadero (testigo): la cuenca del Arroyo Blanco en el Campo Experimental del INTA y Parque Nacional Los Alerces en la Comuna Rural de Aldea Escolar.

El clima de la región de estudio es del tipo mediterráneo, con un fuerte gradiente pluviométrico. Los sitios de estudio se ubicaron en un gradiente de precipitación entre 700 y 1300 mm anuales. Los suelos dominantes del área de estudio corresponden a suelos volcánicos, clasificados como Humic Udivitrands y Typic Hapludands (régimen hídrico údico) hacia el oeste de la cordillera y Xerands hacia el este, vinculados a zonas boscosas marginales (Irisarri *et al.*, 1995). En el ANEXO se encuentran descriptas las calicatas para los sitios de estudio que presentan suelos Andisoles con regímenes údicos y xéricos.

Distribución de bosques de ñire y lenga en la región patagónica

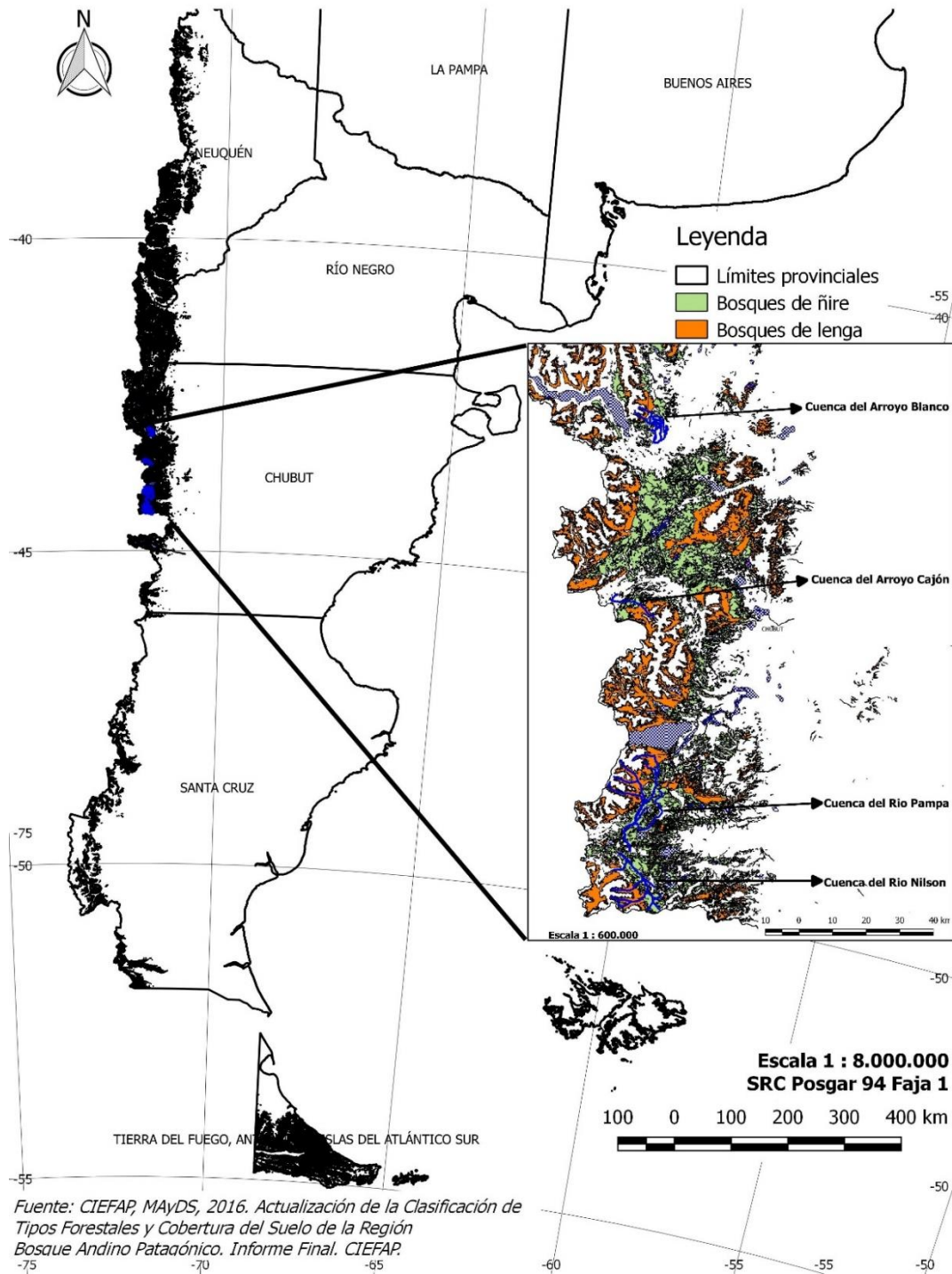


Figura 1.2. Área de estudio.

Cuenca Arroyo Cajón-Carrenleufú (43°35'11,3"LS; 71°42'5,1"LO; 422 m snm)

Cuenca Río Las Pampas-Aldea Las Pampas (44°11'29,4"LS; 71°39'51,7"LO; 548 m snm)

Cuenca Arroyo Blanco-INTA Trevelin (43°07'39,1"LS; 71°33'39,5"LO; 370 m snm)

Cuenca Río Nilson-Aldea Las Pampas (44°11'29,4"LS; 71°39'51,7"LO; 548 m snm)

CAPÍTULO 2

CAMBIOS EN EL SUELO
ASOCIADOS AL USO
SILVOPASTORIL EN BOSQUES
DE ÑIRE



2.1. INTRODUCCIÓN

Los bosques nativos proveen bienes y servicios a la sociedad, como valores ambientales, estéticos, culturales y económicos (Hassan *et al.*, 2005). Dado que existe una dependencia entre la sociedad y los ecosistemas, es fundamental un uso y una gestión sostenibles de los recursos naturales. A su vez, conocer los efectos de las actividades antrópicas, nos permite mitigar su impacto en los ecosistemas y evitar la posible degradación de los mismos (Fontúrbel, 2003). La ganadería es una actividad económica muy importante, que ha causado diferentes grados de impactos en los servicios ecosistémicos que brindan los sistemas boscosos. Alguno de estos efectos ocurren en los suelos, como por ejemplo la compactación del suelo por el tránsito animal, o la alteración de los ciclos de nutrientes debido al aporte de orina y heces por parte del ganado (Reyes *et al.*, 2003; Kiessling *et al.*, 2008). Estos impactos en el suelo pueden producir procesos de erosión (Cingolani *et al.*, 2008) y, como consecuencia, una disminución de la productividad de los sistemas (Veneciano y Frigerio, 2003).

Los cambios en el suelo debido a la ganadería dependen de las características intrínsecas, de la fertilidad inicial, la condición hídrica y de la carga ganadera actual e histórica (Binkley *et al.*, 2003; Álvarez-Yépez *et al.*, 2008). La degradación física y cambios químicos en el suelo son favorecidos por el sobrepastoreo. La primera conduce a una compactación del suelo, evidenciado por una alta densidad aparente y resistencia a la penetración (Kunz *et al.*, 2013; Salvati y Carlucci, 2015). Por otro lado, los efectos químicos negativos se evidencian por un desbalance en los nutrientes del suelo (Silva *et al.*, 2014).

Un ejemplo de cómo las propiedades intrínsecas del suelo condicionan los cambios asociados con el ganado, se puede encontrar en los suelos volcánicos. Los Andisoles tienen una alta capacidad de carga (alta materia orgánica y texturas medias) y alto complejo de intercambio aniónico (CIA), ambas propiedades protegen al suelo de degradaciones físicas y desbalances químicos en el suelo (Takahashi *et al.*, 2001). Estudios en suelos volcánicos en el trópico muestran cambios leves en las propiedades físicas y químicas del suelo, cuando el pastoreo es reciente o de baja intensidad (Buytaert *et al.*, 2007). Sin embargo, incluso cambios mineralógicos se evidencian cuando el suelo queda desnudo y expuesto a la desecación, lo que permite que los minerales no cristalinos (alófono) evolucionen a minerales secundarios paracristalinos (imogolita y haloisita) (Hernández *et al.*, 2012; Imbellone *et al.*, 2017; La Manna *et al.*, 2018). En estas

condiciones, la estabilidad de la materia orgánica se ve afectada, aumentando la erodabilidad de los suelos volcánicos (McDaniel *et al.*, 2012; La Manna *et al.*, 2016).

En la Patagonia Argentina, los bosques de *Nothofagus antarctica* (G. Forster) Oerst (*Nothofagaceae*) –el más importante para el pastoreo del ganado- cubren alrededor de 289000 hectárea (CIEFAP-MAyDS, 2016). En la provincia del Chubut, estos bosques se desarrollan desde los 600 msnm, abarcando sitios húmedos como mallines, hasta sitios secos en el ecotono bosque - estepa. En las zonas más secas, el bosque de *N. antarctica* (ñire) tiene una distribución más fragmentada, vinculada a los bordes de los arroyos (Donoso *et al.*, 2006). El principal uso de los bosques de *N. antarctica* son los sistemas silvopastoriles, con el ganado pastoreando durante todo el año. El uso ganadero, los raleos para calefacción (leña) y los incendios forestales no controlados, han producido diferentes tipos de degradación, incluyendo la pérdida de cobertura de los bosques y el establecimiento de pastos exóticos (empastados). Esto afecta no sólo a la regeneración natural, sino también a la provisión de servicios ecosistémicos (Quinteros *et al.*, 2017; Quinteros, 2018).

Los sistemas silvopastoriles de *N. antarctica* en el noroeste de la Patagonia se desarrollan sobre suelos volcánicos, ricos en materia orgánica y con propiedades físicas, químicas y mineralógicas únicas, asociadas con minerales no cristalinos, como alófano e imogolita (McDaniel *et al.*, 2012; La Manna *et al.*, 2020). El régimen de humedad edáfico y los procesos pedogenéticos sobre los suelos volcánicos varían de acuerdo al gradiente climático de la región Andino Patagónica (Colmet Daage *et al.*, 1988). Los bosques de *N. antarctica*, en su amplia distribución, se desarrollan sobre Andisoles de régimen údico (Udands) hacia el oeste y sobre Andisoles de régimen xérico (Xerands) hacia el este (Figura 2.2). El régimen de humedad del suelo determina el desarrollo de propiedades ándicas y de otras variables claves. Por ejemplo, la capacidad de retener agua y el contenido de materia orgánica en el suelo es mayor en Udands que en Xerands (La Manna *et al.* 2020).

Históricamente, los bosques de *N. antarctica* han sido manejados con altas cargas ganaderas, desencadenando procesos de degradación del bosque (von Müller *et al.*, 2013; Rusch *et al.*, 2017), sin embargo los impactos en suelos volcánicos han sido poco estudiados. Conocer los cambios en el suelo provocados por la actividad ganadera actual e histórica es fundamental para que los sistemas silvopastoriles sean sostenibles.

2.2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

El objetivo de este trabajo fue analizar los cambios en las propiedades físico-químicas del suelo asociadas con la carga ganadera localizada en los bosques de *N. antarctica*, en Andisoles con diferentes regímenes de humedad del suelo (Udands y Xerands). Dado que los suelos volcánicos están formados por complejos muy estables (es decir, arcillas alofánicas-materia orgánica) que permiten un alto efecto amortiguador, planteamos la hipótesis de que los cambios en las propiedades del suelo son leves, asociados con la carga ganadera actual e histórica. Además, los cambios en el suelo son extremos sólo cuando el pastoreo se combina con disturbios de alto impacto como los incendios y la tala rasa. También planteamos la hipótesis de que los cambios físico-químicos del suelo son más marcados en Xerands que en los Udands, mientras que, la recuperación de la fertilidad después de excluir el ganado, sería más rápida en Udands que en Xerands.

2.3. MATERIALES Y MÉTODOS

2.3.1 Sitio de estudio

El estudio se realizó en dos sitios del oeste de la provincia del Chubut con bosque de *N. antarctica*: Carrenleufú (43°34'50,69"S; 71°38'45,25"O, 740 m snm) y Aldea Las Pampas (44°14'52,12"S; 71°29'10,02"O, 620 m snm) (Figura 2.1). El clima es de tipo mediterráneo, con mayores precipitaciones en invierno. La precipitación media anual de Carrenleufú es de 821 mm y la temperatura media anual de 9,8 °C, mientras que en Aldea Las Pampas, la precipitación media anual es de 710 mm y la temperatura media anual de 10,9 °C (Figura 2.2). Los suelos se clasifican como Andisoles, con diferentes regímenes de humedad del suelo: údico en Carrenleufú y xérico en Aldea Las Pampas. Los suelos se clasifican como Typic Hapludands en Carrenleufú, y Typic Haploxerands en Aldea Las Pampas (Irisarri *et al.*, 1995). El uso del ganado en el área de estudio se ha desarrollado durante el último siglo. Tanto la carga ganadera histórica como la actual han sido más altas en Carrenleufú que en Aldea Las Pampas: 0,33 vs. 0,08 Unidad Ganadera hectarea⁻¹ año⁻¹ (UG ha⁻¹ año⁻¹).

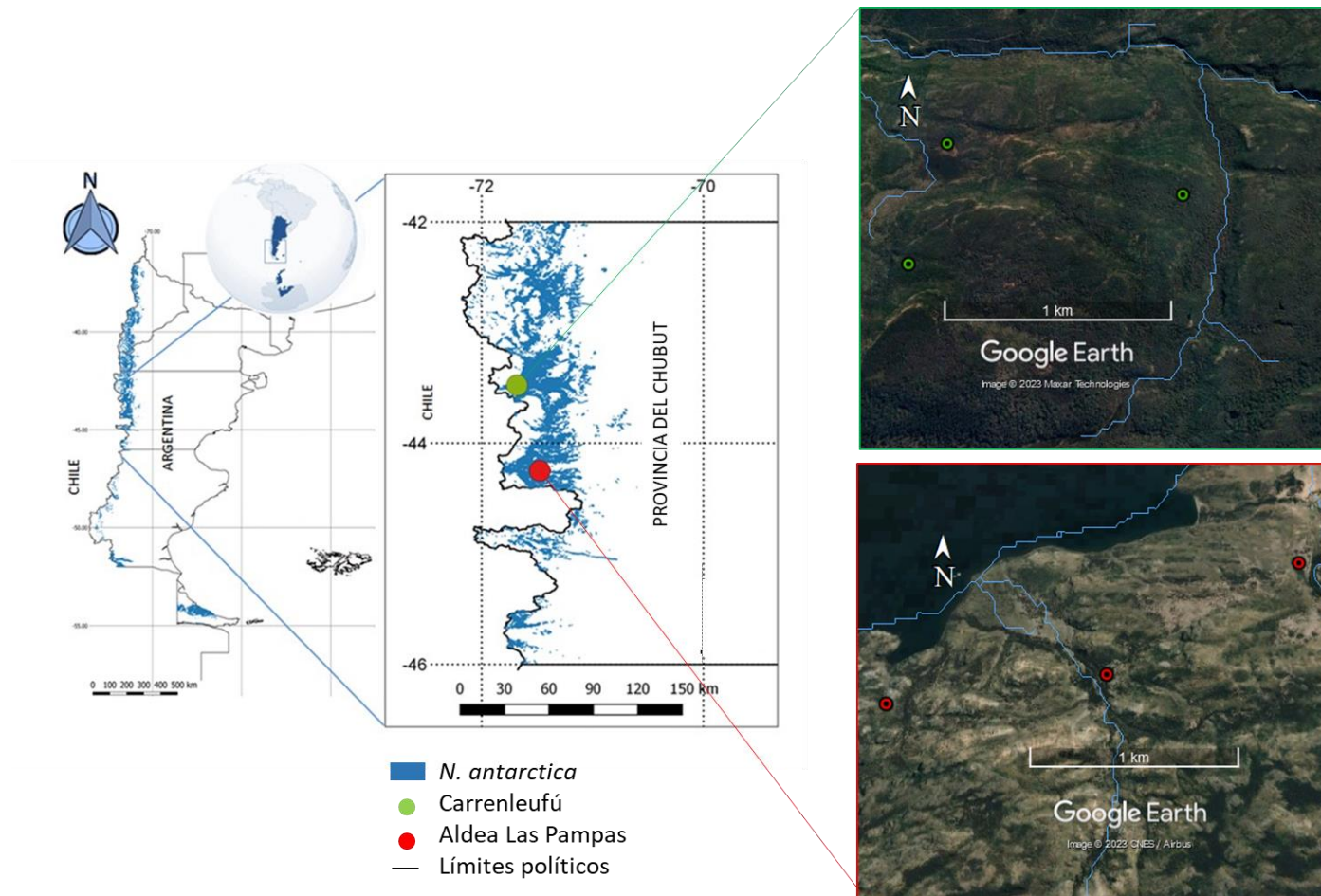


Figura 2.1. Área de estudio. Distribución de los bosques de *Nothofagus antarctica* en Argentina y en la provincia del Chubut (CIEFAP y MAyDS, 2016) (en azul). Los puntos verdes y rojos en el mapa indican la ubicación de los sitios de estudio. Las imágenes satelitales muestran la ubicación de los tres bosques estudiados en cada sitio.

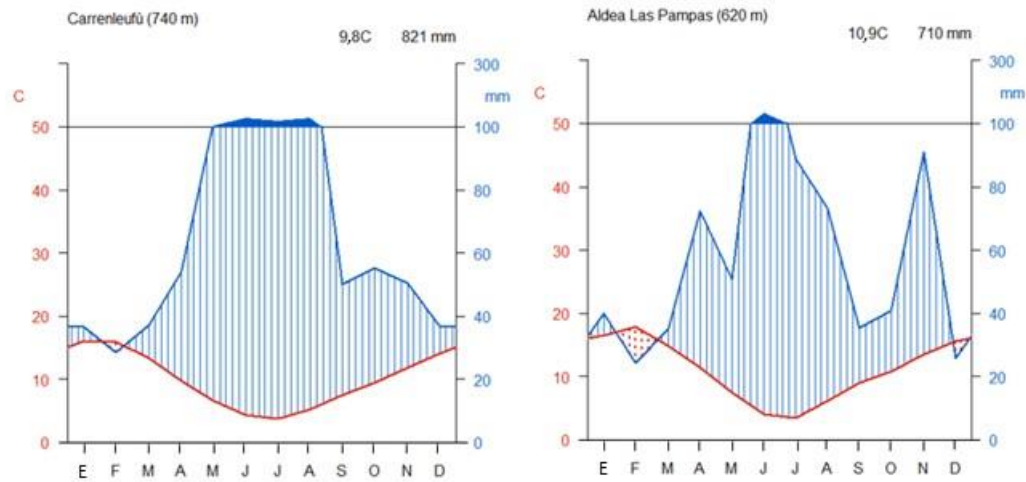


Figura 2.2. Climodiagrama de los sitios de estudio (Carrenleufú y Aldea Las Pampas).

En cada sitio de estudio (Carrenleufú y Aldea Las Pampas) se seleccionaron tres bosques de *N. antarctica* con uso silvopastoril (réplica) (Figura 2.1). En cada bosque se identificaron cuatro situaciones en función de la apertura del dosel y el uso, donde se instalaron en cada situación una parcela circular de 8 metros de diámetro bajo los siguientes tratamientos: a) área boscosa inaccesible para el ganado (bosque cerrado; Figura 2.3A); b) bosque abierto donde se instaló una clausura ganadera de 15 m x 15 m x 1,5 m (225 m² de superficie) con cinco años de exclusión, que permitió la exclusión de cualquier tipo de animal (Clausura, Figura 2.3B); c) claro boscoso de fácil acceso del ganado (bosque abierto, Figura 2.3C); d) área degradada por disturbios de gran escala, sin cubierta de bosque. En Carrenleufú, el área degradada es una combinación de pastoreo de ganado, tala rasa y un incendio forestal ocurrido en 1998. Mientras que en Aldea Las Pampas, esta combinación de disturbios está dada sólo por pastoreo y tala rasa (área degradada, Figura 2.3D).

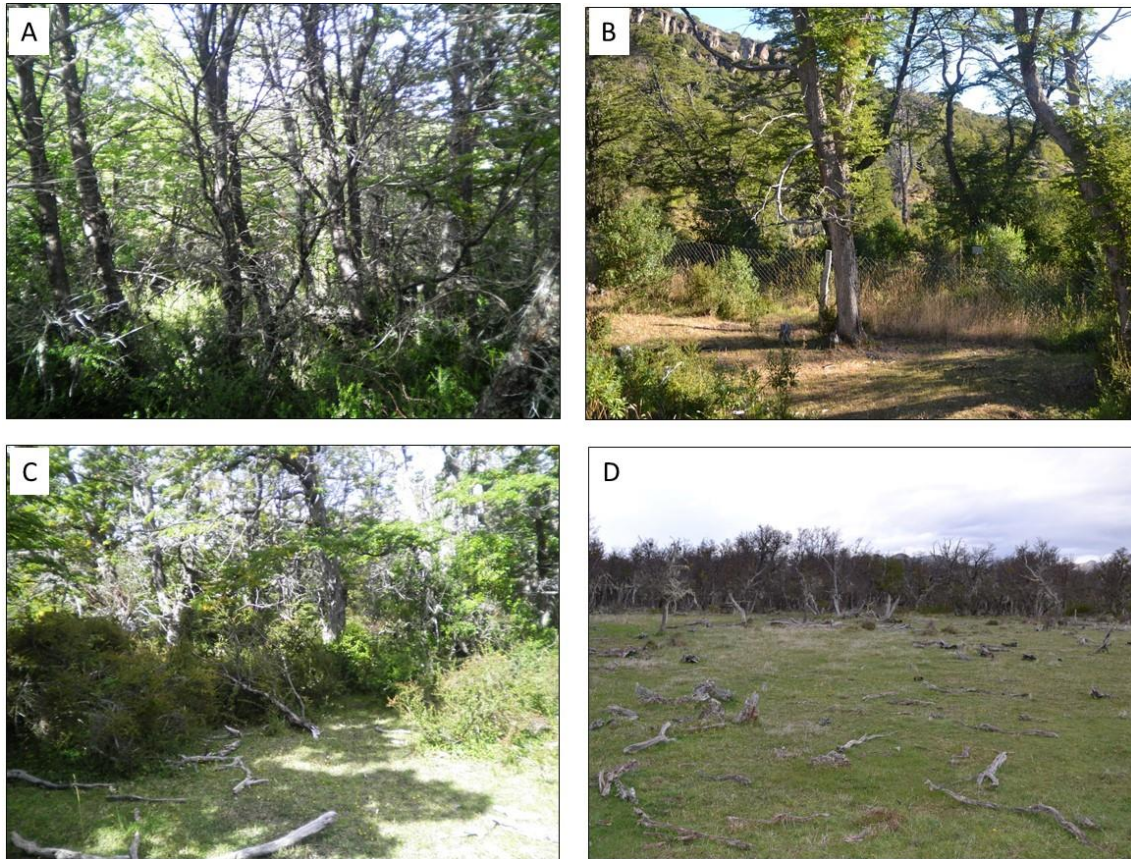


Figura 2.3. Tratamientos: A) Bosque cerrado; B) Clausura; C) Bosque abierto; D) Degradado.

La frecuencia de bosteo (FB) se midió en cada parcela de 8 m de diámetro, mediante un cuadrante de 30 cm x 30 cm se realizaron 100 lanzamientos al suelo cubriendo toda la superficie de la parcela. Luego se estimó la carga ganadera localizada (CGL) a partir de la Ecuación 2.1 (von Müller *et al.*, 2017). Además, dentro de la parcela se realizó una descripción dasométrica del bosque, se evaluó el DAP (diámetro a la altura del pecho), altura media (AM), altura media de los árboles dominantes (AD), densidad de árboles y área basal (AB) (Tabla 2.1). La cobertura del dosel y del sotobosque se estimaron visualmente considerando diferentes estratos de altura y promediando los valores de cada especie, siguiendo la metodología propuesta por SsBCh. (2012) (adaptado de Braun Blanquet (1951)), utilizada localmente para la caracterización de los bosques de *N. antarctica* (Tabla 2.2).

$$\text{CGL} = \text{FB} * 0,014$$

Ecuación 2.1

Donde CGL: carga ganadera localizada, FB: frecuencia de bosteo.

Tabla 2.1. Características dasométricas y carga ganadera localizada en los sitios de estudio y sus tratamientos. Media \pm error estándar. n = 3.

Sitios	Tratamientos	DAP	AM	AD	Densidad	AB	CGL
		cm	m	m	Árb ha ⁻¹	m ²	UG ha ⁻¹ año ¹
Carrenleufú	Cerrado	18,4 \pm 2,8	9,3 \pm 0,2	11,3 \pm 0,4	1400,0 \pm 126,4	40,0 \pm 7,3	0,00 \pm 0,00
	Clausura	35,0 \pm 0,0	10,0 \pm 0,0	11,0 \pm 0,0	250,0 \pm 0,0	8,00 \pm 0,0	0,00 \pm 0,00
	Abierto	30,1 \pm 3,3	9,3 \pm 0,4	12,0 \pm 0,7	666,6 \pm 57,7	32,3 \pm 2,7	0,27 \pm 0,04
	Degradado	-	-	-	-	-	0,76 \pm 0,00
Aldea Las Pampas	Cerrado	12,1 \pm 1,1	7,3 \pm 0,5	9,3 \pm 0,8	1183,3 \pm 210,0	18,0 \pm 3,8	0,00 \pm 0,00
	Clausura	15,4 \pm 0,0	7,0 \pm 0,0	8,0 \pm 0,0	350,0 \pm 0,0	2,0 \pm 0,0	0,00 \pm 0,00
	Abierto	21,9 \pm 3,7	7,6 \pm 0,5	9,3 \pm 0,9	650,0 \pm 65,8	10,6 \pm 1,7	0,21 \pm 0,03
	Degradado	-	-	-	-	-	0,28 \pm 0,01

DAP: diámetro a la altura del pecho; AM: altura media; AD: altura dominante; Densidad: densidad de árboles; AB: área basal; CGL: Carga ganadera localizada.

Tabla 2.2. Cobertura del dosel del bosque y del sotobosque de las especies dominantes, mantillo del suelo y suelo desnudo, para cada tratamiento de los sitios. Valores (Media \pm error estándar) son expresados en porcentaje (%). n = 3.

Especies	Carrenleufú				Aldea Las Pampas			
	Cerrado	Clausura	Abierto	Degradado	Cerrado	Clausura	Abierto	Degradado
<i>Nothofagus antarctica</i>	66,7 \pm 2,1	45,0 \pm 0,0	25,0 \pm 8,4	7,0 \pm 1,8	60,0 \pm 11,1	0,0 \pm 0,0	33,3 \pm 7,6	0,0 \pm 0,0
<i>Maytenus chubutensis</i>	63,3 \pm 9,0	1,0 \pm 0,0	5,3 \pm 1,7	1,8 \pm 1,0	8,3 \pm 3,7	1,0 \pm 0,0	2,0 \pm 0,4	0,0 \pm 0,0
<i>Blechnum sp</i>	23,0 \pm 11,8	2,0 \pm 0,0	7,0 \pm 1,7	0,0 \pm 0,0	17,3 \pm 10,3	0,0 \pm 0,0	1,0 \pm 0,6	0,0 \pm 0,0
<i>Berberis microphylla</i>	8,3 \pm 2,4	3,0 \pm 0,0	13,5 \pm 5,5	7,0 \pm 2,5	20,3 \pm 12,6	0,5 \pm 0,0	2,3 \pm 0,8	0,0 \pm 0,0
<i>Acaena splendens</i>	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	1,0 \pm 0,0	5,0 \pm 3,2	0,0 \pm 0,0
<i>Acaena pinnatifida</i>	0,0 \pm 0,0	0,5 \pm 0,0	0,3 \pm 0,2	5,0 \pm 0,0	0,7 \pm 0,4	0,0 \pm 0,0	1,7 \pm 1,0	3,3 \pm 2,1
<i>Taraxacum officinale</i> *	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,5 \pm 0,2	8,3 \pm 1,3	0,2 \pm 0,1	85,0 \pm 0,0	15,0 \pm 5,5	27,8 \pm 16,5
<i>Ovidia andina</i>	0,2 \pm 0,1	2,0 \pm 0,0	0,5 \pm 0,2	1,0 \pm 0,4	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,7 \pm 0,4	0,0 \pm 0,0
<i>Trifolium repens</i> *	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	13,3 \pm 4,2	26,7 \pm 2,1	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	25,0 \pm 9,1	5,3 \pm 0,9
Gramíneas**	0,5 \pm 0,2	60,0 \pm 0,0	53,3 \pm 4,2	41,7 \pm 2,8	1,7 \pm 1,0	8,0 \pm 0,0	53,3 \pm 9,4	67,3 \pm 9,9
<i>Potentilla chilensis</i>	0,2 \pm 0,1	1,0 \pm 0,0	6,3 \pm 2,8	1,0 \pm 0,6	0,2 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	4,0 \pm 1,3	8,7 \pm 3,7
Mantillo	25,0 \pm 15,8	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	73,3 \pm 8,4	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0
Suelo desnudo	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	5,0 \pm 0,0	5,0 \pm 1,1	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	1,3 \pm 0,8	0,7 \pm 0,4

* Indica especie exótica. ** Indica especies nativas y exóticas.

Las características sugieren que Carrenleufú tiene una calidad de sitio forestal superior a la de Aldea Las Pampas. Según la clasificación propuesta por Lencinas *et al.* (2002), basada en la altura dominante, Carrenleufú tiene un Sitio clase II (medio-alto) y Aldea Las Pampas Sitio clase III (medio). Las coberturas del dosel y sotobosque varían según el tratamiento. Los bosques cerrados mostraron una alta cobertura del dosel de *N. antarctica*, de especies nativas del sotobosque y de mantillo en el suelo. Mientras que los bosques abiertos, las clausuras y los degradados mostraron un mayor porcentaje de gramíneas, *Trifolium repens* (trébol) y *Acaena splendens* (especie indicadora de disturbios), y un bajo porcentaje de especies nativas (Tabla 2.2).

2.3.2. Estudio de suelo

En el campo, en cada parcela se determinó por triplicado y a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm) la resistencia a la penetración (RP) utilizando un penetrómetro de impacto (30° Modelo cono-INTA Villegas), contabilizando la cantidad de golpes necesarios para penetrar ambas profundidades (Quinteros *et al.*, 2012). La estabilidad estructural (EE) se evaluó *in situ*, se tomaron muestras de agregados de suelo de 6-8 mm de diámetro, luego se sumergió en agua destilada la muestra dentro de un tamiz de 1,5 mm durante cinco minutos, por último se tamizó en húmedo y se clasificó en una escala de 1-6 (1 = baja estabilidad; 6 = alta estabilidad) de acuerdo al porcentaje de suelo que atravesó el tamiz (Herrick *et al.*, 2001), y el espesor del horizonte orgánico fue medido con un calibre digital.

Para determinar las propiedades físicas y químicas del suelo, en cada parcela, se tomaron muestras de suelo (por triplicado y al azar) a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm). Las muestras se secaron al aire y luego se tamizaron a través de un tamiz de 2 mm. Se determinaron las propiedades físicas y químicas del suelo: capacidad de campo (CC) (Richards, 1956), pH en agua (relación suelo-agua 1: 2,5), pH NaF 1N (1:50) a los 2 y 60 minutos para detectar aluminosilicatos no cristalinos (Fieldes y Perrot, 1966; Irisarri, 2000), conductividad eléctrica (CE) (1: 2,5), materia orgánica por combustión seca (MO) (IRAM SAGPyA, 2008), nitrógeno total por el método de Kjeldahl (N) (IRAM SAGyP 29572-1, 2016), relación carbono-nitrógeno (C/N) según la metodología detallada por Pribyl (2010) (Ecuación 2.2) y fósforo disponible por método Olsen (P) (IRAM SAGyP 29570-2, 2014). La distribución del tamaño de partículas se analizó utilizando un equipo de difracción láser Malvern después de destruir la materia orgánica

con H₂O₂ a 80 °C, dispersión con hexametáfosfato de sodio al 5 % y aplicación de ultrasonido. Dado que el equipo Malvern (Modelo 3000E) analiza partículas menores de 1000 µm, la fracción de arena gruesa se separó mediante tamizado (1-2 mm). Además, se tomó una muestra de suelo no perturbado para estimar la densidad aparente (Dap) y la porosidad (Blake y Hartge, 1986).

$$\frac{C}{N} = \frac{MO*0,58}{N} \quad (\text{Ecuación 2.2})$$

Donde MO es el contenido de material orgánica (%) y N el nitrógeno total (%).

El fraccionamiento físico de la MO del suelo se realizó mediante una técnica de tamizado en húmedo con el fin de determinar la MO asociada a agregados estables al agua (MO_{Agg}) de diferentes tamaños siguiendo la metodología detallada por La Manna *et al.* (2021) basada en Six *et al.* (1998). Se colocaron muestras de suelo tamizadas por 2 mm en la parte superior de un tamiz de 250 µm y se sumergieron durante 5 min en agua desionizada. El tamizado se realizó manualmente moviendo suavemente el tamiz en cuatro direcciones (hacia adelante, hacia atrás, izquierda y derecha) durante 2 minutos, para lograr la separación de los agregados. La fracción retenida en el tamiz se secó en horno, se pesó, y se analizó la MO_{>250} por pérdida por ignición (IRAM-SAGPyA 29571-1. 2008). Las partículas de suelo que pasaron por el tamiz (es decir, <250 µm) se procesaron de la misma forma en un tamiz de 53 µm y se determinó su contenido de MO (MO₅₃₋₂₅₀). Se consideró que la MO_{<53} era igual a 1 - (MO_{Agg} / MO) (Enríquez y Cremona, 2018), correspondiente a la materia orgánica asociada a las fracciones limo y arcilla (Cambardella y Elliot, 1993). Además, se estimó el stock de carbono del suelo a una profundidad de 0-20 cm (Ecuación 2.3).

$$\text{Stock C} = \frac{\text{profundidad} * 10000 * \text{dap} * \text{MO} * 0,58}{100} \quad (\text{Ecuación 2.3})$$

Donde la profundidad es 20 cm de suelo, dap es la densidad aparente (g cm⁻³), MO es la materia orgánica (%).

Para comparar los cambios en el suelo con respecto al control (es decir, bosques cerrados), se calculó el Índice de Cambio Relativo (ICR), basado en el Índice de Interacción Relativa (IIR) (Armas *et al.*, 2004; Vogel *et al.*, 2022), para todas las muestras de suelo (Ecuación 2.4). Dado que los cambios en las variables relacionadas con el control

pueden ser positivos o negativos, se consideró el valor absoluto para evaluar la magnitud de los cambios. El ICR se calculó para cada tratamiento del suelo (en relación con los bosques cerrados) considerando las propiedades físicas (es decir, Dap, RP, EE) (ICRf), propiedades relacionadas con la materia orgánica (es decir, MO, C/N, MO_{>250}, MO₅₃₋₂₅₀) (ICRmo) y otras propiedades químicas (es decir, pH, pH NaF, CE, N, P) (ICRq).

$$ICR = \frac{\sum \left| \frac{V_t - V_c}{V_t + V_c} \right|}{n} \quad (\text{Ecuación 2.4})$$

Donde ICR es el Índice de Cambio Relativo (modificado de Armas *et al.*, 2004), V_t es el valor de la variable en el tratamiento y V_c es el valor de la variable en el sitio control (es decir, bosque cerrado), y n es igual a la cantidad de variables consideradas. El valor del ICR oscila entre 0 y 1.

Se consideró el mismo enfoque para analizar los cambios del suelo en las exclusiones con respecto a los bosques abiertos adyacentes, y para comparar los cambios del suelo con respecto a los bosques cerrados a diferentes profundidades (0-10 cm vs. 10-20 cm).

2.3.3. Análisis de datos

Con el fin de analizar conjuntamente las diferentes variables de suelo consideradas, se realizaron análisis de componentes principales (ACP) para cada profundidad del suelo. También se realizó un análisis de la varianza de tres vías (ANOVA) para cada variable de suelo, considerando los sitios, el tratamiento y la profundidad como factores, además, se informaron las interacciones entre los factores. También se realizaron análisis de covarianza (ANCOVA) y prueba de Tukey (*a posteriori*) para cada variable de suelo considerando tres réplicas independientes (es decir, utilizando datos promedio de cada sitio y tratamiento, con el fin de evitar la pseudorreplicación). Los análisis se realizaron por separado para cada profundidad en aquellos casos en los que el factor profundidad en el ANOVA mostró una interacción significativa. Los tratamientos se consideraron como factores y la carga ganadera localizada como una covariable. Se verificaron los supuestos de ANCOVA: linealidad, normalidad y homogeneidad de varianzas. Además, se realizó un ANOVA para evaluar diferencias entre las dos profundidades estudiadas. Se realizó la prueba T para comparar los Índices de Cambio Relativo entre los tratamientos del estudio. Además, para evaluar la capacidad de resiliencia del suelo a corto plazo, se realizó un

ANOVA para cada variable de suelo, comparando bosques abiertos con las clausuras. Los análisis se realizaron con la versión gratuita RStudio 4.0.2 y el software Infostat.

2.4. RESULTADOS

2.4.1. Características generales de los sitios

Los primeros dos ejes del análisis de componentes principales (ACP) para las características del suelo a una profundidad de 0-10 cm explicaron el 55,7% de la varianza (Figura 2.4A), mostrando una separación notable de ambos sitios de estudio. El sitio Carrenleufú se asoció con valores positivos del primer eje, con valores más altos de espesor de horizonte orgánico, contenido de materia orgánica, estabilidad estructural, conductividad eléctrica, capacidad de campo, nitrógeno, fracción limo y relación C/N. En la posición opuesta del eje, los sitios de estudio de Aldea Las Pampas se relacionaron con valores más altos de densidad aparente, resistencia a la penetración, fósforo, pH, contenido de arcilla y arena. El análisis de componentes principales realizado para las variables del suelo para una profundidad de 10-20 cm mostró tendencias similares. El ACP explicó el 58.0% de la varianza (Figura 2.4B). El sitio Carrenleufú se asoció con valores positivos del eje x, con valores más altos de las variables: horizonte orgánico, materia orgánica, estabilidad estructural, conductividad eléctrica, capacidad de campo, pH NaF, nitrógeno, fracción limo y relación C/N. En la posición opuesta al eje, los sitios de estudio de Aldea Las Pampas se asociaron con valores más altos de: densidad aparente, resistencia a la penetración, pH, fósforo disponible, arcilla y arenas.

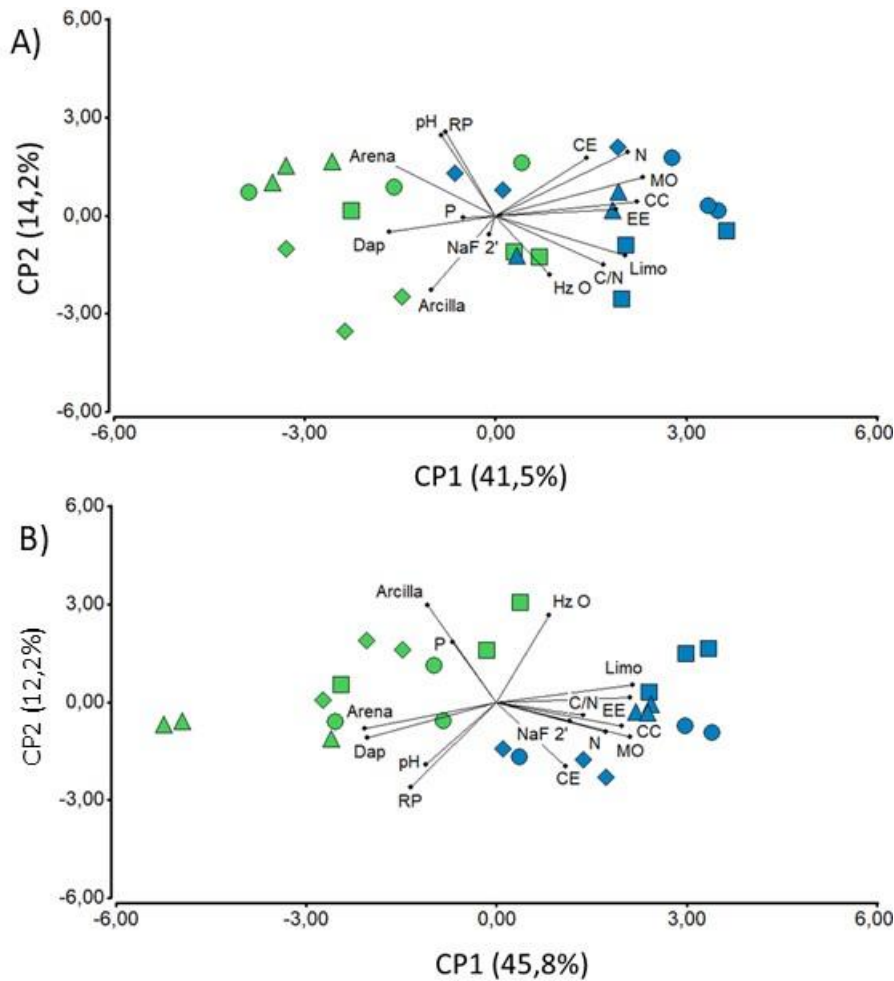


Figura 2.4. Análisis de componentes principales para las profundidades 0-10 cm (A) y 10-20 cm (B), en color azul el sitio Carrenleufú y en verde Aldea Las Pampas. □: Bosques Cerrados; Δ: Clausuras; ○: Bosques abiertos y ◇: Degradados. Hz O: horizonte orgánico; arcilla: fracción arcilla; limo: fracción limo; arena: fracción arena; Dap: densidad aparente; RP: resistencia a la penetración; EE: estabilidad estructural; CC: capacidad de campo; pH: pH actual; CE: conductividad eléctrica; NaF 2': pH NaF 2'; MO: materia orgánica; N: nitrógeno total; C/N: relación Carbono/Nitrógeno; y P: fósforo disponible.

2.4.2. Propiedades del suelo

El ANOVA de tres vías mostró que el factor sitio fue significativo para todas las variables del suelo analizadas, tanto físicas como químicas. Además, los factores tratamiento y profundidad resultaron significativos para la mayoría de las variables. Por otro lado, la interacción sitio*tratamiento fue significativa para las variables resistencia a la penetración, estabilidad estructural, pH actual y fósforo disponible. Finalmente, la resistencia a la penetración también mostró interacciones significativas sitio*profundidad

y sitio*tratamiento*profundidad (Tabla 2.4).

2.4.3. Horizonte orgánico

El horizonte orgánico solo estuvo presente en bosques cerrados y fue mayor en Carrenleufú que en Aldea Las Pampas ($7,72 \pm 0,44$ cm vs. $4,66 \pm 0,44$ cm; $F = 24,42$; $P < 0,001$). Los suelos en los demás tratamientos no presentaron horizonte orgánico.

2.4.4. Propiedades físicas del suelo

En Carrenleufú, la textura del suelo mostró menor porcentaje de arcilla, mayor limo, mayor arena muy fina, menor arena fina y menor arena media que en Aldea Las Pampas (Figura 2.5). La textura del suelo osciló entre franco limosa y franco arenosa en Carrenleufú, mientras que en Aldea Las Pampas varió de arenosa franca a franco arenosa. No se encontraron diferencias de textura entre los tratamientos dentro de cada sitio ($P > 0,05$) (Triangulos texturales para cada tratamiento en el ANEXO).

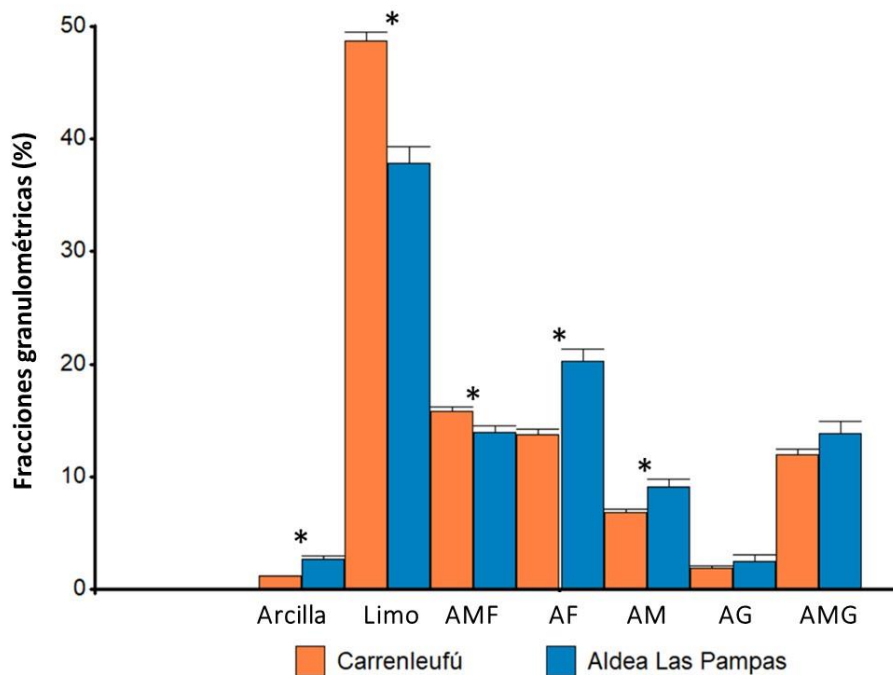


Figura 2.5. Fracciones granulométricas del suelo en los sitios de estudio (Carrenleufú y Aldea Las Pampas). AMF: arena muy fina; AF: arena fina; AM: arena media; AG: arena gruesa; AMG: arena muy gruesa. La granulometría se determinó por difracción láser, excepto AMG, que se separó por tamizado. * El asterisco muestra diferencias significativas entre los sitios.

La densidad aparente mostró valores menores en Carrenleufú que en Aldea Las Pampas (Tabla 2.3). La densidad aparente en Carrenleufú fue similar entre tratamientos (Figura 2.6A). En Aldea Las Pampas, los valores más bajos se encontraron en áreas cerradas, aumentando con la carga ganadera localizada (Figura 2.6B).

Tabla 2.3. Media y error estándar de las variables del suelo para cada sitio. n = 12.

Variables (Unidades)	Carrenleufú ($\bar{X} \pm EE$)	Aldea Las Pampas ($\bar{X} \pm EE$)
Dap (g cm ⁻³)	0,52 ± 0,03	0,66 ± 0,03
RP (Kg cm ⁻²)	25,04 ± 1,64	30,21 ± 1,64
EE	5,90 ± 0,06	5,18 ± 0,06
CC (%)	64,27 ± 2,21	43,25 ± 2,21
pH	5,76 ± 0,08	5,99 ± 0,08
CE (μS m ⁻¹)	152,96 ± 26,67	70,67 ± 26,67
pH NaF 2'	10,14 ± 0,10	9,76 ± 0,10
pH NaF 60'	10,85 ± 0,08	10,26 ± 0,08
MO (%)	22,41 ± 1,04	10,79 ± 1,04
MO ₅₃₋₂₅₀ (g Kg ⁻¹)	7,31 ± 0,34	4,38 ± 0,34
MO _{>250} (g Kg ⁻¹)	9,45 ± 0,62	4,08 ± 0,62
Stock C (T ha ⁻¹)	127,59 ± 4,96	73,95 ± 4,96
N (%)	0,61 ± 0,03	0,35 ± 0,03
C/N	22,08 ± 0,62	17,88 ± 0,62
P (μg g ⁻¹)	6,64 ± 3,13	26,16 ± 3,13

Los valores mostrados corresponden al promedio de ambas profundidades (0-10 cm y 10-20 cm).

Tabla 2.4. ANOVA de tres vías: valores de significancia (P) para los factores sitio, tratamiento y profundidad, y para las interacciones entre factores. Diferencias significativas están destacadas en negrita. n= 3.

VARIABLES (UNIDADES)	SITIO	TRATAMIENTO	PROFUNDIDAD	INTERACCIÓN SITIO*TRATAMIENTO	INTERACCIÓN SITIO*PROFUNDIDAD	INTERACCIÓN TRATAMIENTO *PROFUNDIDAD	INTERACCIÓN SITIO*TRATAMIENTO*PROFUNDIDAD
Dap (g cm ⁻³)	0,001	<0,01	<0,001	0,71	0,54	0,24	0,21
RP (Kg cm ⁻²)	0,01	<0,001	<0,01	<0,001	0,05	0,12	0,03
EE	<0,001	<0,01	0,09	<0,001	0,49	0,18	0,25
CC (%)	<0,001	0,30	0,05	0,78	0,57	0,79	0,62
pH	0,07	0,74	0,20	<0,001	0,93	0,97	0,98
CE (µS m ⁻¹)	0,02	0,21	<0,01	0,61	0,14	0,46	0,79
pH NaF 2'	<0,001	<0,001	0,02	0,06	0,62	0,70	0,99
pH NaF 60'	<0,001	<0,001	0,01	0,22	0,98	0,81	0,98
MO (%)	<0,001	<0,001	<0,001	0,88	0,12	0,11	0,21
MO ₃₋₂₅₀ (g Kg ⁻¹)	<0,001	<0,01	<0,001	0,15	0,91	0,83	0,59
MO _{>250} (g Kg ⁻¹)	<0,001	<0,001	<0,001	0,12	0,10	0,37	0,74
Stock C (T ha ⁻¹)*	<0,001	0,03	-	0,18	-	-	-
N (%)	<0,001	<0,001	<0,001	0,92	0,40	0,69	0,24
C/N	<0,001	0,18	0,99	0,96	0,93	0,22	0,74
P (µg g ⁻¹)	<0,001	0,04	0,05	0,04	0,26	0,75	0,97

*Stock C fue estimado para una profundidad de 0-20 cm.

La resistencia a la penetración del suelo fue menor en Carrenleufú que en Aldea Las Pampas (Tabla 2.3). Aunque los bosques cerrados mostraron los valores más bajos de resistencia a la penetración del suelo en ambos sitios de estudio (Figura 2.6C y 2.6D), el comportamiento según el uso del suelo fue levemente diferente y la interacción entre los factores fue significativa (Tabla 2.4). Las áreas degradadas mostraron los valores más altos de resistencia a la penetración en Carrenleufú y valores intermedios en Aldea Las Pampas (Figura 2.6C y 2.6D).

La estabilidad estructural mostró valores más altos en Carrenleufú que en Aldea Las Pampas, y con una interacción significativa entre los sitios y tratamientos (Tabla 2.3 y 2.4). En Carrenleufú no se encontraron diferencias entre tratamientos (Figura 2.6G). Mientras que, en Aldea Las Pampas, los bosques cerrados mostraron los valores más altos de estabilidad estructural, con diferencias significativas entre tratamientos y la carga ganadera localizada (Figura 2.6H).

La capacidad de campo fue mayor en Carrenleufú que en Aldea Las Pampas (Tabla 2.3 y 2.4). En ambos sitios, las diferencias entre los tratamientos no fueron significativas (Figura 2.6I y 2.6J).

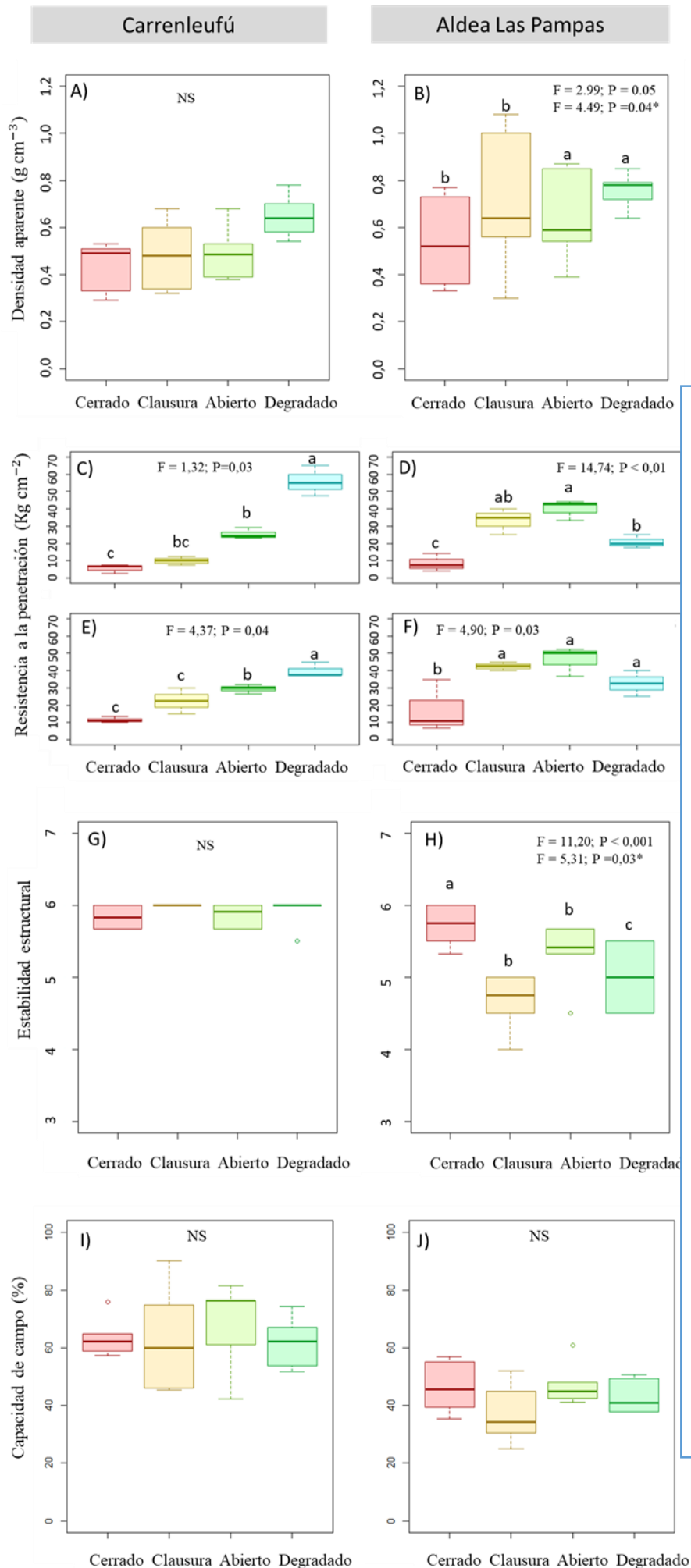


Figura 2.6. Box-plot de los tratamientos para las variables densidad aparente, resistencia a la penetración, estabilidad estructural y capacidad de campo. Se muestran los valores medios para ambas profundidades (0-10 y 10-20 cm), excepto la resistencia a la penetración. Las clases de estabilidad de agregados van desde 0 = Suelo demasiado inestable; a 6 = Fuerte estabilidad (Herrick *et al.*, 2001). Las letras minúsculas muestran diferencias significativas entre los tratamientos de ANCOVA. NS indica diferencias no significativas. Se indican los valores de F y P para los tratamientos y para la carga ganadera localizada (*) de aquellas variables que presentaron diferencias significativas.

2.4.5. Propiedades químicas del suelo

Los valores de pH del suelo variaron entre moderadamente ácido a levemente ácido, con valores levemente más bajos en Carrenleufú que en Aldea Las Pampas, y con una interacción significativa entre el sitio y los tratamientos (Tabla 2.3 y 2.4). En Carrenleufú, el pH del suelo aumentó en bosques abiertos y áreas degradadas, y con la carga ganadera localizada. Mientras que en Aldea Las Pampas, los valores más bajos se encontraron en las áreas degradadas (Figura 2.7A y 2.7B).

Los valores de conductividad eléctrica fueron mayores en Carrenleufú que en Aldea Las Pampas (Tabla 2.3). No se encontraron diferencias entre tratamientos en Carrenleufú (Figura 2.7C), mientras que los bosques abiertos de Aldea Las Pampas mostraron los valores más altos, con diferencias significativas entre tratamientos y la carga ganadera localizada (Figura 2.7D).

Los valores más altos de NaF pH 2' se registraron en Carrenleufú (Tabla 2.3). En ambos sitios, los bosques abiertos mostraron los valores más bajos y las áreas degradadas los más altos (Figura 2.7E y 2.7F). El NaF pH 2' y el NaF pH 60' mostraron el mismo comportamiento (Figura 2.7G y 2.7H).

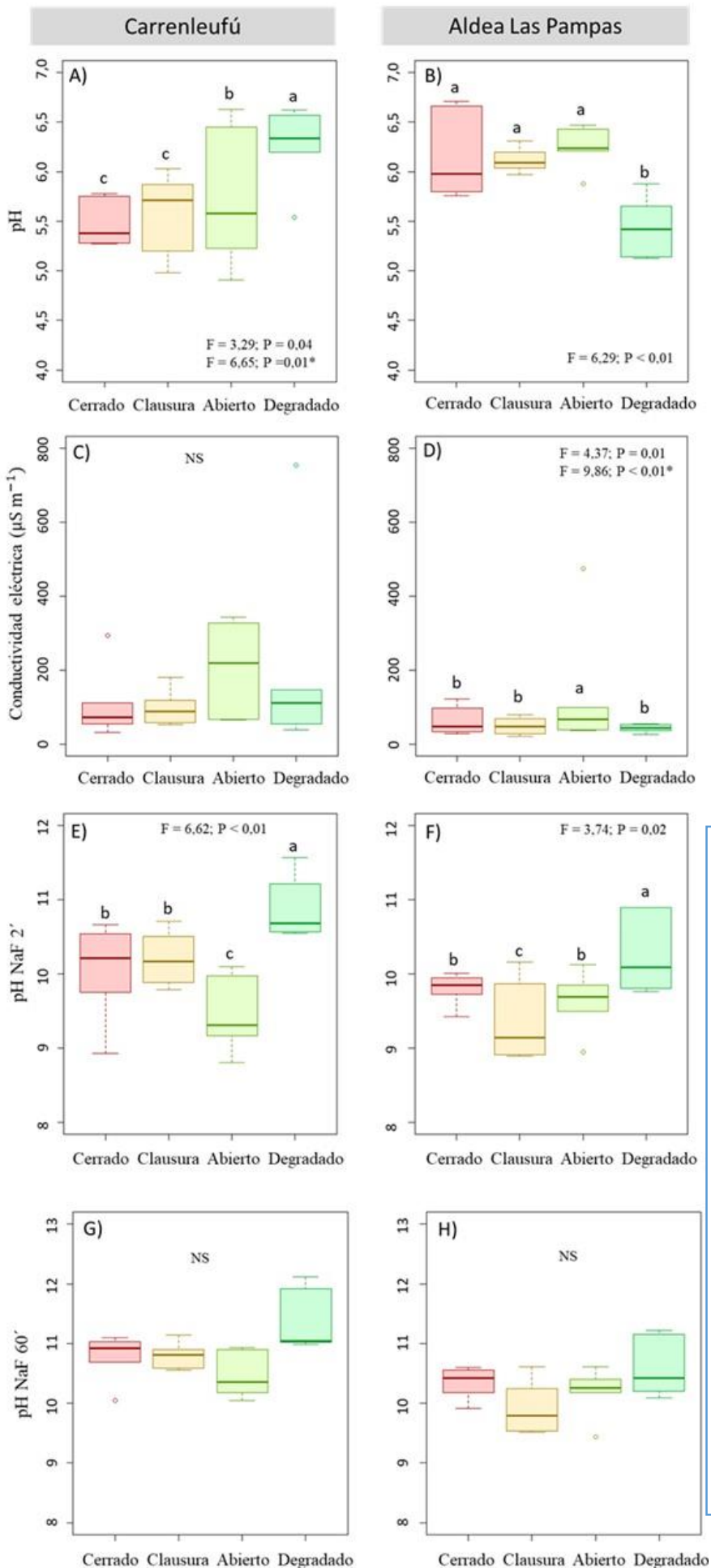


Figura 2.7. Box-plot de los tratamientos para las variables pH actual, conductividad eléctrica, pH NaF 2' y pH NaF 60'. Se muestran los valores medios para ambas profundidades (0-10 y 10-20 cm). Las letras minúsculas muestran las diferencias entre los tratamientos de ANCOVA. * muestra diferencias significativas con la carga animal localizada. NS muestra diferencias no significativas.

El contenido de materia orgánica fue mayor en Carrenleufú que en Aldea Las Pampas (Tabla 2.3). En Aldea Las Pampas, los valores más bajos se encontraron en las áreas degradadas (Figura 2.8A y 2.8B). Además, en Aldea Las Pampas se encontraron diferencias significativas con la carga ganadera localizada (Figura 2.8B).

Los valores más altos de nitrógeno se encontraron en Carrenleufú, siendo dos veces más altos que los valores encontrados en Aldea Las Pampas (Tabla 2.3). En Aldea Las Pampas, los valores más bajos se encontraron en áreas degradadas (Figura 2.8D). En Carrenleufú los datos mostraron las mismas tendencias, pero sin presentar diferencias significativas (Figura 2.8C).

La relación C/N mostró valores más altos en Carrenleufú que en Aldea Las Pampas (Tabla 2.3), no se encontraron diferencias entre los tratamientos en Carrenleufú, mientras que, en Aldea Las Pampas los mayores valores se encontraron en los bosques cerrados (Figura 2.8E y 2.8F).

Los valores más bajos de fósforo disponible se encontraron en Carrenleufú, con valores cuatro veces más bajos que el fósforo disponible en Aldea Las Pampas (Tabla 2.3). Se encontró una interacción significativa entre los sitios y tratamientos (Tabla 2.4). En Carrenleufú se encontraron valores similares entre tratamientos (Figura 2.8G). Mientras que, en Aldea Las Pampas, el fósforo disponible aumentó en bosques abiertos y áreas degradadas, y con la carga ganadera localizada (Figura 2.8H).

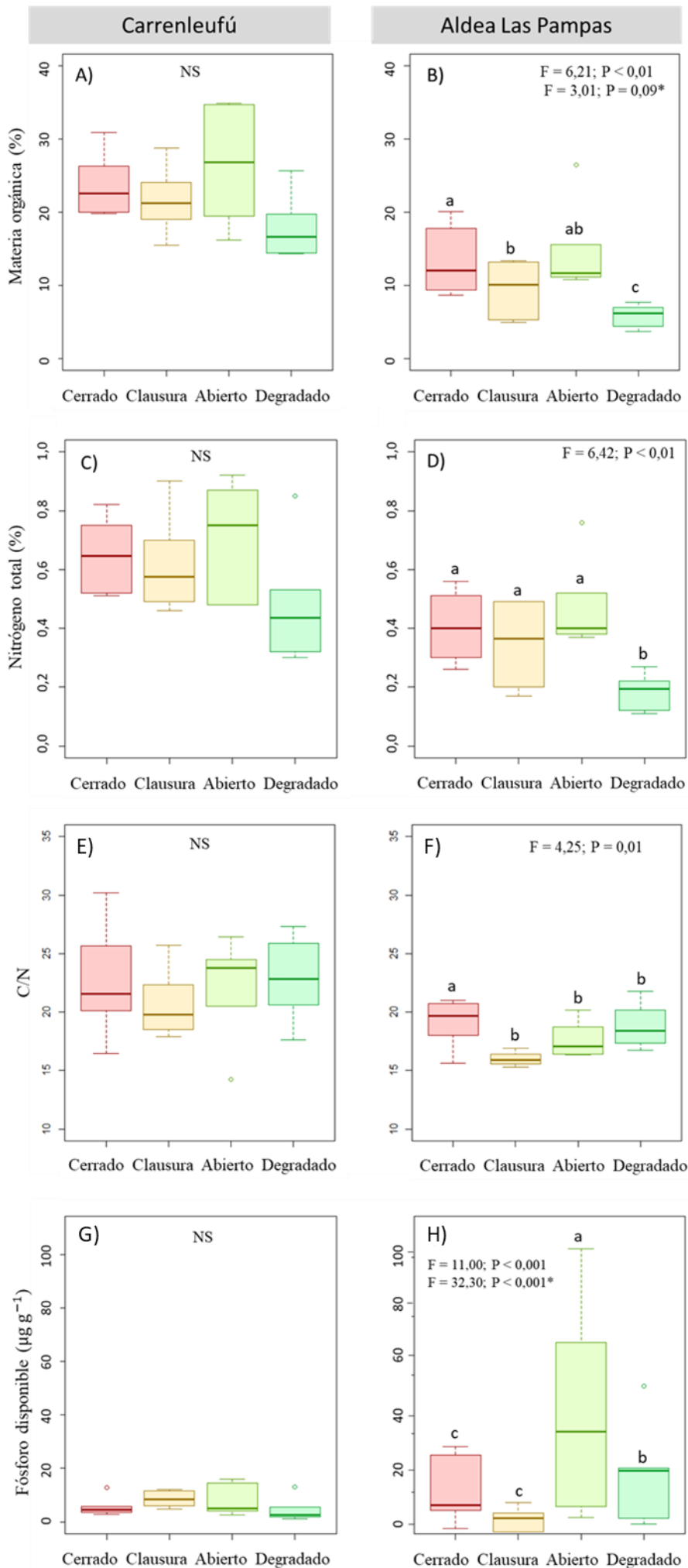


Figura 2.8. Box-plot de los tratamientos para las variables materia orgánica, nitrógeno total, relación C/N y fósforo disponible. Se muestran los valores medios para ambas profundidades (0-10 y 10-20 cm). Las letras minúsculas muestran diferencias significativas entre los tratamientos de ANCOVA. * muestra diferencias significativas con la carga animal localizada. NS muestra diferencias no significativas.

La materia orgánica asociada a agregados fue mayor en Carrenleufú que en Aldea Las Pampas, tanto para microagregados (MO_{53-250}) como macroagregados ($MO_{>250}$) (Tabla 2.3; Figura 2.9A y 2.9B). En ambos sitios, las áreas degradadas mostraron los valores más bajos de $MO_{>250}$ (Figura 2.9), y además, en Carrenleufú la menor proporción de $MO_{>250}$ (Figura 2.10A).

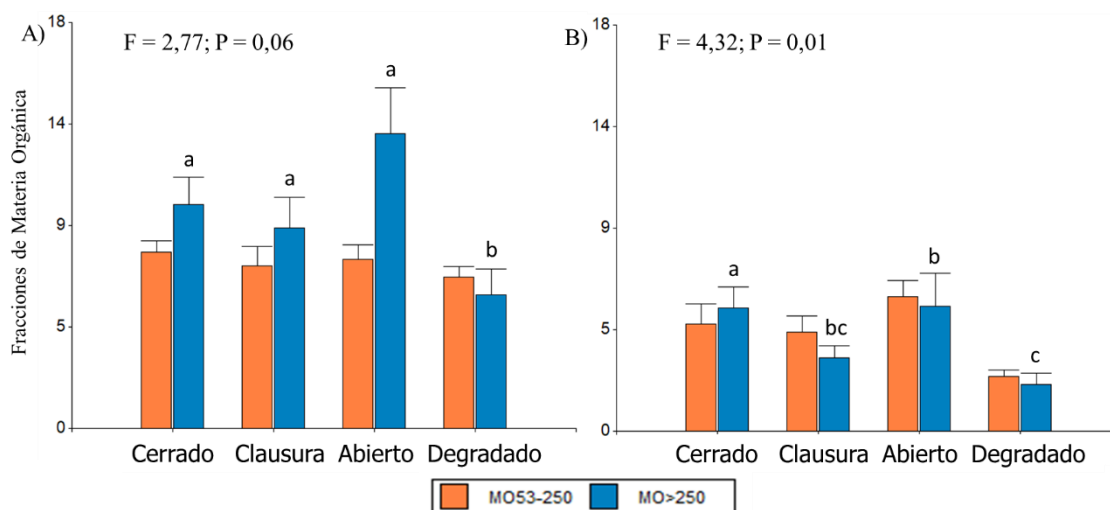


Figura 2.9. Fracción de Materia Orgánica asociada a agregados de 53 a 250 μm (MO_{53-250}) y a agregados mayores a 250 μm ($MO_{>250}$). A) Carrenleufú; B) Aldea Las Pampas. Se muestran los valores medios para ambas profundidades (0-10 y 10-20 cm). Las letras minúsculas muestran las diferencias entre los tratamientos de ANCOVA. * muestra diferencias significativas con la carga animal localizada. NS indica diferencias no significativas.

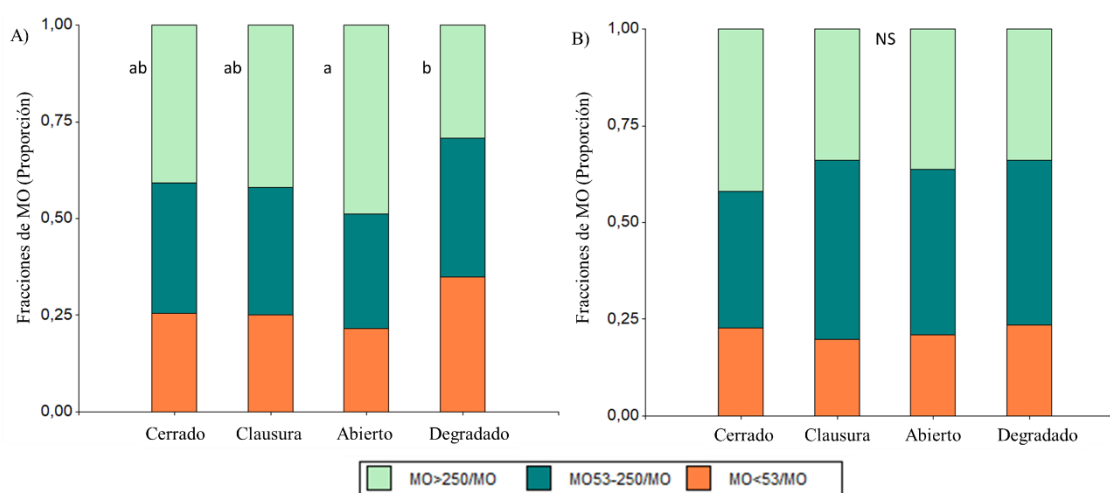


Figura 2.10. Proporción de las diferentes fracciones de materia orgánica. A) Carrenleufú; B) Aldea Las Pampas. Las letras minúsculas muestran diferencias entre tratamientos de ANOVA. NS indica diferencias no significativas.

El stock de carbono mostró valores más altos en Carrenleufú que en Aldea Las Pampas (Tabla 2.3). En Carrenleufú, no se encontraron diferencias entre tratamientos (Figura 2.11A). Mientras que en Aldea Las Pampas, el stock de carbono mostró valores más altos en bosques abiertos (Figura 2.11B).

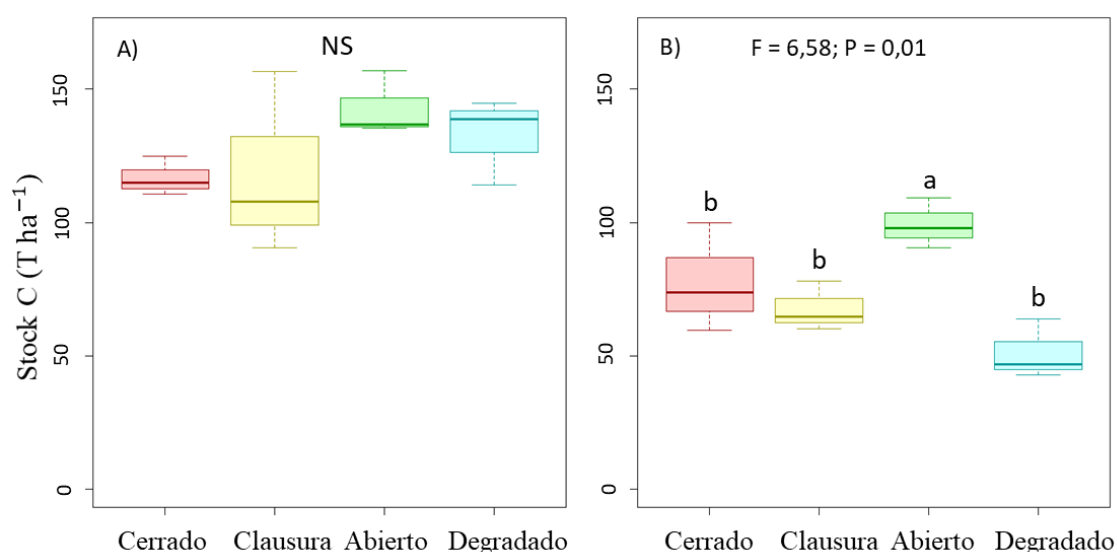


Figura 2.11. Stock de carbono 0-20 cm. A) Carrenleufú B) Aldea Las Pampas. Las letras minúsculas muestran las diferencias entre los tratamientos de ANCOVA. * muestra diferencias significativas con la carga animal localizada. NS indica diferencias no significativas.

Se encontró que el Índice de Cambio Relativo para bosques abiertos y clausuras (en relación con los bosques cerrados) tiene valores más altos en Aldea Las Pampas que en Carrenleufú para las variables físicas (ICRf) y para las variables relativas a la materia orgánica (ICRmo) para la profundidad de 0-10 cm (Tabla 2.5). Para las áreas degradadas, el ICRmo mostró el mismo comportamiento, y el ICRf presentó valores significativamente más altos en Carrenleufú que en Aldea Las Pampas.

Las variables físicas (ICRf; Dap, RP y EE) medidas a los 10 cm permitieron una mejor detección de un cambio relativo al bosque cerrado que las medidas a una profundidad de 20 cm. El ICRf fue significativamente más alto para muestras de 0-10 cm

que de 10-20 cm para bosques abiertos y áreas degradadas en Carrenleufú, y para las áreas degradadas en Aldea Las Pampas (Tabla 2.5). Por otro lado, el ICR_{mo} fue significativamente menor para las muestras de 0-10 cm que para las de 10-20 cm en Carrenleufú (Tabla 2.5). Los demás índices (ICR e ICR_q) no mostraron diferencias significativas. El Índice de Cambio Relativo aumentó a medida que aumentó la intensidad del uso de la tierra para cada sitio y profundidad (es decir, ICR clausuras < ICR bosques abiertos < ICR áreas degradadas).

Tabla 2.5. Índice de Cambio Relativo (en relación con bosques cerrados) para cada sitio de estudio considerando todas las propiedades del suelo (ICR), propiedades físicas (ICR_f), propiedades relacionadas con la materia orgánica (ICR_{mo}) y otras propiedades químicas (ICR_q). Se muestran los resultados de la prueba t de Student que analiza las diferencias entre los sitios de estudio. Las diferencias significativas se destacan en negrita. (ms) marginalmente significativa. n = 3.

	Carrenleufú	Aldea Las Pampas	T	P
Clausura 0-10 cm				
ICR	0,10	0,14	2,04	0,11
ICR _f	0,13	0,27	2,61	0,05
ICR _{mo}	0,09	0,15	1,30	0,26
ICR _q	0,08	0,10	1,29	0,26
Clausura 10-20 cm				
ICR	0,11	0,16	1,17	0,30
ICR _f	0,13	0,25	2,51	0,06 ^{ms}
ICR _{mo}	0,09	0,19	1,63	0,17
ICR _q	0,08	0,12	1,18	0,30
Abierto 0-10 cm				
ICR	0,15	0,19	0,94	0,40
ICR _f	0,27*	0,31	0,62	0,56
ICR _{mo}	0,10	0,21	2,76	0,05
ICR _q	0,19	0,15	-0,58	0,59
Abierto 10-20 cm				
ICR	0,12	0,16	1,95	0,12
ICR _f	0,17*	0,22	0,74	0,50

ICRmo	0,09	0,16	1,49	0,20
ICRq	0,08	0,14	1,00	0,37
<hr/>				
Degradado 0-10 cm				
ICR	0,18	0,23	2,95	0,09
ICRf	0,36*	0,23*	-3,93	0,01
ICRmo	0,14*	0,31	11,75	<0,001
ICRq	0,18	0,17	-0,18	0,86
<hr/>				
Degradado 10-20 cm				
ICR	0,17	0,21	1,63	0,17
ICRf	0,23*	0,16*	-5,22	<0,01
ICRmo	0,19*	0,30	4,21	0,01
ICRq	0,18	0,15	-1,31	0,26

* Indica diferencias significativas entre profundidades para el mismo sitio y tratamiento.

2.4.6. Clausuras vs. Bosques abiertos

En Carrenleufú (Udands) algunas variables del suelo, principalmente las propiedades físicas, mejoraron en las clausuras en el corto plazo y en comparación con los bosques abiertos. La resistencia a la penetración fue menor y la estabilidad estructural fue marginalmente mayor en las clausuras que en los bosques abiertos (Tabla 2.6). Además, la conductividad eléctrica tendió a disminuir, y el NaF pH 2' aumentó en las clausuras en comparación con los bosques abiertos. Por el contrario, en Aldea Las Pampas, no se encontraron cambios en el corto plazo, excepto una disminución del fósforo disponible en las clausuras en comparación con los bosques abiertos.

Tabla 2.6. Cambios en las variables del suelo en las clausuras en comparación con los bosques abiertos. Media \pm error estándar. Las diferencias significativas se destacan en negrita. (ms) marginalmente significativa. n = 3.

	Clausura	Abierto	F	P
<hr/>				
Carrenleufú				
Resistencia a la penetración (Kg cm ²)	16,25 \pm 3,46	27,50 \pm 1,36	9,15	< 0,01
Estabilidad estructural	6,00 \pm 0,00	5,86 \pm 0,07	4,35	0,06 ^{ms}
Conductividad eléctrica (μ S m ⁻¹)	97,35 \pm 19,74	206,60 \pm 56,49	3,33	0,09
pH NaF 2'	10,20 \pm 0,14	9,44 \pm 0,21	9,15	0,01
<hr/>				
Aldea Las Pampas				
Fósforo disponible (μ g g ⁻¹)	10,87 \pm 1,65	46,97 \pm 15,13	5,63	0,04
<hr/>				

2.5. DISCUSIÓN

2.5.1. Características generales de los sitios

Las propiedades físicas y químicas del suelo fueron modificadas, no sólo por las condiciones climáticas que afectan los procesos de pedogénesis, sino también por el uso actual e histórico del ganado. El patrón de cambio incluye diferencias entre sitios, tratamientos y la carga ganadera localizada. Si bien el uso histórico y la carga ganadera localizada actual son mayores en Carrenleufú que en Aldea Las Pampas, la fertilidad físico-química del suelo es mayor en Carrenleufú, incluso en áreas degradadas afectadas por impactos de gran magnitud (tala de bosques e incendios). Esta diferencia entre sitios se puede atribuir a los diferentes regímenes de humedad del suelo: údico en Carrenleufú vs. xérico en Aldea Las Pampas. La mayor humedad en los suelos acelera los procesos de descomposición de la materia orgánica, favoreciendo una mejor fertilidad (Lundmark-Thelin y Johansson, 1997). A su vez, la humedad favorece la alteración de las cenizas y los procesos pedogenéticos, por lo que las propiedades ándicas se evidencian con mayor fuerza en suelos con régimen údico que con régimen xérico (Colmet Daage *et al.*, 1988; La Manna *et al.*, 2020).

Ambos sitios muestran texturas ligeramente diferentes, siendo los suelos de Carrenleufú de textura más fina que los suelos de Aldea Las Pampas. Estas diferencias de textura pueden ser inherentes al material parental original. Es común encontrar grandes variaciones de textura en áreas de suelos volcánicos a poca distancia. Estas diferencias están asociadas con la influencia de las cenizas de diferentes erupciones, la distancia a las fuentes de emisión y la removilización de las cenizas por el viento (Lizcano *et al.*, 2007; La Manna *et al.*, 2018). Sin embargo, en Carrenleufú tampoco se puede descartar un mayor grado de alteración de materiales, asociado a una mayor humedad del suelo, como se encontró en Andisoles de regímenes údicos y xéricos en Neuquén (Broquen *et al.*, 2005). A su vez, los menores contenidos de materia orgánica registrados en Aldea Las Pampas podrían estar asociados a su textura más arenosa (Feller y Beare, 1997). El menor contenido de materia orgánica y la formación restringida de arcillas no cristalinas en condiciones xéricas pueden disminuir el potencial del suelo para estabilizar la materia orgánica y aumentar la mineralización de carbono orgánico (Wada, 1985, Hernández *et al.*, 2012). En suelos volcánicos, la presencia de metales lábiles y activos (principalmente, hierro y aluminio), que son capaces de unirse con sustancias húmicas para formar macromoléculas muy resistentes a la degradación o lixiviación, da como resultado

epipedones melánicos muy oscuros, que pueden contener hasta 25 - 30% de carbono orgánico (Mc Daniels *et al.*, 2012). En nuestro estudio, los Udands presentaron valores promedios de materia orgánica de 22% y Xerands 11%, valores superiores a los medidos en bosques de ñire desarrollados sobre suelos no volcánicos, con 8 - 9% (Molisoles) (Peri *et al.*, 2008).

Las diferencias en contenido de materia orgánica, textura y arcillas no cristalinas entre los sitios de estudio también explican las diferencias encontradas en porosidad, capacidad de campo, N y C/N con valores más altos en Udands que en Xerands, coincidiendo con otros estudios (Broquen *et al.*, 2005; Morales *et al.*, 2010). Los valores más altos de conductividad eléctrica encontrados en Carrenleufú pueden ser una consecuencia de la mayor carga ganadera localizada actual e histórica. Los valores bajos de fósforo disponible (< 10 ppm; La Manna *et al.*, 2011) encontrados en los suelos de Carrenleufú podrían estar relacionados con la alta capacidad de intercambio aniónico y la capacidad de retención de fosfato de los Andisoles, asociada con las características anfóteras del alofano (Dahlgren *et al.*, 2004; Veizaga, 2015).

2.5.2. Cambios en las propiedades del suelo asociados al uso ganadero

2.5.2.1. Horizonte orgánico

El horizonte orgánico se encontró sólo en sitios de bosque cerrado, asociado con hojarasca de *N. antarctica*, una especie de hoja caduca. En bosques abiertos, clausuras y áreas degradadas, el suelo está cubierto por hierbas y pastos no nativos (> 60% de cobertura de pastos). La formación de un horizonte orgánico se ve impedida principalmente debido a la baja densidad de árboles, lo que implica una baja producción de hojarasca y una mayor velocidad del viento que permite que la hojarasca vuele a mayores distancias (Peri *et al.*, 2008). Este cambio de material vegetal en descomposición (es decir, de hojarasca de ñire a especies de gramíneas exóticas) puede afectar en gran medida los ciclos del carbono y la materia orgánica (Fearnside y Barbosa, 1998).

Las tendencias de cambio en las propiedades físico-químicas asociadas con el uso del ganado fueron similares entre los sitios de estudio. Sin embargo, aunque la mayoría de estos cambios no fueron significativos en los Udands (Carrenleufú), fueron más pronunciados y estadísticamente significativos en Xerands (Aldea Las Pampas).

2.5.2.2. Propiedades físicas del suelo

La densidad aparente del suelo aumentó a medida que aumentó la intensidad del uso del suelo, principalmente en Aldea Las Pampas. Estos resultados concuerdan con estudios en Andisoles de Chile, donde se han registrado aumentos en la densidad aparente asociados con la ganadería en bosques de *Nothofagus sp*, en comparación con sitios sin ganado (Dörner *et al.*, 2011). Es importante resaltar que la densidad aparente siempre fue menor a $0,90 \text{ g cm}^{-3}$, siendo uno de los requerimientos del Soil Survey Staff (2006) para clasificar a los suelos como Andisoles. Dado que la densidad aparente permaneció por debajo de $0,90 \text{ g cm}^{-3}$ (es decir, porosidad total de aproximadamente 65%), el nivel de perturbación que se produjo en los sitios de estudio no pareció implicar un cambio drástico en la porosidad total del suelo.

La resistencia a la penetración del suelo aumentó con la intensidad del pastoreo en los sitios de estudio y para ambas profundidades analizadas (Figura 2.6). Los suelos de áreas degradadas de Carrenleufú presentaron los valores más altos de resistencia a la penetración, coincidiendo con la mayor presión antropogénica (alta carga ganadera localizada histórica y actual, tala e incendios). En suelos agrícolas, se demostró que un menor contenido de materia orgánica y un mayor porcentaje de arena pueden disminuir la resistencia a la penetración (Yustika y Muchtar, 2016). Diversos estudios indican que valores de resistencia a la penetración que oscilan entre 25 y 30 Kg cm^{-2} , pueden afectar seriamente el crecimiento de las raíces (Bravo, 1995; Toledo *et al.*, 2017; Peri *et al.*, 2021). En nuestro estudio, se encontraron valores por encima de este umbral en varios sitios (incluidos tratamientos de clausuras, abiertos y degradados). Sin embargo, este resultado no sólo se debe al tránsito animal, sino también a los sistemas de raíces de hierbas y pastos no nativos (empastados) que son comunes en bosques abiertos, clausuras y áreas degradadas (ver Tabla 2.2) y pueden aumentar la resistencia a la penetración. Otros estudios muestran que existe una retroalimentación entre las raíces de diferentes gramíneas y cultivos, y el aumento de la resistencia a la penetración del suelo (Martino, 2017; Colombi *et al.*, 2018). Además, los empastados son extremadamente perjudiciales para la regeneración natural del bosque ya que impiden que las semillas germinen en el suelo, afectando la sustentabilidad natural de los bosques de *N. antarctica*, como ocurre en los bosques de *Nothofagus pumilio* (Rusch, 1992; Quinteros *et al.*, 2017). Nuestro trabajo también muestra que la resistencia a la penetración es más sensible a los efectos del ganado que la densidad aparente, coincidiendo con otros estudios realizados en suelos volcánicos, así como en Molisoles (Krüger, 1996; Venanzi *et al.*, 2016).

La estabilidad estructural en Carrenleufú fue alta y similar entre tratamientos. La alta proporción de fracción limo y arcillas no cristalinas permite la formación de estructuras muy estables que combinan fracción mineral y materia orgánica (Warkentin y Maeda, 1980; Wada, 1985). Este aspecto crítico proporciona una gran estabilidad independientemente de la condición de la superficie y la intensidad de la perturbación (Yanez *et al.*, 1999). Además, un mayor contenido de materia orgánica en el sitio Carrenleufú (22,41%) protege al suelo de la descomposición, proporcionando una mayor estabilidad (Golchin *et al.*, 1994). En Aldea Las Pampas, la estabilidad estructural presentó menores valores y fue modificada por la carga ganadera localizada, afectando principalmente bosques abiertos y áreas degradadas. Los suelos de textura más gruesa y el menor contenido de materia orgánica que dominan en este sitio conducen a la pérdida de agregados estables y, por lo tanto, se vuelve más susceptible al pisoteo de los animales (Barthès *et al.*, 2008). La estabilidad estructural es una variable sensible que puede indicar tendencias hacia la degradación y recuperación en el corto plazo, ya que es una variable altamente dinámica (Doran y Parkin, 1994; Wilson *et al.*, 2000).

La capacidad de campo no mostró diferencias notables entre tratamientos, lo que sugiere que esta variable no es modificada por el ganado, sino que depende de las propiedades intrínsecas del suelo, como lo demuestran los mayores valores encontrados en Udands que en Xerands (Figura 2.6). Los valores de capacidad de campo en suelos volcánicos están fuertemente influenciados por el contenido de MO y de alófono (Shoji *et al.*, 1993; Buurman *et al.*, 2007).

2.5.2.3. Propiedades químicas del suelo

El pH del suelo mostró un comportamiento diferente entre los sitios de estudio (Figura 2.7A y 2.7B). En Carrenleufú, el pH del suelo aumenta levemente a medida que aumenta la carga ganadera localizada. El valor más alto encontrado en las áreas degradadas probablemente esté asociado a un incendio ocurrido en 1998. Estudios en bosques de ñire afectados por incendios mostraron ligeros incrementos en el pH del suelo, los cuales se atribuyeron a la presencia de cenizas (La Manna y Barroetaveña, 2011). Por el contrario, en Aldea Las Pampas las áreas degradadas presentaron valores de pH más bajos. Esto podría estar asociado a la falta de árboles que favorece la entrada de agua al perfil edáfico, facilitando la lixiviación de las bases, como ocurre en los bosques donde se aplica la tala rasa (Kimmins, 1997). Los cambios de pH del suelo fueron leves y no se

registraron valores críticos, lo que refleja el alto poder amortiguador de los suelos volcánicos (Nanzyo *et al.*, 1993), coincidiendo con estudios en suelos volcánicos tropicales que no mostraron cambios importantes en el pH del suelo asociados con la ganadería (Getachew *et al.*, 2012).

Aunque los valores de conductividad eléctrica fueron leves, los bosques abiertos mostraron los valores más altos, lo que puede estar relacionado con la contribución de bases por parte de la orina y las heces de animales (Briceño *et al.*, 2008). La presencia de heces, considerada para determinar la carga ganadera localizada (ver Tabla 2.1), es un indicador de uso reciente e incorpora el concepto cíclico de pastoreo en el ciclo de nutrientes (Bokdam, 2001).

En todos los casos, los valores de pH NaF fueron superiores a 9,2, lo que sugiere la presencia de arcillas no cristalinas para los dos sitios (Irisarri, 2000). La leve disminución del pH NaF en los bosques abiertos para ambos sitios de estudio, puede sugerir un cambio de minerales en el suelo asociado al uso, como ocurre en las áreas esteparias. Estudios en bosques ecotonales, hacia el este del área de estudio, mostraron una fuerte disminución en el pH NaF, asociado con el reemplazo de bosque nativo por pastizales (La Manna *et al.*, 2018). Este patrón se atribuyó al hecho de que el suelo expuesto a la desecación facilita la evolución de materiales no cristalinos a minerales cristalinos de tipo haloisita (Parfitt y Wilson, 1985).

Las áreas degradadas mostraron los valores más bajos de materia orgánica para ambos sitios de estudio. Esta disminución de MO está asociada al menor aporte de material vegetal en áreas degradadas y a condiciones microclimáticas en áreas sin cobertura de dosel, lo que puede implicar una mayor desecación (Soler *et al.*, 2015). La fracción de macroagregados ($MO_{>250}$) fue la más afectada por la combinación de disturbios (Figuras 2.9 y 2.10). Este resultado sugiere que la MO asociada con macroagregados podría ser un indicador más sensible de los cambios en el suelo asociados con el uso de la tierra que la MO total. Los bosques abiertos tendieron a mostrar un ligero incremento en MO y $MO_{>250}$ en comparación con los bosques cerrados. Además, el stock de carbono aumentó en los bosques abiertos de Aldea Las Pampas (Figura 2.11). Estos resultados concuerdan con estudios de meta-análisis que mostraron que las existencias de carbono aumentan cuando se produce un cambio del uso de la tierra de bosque nativo a pastizal (Guo y Gifford, 2002), y que los sistemas silvopastoriles (bosques abiertos)

tienen más reservas de carbono que los pastizales (áreas degradadas) (Chatterjee *et al.*, 2018; De Stefano y Jacobson, 2018; Vaieretti *et al.*, 2021). La contribución de pastos exóticos (empastados) en los bosques abiertos, especialmente pastos y tréboles (Tabla 2.2), podría acelerar el ciclo de descomposición debido a su menor contenido de lignina en comparación con la hojarasca de *N. antarctica* (Bahamonde *et al.*, 2012). A su vez, los bosques abiertos tienen una menor densidad de árboles (Tabla 2.1), lo que favorece la entrada de luz y agua de lluvia, generando una retroalimentación positiva en los procesos de incorporación de materia orgánica al suelo (Bahamonde *et al.*, 2012; Ma *et al.*, 2017; Gomez *et al.*, 2019; Nworji, 2020) y acelerando los ciclos de nutrientes (Frangi *et al.*, 1997). Las clausuras mostraron valores intermedios de contenido de materia orgánica y stock de carbono, probablemente condicionados por la ausencia de ganado reciente y la entrada reducida de luz solar (Soler *et al.*, 2015).

Los valores de nitrógeno total encontrados en este estudio son altos (> 0,21%) según los valores de referencia para los bosques de la Patagonia Andina (La Manna *et al.*, 2011). El nitrógeno del suelo mostró un patrón similar al de la materia orgánica, y los bosques abiertos en Carrenleufú tendieron a mostrar un ligero incremento ($P < 0,10$) en nitrógeno en comparación con los bosques cerrados (Figura 2.8C). La selectividad del ganado, con preferencia por los bosques abiertos, implica un aumento de la carga ganadera localizada en esas áreas. Este aumento se manifiesta en un mayor aporte de orina y heces, contribuyendo a incrementar el nitrógeno del suelo (Dijkstra *et al.*, 2013). Asimismo, los sitios con mayor presencia de ganado doméstico permiten el ingreso de especies vegetales ruderales de rápido crecimiento, tolerantes a la alimentación de herbívoros o especies exóticas palatables, como el trébol. Por sus mecanismos simbióticos de fijación de nitrógeno, los tréboles favorecen el incremento del nitrógeno total, como se observó en otros estudios realizados en bosques del mundo (Ashworth *et al.*, 2015; Cubillos-Hinojosa, 2019). Los valores más bajos de N del suelo se encontraron en las áreas degradadas. Esta disminución de nitrógeno estuvo vinculada a una disminución en la entrada de materia orgánica, relacionada con la ausencia de la cobertura de dosel. Esto implica un aumento en la precipitación directa, donde el nitrógeno del suelo se lixivia a las capas más profundas del perfil edáfico (Jerabkova *et al.*, 2011; Gomez *et al.*, 2019; Gomez *et al.*, 2022).

La relación C/N nos permite evaluar el papel de la disponibilidad de nutrientes en el suelo y la mineralización de la materia orgánica (Fuentes, 1999). Sólo en los suelos de

Aldea Las Pampas, se encontraron diferencias entre los tratamientos. Los bosques cerrados mostraron las relaciones C/N más altas.

Los bajos valores de fósforo disponible, independientemente del uso del suelo, que se encuentran en Carrenleufú están asociados con la alta capacidad de retención de fosfato típica de los Udands (Dahlgren *et al.*, 2004; Veizaga, 2015). El fósforo proporcionado por la orina y las heces del ganado (Barrow, 1987), sería adsorbido por las cargas positivas de las arcillas no cristalinas y la materia orgánica; estos compuestos anfóteros dan una gran capacidad "amortiguadora" a los suelos (Takahashi *et al.*, 2001; Dahlgren *et al.*, 2004; Veizaga, 2015). Por otro lado, en Aldea Las Pampas los mayores valores de fósforo disponible están relacionados con la menor fijación de aniones en Xerands (Broquen *et al.*, 2005). El incremento de fósforo en bosques abiertos y áreas degradadas en comparación con bosques cerrados se asoció con el incremento de la carga ganadera localizada y el consecuente suministro de orina y heces (Barrow, 1987; Nesme *et al.*, 2015).

2.5.2.4. Resiliencia de los Andisoles

La covariable carga ganadera localizada fue significativa sólo para el sitio Aldea Las Pampas y para las variables físicas y químicas del suelo. El pisoteo de los animales y las heces del ganado son responsables de este efecto aditivo. Además, sugiere y reafirma que la carga ganadera localizada como covariable es más representativa en sitios xéricos que en údicos (Vaieretti *et al.*, 2010).

Las propiedades del suelo en las clausuras mostraron que algunas propiedades se pueden recuperar en sólo cinco años después de la exclusión del ganado, principalmente en suelos Udands. Las clausuras de Carrenleufú mostraron mejoras en la resistencia a la penetración y la estabilidad estructural, a pesar del poco tiempo transcurrido, lo que sugiere una alta capacidad de resiliencia de los Udands. Este resultado indica también que estas variables serían más rápidas en su recuperación en el corto plazo, y podrían ser consideradas en la evaluación de herramientas de manejo del ganado. Además, la conductividad eléctrica tendió a disminuir, asociada con la disminución de orina y heces por el ganado (Hwang *et al.*, 2002) y el pH NaF 2' aumentó en las clausuras en comparación con los bosques abiertos. Por el contrario, encontramos una disminución del fósforo disponible para las clausuras en los Andisoles xéricos de Aldea Las Pampas. Este patrón en las clausuras en comparación con los bosques abiertos, se asoció probablemente

con la falta de aportes de orina y heces. Por otro lado, la composición de especies nativas en las exclusiones no mejoró en el corto plazo luego de la exclusión del ganado, debido a la colonización de hierbas y pastos no nativos (Tabla 2.2).

El Índice de Cambio Relativo mostró que los cambios en las variables físicas del suelo debido al uso del ganado se reflejan mejor a una profundidad de 0-10 cm (Tabla 2.5). Este resultado concuerda con otros estudios que muestran que los primeros centímetros de suelo son los más alterados por el uso ganadero, afectando principalmente la compactación y estructura del suelo (Dörner *et al.*, 2009; Dec *et al.*, 2021). Sin embargo, en algunos casos, la alteración de las propiedades físicas no se limitó a los primeros 10 cm, sino que también afectó a la capa posterior (es decir, 10-20 cm). La degradación física de, al menos, los primeros 20 cm del suelo, observada en Xerands y en áreas degradadas de Carrenleufú, puede tener fuertes implicancias negativas sobre la capacidad de resiliencia de estos suelos.

La capacidad de carga del suelo es la propiedad que le permite amortiguar los procesos de degradación física, y depende principalmente del contenido de materia orgánica, la textura y la humedad del suelo (Taboada *et al.*, 2009). Los Andisoles estudiados tienen un alto contenido en materia orgánica, con texturas medias que les daría resiliencia frente al uso intensivo de la ganadería, evitando así su degradación física. Los Udands en Carrenleufú, a pesar de tener una carga ganadera localizada actual e histórica más alta, son más resistentes al pastoreo de ganado. A su vez, el desequilibrio químico del suelo que se produce por un exceso de nitrógeno y fósforo aportado por la orina y las heces del ganado (Ruiz, 1996), también fue más atenuado por los Udands que por los Xerands presentes en Aldea Las Pampas.

Los resultados de este estudio muestran que se cumplen las hipótesis planteadas en este trabajo, demostrando cómo los procesos de pedogénesis y formación de suelos volcánicos, condicionados por un régimen hídrico, diferencian las propiedades de los suelos. Los Udands en Carrenleufú, con mayor grado de alofanización, mayor contenido de materia orgánica, nitrógeno total, porosidad y fracción limo, resisten mejor los cambios asociados con la carga ganadera localizada. Esto permite una rápida recuperación de determinadas propiedades edáficas en el corto plazo, en comparación con lo que ocurre en los Xerands de Aldea Las Pampas.

Si bien los usos históricos y actuales son diferentes, principalmente en

Carrenleufú, los cambios en el suelo en ambos sitios fueron leves, no alcanzando valores críticos para las variables analizadas. Los cambios en el suelo fueron severos, e incluso mayores que en Xerands, cuando el sitio experimentó un proceso de degradación extrema y donde el ganado se superpuso con impactos a gran escala como incendios forestales y tala rasas (áreas degradadas). La combinación de perturbaciones es una situación muy perjudicial para los bosques nativos, aún cuando se desarrollan sobre suelos fértiles y con alta capacidad de resiliencia. A su vez, en sectores donde se conservan árboles (bosque abierto) hubo variables, como la resistencia a la penetración, que sobrepasaron umbrales tolerables ($>25 \text{ Kg cm}^{-2}$) (Peri *et al.*, 2021), como consecuencia de una combinación del pisoteo de animales y la colonización de pastos exóticos. La invasión de pastos y de hierbas exóticas en el bosque de *N. antarctica* es perjudicial para la sostenibilidad de estos sistemas, no sólo por la alteración de las propiedades físicas del suelo sino también porque no permite la germinación natural de las semillas.

2.6. CONCLUSIÓN

Las propiedades físico-químicas de los Andisoles en los bosques de *N. antarctica* de la Patagonia fueron ligeramente modificadas por el uso silvopastoril. La resistencia a la penetración fue la variable más afectada, aumentando a medida que aumenta la intensidad de uso del suelo, y podría considerarse un indicador sensible de los cambios en el suelo de estos bosques.

Cuando la cobertura forestal se conserva al menos parcialmente, las cargas ganaderas actuales e históricas no parecen conducir a procesos drásticos de degradación del suelo, ni a valores críticos de fertilidad físico-química. Sin embargo, cuando el uso ganadero se combina con impactos a gran escala, como tala rasa de árboles e incendios forestales, y el dosel se pierde por completo, los cambios en el suelo son severos. En estos casos, la materia orgánica, principalmente la materia orgánica asociada a macroagregados, y las variables físicas son las propiedades del suelo más afectadas.

Los suelos Udands y Xerands se comportan de manera diferente, siendo los primeros más fértiles y más resilientes al pastoreo, debido a su alta capacidad amortiguadora que permite una mayor capacidad de carga. Estas diferencias entre Udands y Xerands deben ser consideradas para lograr un manejo sostenible de los sistemas silvopastoriles de *N. antarctica*.

CAPÍTULO 3

**CAMBIOS EN EL SUELO
ASOCIADOS AL USO
SILVOPASTORIL EN BOSQUES
DE LENGA Y ESTUDIO
COMPARATIVO CON SUELOS
DEL BOSQUE DE ÑIRE**



3.1. INTRODUCCIÓN

La ganadería extensiva a nivel mundial ha tenido diferentes grados de impacto, y ha provocado cambios en el uso de los bosques (Ledesma, 2002), reduciendo su capacidad de brindar servicios ecosistémicos, principalmente aquellos asociados a los componentes suelo y agua (Cingolani *et al.*, 2008; Cingolani *et al.*, 2013). En la Patagonia es frecuente el uso silvopastoril de ganado bovino en el bosque nativo, y existen estudios que describen un impacto negativo sobre la regeneración y las especies nativas del sotobosque (Relva y Veblen, 1998; Raffaele *et al.*, 2011; Quinteros *et al.*, 2017). El ajuste inadecuado de las cargas ganaderas, determinadas por las decisiones de manejo, es uno de las principales causales (von Müller *et al.*, 2013). Por ello, es necesario conocer lineamientos de manejo que aseguren la sostenibilidad del bosque nativo con ganadería integrada (Peri *et al.*, 2016), lo que depende principalmente de la intensidad de uso ganadero (Echevarría *et al.*, 2014).

El bosque Andino Patagónico del noroeste de la provincia de Chubut, es la región con mayor presencia de ganado bovino de la Patagonia desde mediados del siglo pasado, y es la zona de producción bovina que abastece gran parte de los mercados locales y regionales (Guitart, 2004). Las principales especies forestales del Bosque Andino Patagónico manejadas como sistemas silvopastoriles son la lenga (*Nothofagus pumilio* (Poepp. Et Endl.) Krasser) (*Nothofagaceae*) y el ñire (*Nothofagus antarctica* (G. Forster) Oerst) (*Nothofagaceae*). Los bosques de lenga son los más extensos, abarcando aproximadamente 460000 ha en la provincia, en un rango altitudinal entre 300 y 1700 m snm (CIEFAP-MayDS, 2016). Una gran superficie de estos bosques está catalogada como zona intangible (Categoría I, color rojo) según la Ley de Bosques Nativos N° 26331, y su valor de conservación radica en la provisión de servicios ecosistémicos (Bava *et al.*, 2008). Los bosques de lenga por fuera de esta categoría (Categorías II y III, amarilla y verde respectivamente), permiten el uso silvopastoril, y son principalmente pastoreados en verano, denominados localmente como campos de veranada (Quinteros *et al.*, 2012). Asimismo, es muy frecuente encontrar que los productores ganaderos de la región andino patagónica hagan una rotación de pastoreo de los animales. En el verano, el ganado pastorea en los bosques de lenga, mientras que en el invierno lo hace en los bosques de ñire, cumpliendo el ciclo anual de pastoreo.

Los sistemas silvopastoriles en bosques de *Nothofagus pumilio*, se caracterizan por ser muy extendidos en la región, pero en la mayoría de los casos con una oferta

forrajera limitada y muy variable (Quinteros *et al.*, 2013; Quinteros, 2018). El ganado bovino transita y pastorea habitualmente en céspedes de pastoreo, denominados localmente “empastados”, que se ubican dentro de la matriz del bosque de lenga. Estos empastados están conformados por especies exóticas de hierbas cosmopolitas que ofrecen una mayor oferta forrajera tanto en calidad, como en cantidad. Los ciclos biogeoquímicos existentes en los céspedes se retroalimentan con el pastoreo del ganado bovino, conformando un sistema que puede perdurar muchos años de manera estable sin degradarse (Quinteros, 2014; Quinteros *et al.*, 2017).

Los suelos sobre los que se desarrollan estos sistemas silvopastoriles son principalmente Andisoles de régimen údico (Udands), que presentan características distintivas como baja densidad aparente, alta retención de agua y alta retención de fosfatos (Irisarri, 2000; Shoji *et al.*, 1993). El uso ganadero afecta a los suelos en sus propiedades físicas y químicas desencadenando procesos de degradación que, en algunos casos, pueden afectar además la estructura y dinámica forestal (Quinteros *et al.*, 2017). Sin embargo, tal como se detalla en el capítulo anterior, los Udands en bosques de *Nothofagus antarctica*, bajo sistemas silvopastoriles, tienen un gran poder amortiguador y son resilientes frente a cargas ganaderas medias y altas, con respecto a los Xerands (Andisoles de ambientes más xéricos) (Dörner *et al.*, 2011; Gomez *et al.*, 2022). Sin embargo, la combinación del uso ganadero, con otros disturbios antrópicos como aprovechamientos forestales planificados o no, o bien eventos vinculados a incendios forestales, producen grandes cambios en el Bosque Andino Patagónico, y como consecuencia en las propiedades de los Andisoles (Gomez *et al.*, 2022).

Es de particular importancia en Patagonia el momento del pastoreo del ganado (veranada o invernada), debido a que el suelo es más susceptible a sufrir cambios negativos en sus propiedades físicas cuando se encuentra húmedo (Taboada y Álvarez 2008). Esto se debe a que la resistencia mecánica de los suelos es inversamente proporcional al contenido de humedad (González Cueto *et al.*, 2009). Así, el pastoreo causa mayor deformación y compactación del suelo cuanto más elevado es su contenido hídrico (Taboada y Álvarez 2008). Por otro lado, cuando los suelos Andisoles se encuentran con menor contenido hídrico (en verano) el potencial de compresión es menor, razón por la cual, se deforman en menor proporción (Sands *et al.*, 1979).

3.2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

El objetivo de este trabajo fue analizar los cambios en las propiedades físico-químicas del suelo de *N. pumilio* en Andisoles údicos en dos sitios con sistemas silvopastoriles asociados a diferentes usos ganaderos y combinaciones de disturbios. Además, se propone analizar si los cambios en las propiedades del suelo varían de acuerdo al momento de uso silvopastoril (invernada vs. veranada; *N. antarctica* vs. *N. pumilio*). Las hipótesis planteadas fueron: los suelos volcánicos del tipo Udands por su alta capacidad de resiliencia a los disturbios, sólo evidencian cambios significativos leves en las propiedades físico-químicas por el impacto de ganadería. Sin embargo, los cambios en estas propiedades son más severos al combinarse disturbios de mayor escala (uso ganadero, incendios y talas rasas o aprovechamientos). Asimismo, los suelos que son expuestos al pisoteo animal durante la época de mayor humedad edáfica (invernada) sufren más los efectos, que aquellos donde el tránsito animal se produce cuando el suelo está seco (veranada). Se espera que los suelos bajo bosques de *Nothofagus pumilio*, pastoreados en verano, sufran menores cambios en las propiedades físicas como densidad aparente, resistencia a la penetración y estabilidad estructural en comparación con bosques de *Nothofagus antarctica*, que son pastoreados durante la temporada invernal.

3.3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.3.1. Sitio de estudio

El estudio se realizó en dos sitios del oeste de la provincia del Chubut con bosque de *N. pumilio*: Carrenleufú (43°35'59,58"S; 71°38'25,26"O, 920 m snm) y Aldea Las Pampas (44°21'55,69"S; 71°37'9,85"O, 1010 m snm) (Figura 3.1). El clima es de tipo mediterráneo, con mayores precipitaciones en invierno. La precipitación media anual de la zona es de 1266 mm y la temperatura media anual de 5,3 °C (Figura 3.2). Los suelos se clasifican en el orden Andisoles gran grupo Hapludands para ambos sitios (Irisarri *et al.*, 1995). El uso del ganado extensivo en el área de estudio se viene desarrollando de manera continua desde principios del siglo XX. Tanto la carga ganadera histórica como la actual han sido más altas en Carrenleufú que en Aldea Las Pampas (0,33 vs. 0,08 Unidad Ganadera hectarea⁻¹ año⁻¹ (UG ha⁻¹ año⁻¹)).

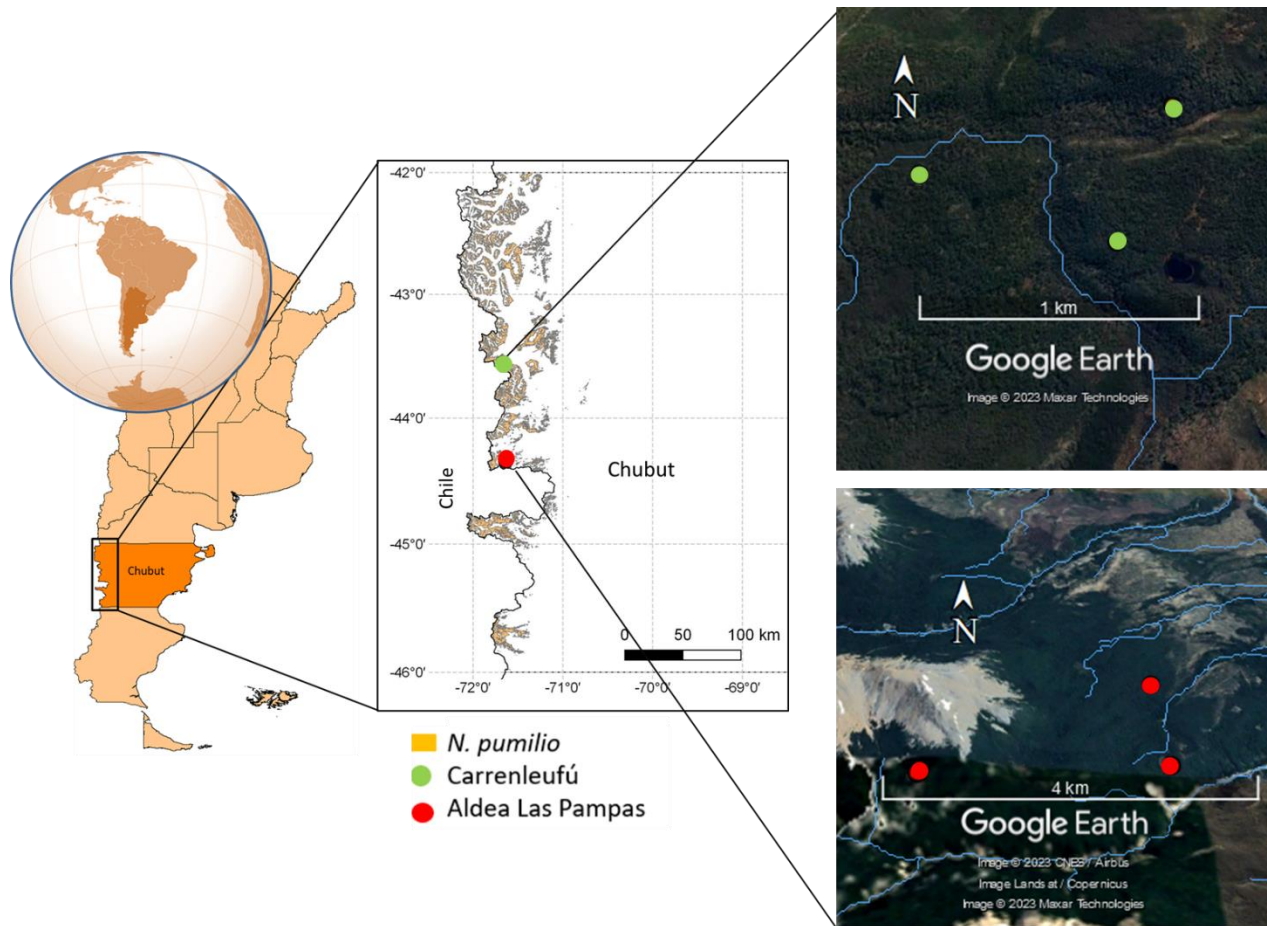


Figura 3.1. Sitios de estudio. Distribución de los bosques de *Nothofagus pumilio* en Argentina y en la provincia del Chubut (CIEFAP y MAyDS, 2016). Los puntos rojo y verde en el mapa indican la ubicación de los sitios de estudio. Las imágenes satelitales muestran la ubicación de los tres bosques estudiados en cada sitio.

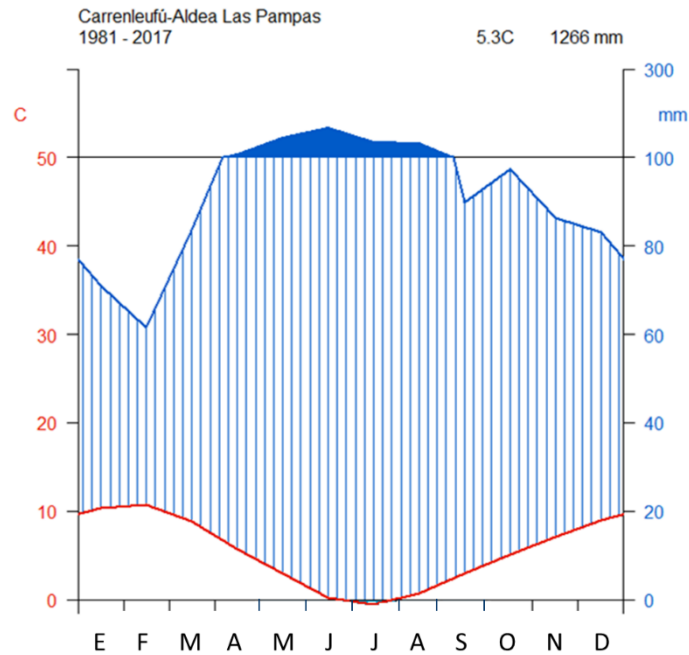


Figura 3.2. Climodiagrama de los sitios de estudio (Carrenleufú y Aldea Las Pampas) (NASA Power; Prediction of World Energy Resources; www.power.larc.nasa.gov, consultado en febrero de 2021).

En cada sitio de estudio (Carrenleufú y Aldea Las Pampas) se seleccionaron tres bosques de *N. pumilio* con uso silvopastoril (réplicas) (Figura 3.1). En cada bosque, se identificaron cinco situaciones en función de la apertura del dosel y el uso, en cada situación se instalaron parcelas circulares de 12 metros de diámetro bajo los siguientes tratamientos: a) área boscosa inaccesible para el ganado (bosque cerrado; Figura 3.3A); b) bosque abierto, donde se instaló una clausura ganadera de 15 m x 15 m x 1,5 m (225 m² de superficie) con cinco años de exclusión (Clausura, Figura 3.3B); c) área boscosa intermedia con acceso del ganado (bosque intermedio, Figura 3.3C); d) claro boscoso de fácil acceso para el ganado (bosque abierto, Figura 3.3D); e) área degradada con combinación de disturbios de gran escala, sin cubierta de bosque (Degradado, Figura 3.3E). En ambos sitios, el área degradada correspondió a una combinación de pastoreo de ganado, tala rasa y un incendio forestal ocurrido en 1998 en Carrenleufú y en 2016 en Aldea Las Pampas.

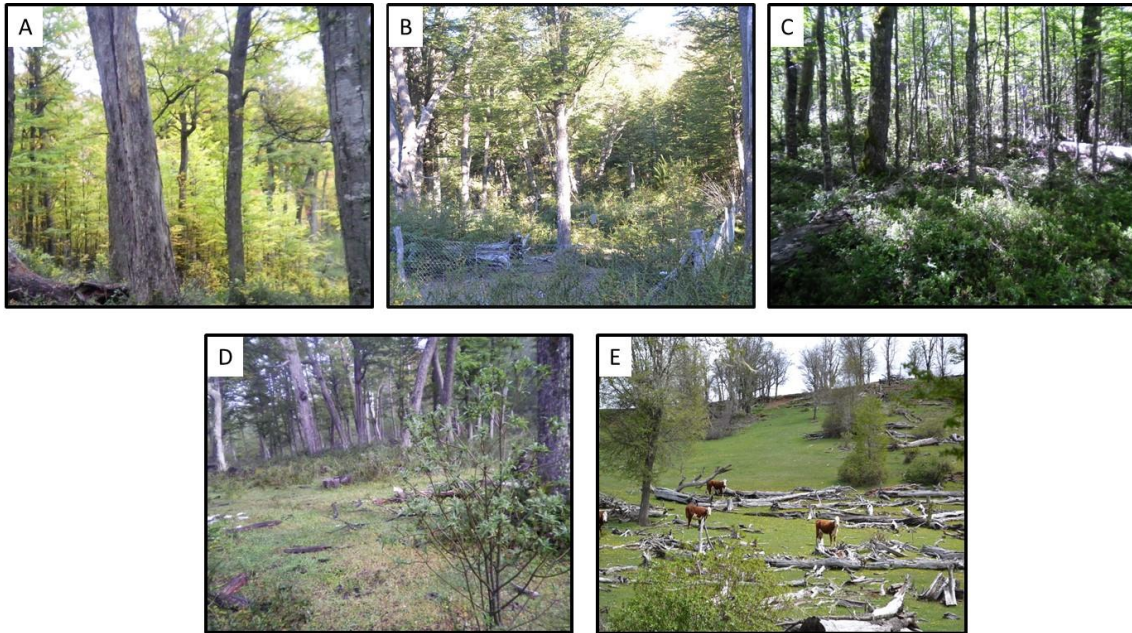


Figura 3.3. Tratamientos: A) Bosque cerrado; B) Clausura; C) Bosque intermedio; D) Bosque abierto; E) Área degradada.

La carga ganadera localizada (von Müller *et al.*, 2017), la caracterización dasométrica y la cobertura del dosel y del sotobosque (SsBCh. (2012)) fueron realizadas para cada tratamiento de acuerdo a lo descrito en la metodología del Capítulo 2 de esta tesis.

Tabla 3.1. Características dasométricas y carga ganadera localizada para los sitios y los tratamientos. Media \pm error estándar.

Sitio	Tratamiento	DAP (cm)	AM (m)	AD (m)	D (Árb ha ⁻¹)	AB (m ²)	CGL (UG ha ⁻¹ año ¹)
Carrenleufú	Cerrado	14,2 \pm 0,7	11,7 \pm 1,1	22,3 \pm 1,5	1233,3 \pm 156,1	0,0 \pm 0,0	0,00 \pm 0,00
	Clausura	53,8 \pm 0,0	15,0 \pm 0,0	20,0 \pm 0,0	150,0 \pm 0,0	16,00 \pm 0,0	0,00 \pm 0,00
	Intermedio	38,2 \pm 2,8	22,3 \pm 0,5	28,3 \pm 1,7	366,7 \pm 36,5	52,0 \pm 0,8	0,08 \pm 0,01
	Abierto	57,5 \pm 1,6	21,7 \pm 0,6	28,3 \pm 1,7	175,0 \pm 0,0	37,3 \pm 1,2	0,35 \pm 0,02
	Degradado	-	-	-	-	-	0,29 \pm 0,01
Aldea Las Pampas	Cerrado	16,4 \pm 2,1	14,3 \pm 1,2	21,3 \pm 3,5	875,0 \pm 69,8	14,7 \pm 1,2	0,00 \pm 0,00
	Clausura	42,4 \pm 0,0	15,0 \pm 0,0	20,0 \pm 0,0	175,0 \pm 0,0	28,0 \pm 0,0	0,00 \pm 0,00
	Intermedio	41,4 \pm 4,5	18,3 \pm 0,6	24,0 \pm 2,1	65,0 \pm 110,6	45,3 \pm 2,6	0,04 \pm 0,02
	Abierto	46,8 \pm 3,9	16,7 \pm 0,6	23,3 \pm 1,7	291,7 \pm 47,1	26,7 \pm 1,8	0,18 \pm 0,09
	Degradado	-	-	-	-	-	0,29 \pm 0,05

DAP: diámetro a la altura del pecho; AM: altura media; AD: altura dominante; Densidad: densidad de árboles; AB: área basal; CGL: Carga ganadera localizada.

3.3.2. Estudio de suelo

En el campo, se determinó por triplicado y a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm) la resistencia a la penetración (RP) (Quinteros *et al.* 2012), la estabilidad estructural (EE) (Herrick *et al.* 2001), y el espesor del horizonte orgánico.

Para determinar las variables físico-químicas del suelo, en cada parcela, se tomaron muestras de suelo (por triplicado y al azar) a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm). En laboratorio se determinaron las propiedades físicas: densidad aparente (Dap) (Blake y Hartge, 1986), capacidad de campo (CC) (Richards, 1956), distribución del tamaño de partículas; y químicas: pH en agua, pH en fluoruro de sodio (pH NaF) (Fieldes y Perrot, 1966; Irisarri, 2000), conductividad eléctrica (CE), materia orgánica (MO) (IRAM SAGPyA, 2008), nitrógeno total (N) (IRAM SAGyP 29572-1, 2016), relación carbono-nitrógeno (C/N) (Pribyl, 2010), fósforo disponible (P) (IRAM SAGyP 29570-2, 2014), stock de C, MO asociada a agregados mayores a 250um (MO_{>250}) y MO asociada a agregados entre 53 y 250 um (MO₅₃₋₂₅₀). Las metodologías fueron detalladas en el Capítulo 2 de la presente tesis.

Para comparar los cambios en el suelo con respecto al control (es decir, bosques cerrados), se calculó el Índice de Cambio Relativo (ICR), basado en el Índice de Interacción Relativa (IIR) (Armas *et al.*, 2004; Vogel *et al.*, 2022), para todas las muestras de suelo (Ecuación 4). Dado que los cambios en las variables relacionadas con el control pueden ser positivos o negativos, se consideró el valor absoluto para evaluar la magnitud de los cambios. El ICR se calculó para cada muestra de suelo, en relación con los bosques cerrados, considerando las propiedades físicas (Dap, RP, EE) (ICR_f), propiedades relacionadas con la materia orgánica (MO, C/N, MO_{>250}, MO₅₃₋₂₅₀) (ICR_{mo}) y otras propiedades químicas (pH, pH NaF, CE, N, P) (ICR_q).

$$ICR = \frac{\sum \left| \frac{V_t - V_c}{V_t + V_c} \right|}{n} \quad (\text{Ecuación 4})$$

Donde ICR es el Índice de Cambio Relativo (modificado de Armas *et al.*, 2004), V_t es el valor de la variable en el tratamiento y V_c es el valor de la variable en el sitio control (es decir, bosque cerrado), y n es igual a la cantidad de variables consideradas. El valor del ICR oscila entre 0 y 1.

Se consideró un enfoque similar para analizar los cambios del suelo en las

exclusiones con respecto a los bosques abiertos, y para comparar los cambios del suelo con respecto a los bosques cerrados a diferentes profundidades (0-10 cm vs. 10-20 cm).

3.3.3. Comparación de las propiedades físico-químicas en sistemas silvopastoriles de *N. antarctica* y *N. pumilio*

Para el abordaje metodológico, se realizaron estudios comparativos de las propiedades físicas y químicas de los primeros 10 cm del suelo entre bosques de ñire y lenga para cada área de estudio, a partir de los datos descriptos en el presente Capítulo 3 y en el Capítulo 2 de esta tesis. Las propiedades estudiadas fueron densidad aparente, estabilidad estructural, resistencia a la penetración y capacidad de campo, pH, conductividad eléctrica, pH NaF 2', pH NaF 60', materia orgánica, nitrógeno total, relación C/N, fósforo disponible, stock de carbono, MO₅₃₋₂₅₀ y MO_{>250}. Para este estudio se consideraron los tratamientos de bosques cerrados, clausuras, bosques abiertos y áreas degradadas para las especies ñire y lenga. Mientras que, los bosques de lenga estudiados se desarrollan sobre Udands, los bosques de ñire presentan suelos bajo régimen údico y xérico, tal como se detalla en el Capítulo 2.

3.3.4. Análisis de datos

A fin de visualizar las características de la vegetación en los distintos sitios y tratamientos se realizó un análisis de componentes principales (ACP), considerando la cobertura de bosque y las especies dominantes del sotobosque. Se realizó un análisis de la varianza de tres vías (ANOVA trifactorial) para cada variable de suelo, considerando el sitio, el tratamiento y la profundidad como factores, y se informaron las interacciones entre los factores. Para este análisis no se incluyó la covariable carga ganadera localizada porque no mostro un efecto significativo en los Udands, a diferencia de lo detallado en el Capítulo 2. Además, se realizaron regresiones lineales para cada variable del suelo a una profundidad de 0-10 cm, tomando la carga ganadera localizada como variable explicatoria, considerando ambos sitios y los distintos tratamientos, a excepción de las clausuras ganaderas. Se analizó la bondad de ajuste en los análisis de regresión y se verificaron los supuestos del ANOVA: normalidad y homogeneidad de varianzas. Se realizó la prueba T para comparar los Índices de Cambio Relativo entre los tratamientos del estudio. También se realizó un ANOVA para ver las diferencias entre las profundidades estudiadas. Además, para evaluar la capacidad de resiliencia del suelo a corto plazo, se realizó un ANOVA para cada variable de suelo, comparando bosques

abiertos con las clausuras. Por último, para la comparación de las propiedades físicas y químicas del suelo entre los sistemas silvopastoriles de ñire y de lenga se realizó un ANOVA para cada variable tomando como factor la especie (ñire/lenga). El análisis se realizó con la versión gratuita RStudio 4.0.2.

3.4. RESULTADOS

3.4.1. Caracterización de la vegetación en los bosques de *N. pumilio*

El análisis de componentes principales (ACP) mostró que los bosques cerrados e intermedios tienen una alta cobertura del dosel de *N. pumilio*, de especies nativas del sotobosque (*Maytenus chubutensis* y *Berberis serrato-dentata*) y de mantillo en el suelo. Mientras que los bosques abiertos y los degradados mostraron un mayor porcentaje de gramíneas, *Trifolium repens* (trébol), *Acaena splendens* (especie indicadora de disturbios), *Taraxacum officinale* y suelo desnudo (Figura 3.4).

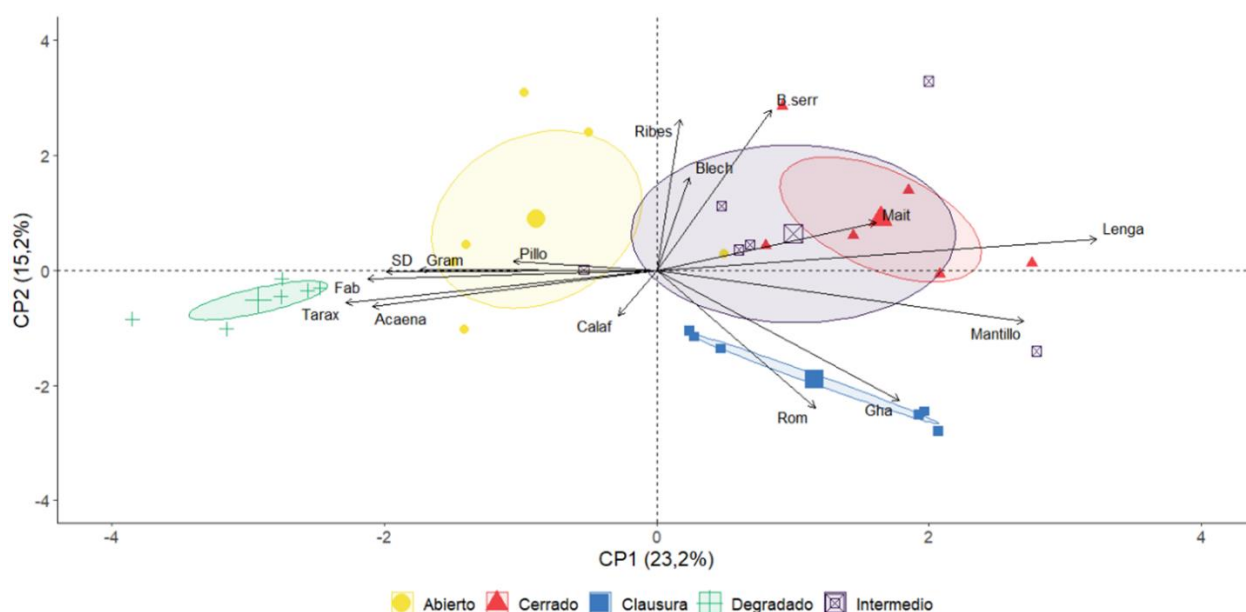


Figura 3.4. Análisis de Componentes Principales de la cobertura del bosque, sotobosque de las especies dominantes, hojarasca y suelo desnudo para los tratamientos. Lenga: *N. pumilio*; Gha: *Gaultheria sp*; Rom: *Chiliotrichum rosmarinifolium*; Mait: *Maytenus chubutensis*; Blech: *Blechnum sp*; Ribes: *Ribes sp*; Calaf: *Berberis microphyla*; Pillo: *Ovidia andina*; Acaena: *Acaena splendens*; Gram: Gramíneas; SD: suelo desnudo; Fab; Fabáceas; Tarax: *Taraxacum officinale*.

3.4.2. Horizonte orgánico

El horizonte orgánico fue similar en el sitio Carrenleufú y en Aldea Las Pampas ($2,26 \pm 0,51$ cm vs. $2,77 \pm 0,51$ cm; respectivamente). Todos los tratamientos mostraron horizonte orgánico, excepto en las áreas degradadas, las cuales carecieron del mismo.

3.4.3. Propiedades físicas del suelo

En ambos sitios, la textura del suelo osciló entre franco limosa y franco arenosa, y no se encontraron diferencias significativas en la clase textural entre los tratamientos dentro de cada sitio ($P > 0,10$) (resultado no mostrado). El sitio Carrenleufú presentó un mayor porcentaje de arcilla y de limo y menor porcentaje de arena media y arena gruesa, respecto a Aldea Las Pampas (Figura 3.5).

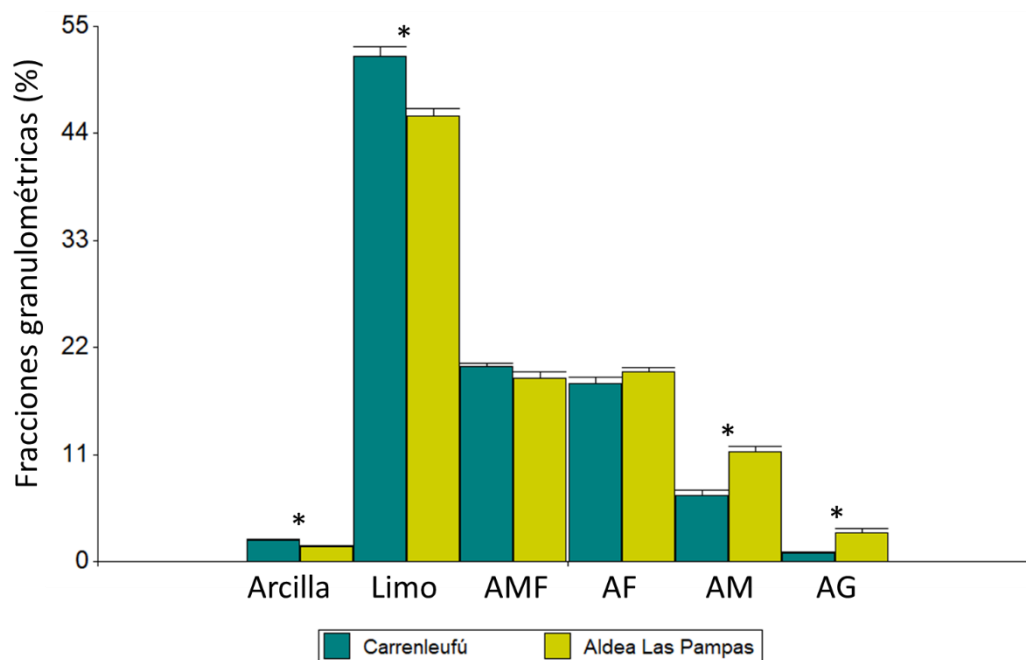


Figura 3.5. Fracciones granulométricas del suelo en los sitios de estudio (Carrenleufú y Aldea Las Pampas). AMF: arena muy fina; AF: arena fina; AM: arena media; AG: arena gruesa. * El asterisco muestra diferencias significativas entre los sitios ($P < 0,05$).

Tabla 3.2. Medias y error estándar de las variables del suelo para cada sitio. n = 30.

Variables (Unidades)	Carrenleufú	Aldea Las Pampas
	($\bar{X} \pm EE$)	($\bar{X} \pm EE$)
Dap (g cm ⁻³)	0,48 ± 0,02	0,45 ± 0,02
RP (Kg cm ⁻²)	26,53 ± 1,68	20,75 ± 1,68
EE	5,61 ± 0,08	5,67 ± 0,08
CC (%)	65,11 ± 1,97	59,25 ± 1,97
pH	5,44 ± 0,05	5,78 ± 0,05
CE (μS m ⁻¹)	192,51 ± 29,07	88,24 ± 29,07
pH NaF 2'	11,02 ± 0,08	11,03 ± 0,08
pH NaF 60'	11,63 ± 0,05	11,64 ± 0,05
MO (%)	27,25 ± 1,59	20,96 ± 1,59
MO ₅₃₋₂₅₀ (g Kg ⁻¹)	7,37 ± 0,31	5,03 ± 0,31
MO _{>250} (g Kg ⁻¹)	8,77 ± 0,54	7,92 ± 0,54
Stock C (T ha ⁻¹)	71,31 ± 2,76	47,72 ± 2,76
N (%)	0,52 ± 0,03	0,36 ± 0,03
C/N	30,96 ± 0,66	34,19 ± 0,66
P (μg g ⁻¹)	9,55 ± 2,30	18,52 ± 2,30

Los valores mostrados corresponden al valor promedio de todos los tratamientos y profundidades.

Tabla 3.3. ANOVA de tres vías: P-valores para los sitios, tratamientos y profundidad y las interacciones. Diferencias significativas están destacadas en negrita. n= 3.

Variables (Unidades)	Sitio	Tratamiento	Profundidad	Interacción Sitio*Tratamiento	Interacción Sitio* Profundidad	Interacción Tratamiento* Profundidad	Interacción Sitio* Tratamiento* Profundidad
Dap (g cm ⁻³)	0,17	<0,001	<0,001	0,01	0,95	0,10	0,95
RP (Kg cm ⁻²)	<0,01	<0,001	0,06	<0,01	0,65	0,01	0,33
EE	0,66	<0,01	0,33	0,94	0,19	0,80	0,86
CC (%)	0,05	<0,01	0,34	0,01	0,49	0,87	0,73
pH	<0,001	<0,001	<0,01	<0,01	0,31	0,88	0,98
CE (μS m ⁻¹)	<0,01	<0,01	<0,001	0,23	0,02	0,11	0,50
pH NaF 2'	0,93	0,18	<0,001	0,11	0,69	0,14	0,60
pH NaF 60'	0,88	0,04	<0,001	<0,001	0,83	0,12	0,47
MO (%)	<0,001	<0,001	<0,001	0,33	0,69	0,20	0,78
MO ₅₃₋₂₅₀ (g Kg ⁻¹)	<0,001	<0,01	<0,001	0,37	0,82	0,85	0,83
MO _{>250} (g Kg ⁻¹)	0,10	<0,001	<0,001	0,05	0,94	0,29	0,40
Stock C (T ha ⁻¹)	<0,001	0,05	-	0,90	-	-	-
N (%)	<0,001	<0,001	<0,001	0,35	0,75	0,48	0,85
C/N	<0,01	<0,01	0,77	<0,001	0,42	0,57	0,79
P (μg g ⁻¹)	<0,001	0,05	<0,001	0,04	<0,01	0,11	0,12

3.4.4. Factores e interacciones que determinan las características del suelo

El ANOVA de tres vías mostró que el factor sitio fue significativo para algunas de las variables del suelo analizadas, tanto físicas como químicas (Tabla 3.3). Además, los factores tratamiento y profundidad resultaron significativos para la mayoría de las variables analizadas. Por otro lado, la interacción sitio*tratamiento fue significativa para las variables densidad aparente, resistencia a la penetración, capacidad de campo, pH actual, pH NaF 60', $MO_{>250}$, C/N y fósforo disponible. La interacción sitio*profundidad fue significativa para la conductividad eléctrica y el fósforo disponible. Finalmente, la resistencia a la penetración también mostró una interacción significativa tratamiento*profundidad (Tabla 3.3).

La densidad aparente presentó valores similares entre Carrenleufú y Aldea Las Pampas (Tabla 3.2 y 3.3). La densidad aparente en Carrenleufú y Aldea Las Pampas fue mayor en áreas degradadas. Además, el efecto de las clausuras resultó diferente entre sitios, en Carrenleufú fue similar al degradado, mientras que en Aldea Las Pampas fue similar al cerrado (Figura 3.6A y 3.6B).

La resistencia a la penetración del suelo presentó mayores valores en Carrenleufú que en Aldea Las Pampas (Tabla 3.2 y 3.3). En ambos sitios, la resistencia a la penetración presentó los valores más bajos en bosques cerrados, con valores más altos en bosques abiertos y áreas degradadas (Figura 3.6C, 3.6D, 3.6E y 3.6F). Además, el efecto de las clausuras fue diferente entre sitios, en Carrenleufú fue similar a los sitios con ganado (bosques abiertos y áreas degradadas), mientras que en Aldea Las Pampas fue similar al cerrado (Figura 3.6C y 3.6D).

La estabilidad estructural tuvo valores similares tanto en Carrenleufú como en Aldea Las Pampas (Tabla 3.2 y 3.3). En ambos sitios los valores más bajos se encontraron en las áreas degradadas (Figura 3.6G y 3.6H).

El contenido de agua a capacidad de campo fue mayor en Carrenleufú que en Aldea Las Pampas (Tabla 3.2 y 3.3). En Carrenleufú, la capacidad de campo mostró mayores valores en bosques cerrados y abiertos. Mientras que, en Aldea Las Pampas los mayores valores se encontraron en los bosques abiertos y clausuras (Figura 3.6I y 3.6J).

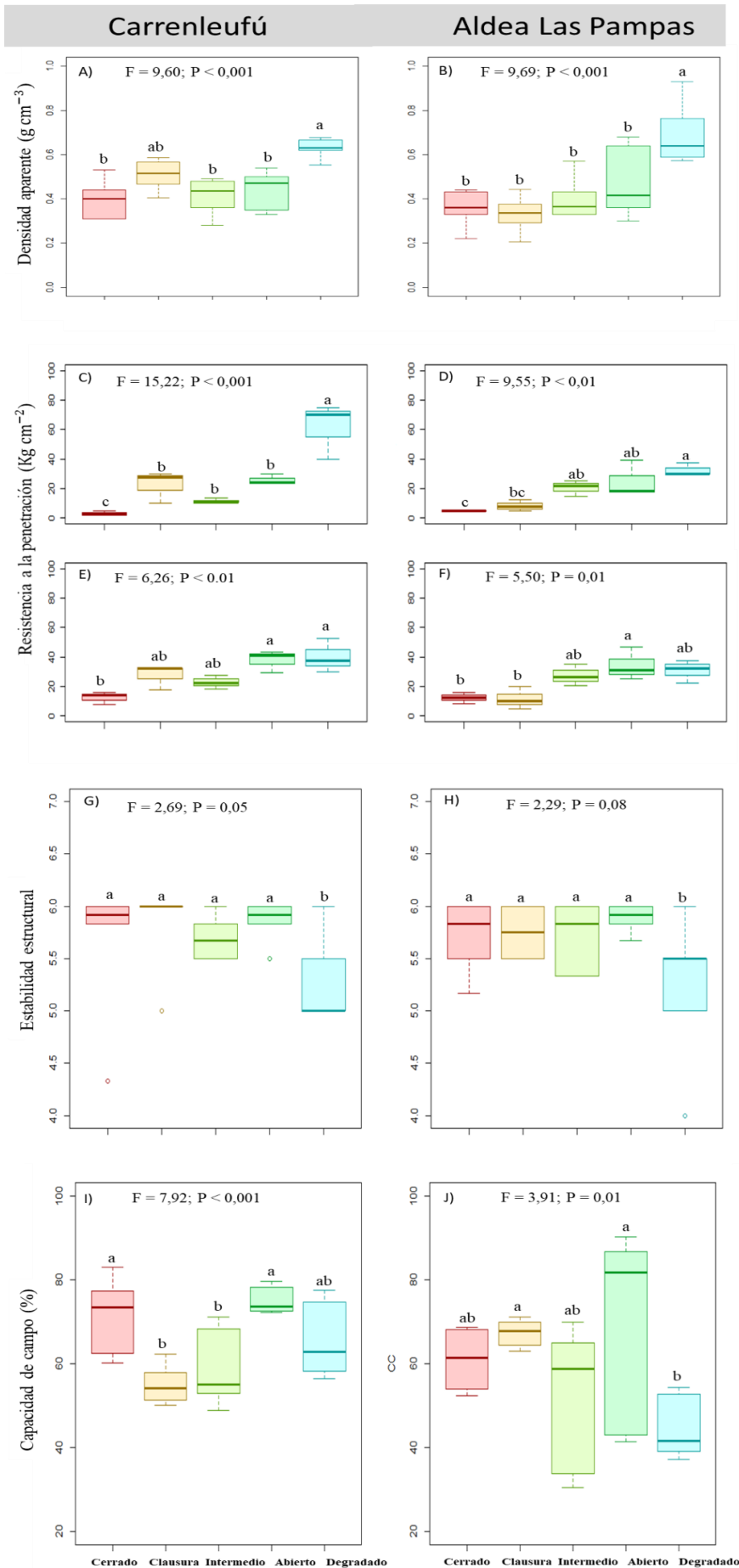


Figura 3.6. Box-plot de los tratamientos para las variables densidad aparente, resistencia a la penetración, estabilidad estructural y capacidad de campo. Se muestran los valores medios para ambas profundidades (0-10 y 10-20 cm), excepto para la resistencia a la penetración. Las clases de estabilidad de agregados van desde 0 = Suelo demasiado inestable; a 6 = Fuerte estabilidad (Herrick *et al.*, 2001). Las letras minúsculas muestran diferencias significativas entre los tratamientos del ANOVA. NS indica diferencias no significativas.

3.4.5. Propiedades químicas del suelo

Los valores de pH del suelo se ubicaron en un rango de acidez media, con valores algo más bajos en Carrenleufú respecto a Aldea Las Pampas (Tabla 3.2 y 3.3). En Carrenleufú los valores más altos se registraron en áreas degradadas. Mientras que, en Aldea Las Pampas, el pH del suelo mostró los valores más altos en las clausuras y en áreas degradadas (Figura 3.7A y 3.7B). Los valores de conductividad eléctrica fueron más altos en Carrenleufú, en comparación con Aldea Las Pampas (Tabla 3.2 y 3.3). En Carrenleufú mostró los valores más altos en bosques abiertos en la profundidad de 0-10 cm (Figura 3.7C y 3.7D).

Los valores de pH NaF 2' fueron similares en Carrenleufú y Aldea Las Pampas (Tabla 3.2 y 3.3). No se encontraron diferencias entre los tratamientos dentro de los sitios (Figura 3.7G y 3.7H). Los valores de pH NaF 60' fueron similares en Carrenleufú y Aldea Las Pampas, con una interacción significativa entre sitio y tratamientos (Tabla 3.2 y 3.3). Carrenleufú mostró los mayores valores en las áreas degradadas. Mientras que, en Aldea Las Pampas, los menores valores se encontraron en áreas degradadas (Figura 3.7I y 3.7J).

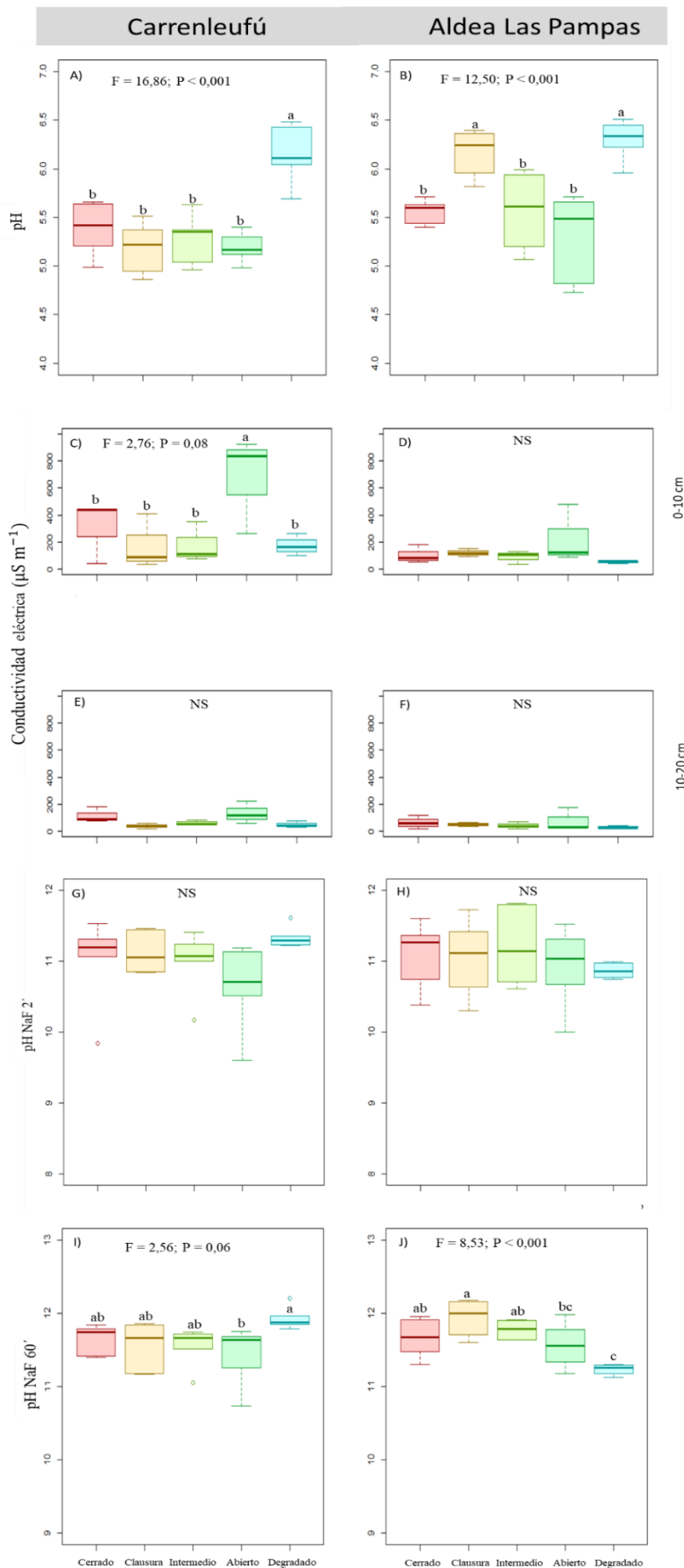


Figura 3.7. Box-plot de los tratamientos para las variables pH actual, conductividad eléctrica, pH NaF 2' y pH NaF 60'. Se muestran los valores medios para ambas profundidades (0-10 y 10-20 cm), excepto la conductividad eléctrica. Las letras minúsculas muestran las diferencias entre los tratamientos del ANOVA. NS indica diferencias no significativas.

El contenido de materia orgánica fue mayor en el sitio Carrenleufú con respecto a Aldea Las Pampas (Tabla 3.2 y 3.3). En ambos sitios los menores valores fueron registrados en las áreas degradadas (Figura 3.8A y 3.8B).

Los valores más altos de nitrógeno se encontraron en el sitio Carrenleufú (Tabla 3.2 y 3.3), encontrándose los valores más altos en bosques abiertos y los más bajos en áreas degradadas. Mientras que Aldea Las Pampas, no presentó diferencias entre los tratamientos (Figura 3.8C y 3.8D).

La relación C/N mostró valores más bajos en Carrenleufú que en Aldea Las Pampas (Tabla 3.2 y 3.3), y no se encontraron diferencias entre tratamientos en Carrenleufú. Mientras que, en Aldea Las Pampas los menores valores se encontraron en las áreas degradadas (Figura 3.8E y 3.8F).

Los valores más bajos de fósforo disponible se encontraron en sitio Carrenleufú, respecto al sitio Aldea Las Pampas (Tabla 3.2 y 3.3). En Carrenleufú no se registraron diferencias entre tratamientos, mientras que en Aldea Las Pampas, en la profundidad de 0-10 cm, los valores más altos se encontraron en bosques abiertos y clausuras (Figura 3.8H).

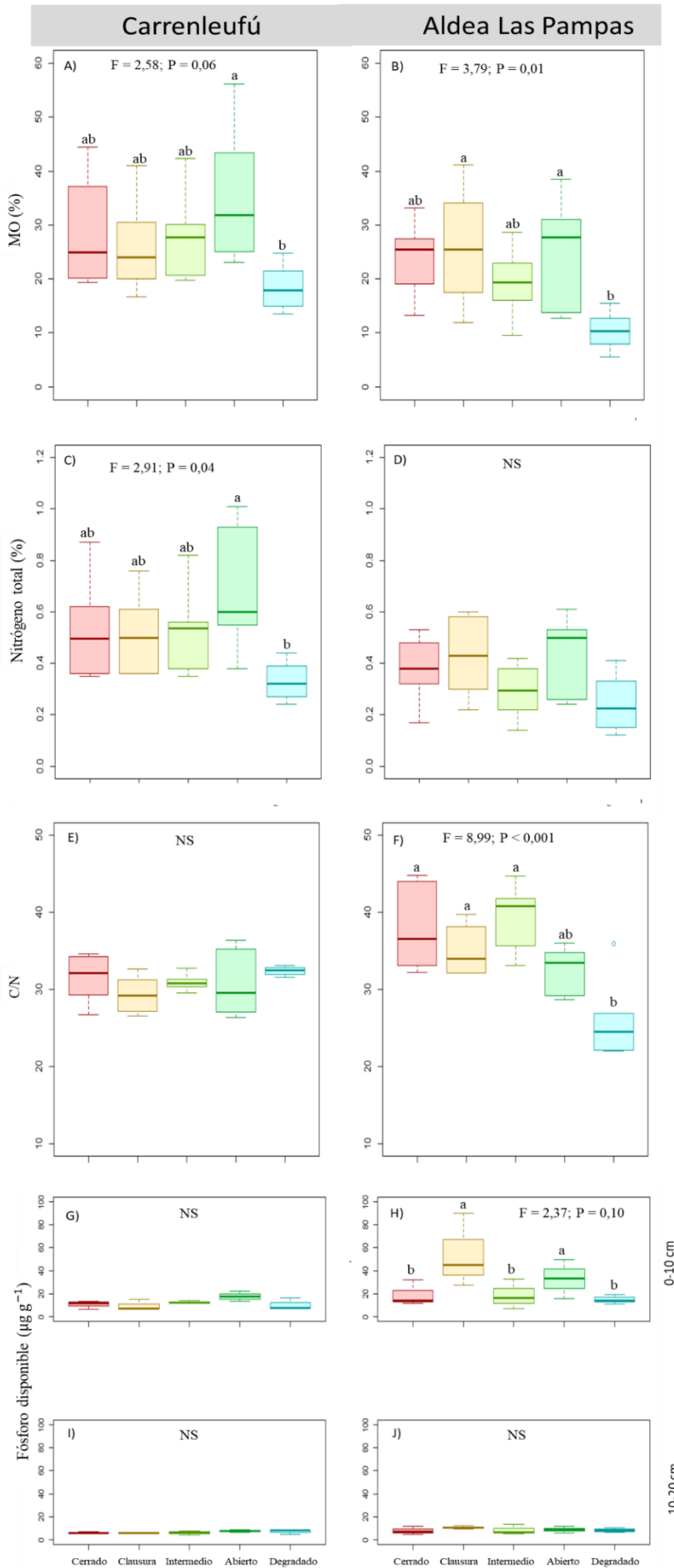


Figura 3.8. Box-plot de los tratamientos para las variables materia orgánica, nitrógeno total, relación C/N y fósforo disponible. Se muestran los valores medios para ambas profundidades (0-10 y 10-20 cm), excepto fósforo disponible. Las letras minúsculas muestran diferencias significativas entre los tratamientos del ANOVA. NS indica diferencias no significativas.

El stock de carbono mostró valores más altos en el sitio Carrenleufú respecto a Aldea Las Pampas (Tabla 3.2 y 3.3). Además, no se encontraron diferencias entre los tratamientos en ambos sitios (Figura 3.9A y 3.9B).

La materia orgánica asociada a microagregados grandes (MO_{53-250}) fue mayor en el sitio Carrenleufú (Tabla 3.2 y 3.3), que presentó los mayores valores en bosques abiertos, mientras que los valores más bajos se encontraron en las áreas degradadas (Figura 3.9C). Por otro lado, en el sitio Aldea Las Pampas no se encontraron diferencias entre tratamientos (Figura 3.9D).

La materia orgánica asociada a macroagregados ($MO_{>250}$) fue mayor en el sitio Carrenleufú respecto al sitio Aldea Las Pampas (Tabla 3.2 y 3.3). En ambos sitios la $MO_{>250}$ presentó los valores más bajos en áreas degradadas (Figura 3.9E y 3.9F).

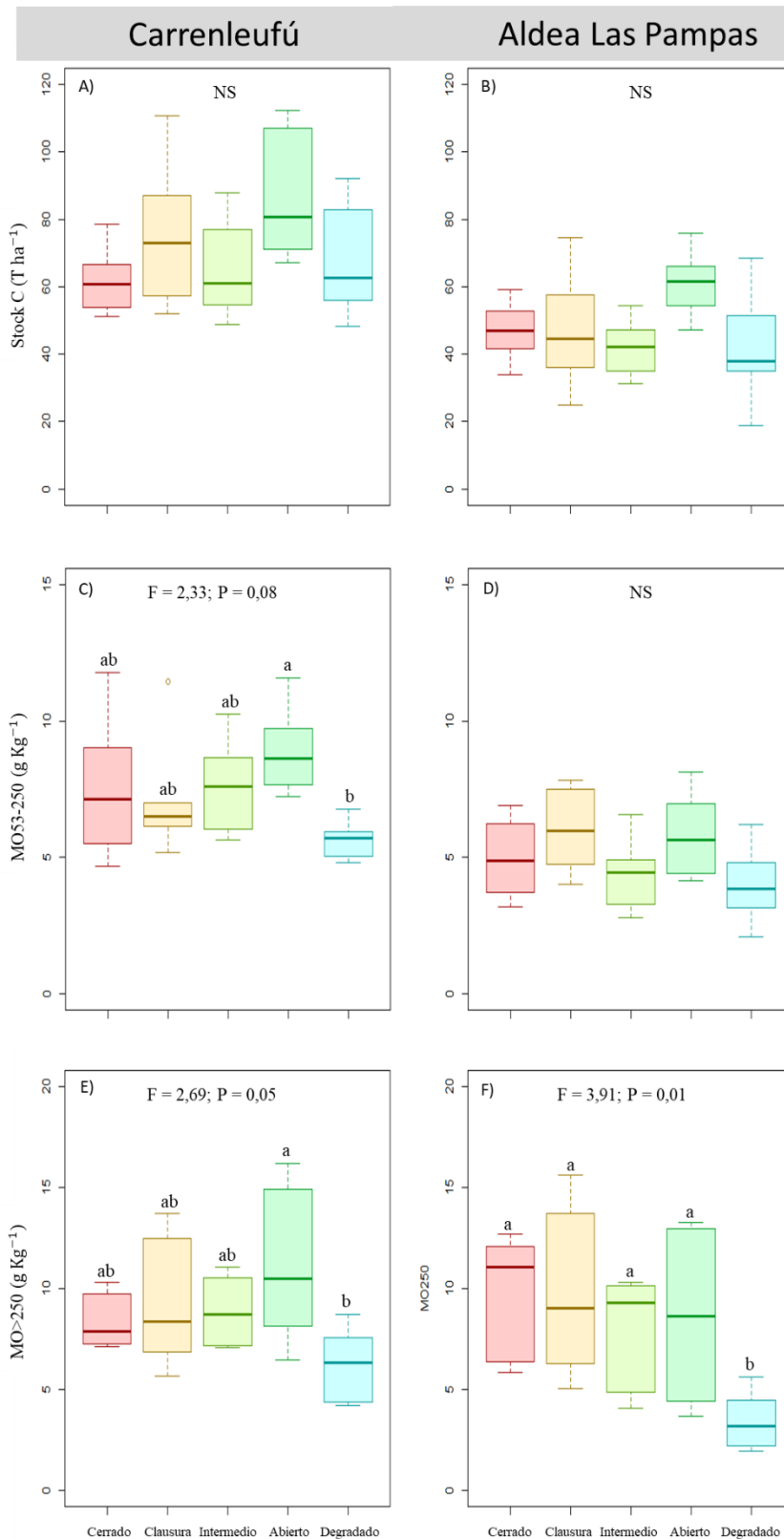


Figura 3.9. Box-plot de los tratamientos para las variables stock de C, MO₅₃₋₂₅₀ y MO_{>250}. Se muestran los valores medios para ambas profundidades (0-10 y 10-20 cm). Las letras minúsculas muestran diferencias significativas entre los tratamientos del ANOVA. NS muestra diferencias no significativas.

3.4.6. Relaciones entre carga ganadera localizada y las propiedades del suelo

En general se observó que un aumento de la carga ganadera localizada provoca un aumento de la densidad aparente y la resistencia a la penetración (Figuras 3.10A y 3.10B).

Además, el aumento de la carga ganadera produjo una disminución de la relación C/N (Figuras 3.10C). Por último, el stock de carbono aumentó a medida que la carga ganadera localizada se incrementó (Figuras 3.10D).

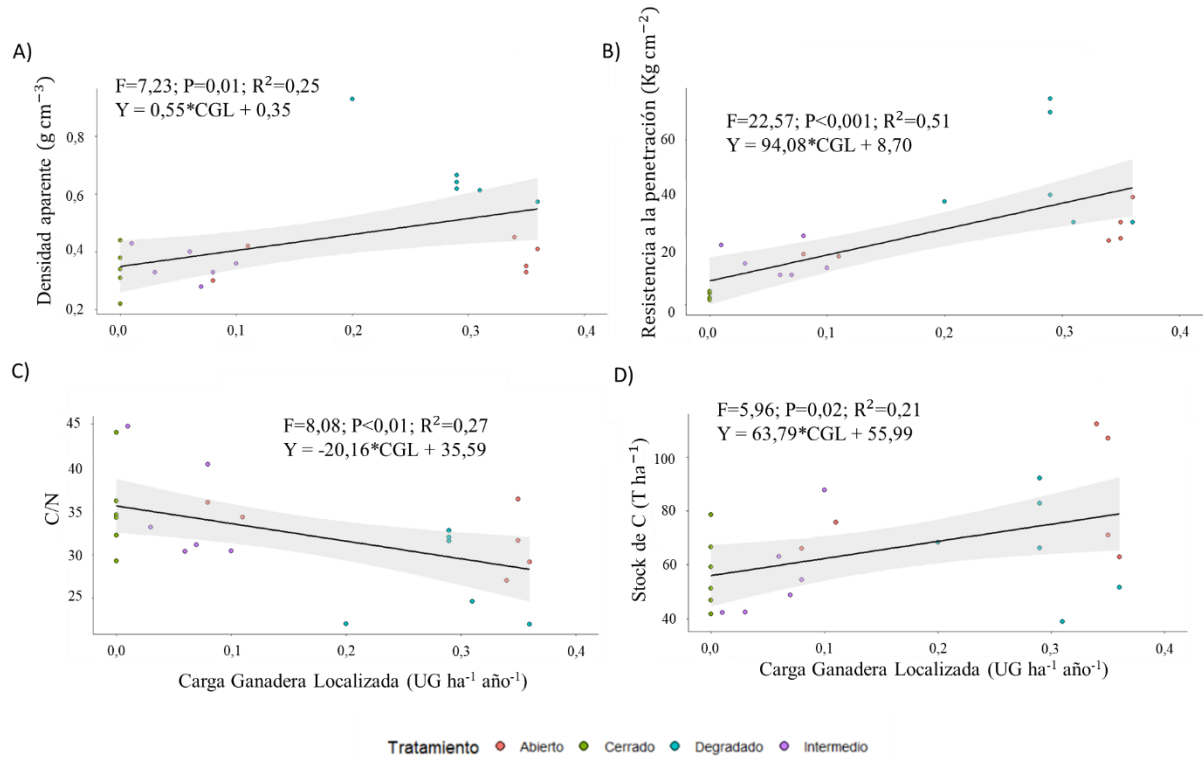


Figura 3.10. Regresiones lineales para las variables del suelo con carga ganadera localizada como variable explicatoria, considerando los sitios (Carrenleufú y Aldea Las Pampas) y los tratamientos con colores diferentes (cerrado, intermedio, abierto, degradado).

Para los distintos tratamientos, el sitio Aldea Las Pampas tendió a tener mayores cambios en las propiedades vinculadas a la materia orgánica (ICR_{mo}) con respecto al sitio Carrenleufú. Además, se encontraron los mayores valores del ICR_f para la profundidad de 0-10 cm con respecto a la 10-20 cm, para ambos sitios (Carrenleufú y Aldea Las Pampas) (Tabla 3.4).

Tabla 3.4. Índice de Cambio Relativo (respecto al bosque cerrado) para los sitios de estudio considerando todas las propiedades del suelo (ICR), propiedades físicas (ICR_f), propiedades relacionadas con la materia orgánica (ICR_{mo}) y otras propiedades químicas (ICR_q). Se muestran los resultados de la prueba t de Student que analiza las diferencias entre los sitios de estudio. Las diferencias significativas se destacan en negrita y las marginalmente significativas (^{ms}). n = 3.

	Carrenleufú	Aldea Las Pampas	T	P
Clausura 0-10 cm				
ICR	0,14	0,14	-0,06	0,95
ICR _f	0,28	0,14	-1,64	0,17
ICR _{mo}	0,11	0,12	0,25	0,81
ICR _q	0,09	0,15	1,05	0,35
Clausura 10-20cm				
ICR	0,11	0,12	0,33	0,75
ICR _f	0,19	0,12	-0,74	0,50
ICR _{mo}	0,05	0,11	2,22	0,09 ^{ms}
ICR _q	0,10	0,11	0,33	0,75
Intermedio 0-10 cm				
ICR	0,13	0,12	-0,28	0,79
ICR _f	0,23	0,26	0,64	0,55
ICR _{mo}	0,08	0,08	-0,16	0,87
ICR _q	0,10	0,08	-0,71	0,51
Intermedio 10-20cm				
ICR	0,07	0,13	1,17	0,30
ICR _f	0,15	0,17	0,41	0,70

ICR _{mo}	0,03	0,16	3,58	0,07 ^{ms}
ICR _q	0,06	0,08	0,43	0,68
<hr/>				
Abierto 0-10 cm				
ICR	0,19	0,17	-0,44	0,68
ICR _f	0,28	0,28	0,10	0,92
ICR _{mo}	0,16	0,14	-0,32	0,76
ICR _q	0,17	0,14	-0,42	0,69
<hr/>				
Abierto 10-20 cm				
ICR	0,12	0,17	1,38	0,23
ICR _f	0,21	0,22	0,17	0,87
ICR _{mo}	0,08	0,20	2,30	0,08 ^{ms}
ICR _q	0,10	0,13	0,56	0,60
<hr/>				
Degradado 0-10cm				
ICR	0,24	0,25	0,22	0,83
ICR _f	0,42*	0,40*	-0,37	0,73
ICR _{mo}	0,15	0,31	3,20	0,03
ICR _q	0,21	0,13	-1,38	0,30
<hr/>				
Degradado 10-20cm				
ICR	0,17	0,22	0,67	0,53
ICR _f	0,25*	0,24*	-0,22	0,83
ICR _{mo}	0,14	0,32	1,63	0,17
ICR _q	0,14	0,15	0,08	0,94

* Indica diferencias significativas entre profundidades para el mismo sitio y tratamiento.

3.4.7. Clausuras vs. Bosques abiertos

En el sitio Carrenleufú, las variables de suelo fueron similares entre las clausuras y los bosques abiertos. Por el contrario, en el sitio Aldea Las Pampas la densidad aparente y la resistencia a la penetración fueron menores en las clausuras en contraste con los bosques abiertos. Además, el pH del suelo presentó valores más bajos en las clausuras respecto a los bosques abiertos (Tabla 3.5).

Tabla 3.5. Cambios en las variables del suelo en las clausuras en comparación con los bosques abiertos. Las diferencias significativas se destacan en negrita. (ms) marginalmente significativa. n = 3.

	Clausuras	Abiertos	F	P
Aldea Las Pampas				
Densidad aparente (g cm ⁻³)	0,33±0,05	0,47±0,05	3,34	0,08 ^{ms}
Resistencia a la penetración (Kg cm ⁻²)	10,00±3,75	29,58±3,75	13,67	<0,01
pH	6,17±0,14	5,32±0,14	17,90	<0,01

3.4.8. Comparación de las propiedades físico-químicas en sistemas silvopastoriles de *N. antarctica* y *N. pumilio*

Las propiedades físicas del suelo no presentaron diferencias en el uso silvopastoril entre las especies *N. antarctica* y *N. pumilio* en el sitio Carrenleufú (Figuras 3.11A, 3.11C y 3.11E). Por el contrario, en Aldea Las Pampas los mayores cambios en las propiedades físicas se encontraron en los bosques de *N. antarctica*. En estos sitios, la densidad aparente y la resistencia a la penetración mostraron los mayores valores para las clausuras y los bosques abiertos (Figuras 3.11B y 3.11D). Al mismo tiempo, en los bosques de *N. antarctica* la estabilidad estructural fue menor en las clausuras y bosques abiertos con respecto a los mismos tratamientos en bosques de *N. pumilio* (Figura 3.11F).

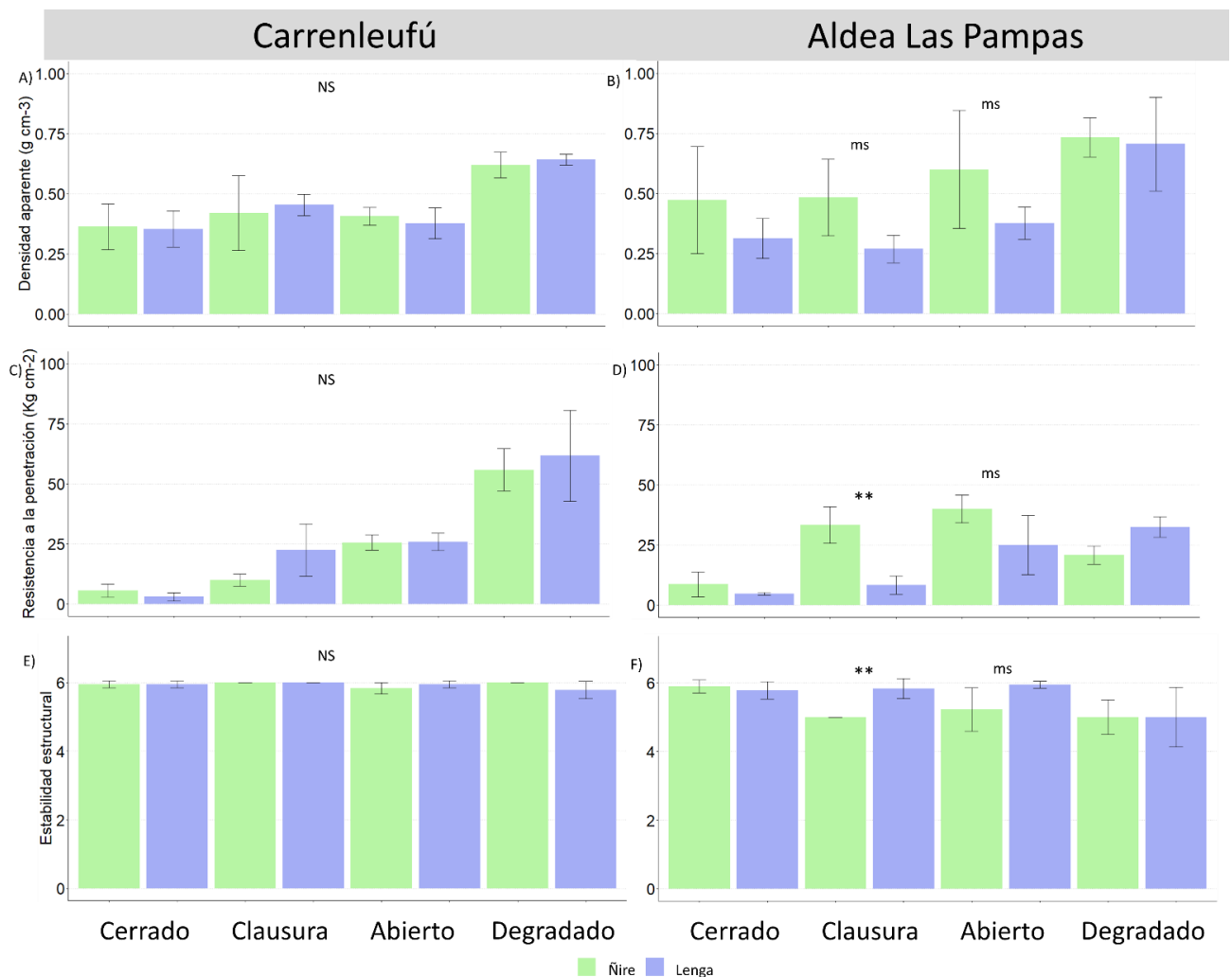


Figura 3.11. Comparación de las propiedades físicas del suelo (densidad aparente, resistencia a la penetración, y estabilidad estructural) para bosques de ñire y lenga. Se muestran las medias y desvío estándar. ** $P < 0,01$; * $P < 0,05$; ^{ms} $P < 0,10$; NS diferencias

no significativas.

En ambos sitios, Carrenleufú y Aldea Las Pampas, los mayores valores de pH NaF 60' se encontraron bajo bosque de *N. pumilio* para los tratamientos cerrados, clausuras y bosques abiertos (Figuras 3.12A y 3.12B). La materia orgánica en el sitio Carrenleufú, no mostró diferencias entre los diferentes tipos de sistemas silvopastoriles (Figura 3.12C). Mientras que, en Aldea Las Pampas todos los tratamientos de *N. pumilio* mostraron los mayores valores de materia orgánica con respecto a los de *N. antarctica* (Figura 3.12D). Por otro lado, en ambos sitios los mayores valores de la relación C/N se encontraron en todos los tratamientos de los bosques de *N. pumilio* (Figuras 3.12E y 3.12F). Por último, las demás propiedades químicas del suelo no presentaron diferencias significativas entre los diferentes tipos de sistemas silvopastoriles.

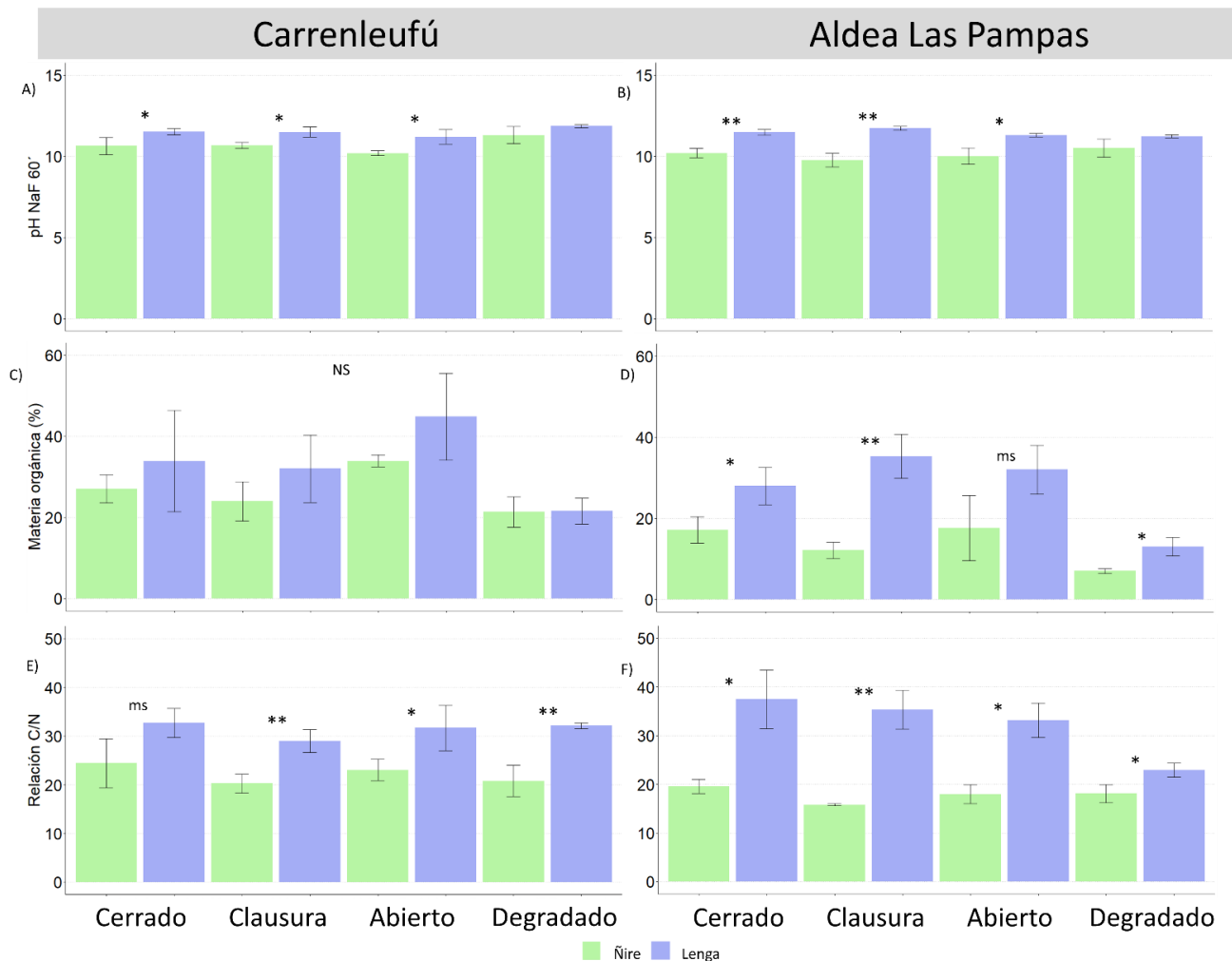


Figura 3.12. Comparación de las propiedades químicas del suelo (pH NaF 60', materia orgánica y relación C/N) para bosques de ñire y lenga. Se muestran las medias y desvío estándar. ** P < 0,01; * P < 0,05; ms P < 0,10; NS diferencias no significativas.

3.5. DISCUSIÓN

3.5.1. Características generales de los sitios

Las propiedades físicas y químicas del suelo de los sitios estudiados bajo sistemas silvopastoriles de *Nothofagus pumilio* (Carrenleufú y Aldea Las Pampas) sólo presentaron diferencias sutiles entre ambos, posiblemente asociado a las propiedades intrínsecas de los suelos Andisoles údicos. Estos sitios presentan texturas francas con alto porcentaje de fracción limo y un alto grado de alofanización. Asimismo, presentan altos contenidos de materia orgánica lo cual define en general una alta fertilidad físico-química. Por otro lado, las cargas ganaderas actuales e históricas presentaron valores medios, por lo que no estarían generando modificaciones severas en el suelo. Sin embargo, los sitios donde el ganado pastorea intensivamente (empastados), presentaron un importante recambio en las especies del sotobosque. Este proceso de transición de especies nativas hacia especies de pastos exóticos, puede persistir por un período de tiempo variable (Cid y Brizuela, 1998). Esto depende de los mecanismos de retroalimentación que se establezcan con la presencia del ganado bovino. Además, en estos sistemas es muy frecuente encontrar ramoneo de la regeneración de *Nothofagus pumilio* (Rusch, 1992), lo que afecta la sostenibilidad del bosque en el mediano y largo plazo. Por otro lado, el reclutamiento de la regeneración de los bosques de *Nothofagus* en presencia de los empastados, se ven seriamente condicionados en su dinámica natural (Quinteros *et al.*, 2012).

3.5.2. Propiedades físicas del suelo

Las propiedades físicas del suelo en bosques de lenga presentaron el mismo comportamiento que en los Andisoles údicos en sistemas silvopastoriles de *Nothofagus antarctica* de Patagonia (Gomez *et al.*, 2022; Capítulo 2). El pisoteo y tránsito animal producen una compactación de los primeros centímetros del suelo (Mulholland y Fullen 1991; Dec *et al.*, 2012; Bayat *et al.*, 2017; Frolla *et al.*, 2018), lo que se vio reflejado en una mayor densidad aparente y resistencia a la penetración. Ambas propiedades presentaron mayores cambios en bosques abiertos y áreas degradadas, conforme al incremento de la carga ganadera. Por otro lado, la estabilidad de los agregados es afectada negativamente cuando se combina la presencia de ganado con impactos de mayor escala, como son los incendios forestales y áreas degradadas sin cobertura de dosel arbóreo. Estos resultados coinciden con estudios realizados en suelos de texturas similares a las de los

suelos analizados en esta tesis (Usman, 1994) y en suelos de origen volcánico (Crovo *et al.*, 2021). A pesar de los resultados obtenidos, la presencia de ganado bovino no representaría una gran amenaza para la conservación de las propiedades físicas del suelo en bosques de *Nothofagus pumilio*, dado que éstas se mantienen a niveles admisibles en el rango de cargas ganaderas actuales. La compactación y pérdida de la estructura en estos suelos representan las respuestas más rápidas al impacto del pisoteo animal, lo que sugiere que estas propiedades serían excelentes indicadores de la degradación física de los Andisoles.

3.5.3. Propiedades químicas del suelo

Las propiedades químicas del suelo se modificaron levemente en los bosques abiertos y áreas degradadas de *Nothofagus pumilio*, presentando tendencias muy similares a lo reportado en sistemas silvopastoriles de *Nothofagus antarctica* (Gomez *et al.*, 2022; Capítulo 2). El pH del suelo aumentó en las áreas degradadas en ambos sitios, como consecuencia del aporte de bases de los incendios forestales, sumado a las deposiciones por parte del ganado. Los incendios forestales provocan la combustión de la materia orgánica y consecuentes alteraciones en los valores de pH y conductividad eléctrica del suelo (La Manna y Barroetaveña, 2011). El pH NaF 2' no presentó diferencias entre los tratamientos ni entre los sitios, indicando que el grado de alofanización entre los mismos es semejante. Asimismo, el pH NaF 60' presentó una disminución en las áreas degradadas de Aldea Las Pampas, sugiriendo que las áreas desprovistas de árboles, al estar expuestas a mayor desecación, podrían evolucionar hacia arcillas con mayor grado de cristalización (Parfitt y Wilson, 1985). Sin embargo, estos resultados no tendrían un impacto tan grande dado que, los valores de pH NaF fueron mayores a 9,2 en todos los casos, indicando la presencia de arcillas no cristalinas (alófanos).

El aporte de material orgánico por parte de los pastos y hojarasca de los árboles circundantes en los bosques abiertos de *N. pumilio*, contribuyeron a un enriquecimiento de la materia orgánica en el suelo con respecto a los demás tratamientos en ambos sitios de estudio. Mismas tendencias del contenido de materia orgánica del suelo se encontraron en sistemas silvopastoriles de *N. antarctica* con presencia de empastados (Gomez *et al.*, 2022). Al tener un dosel que permite el ingreso de mayor radiación, resulta en el mayor crecimiento de los pastos y presencia de raíces, por ende un mayor aporte al sistema. Por el contrario, las áreas degradadas de ambos sitios, sufrieron grandes pérdidas de materia

orgánica, como consecuencia de la ausencia de árboles que aportan un gran volumen de hojarasca al sistema. Además, permite una mayor incidencia de la precipitación directa y mayor entrada de luz en áreas degradadas que aceleran el proceso de descomposición de los pastos presentes en estos sitios (Soler *et al.*, 2015; Gomez *et al.*, 2019). Áreas degradadas en bosques *N. antarctica* también presentaron bajos valores de materia orgánica del suelo (Gomez *et al.*, 2022). Así, cuando el cambio del uso del suelo es de bosques cerrados a sistemas silvopastoriles estos mantienen los niveles de materia orgánica estables. Por el contrario, en las áreas degradadas, es decir, sistemas sin árboles, la materia del suelo se ve negativamente afectada, alterando la fertilidad de los Andisoles.

El contenido de nitrógeno total fue mayor en los bosques abiertos de Carrenleufú, posiblemente asociado a la presencia del ganado en la estación seca (muestreo en verano) (Dijkstra *et al.*, 2013). Mientras que, los menores valores se encontraron en las áreas degradadas de Carrenleufú. Estas diferencias podrían relacionarse con un mayor proceso de lixiviación del nitrógeno en áreas degradadas (sin cobertura arbórea), debido a un incremento de la precipitación directa (Jerabkova *et al.*, 2011; Gomez *et al.*, 2019). Al mismo tiempo, distintos estudios demostraron que en los Andisoles, el nitrógeno en ambientes húmedos se lixivia más rápido que en otros tipos de suelos (Lim *et al.*, 2010; Crovo *et al.*, 2021).

La relación C/N disminuyó en los bosques abiertos y áreas degradadas de Aldea Las Pampas. Este resultado podría ser producto de la disminución del aporte de materia orgánica (sobre todo en las áreas degradadas) y el mayor aporte de nitrógeno mediante la orina y heces del ganado (Dijkstra *et al.*, 2013). El fósforo disponible aumentó en los bosques abiertos de Carrenleufú, posiblemente asociado a la mayor carga ganadera actual, que genera un gran aporte de fosfatos (Augustine, 2003). Sin embargo, los Andisoles údicos presentan una alta capacidad de intercambio aniónico (CIA). Esta característica les permite una retención de hasta 90% de los iones fosfato ingresados al suelo (Shoji *et al.*, 1993), lo que resulta en una gran capacidad amortiguadora de los impactos del ganado (Gomez *et al.*, 2022).

El stock de carbono no presentó diferencias entre tratamientos en ambos sitios. Sin embargo, al considerar la carga ganadera, el stock de carbono presentó mayores valores a medida que ésta aumentaba. Este resultado se asocia al reemplazo de especies del sotobosque por especies de pastos exóticos, que generan una mayor velocidad de

incorporación de carbono al suelo (Aryal *et al.*, 2019). Otros estudios evidencian que el cambio del uso de la tierra, de bosque nativo a sistemas silvopastoriles encontraron aumentos del stock de carbono en el suelo (Peri *et al.*, 2017; Cespedes Flores *et al.*, 2021).

Las fracciones de la materia orgánica vinculadas a los agregados estables MO_{53-250} y $MO_{>250}$, fueron menores en las áreas degradadas, siguiendo el mismo patrón que la materia orgánica total del suelo. La pérdida de materia orgánica es consecuencia de la ausencia de árboles, que consitituyen un aporte importante de material orgánico. En estas áreas desprovistas de cobertura arbórea, la degradación sucede a mayor velocidad debido al menor aporte de materia orgánica y a las condiciones microclimáticas que permiten una mayor desecación (Soler *et al.*, 2015). Coincidentemente, un estudio en sistemas silvopastoriles de *Eucalyptus* en Molisoles de Brasil, evidencian un aumento del contenido de materia orgánica en áreas con árboles, respecto a pastizales (de Souza Almeida *et al.*, 2021). La materia orgánica asociada a macroagregados es la fracción más lábil ($MO_{>250}$), y más sensibles a los cambios en el suelo que la materia orgánica total (Oduor *et al.*, 2018). Por lo tanto, la pérdida de estas fracciones contribuye a una disminución de la fertilidad del suelo (Six *et al.*, 2002). Otro estudio, demuestra que la actividad ganadera en zonas sin bosque, afectan negativamente a las fracciones de la materia orgánica (Videla *et al.*, 2008). De esta manera y dado que la materia orgánica vinculada a los agregados estables es una propiedad sensible a los disturbios en el corto plazo, se la puede considerar como una excelente indicadora de la salud de estos suelos (Dube y Stolpe, 2016, Oduor *et al.*, 2018; Gomez *et al.*, 2022).

3.5.4. Degradación y recuperación

En bosques abiertos y áreas degradadas, los incendios, las talas rasas y la extracción selectiva de madera en un mismo sitio, sugieren un grave problema para la conservación del suelo. La falta de cobertura arbórea expone al suelo a sufrir procesos de erosión (Ubeda y Sala, 1996), más aún cuando se aprovechan esas áreas para el pastoreo. Estas áreas vulnerables comienzan a presentar procesos de degradación al convertirse en grandes céspedes de pastoreo donde prevalecen especies exóticas, principalmente gramíneas y fabáceas. Esta modificación del ecosistema conduce a la compactación de los primeros centímetros del suelo (0-10 cm), que a su vez, contribuye a disminuir la posibilidad de instalación de la regeneración del bosque con especies nativas (Rusch, 1992). La combinación de disturbios a gran escala, sumado al impacto de la actividad

ganadera actual, ha provocado cambios en las propiedades del suelo y en las características de la vegetación. En las áreas degradadas, las propiedades del suelo que se vieron afectadas negativamente fueron variables físicas como densidad aparente, resistencia a la penetración y estabilidad estructural; variables químicas como pH del suelo y nitrógeno total; y variables relacionadas a la materia orgánica como MO total, MO₅₃₋₂₅₀ y MO_{>250}. Por otro lado, estos sitios desprovistos de árboles, presentaron poca o nula presencia de especies nativas del sotobosque (*B. serrato-dentata*, *Blechnum sp*, *Maytenus chubutensis*, *Gaultheria sp*, etc.), cuya vegetación original fue reemplazada por especies exóticas (gramíneas y fabáceas), encontrándose también especies indicadoras de disturbios como *Acaena splendens* (Gomez *et al.*, 2022). El cambio negativo de comunidades de vegetación nativa a especies exóticas, junto al aumento del suelo desnudo por el pisoteo y tránsito animal, provocan procesos de degradación forestal difícilmente reversibles. A su vez, la disminución de la cobertura vegetal expone a los suelos a sufrir erosión por la acción de los vientos y las precipitaciones intensas. En ese contexto, y dada la particularidad de los suelos volcánicos a formar agregados estables con la materia orgánica, los procesos erosivos remueven y retransportan las partículas, contribuyendo a la pérdida de fertilidad (Rodríguez Rodríguez *et al.*, 2002; La Manna *et al.*, 2021).

En un periodo de cinco años, las clausuras mejoraron sustancialmente las propiedades físicas del suelo en Aldea Las Pampas. Las propiedades relacionadas con la compactación del suelo, es decir, densidad aparente y resistencia a la penetración, disminuyeron en las clausuras con respecto a los bosques abiertos. Esta respuesta rápida a la exclusión del ganado, podría asociarse a la baja carga ganadera histórica de este sitio y al pastoreo que ocurre en veranada, cuando el suelo se encuentra con poca humedad. Por el contrario, los bosques de ñire de Aldea Las Pampas, desarrollados sobre Xerands y pastoreados en invernada, no mostraron un efecto de las clausuras en el corto plazo (Capítulo 2). Este resultado pone en evidencia el régimen hídrico del suelo (údic vs. xérico) y el momento de uso (veranada vs. invernada) como condicionantes de la resiliencia de estos suelos.

Por otro lado, las clausuras en bosques de lenga de Carrenleufú no mostraron evidencias de recuperación, en ninguna de las variables del suelo analizadas, y se asemejan a los sitios con presencia de ganado (bosques abiertos). Esta similitud entre sitios clausurados y bosques con ganado podría estar condicionado por la alta carga ganadera histórica del sitio. Llama la atención, sin embargo, que en los bosques de ñire

de este sitio de estudio, las clausuras evidenciaron cambios positivos en el suelo, respecto al bosque abierto, en el corto plazo (Capítulo 2). Esto podría tener vinculación con una mayor carga ganadera localizada en los bosques de *N. pumilio* vs. bosques de *N. antarctica* (0,35 vs. 0,27 UG ha⁻¹ año⁻¹). Típicamente en los bosques de lenga los micrositios de pastoreo son más limitados en su disponibilidad de forraje que en los bosques de ñire (Quinteros *et al.*, 2013; Quinteros, 2018), lo cual implica un impacto más focalizado del ganado. Es probable que esto condicione la resiliencia de los suelos údicos de Carrenleufú, y se requiera de un mayor tiempo de exclusión del ganado para ver respuestas en el suelo. Otros estudios muestran una disminución de la densidad aparente del suelo en ambientes boscosos luego de una clausura ganadera en Molisoles (Yimer *et al.*, 2015). Asimismo, la exclusión por 3 años del ganado en pastizales, para distintos suelos de Nueva Zelanda, mostró una recuperación de las propiedades físicas del suelo hasta una profundidad de 15 cm (Drewry, 2006). La efectividad de las clausuras como herramienta para mejorar la fertilidad física del suelo, y el tiempo de exclusión necesario son muy variables, y condicionados por las propiedades intrínsecas del suelo y el uso histórico (Mekuria *et al.*, 2007; Mekuria, 2013; Gomez *et al.*, 2022).

Los sitios intermedios de bosque de *N. pumilio*, generalmente se corresponden a lugares con una presencia de tránsito animal sin permanencia prolongada (baja frecuencia de deposiciones), pero que además cuenta con abundante dosel de *N. pumilio* y de especies del sotobosque. Estos tipos de sitios presentan una baja disponibilidad de especies forrajeras, manteniendo una adecuada dinámica de bosque. Sin embargo, un aumento del pisoteo animal ocasionado por un incremento de la carga ganadera, podría transformar estos sitios intermedios en bosques abiertos y/o empastados en un corto a mediano plazo. Es decir, que la cobertura del sotobosque podría ser reemplazada por especies exóticas adaptadas a la herbivoría doméstica, afectando así la fertilidad física y resiliencia de los suelos. Por el contrario, al disminuir la carga ganadera, estos sitios intermedios podrían convertirse en sitios de bosques cerrados, ya que la dinámica natural de los mismos no está condicionada. Estos son sitios estratégicos para promover la conservación de los bosques *N. pumilio*, haciendo especial hincapié en el manejo de la carga ganadera actual y del tiempo de permanencia del ganado en cada cuadro.

3.5.5. Comparación de las propiedades físico-químicas en sistemas silvopastoriles de *N. antarctica* y *N. pumilio*

Las diferencias en el suelo, al comparar el uso en veranada e invernada, sólo pudieron detectarse en Aldea Las Pampas. Los sistemas silvopastoriles de *N. antarctica*, ante una misma situación de uso (tratamiento) presentaron peores parámetros de fertilidad física (es decir, mayor densidad aparente, mayor resistencia a la penetración y menor estabilidad estructural) que los suelos de sistemas silvopastoriles de *N. pumilio*. Estas diferencias pueden asociarse a dos factores principales: la época de uso (veranada vs. invernada) y la mayor susceptibilidad de los Andisoles xéricos (Xerands) característicos de los sistemas silvopastoriles de *N. antarctica* del sitio Aldea Las Pampas, respecto a los Udands donde se desarrolla el bosque de lenga (Gomez *et al.*, 2022). Los suelos Xerands característicos de los sistemas silvopastoriles de *N. antarctica* de Aldea Las Pampas, pastoreados en invierno cuando el suelo está húmedo, resultaron más susceptibles. Otros estudios en suelos volcánicos con distintos usos de la tierra, demuestran el aumento de la densidad aparente y de la resistencia a la penetración cuanto mayor es el contenido de humedad edáfico (Ellies *et al.*, 2000; Dec *et al.*, 2010). Otro estudio en Andisoles de Chile demuestra que estos suelos son propensos a deformarse y modificar su estructura, debido al tránsito animal cuando el suelo se encuentra húmedo (Dörner *et al.*, 2010; Dörner *et al.*, 2022). Los resultados encontrados en esta tesis evidencian que las propiedades físicas de los Andisoles xéricos en bosques de *N. antarctica* en Patagonia, son muy vulnerables a los manejos silvopastoriles cuando el suelo se encuentra con mayor humedad edáfica, es decir, en otoño-invierno. Por otra parte, el hecho de no encontrar diferencias en las variables físicas del suelo para los distintos tratamientos entre bosques de *N. pumilio* y *N. antarctica* en Carrenleufú, refleja la alta resiliencia de los Udands, suelos volcánicos de régimen údico, en los que el momento de uso (invernada vs. veranada) parece no influenciar en el grado de cambio de las variables físicas del suelo asociado al uso ganadero.

Los cambios encontrados en las propiedades químicas del suelo entre los manejos de invernada y veranada, están fuertemente vinculados a las características intrínsecas de los suelos de cada sitio, y según el tipo de bosque en el que se encuentra. Los valores de pH NaF en bosques de *N. pumilio* fueron mayores en ambos sitios con respecto a los de *N. antarctica*. Esto posiblemente por ser suelos que están expuestos a mayores precipitaciones, lo que genera un mayor proceso de alofanización en los suelos de *N. pumilio* con respecto a los de *N. antarctica* (Buduba *et al.*, 2020). Además, tanto la materia orgánica total como la relación C/N son mayores en los sistemas silvopastoriles

de *N. pumilio* con respecto a *N. antarctica*. Las diferencias en estas variables químicas pueden vincularse a un mayor aporte de material vegetal (hojarasca) por parte de los bosques de *N. pumilio* y a las características químicas de ambas especies forestales (Moretto *et al.*, 2011), más que al momento de uso.

3.6. CONCLUSIÓN

Las propiedades físicas y químicas del suelo se modificaron levemente por el uso silvopastoril en bosques de *N. pumilio*. Los Andisoles údicos poseen una alta resiliencia que, en combinación con una alta cobertura arbórea y cargas ganaderas bajas-medias, contribuyen a cambios sutiles en los suelos, permitiendo una sustentabilidad de la actividad productiva. Aún cuando los parámetros edáficos no presentaron valores extremos, se detectaron cambios significativos asociados con el aumento de la carga ganadera, en ciertas variables físico-químicas: densidad aparente, resistencia a la penetración, estabilidad estructural, C/N, $MO_{>250}$ y el stock de carbono, resultando éstas buenos indicadores de cambios en el suelo. Un manejo más ajustado de las cargas ganaderas y la rotación estacional adecuada de los animales disminuirían los riesgos de que el suelo sufra cambios más importantes en sus propiedades físicas y químicas.

Por otra parte, se evidenciaron cambios más extremos en el suelo en áreas degradadas, donde la combinación de disturbios de gran escala (incendios, tala rasa) conlleva a la pérdida de fertilidad físico-química de los suelos y a la limitación en el reclutamiento y dinámica de la regeneración del bosque.

Las clausuras ganaderas en bosques de lenga resultaron efectivas en el corto plazo sólo bajo condiciones de baja carga ganadera actual e histórica. Los sitios intermedios de bosque de lenga son áreas transicionales que, dependiendo de la carga ganadera (alta o baja) pueden convertirse en bosques abiertos o en bosques cerrados en un lapso de tiempo variable. Es por ello, que estos sitios son claves para la sostenibilidad de los bosques de *N. pumilio*.

Los suelos con menor fertilidad física correspondieron a los sistemas silvopastoriles de *N. antarctica* desarrollados sobre suelos de régimen xérico (Xerands) y pastoreados en invierno. En estos sistemas, que resultaron más vulnerables, debe realizarse un estricto control y ajuste de la carga ganadera, a fin de evitar procesos irreversibles de pérdida de fertilidad edáfica.

Los resultados de este estudio indican la necesidad de adecuar planes de manejo sostenible, teniendo en cuenta las características de los suelos, el uso histórico y la especie forestal, a fin de garantizar la permanencia de los servicios ecosistémicos que brindan los ambientes boscosos.

CAPÍTULO 4

CALIDAD DEL AGUA Y DEL BOSQUE DE RIBERA EN CUENCAS CON USO SILVOPASTORIL



Fotografía tomada en la confluencia Arroyo Negro- Rio Pampa. Aldea Las Pampas, enero de 2020
(Foto Tarabini M).

4.1. INTRODUCCIÓN

En áreas montañosas los cursos de agua nacen en las altas cumbres, producto de las precipitaciones que pueden acumularse en la zona superior en lagos y mallines, conformando la red de drenaje del sistema. Las redes de drenaje son consideradas un bien y servicio ecosistémico (www.wwf.org). Sin embargo, para que los bienes y servicios que brindan a la sociedad se mantengan estables en el tiempo (por ejemplo, el aprovisionamiento de agua segura a las comunidades) es necesaria la sinergia con otros servicios ecosistémicos que brinda el medio natural, como por ejemplo, la conservación de la vegetación y del suelo de las zonas ribereñas. Estos sistemas son capaces de prevenir la erosión del suelo, filtrar contaminantes (nitrógeno y fósforo, principalmente) y evitar que se incorporen a los cauces (de Mello *et al.*, 2018, Wang *et al.*, 2018). La persistencia del sistema agua-bosque-suelo es muy importante para que las cuencas sean conservadas en sitios asociados a la ganadería, como sucede en los bosques de la Patagonia argentina.

En la Patagonia extra-andina, los cursos de agua pueden encauzarse y desplazarse pendiente abajo rápidamente, o bien, pueden almacenarse en las partes altas de las montañas y dar origen a humedales, denominados localmente mallines. Estos mallines son utilizados frecuentemente como área de pastoreo en verano (veranada) (Quinteros *et al.*, 2013) (Figura 4.1A). En ellos, el agua comienza a movilizarse hacia la parte baja de la cuenca (Figura 4.1B). El cauce por donde comienzan a transitar estas aguas, suele presentar pendientes empinadas y abundantes depósitos de rocas de diversos tamaños y formas. Esta condición particular de cuencas de montaña contribuye a que el agua se desplace a gran velocidad, se mantenga a baja temperatura, se filtren contaminantes (nutrientes aportados por heces y orina) y se oxigene. Todos estos procesos contribuyen de una u otra manera para evitar el desarrollo de microorganismos que conllevan al proceso de eutrofización de las aguas (Xue *et al.*, 2018).

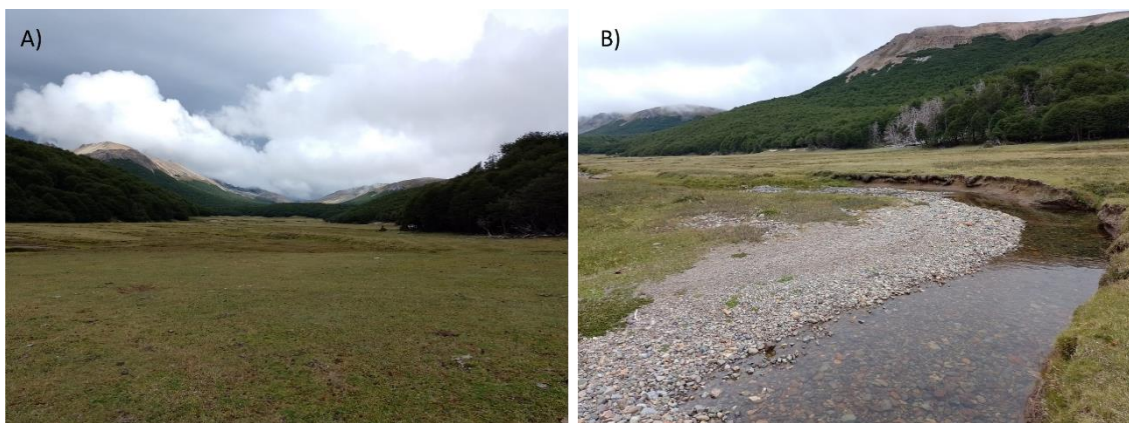


Figura 4.1. A) Mallín de altura. B) Inicio del cauce de un arroyo en un mallín de altura (Carrenleufú, Chubut).

Los procesos de eutrofización de las aguas están fuertemente vinculados a la incorporación de nutrientes externos al sistema, principalmente nitrógeno y fósforo (Carpenter *et al.*, 1999). La presencia de ganado puede acelerar este proceso de dos maneras (Scanes, 2018). En el corto plazo, incorporando heces y orina directa o indirectamente a los cauces (Xue *et al.*, 2018). A mediano y largo plazo, a través del pisoteo y ramoneo, puede generar un deterioro de la vegetación circundante, lo cual puede tener impactos sobre la calidad del agua. Asimismo, el arrastre de sedimentos ricos en nutrientes asociado al mayor ingreso de luz, dan lugar a un aumento de la temperatura del agua generando un ambiente propicio para la proliferación de algas y microorganismos (Yang *et al.*, 2016; Ou *et al.*, 2016) (Figura 4.2). Sin embargo, el movimiento continuo del agua, sumado a bajas temperaturas y la fricción con obstáculos (ejemplo rocas), pueden contribuir a incrementar el oxígeno presente en el agua, dando lugar a un proceso de autodepuración. De esta manera, el oxígeno disuelto resultaría un buen indicador de la calidad del agua en ambientes expuestos a la actividad humana (Peña *et al.*, 2006). La presión antropogénica global (por ejemplo ganadería extensiva, agricultura, urbanización) en sinergia con el cambio climático, resultan grandes motores que promueven cambios en la concentración de nutrientes y biodiversidad de los sistemas acuáticos (Cantonati *et al.*, 2020).



Figura 4.2: A) Cauce con presencia de algas. B) Detalles de la colonización de las algas sobre el cauce de un arroyo. (Aldea Las Pampas, Chubut).

Los bosques de ribera son ambientes de amortiguamiento que actúan filtrando y depurando los cauces de agua (Renouf y Harding, 2015; de Mello *et al.*, 2018). La cobertura del bosque y sotobosque permiten preservar los ambientes ribereños y conservar los servicios ambientales de este frágil sistema (López, 2015). La actividad ganadera no controlada produce disturbios en estos ambientes, generando no sólo modificaciones a la cobertura del bosque, sino que pueden llegar además, a alterar la funcionalidad de los ecosistemas ribereños a un mediano a largo plazo. Los bosques de ribera cumplen la función de reducir las cargas de contaminantes como nitrógeno, fósforo y sedimentos provenientes de la actividad ganadera (Ou, 2016, Gonzales-Inca *et al.*, 2015). En Patagonia, existe un método adecuado para evaluar esa función, el denominado Índice de Calidad de Bosque de Ribera (QBRp). Es una metodología sencilla y rápida para evaluar la condición y estado de salud del sistema ribereño, adaptado a la región Andino Patagónica (Munné *et al.*, 2003; Kutschker *et al.*, 2009).

En la franja cordillerana de la Patagonia argentina, los sistemas silvopastoriles bajo bosques de *Nothofagus* son los más importantes de la región. Allí, el ganado consume agua y transita por los cauces de arroyos y ríos, depositando orina y heces (Brand y Miserendino, 2015). Esto produce un incremento en la incorporación de bacterias fecales y nutrientes en el agua (Collins y Rutherford, 2004; Schmutzer *et al.*, 2008) (Figura 4.3A y 4.3B). Además, el tránsito animal puede desencadenar procesos de erosión en la zona de ribera (Malan *et al.*, 2018), formando las localmente conocidas “bajadas de vacas” (Figura 4.3). En estas bajadas, el suelo queda desprovisto de cubierta vegetal (suelo desnudo), producto del constante tránsito y pisoteo animal, lo que favorece aún más el ingreso de nutrientes al agua sin dar tiempo al sistema para filtrarlos. Es por esto que el escaso control de las cargas ganaderas y la selectividad del ganado en el bosque Andino Patagónico, pueden desencadenar procesos de degradación de riberas, afectando directamente la factibilidad de proveer servicios ambientales que brindan el sistema cauce de agua-bosque de ribera-suelo de ribera (Figura 4.4).



Figura 4.3: Bajadas de vaca. A y B) Cruce de un arroyo; C) Pisoteo e impacto en la orilla del cauce. D) Desmoronamiento producto del pisoteo.

Los suelos volcánicos contribuyen a mitigar los impactos del ganado, a pesar de que el ecosistema ribereño es un ambiente muy vulnerable a la presencia de disturbios. Estos suelos poseen una gran resiliencia, y capacidad de retener nutrientes que provienen de las heces y orina del ganado doméstico (Gomez *et al.*, 2022), evitando que éstos ingresen a los cauces de agua. A pesar de la capacidad de autodepuración de las aguas, es importante conocer lo que sucede aguas arriba, dado que está vinculado con la calidad del agua en partes más bajas de la cuenca. La falta de control sobre las cargas ganaderas en las cuencas puede condicionar la provisión de agua segura, poniendo en riesgo la salud de las poblaciones que de ellas dependen.

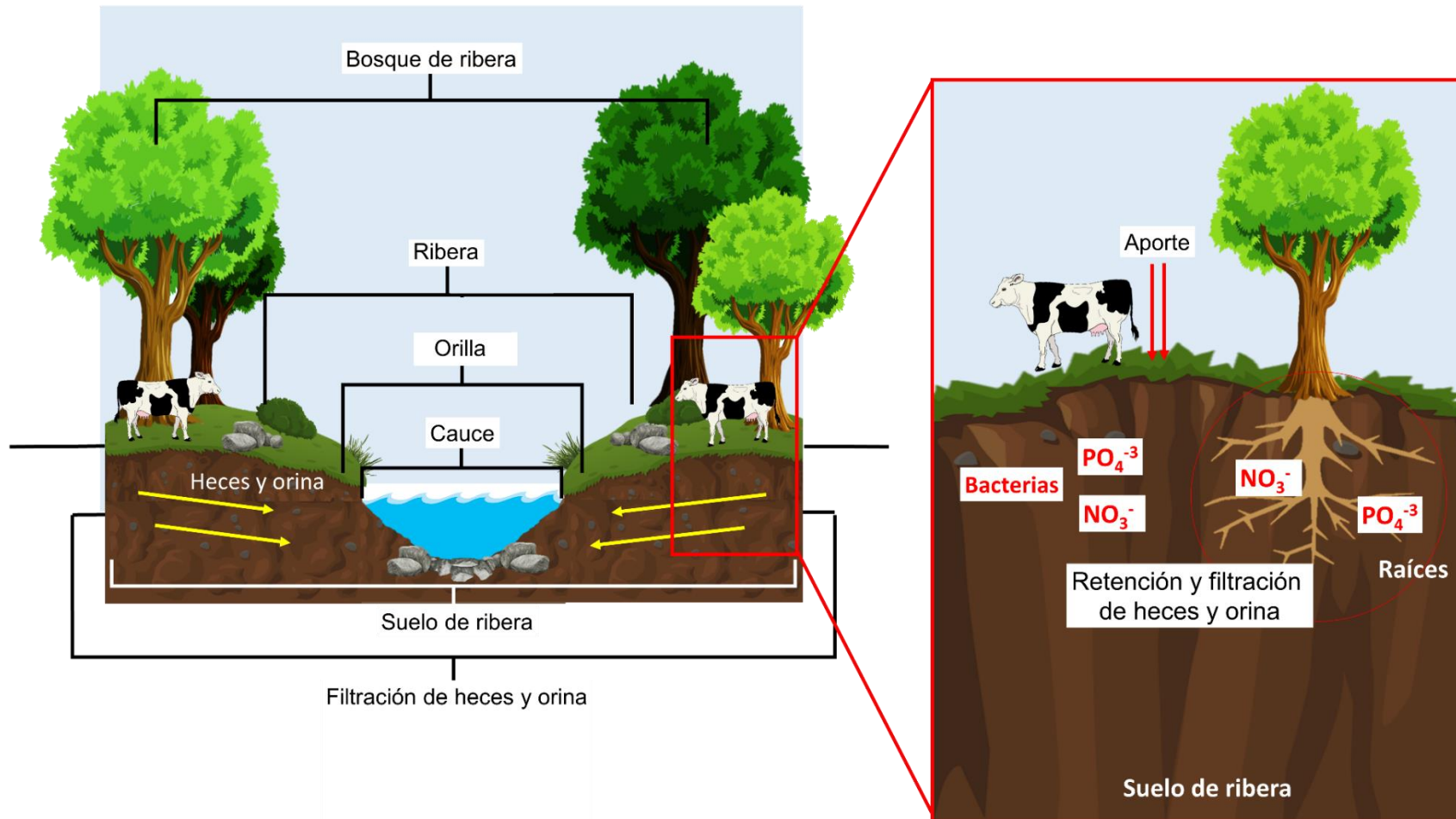


Figura 4.4. Sistema cauce de agua-bosque de ribera-suelo de ribera

4.2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

El objetivo de este estudio fue analizar y comparar las propiedades físicas, químicas y bacteriológicas del agua, los bosques de ribera y los suelos de ribera en tres cuencas con distinto uso silvopastoril actual e histórico; y determinar umbrales críticos de carga ganadera a partir de los cuales se evidenciaron cambios sustanciales en los indicadores de calidad de agua. Se plantea como hipótesis que la calidad de agua de los cursos permanentes está influenciada por los patrones de carga ganadera y el grado de degradación de las riberas (efecto localizado). Sin embargo, como son cursos de agua de montaña, con alto niveles de oxigenación, hay una reversión del proceso de eutrofización hacia la cuenca baja, permitiendo que el agua sea segura para consumo humano. Así, en cuencas con mayor carga ganadera y mayor proporción de riberas degradadas, los niveles de sólidos en suspensión, turbidez, nitratos, fosfatos, bacterias coliformes totales y *Escherichia coli* son mayores, resultando una menor calidad de agua. A su vez, existe una relación directa entre la carga ganadera localizada y la calidad del agua; y hay una pérdida de calidad de agua a lo largo de la cuenca relacionada con el aumento de la carga ganadera. Sin embargo, en las tomas de agua de las comunidades (cuenca baja), los niveles de nutrientes y bacterias se encuentran por debajo de los umbrales admisibles para consumo humano de acuerdo al código alimentario argentino.

4.3. MATERIALES Y MÉTODOS

4.3.1. Área de estudio

Se muestrearon un total de 29 puntos en cursos permanentes de tres cuencas del oeste de la provincia del Chubut con presencia de bosque nativo de *Nothofagus pumilio* y *Nothofagus antarctica* (Figura 4.5). Cada cuenca presentó distintas cargas ganaderas históricas y actuales. La cuenca del Arroyo Blanco posee una superficie de 3459,2 ha, y presenta casi nula carga ganadera actual y bajo uso histórico. Esta cuenca, en la parte media-alta sufrió un incendio forestal hace varias décadas, que produjo que la cobertura del bosque de ribera disminuyera. La cuenca del Arroyo Cajón (sector Carrenleufú) tiene 3378,5 ha de superficie, posee lugares con carga ganadera medias a altas en sus riberas. La cuenca del Río Pampa (sector Aldea Las Pampas) posee una superficie de 53183,3 ha, con presencia de ganado variable en la zona de ribera. Como es una cuenca de importante superficie, se puede dividir en dos subcuencas, la del Río Pampa y la del Arroyo negro. (Tabla 4.1).

El clima es de tipo mediterráneo, con mayores precipitaciones en invierno con un gradiente pluviométrico abrupto de oeste a este (3000 a 800 mm año⁻¹), y con una temperatura media de 6 a 11 °C. Los suelos del área de estudio son derivados de cenizas volcánicas, cuyas principales características son la gran capacidad de retención de iones fosfato y elevadas capacidad de intercambio catiónico y aniónico, lo que les permite actuar como un buffer frente al ingreso de contaminantes al sistema (Dahlgren *et al.*, 2004). Los suelos fueron clasificados como Andisoles y Molisoles con características ándicas (Irisarri, 1995). La mayoría de los arroyos y ríos presentan un caudal de régimen bimodal, coincidiendo con el período de precipitaciones (invierno) y el deshielo (primavera) (Coronato y del Valle, 1988).

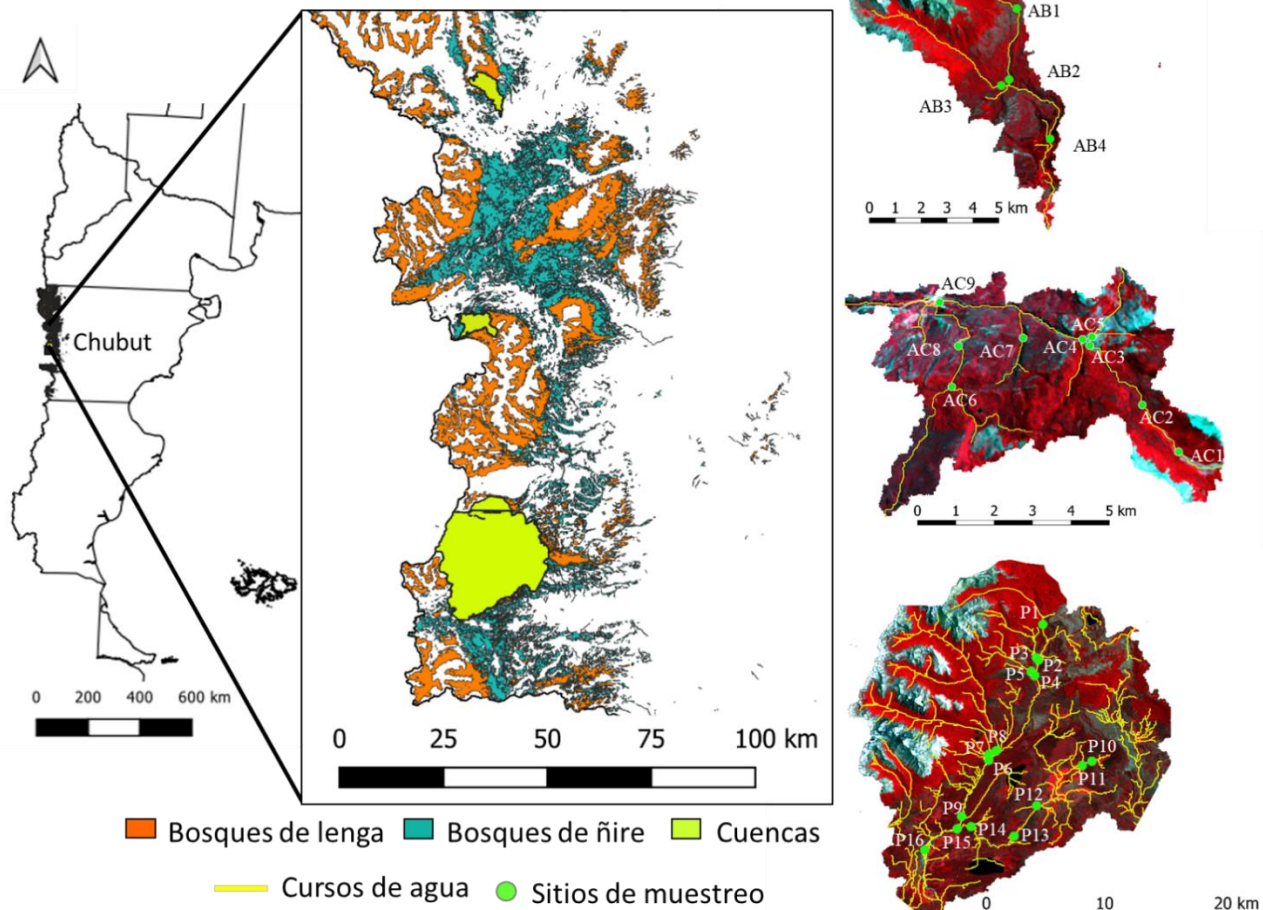


Figura 4.5. Sitios de estudio. Puntos de muestreo para cada cuenca. Imagen Landsat 8 combinación de bandas 5-4-3.

Tabla 4.1. Código de los sitios por cuencas y descripción de la cobertura de la ribera.

Cuenca	Sitio	Código del sitio	Cobertura del bosque y sotobosque en la ribera	
Arroyo Blanco	Cabaña	AB1	Incendio forestal, con baja cobertura de bosque	
	Cabaña abajo	AB2	Alta cobertura de bosque y sotobosque. Presencia de piedras	
	Parques	AB3	Alta cobertura de bosque y sotobosque. Presencia de piedras	
	Toma	AB4	Mediana cobertura de bosque. Presencia de especies exóticas (<i>Pinus</i>)	
Arroyo Cajón	Mallín	AC1	Baja cobertura de bosque, presencia de empastado	
	Lenga cerrado	AC2	Alta cobertura de bosque y sotobosque	
	Lenga Torres	AC3	Alta cobertura de bosque y sotobosque. Presencia de piedras	
	Aflu cajón	AC4	Baja cobertura de bosque. Presencia de empastado y suelo desnudo	
	Cajón 1	AC5	Baja cobertura de bosque. Presencia de empastado	
	Lenga abierto	AC6	Alta cobertura de bosque, presencia de empastado	
	Ñire 1	AC7	Baja cobertura de bosque. Presencia de empastado y suelo desnudo	
	Ñire 2	AC8	Baja cobertura de bosque. Presencia de pastos exóticos	
	Toma	AC9	Mediana cobertura de bosque. Presencia de empastado	
Río Pampa	Subcuenca	Yañez	P1	Alta cobertura de bosque, presencia de piedras
	Pampa	Pampa Guzmán	P2	Baja cobertura de bosque. Presencia de empastado y piedras

	Arroyo nuevo	P3	Alta cobertura de bosque, presencia de empastado
	Pampa bagual	P4	Baja cobertura de bosque. Presencia de empastado y piedras
	Bagual	P5	Baja cobertura de bosque. Presencia de empastado
	Pampa intermedio	P6	Baja cobertura de bosque. Gran cantidad de piedras
	De las vacas	P7	Mediana cobertura de bosque. Presencia de empastado y piedras
	Campamento	P8	Mediana cobertura de bosque. Presencia de empastado y piedras
	Pampa 1	P9	Baja cobertura de bosque. Gran cantidad de piedras
	Mallín ñire	P10	Alta cobertura de bosque. Presencia de empastado
	Ñire aldea	P11	Alta cobertura de bosque, presencia de empastado
Subcuenca	Mallín 3 valles	P12	Nula presencia de bosque. Implantación y fertilización de pasturas.
Arroyo	Lenga aldea	P13	Buena cobertura de bosque. Presencia de empastado
Negro	Arroyo negro	P14	Baja cobertura de bosque. Presencia de empastado
	Unión	P15	Baja cobertura de bosque. Gran cantidad de piedras
	Toma	P16	Sin bosque y sotobosque. Presencia de piedras

4.3.2. Caracterización hidrológica

En cada punto de muestreo se realizó una caracterización del canal, midiendo el ancho del cauce y ancho de la ribera con una cinta métrica de 50 m, velocidad del agua con un caudalímetro, el caudal a partir de la Ecuación 4.1, profundidad del cauce con cinta métrica y temperatura del agua con termómetro digital.

$$\text{Caudal (m}^3 \text{ s}^{-1}\text{)} = \text{velocidad (m s}^{-1}\text{)} * \text{ancho (m)} * \text{profundidad (m)} \quad \text{Ecuación 4.1}$$

En cada sitio de muestreo de ribera (*in situ*), se determinó el índice de calidad de los bosques de ribera adaptado para ríos andino-patagónicos (QBRp) (Munné *et al.*, 2003; Kutschker *et al.*, 2009). Este índice se centra en aspectos fundamentales de la vegetación ribereña, que se agrupan en cuatro secciones. La primera sección se relaciona con la cobertura del bosque de ribera. La segunda se relaciona con la estructura de la vegetación. La tercera sección define la morfología de la ribera, y según este criterio se establece un número óptimo de presencia de especies nativas. Y la cuarta sección, evalúa la naturalidad del cauce, teniendo en cuenta alteraciones naturales o antrópicas. Las secciones descriptas son evaluadas a partir de una planilla de campo y son valoradas con una puntuación de 0 a 25. La suma de todas las secciones determina el valor del índice QBRp el cual varía entre 0 y 100 (Tabla 4.2) (Kutschker *et al.*, 2009).

Tabla 4.2. Valores de la calidad del bosque de ribera (Kutschker *et al.*, 2009).

Nivel de calidad de bosque de ribera	QBRp
Bosque de ribera sin alteraciones, calidad muy buena	> 90
Bosque ligeramente perturbado, calidad buena	> 70 – 90
Inicio de alteración importante, calidad intermedia	> 50 – 70
Alteración fuerte, mala calidad	> 25 – 50
Degradación extrema, pésima calidad	≤ 25

En cada punto de muestreo se evaluó la ribera en tramos de 100 m de largo, mientras que el ancho varió de acuerdo al primer talud. Las variables de manejo como

carga ganadera y ramoneo de la regeneración del bosque fueron determinados para cada punto de muestreo. La carga ganadera localizada se estimó a partir de la frecuencia de bosteo, se midió en cada punto con un cuadrante de 30 x 30 cm, el cual se lanzó 50 veces en cada lado de la ribera, siguiendo la metodología descrita por von Müller *et al.* (2017). Además, se estimó visualmente la presencia/ausencia de ramoneo de la regeneración del bosque por parte del ganado. A su vez, se midió la cobertura del bosque de ribera con la aplicación HabitApp. Esta aplicación permite, por medio de fotografías, estimar el porcentaje de cobertura del dosel. Para ello se tomaron seis fotografías en el tramo (en ambos lados de la ribera), cuyo porcentaje de cobertura fue promediado. La cobertura del sotobosque y la cobertura del suelo desnudo se estimó visualmente en diferentes estratos de altura siguiendo la metodología propuesta por SsBCh. (2012) (adaptado de Braun Blanquet (1951)).

4.3.3. Toma de muestras de agua y análisis de laboratorio

Durante tres veranos (2020-2021-2022), entre los meses de enero y febrero, correspondientes al momento hidrológicamente más estable (Miserendino y Pizzolón, 2003), en cada punto de muestreo se tomaron muestras de agua (2 L) en envases estériles, las cuales se refrigeraron inmediatamente a 4° C para su posterior análisis en laboratorio. Se analizaron las propiedades físicas, químicas y bacteriológicas, de acuerdo a las Normas APHA (1998). El pH del agua (pHa), conductividad eléctrica (CEa) y oxígeno disuelto (O₂) se midió con sonda multiparamétrica Hach SensION 156l, la turbidez con Turbidímetro Hach 2100P, el total de sólidos disueltos (TSD) con Espectrofotómetro Hach DR/2010. Para el análisis de bacterias aerobias, bacterias coliformes totales (BCT) y *Escherichia coli* (*E. coli*) se siguió la metodología estandarizada según AWWA (1998), S.M 9221 B y S.M 9221 F, respectivamente. El nitrito (NO₂) y nitrato (NO₃) se midió por reducción en columna de cadmio y diazotización (APHA, 1992). Los valores de NH₃ por el método del azul-indofenol (Mackereth *et al.*, 1978). Además, el nitrógeno total del agua (Nta) y fósforo total del agua (Pta) se determinaron por digestión simultánea en autoclave con persulfato de potasio (K₂S₂O₈), con posterior determinación como fosfatos solubles (4500-P E: método del ácido ascórbico con previa digestión ácida) para PT y como N-(NO₃) por el método del UV para NT, establecidos por la American Public Health Association (APHA, 1998). Las variables oxígeno disuelto, nitrógeno total y fósforo total fueron estimados sólo para los muestreos de 2021 y 2022.

4.3.4. Estudio de suelo

En cada lado de las riberas (izquierda y derecha), se tomaron muestras de suelo a una profundidad de 0-20 cm. Las muestras se secaron al aire y luego se tamizaron a través de un tamiz de 2 mm. Se determinaron las propiedades físicas y químicas del suelo: pH en agua, pH en fluoruro de sodio (pH NaF) (Fieldes y Perrot, 1966; Irisarri, 2000), conductividad eléctrica del suelo (CE), materia orgánica (MO) (IRAM SAGPyA, 2008) y fósforo disponible (P) (IRAM SAGyP 29570-2, 2014). Además, mediante un cilindro de volumen conocido, se tomó una muestra de suelo no perturbado para estimar la densidad aparente (Dap) (Blake y Hartge, 1986). Todas estas variables del suelo fueron realizadas siguiendo las metodologías detalladas en el Capítulo 2 de la presente tesis.

4.3.5. Análisis de datos

Se realizaron análisis no paramétricos de Kruskal Wallis para evaluar las diferencias de las variables de la calidad del agua entre los años y para cada cuenca. Las tendencias espaciales en la carga ganadera, QBRp y de la calidad del agua (*E. coli*, O₂, Nta y Pta) se visualizaron utilizando el software QGIS considerando el muestreo del 2022. Además, en cada cuenca y para cada punto de muestreo se graficó el QBRp discriminando los apartados de este índice (cobertura total, estructura, calidad de la cubierta y cauce). Se consideraron situaciones de exclusión ganadera (sin ganadería actual); cargas ganaderas bajas ($\leq 0,10 \text{ UG ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$); moderadas ($> 0,10 \text{ UG ha}^{-1} \text{ año}^{-1} \leq 0,30 \text{ UG ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y altas ($> 0,30 \text{ UG ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$).

Para analizar las relaciones entre el uso, la vegetación y el suelo de ribera, se realizó un análisis de componentes principales (ACP) en donde se consideraron las variables carga ganadera, cobertura del bosque, QBRp, coberturas del sotobosque, porcentaje de suelo desnudo y pH NaF medido a los 60'. Se realizaron correlaciones de Spearman entre los valores de los dos ejes principales y las variables ambientales y de manejo.

Para evaluar asociaciones entre las variables de calidad de agua y características ambientales y de manejo, se realizó un análisis de componentes principales (ACP) considerando las variables: caudal, profundidad del cauce y las variables físicas, químicas y bacteriológicas del agua de los años 2021 y 2022. Y luego, se realizó un correlograma de Spearman para evaluar las relaciones de los ejes del ACP con la carga ganadera,

ramoneo y QBRp.

Se calculó una matriz de correlaciones de rango de Spearman para evaluar las respuestas métricas de las variables físicas, químicas y bacteriológicas del agua y de las variables del suelo como grado de alofanización y suelo desnudo, y su relación con las variables ambientales como carga ganadera localizada, cobertura del bosque de ribera, QBRp, temperatura del agua y caudal. Este análisis se realizó considerando todos los puntos de muestreo y considerando separadamente aquellos sitios con caudales bajos ($< 0,16 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$).

Para evaluar la capacidad de autodepuración de la cuenca, se realizó un correlograma de Spearman a partir de la diferencia de las distintas variables entre un punto de muestreo y el inmediato aguas arriba. Se analizaron la distancia, altura y pendiente entre puntos (determinadas con el Software QGIS), carga ganadera, temperatura del agua, caudal y velocidad del cauce y las variables físicas, químicas y bacteriológicas del agua. Se realizó una regresión logística considerando la distancia entre puntos de muestreo (determinada con el software QGIS) como variable independiente y la presencia de colonias de *E. coli*, indicador clave de agua segura, como variable dependiente. Dado que el *Código Alimentario Argentino* propone como 0 el umbral de colonias de *E. coli* para agua segura para consumo (CAA, 2011), se consideró el valor de 1 si había presencia de colonias de *E. coli* y el valor 0 cuando no había presencia. Para este análisis se incluyeron los datos de los 3 años de muestreo (2020-2021-2022) y de las tres cuencas estudiadas.

Para determinar umbrales críticos de carga ganadera, para los cuales se evidenciaron cambios sustanciales en los indicadores de calidad de agua segura. Se consideraron todas las variables de calidad de agua, y se identificaron aquellas que resultaron sensibles a la carga ganadera localizada (variable explicatoria). Para ello, se realizaron regresiones logísticas considerando una distribución binomial de los datos de manera particular para cada variable respuesta considerada. Para cada una se tomaron los valores de umbral de agua segura determinados por el Código Alimentario Argentino (CAA, 2011), se tomó el valor de 1 si estaba por encima de ese umbral y el valor 0 cuando estaba por debajo. Para el QBRp se seleccionó un valor de 1 para los $\text{QBRp} > 70$, donde la calidad de la ribera es buena a muy buena; y $\text{QBRp} < 70$ el valor de 0, siendo este valor el inicio de procesos de degradación en la zona de ribera (Tabla 4.2). Por último, para el ramoneo se tomó el valor de 1 en riberas afectadas por el ramoneo y el valor 0 para las

que no presentaron ramoneo.

Los análisis estadísticos se realizaron mediante el Software R versión 4.0.2 utilizando el paquete corrplot (correlogramas). Se consideró un nivel de significancia de 0,05 para todos los análisis

4.4. RESULTADOS

4.4.1. Caracterización general de las cuencas

La precipitación el período estudiado fue bastante regular para los años 2019 y 2020 (período de muestreo 2020 y 2021, respectivamente), por el contrario, el año 2021 (muestreo 2022) presentó una fuerte disminución de la precipitación anual. La temperatura media mostró valores similares en los años 2019 y 2020 con respecto al promedio, sin embargo, el año 2021 presentó una temperatura media superior al promedio (Figura 4.6)

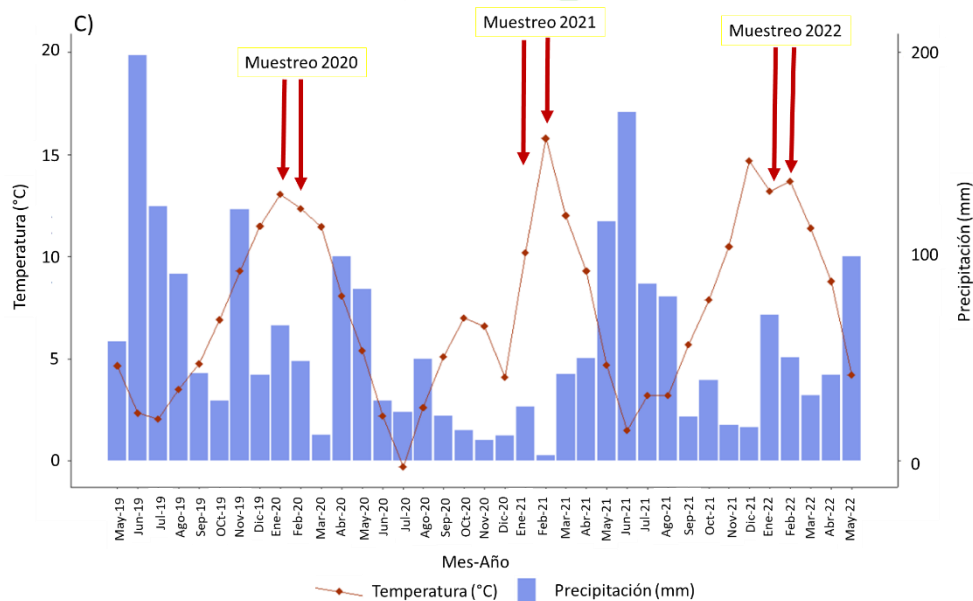
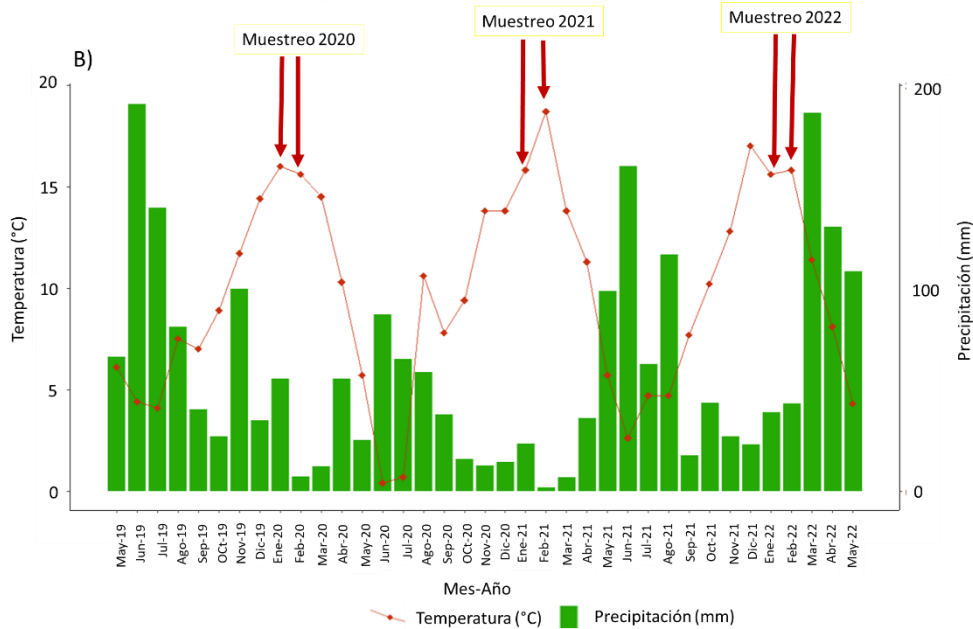
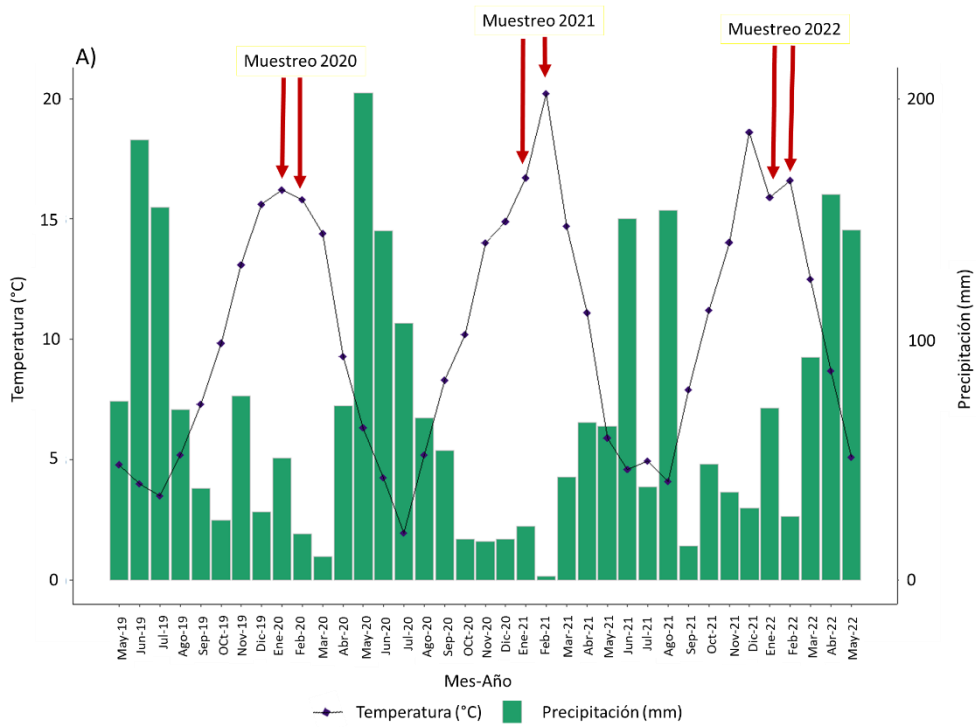


Figura 4.6. Precipitación mensual (mm) (gráfico de barras) y temperatura media mensual (°C) (gráfico de líneas) para los periodos de muestreo (2020-2021-2022). A) Cuenca Arroyo Blanco; B) Cuenca Arroyo Cajón; C) Cuenca Río Pampa. Las flechas en la figura indican el periodo del muestreo.

La cobertura arbórea y el QBRp fueron similares entre Arroyo Blanco y Arroyo Cajón, mientras que en el Río Pampa, presentó menores valores (Tabla 4.3). El muestreo del año 2022 mostró una tendencia a mayor temperatura del agua para las tres cuencas consideradas, coincidente con los registros de los climodiagramas que muestran que esa temporada fue más cálida y seca (Figura 4.6). A su vez, ese año representó valores más bajos de precipitación, reflejándose en valores más bajos de caudal y por ende, menor velocidad y profundidad del cauce (Tabla 4.3).

Las cargas ganaderas tendieron a ser nulas en el Arroyo Blanco, e intermedias en el Arroyo Cajón y Río Pampa para los años 2020 y 2021, y para el año 2022 resultaron más altas (von Müller *et al.*, 2013) (Tabla 4.4). Los valores más altos de TSD se encontraron en el muestreo 2022 para las tres cuencas. El pHa y la CEa presentaron aumentos en el año 2022 para las tres cuencas, con respecto a los años anteriores. El NO₃ presentó mayores valores en el año 2022 para las cuencas con mayor carga ganadera (Arroyo Cajón y Río Pampa). El oxígeno disuelto fue mayor en la cuenca con ausencia de ganado (Arroyo Blanco). Los mayores valores de fósforo total se encontraron para el año 2022 en las cuencas del Arroyo Cajón y Río Pampa. Además, mayores valores de BCT para el año 2022 en las cuencas de Arroyo Cajón y Río Pampa. Por último, los mayores valores de *E. coli* se encontraron en la cuenca del Río Pampa para el año 2022, y sólo se registró agua segura para el consumo humano a lo largo de toda la cuenca en Arroyo Blanco en el año 2020 (Tabla 4.4).

El Arroyo Cajón y Río Pampa presentaron mayores valores de temperatura del agua en el muestreo del 2022. Asimismo, el TSD tuvo mayores valores en el año 2022 en las tres cuencas. El pHa del agua mostró valores significativamente mayores en el año 2022 para las cuencas de Arroyo Cajón y Río Pampa. Además, la conductividad y el NO₃ mostraron mayores valores en el Arroyo Cajón en el muestreo 2022. El fósforo total mostró valores significativamente mayores en el Arroyo Cajón sólo para el año 2022. Por último, las bacterias aerobias y coliformes totales presentaron valores significativamente mayores en 2022 para Arroyo Blanco y Cajón en todos los casos, con algunos patrones diferenciales, dependiendo de la cuenca (Tabla 4.5).

Tabla 4.3. Cobertura de árboles en la ribera, QBRp y variables ambientales de los sitios de estudio para los años analizados en las tres cuencas del Oeste de la provincia del Chubut. Valores medios y rango presentados en paréntesis. Valores máximos y mínimos se desatacan en negrita.

Variable (Unidades)	Arroyo Blanco			Arroyo Cajón			Río Pampa		
	2020	2021	2022	2020	2021	2022	2020	2021	2022
Cobertura arbórea (%)	-	42,18 (29,3-50,3)	-	-	42,76 (16,3-71,3)	-	-	25,11 (0-79,33)	-
QBRp	-	78,00 (60-95)	-	-	77,56 (64,5-97)	-	-	57,76 (20-87)	-
T° del agua (°C)	12,47 (11,6-13,5)	9,98 (8,1-14,03)	13,59 (12,5-15,2)	12,07 (10-14,5)	10,31 (5-17,7)	14,24 (10,33-15,83)	13,41 (10,5-16,1)	12,48 (9,57-17,1)	15,67 (7,87-19,6)
Caudal (m ³ s ⁻¹)	0,18 (0,08-0,31)	0,69 (0,26-1,2)	0,45 (0,11-1,08)	0,2 (0,01-0,53)	0,19 (0,01-0,53)	0,06 (0,01-0,35)	0,87 (0,09-3,7)	0,93 (0,06-3,36)	0,58 (0,04-2,01)
Velocidad (m s ⁻¹)	0,4 (0,12-0,4)	0,42 (0,33-0,5)	0,35 (0,23-0,56)	0,36 (0,1-0,92)	0,32 (0,11-0,72)	0,18 (0,05-0,31)	0,38 (0,21-0,75)	0,42 (0,16-0,89)	0,33 (0,16-0,58)
Profundidad (m)	0,21 (0,15-0,29)	0,33 (0,13-0,43)	0,2 (0,13-0,3)	0,18 (0,08-0,37)	0,18 (0,06-0,37)	0,13 (0,06-0,32)	0,28 (0,18-0,45)	0,26 (0,12-0,45)	0,22 (0,09-0,37)
Ancho cauce (m)	5,17 (3,36-6,42)	4,77 (3,41-6)	4,48 (3,14-6,4)	2,51 (1,25-3,9)	2,29 (0,86-4,08)	2,02 (0,8-4,22)	6,56 (1,27-15,86)	5,97 (1,26-15,86)	6,58 (0,93-18,40)

Tabla 4.4. Carga ganadera y variables físico-químicas del agua de los sitios de estudio y para los años analizados en las tres cuencas del Oeste de la provincia del Chubut. Valores medios y rango presentados en paréntesis. Valores máximos y mínimos se desatacan en negrita. – los valores no fueron medidos.

Variable (Unidades)	Arroyo Blanco			Arroyo Cajón			Río Pampa		
	2020	2021	2022	2020	2021	2022	2020	2021	2022
Carga (UG ha ⁻¹ año ⁻¹)	0,01 (0,00-0,03)	0,01 (0-0,03)	0,002 (0-0,01)	0,13 (0-0,22)	0,1 (0-0,22)	0,2 (0-0,46)	0,13 (0-0,29)	0,15 (0-0,45)	0,21 (0-0,56)
TSD (mg l ⁻¹)	19,4 (14,7-24,2)	13,6 (10-20)	48,75 (21-95)	24,8 (13,1-42,9)	24,3 (11-47)	46,4 (23-88)	23,9 (11,2-40,3)	20,6 (9-38)	35,0 (9-104)
Turbidez (N.T.U.)	0,26 (0,18-0,35)	0,29 (0,23-0,34)	0,28 (0,2-0,4)	0,28 (0-1)	0,7 (0,23-3,31)	0,41 (0,2-0,9)	0,76 (0,1-2,1)	1,06 (0,37-2,07)	0,85 (0,3-2,07)
pHa	6,07 (5,91-6,33)	6,08 (5,7-6,88)	6,78 (5,81-7,72)	6,32 (5,86-7,24)	6,05 (5,77-6,34)	7,13 (5,85-7,89)	6,51 (5,51-8,02)	6,11 (5,45-6,88)	6,94 (5,68-8,15)
CEa(μS cm ⁻¹)	42,07 (31,8-51,6)	26,25 (22-33)	92,75 (40-180)	49,14 (27,890,6)	54,33 (24-108)	89,33 (44-167)	51,2 (24,6-85,1)	47,06 (21-86)	70,29 (21-197)
NO ₂ (mg l ⁻¹)	0,05 (0,04-0,06)	0,02 (0,01-0,02)	0 (0-0)	0,02 (0,01-0,02)	0,01 (0-0,03)	0,004 (0-0,01)	0,08 (0-0,25)	0,004 (0-0,01)	0,003 (0-0,02)
NO ₃ (mg l ⁻¹)	0,1 (0-0,2)	0 (0-0)	0,05 (0-0,1)	0,09 (0-0,2)	0,06 (0-0,5)	0,16 (0-0,7)	0,23 (0-0,8)	0,13 (0-0,6)	0,54 (0-3,7)
NH ₃ (mg l ⁻¹)	0,1 (0,09-0,12)	0,17 (0,13-0,2)	0,02 (0,01-0,03)	0,11 (0,02-0,25)	0,12 (0-0,31)	0,05 (0-0,17)	0,09 (0,03-0,2)	0,05 (0-0,13)	0,06 (0-0,17)
Oxígeno disuelto (mg l ⁻¹)	-	9,36 (8,8-10,08)	9,32 (8,75-9,98)	-	8,82 (8,01-10,27)	8,79 (8,11-9,97)	-	8,42 (6,75-9,41)	8,47 (6,75-9,88)
Nitrógeno total (μg l ⁻¹)	-	32,4 (0-50,7)	10 (0-22,86)	-	62,39 (34,5-135,2)	71,75 (17,1-274,3)	-	69,3 (0-203,92)	60,68 (0-225,53)
Fósforo total (μg l ⁻¹)	-	5,58 (4,01-7,49)	7,64 (6,11-9,49)	-	5,89 (2,61-11,35)	16,76 (5,63-53,86)	-	11,88 (3,72-30,3)	15,37 (4,94-40,61)
B. aerobias (UFC ml ⁻¹)	80 (38-137)	4,5 (0-8)	52,5 (8-160)	51,38 (1-321)	32,67 (4-68)	62 (8-122)	75,25 (0-248)	60,18 (0-300)	61,47 (1-235)
BCT (NMP 100 ml ⁻¹)	13,50 (0-27)	1,96 (0-9,8)	7,35 (0-9,8)	45,94 (3,7-300)	74,67 (27-300)	98,31 (9,8-300)	52,81 (0-300)	42,93 (0-300)	65,28 (0-300)
<i>E. coli</i> (NMP 100 ml ⁻¹)	0(0-0)	0,74 (0-3,7)	2,45 (0-9,8)	45,94 (3,7-300)	10,86 (0-27)	11 (0-27)	48,61 (0-300)	12,92 (0-27)	59,58 (0-300)

Tabla 4.5. Kruskal Wallis (Prueba no paramétrica) para las variables ambientales medidas en los sitios de estudio de la provincia de Chubut (Patagonia, Argentina) comparando entre los años de muestreo. * indica diferencias significativas ($P < 0,05$). ^{ms} indica diferencias marginalmente significativas ($P < 0,10$). ns diferencias no significativas.

Variables (Unidades)	Arroyo Blanco	Arroyo Cajón	Río Pampa
°T agua (°C)	ns	2022 > 2020 , 2021 ^{ms}	2022 > 2020 , 2021 *
TSD (mg l ⁻¹)	2022 > 2021 , 2020 *	2022 > 2021 , 2020 *	2022 > 2020 , 2021 *
pHa	ns	2022 > 2021 , 2020 ^{ms}	2022 > 2020 , 2021 *
CEa (µS cm ⁻¹)	2022 , 2020 > 2021 *	2022 > 2021 , 2020 *	2022 > 2020 , 2021 ^{ms}
NO ₃ (mg l ⁻¹)	ns	2022 > 2021 , 2020 *	ns
Fósforo total (µg l ⁻¹)	ns	2022 > 2021 *	ns
B. aerobias (UFC ml ⁻¹)	2022 , 2020 > 2021 *	2022 , 2021 > 2020 *	ns
B. coliformes totales (NMP 100 ml ⁻¹)	2022 , 2020 > 2021 ^{ms}	2022 , 2021 > 2020 *	ns

4.4.2. Análisis espacial de las características de calidad de agua y manejo

Se encontraron diferentes patrones espaciales en las variables analizadas para el año 2022 (Figura 4.7). La cuenca del Arroyo Blanco presentó una baja carga ganadera actual, con valores de QBRp altos a excepción de AB1 (Figura 4.5; Tabla 4.1), donde un antiguo incendio redujo la cobertura del dosel. Además, presentó altos valores de oxígeno disuelto y bajos valores de *E. coli*, nitrógeno y fósforo total para toda la extensión de la cuenca (Figura 4.7).

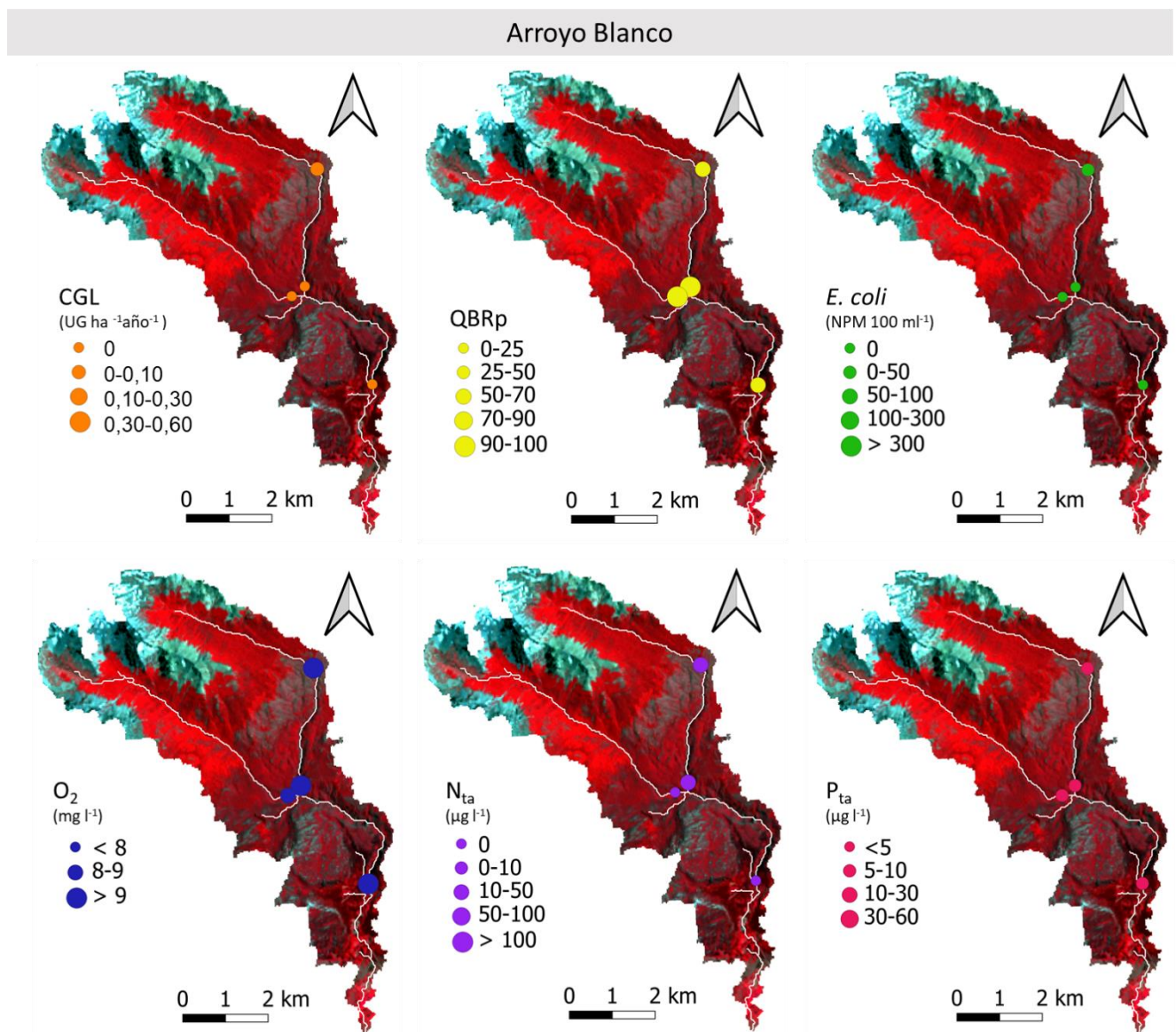


Figura 4.7. Tendencias para las variables carga ganadera, QBRp, *E. coli*, oxígeno disuelto, nitrógeno y fósforo total para la cuenca del Arroyo Blanco del año 2022.

La cuenca del Arroyo Cajón presentó cargas ganaderas medias a altas en varios puntos de muestreo sin un patrón definido dentro de la misma, a excepción de los puntos AC2 y AC3 (Figura 4.5; Tabla 4.1). El QBRp presentó, en líneas generales, valores de buena calidad de bosques ribera a excepción de situaciones puntuales con mayor uso ganadero. Además, se encontraron mayores valores de nitrógeno y fósforo total en los sitios vinculados a una mayor carga ganadera (Figura 4.8).

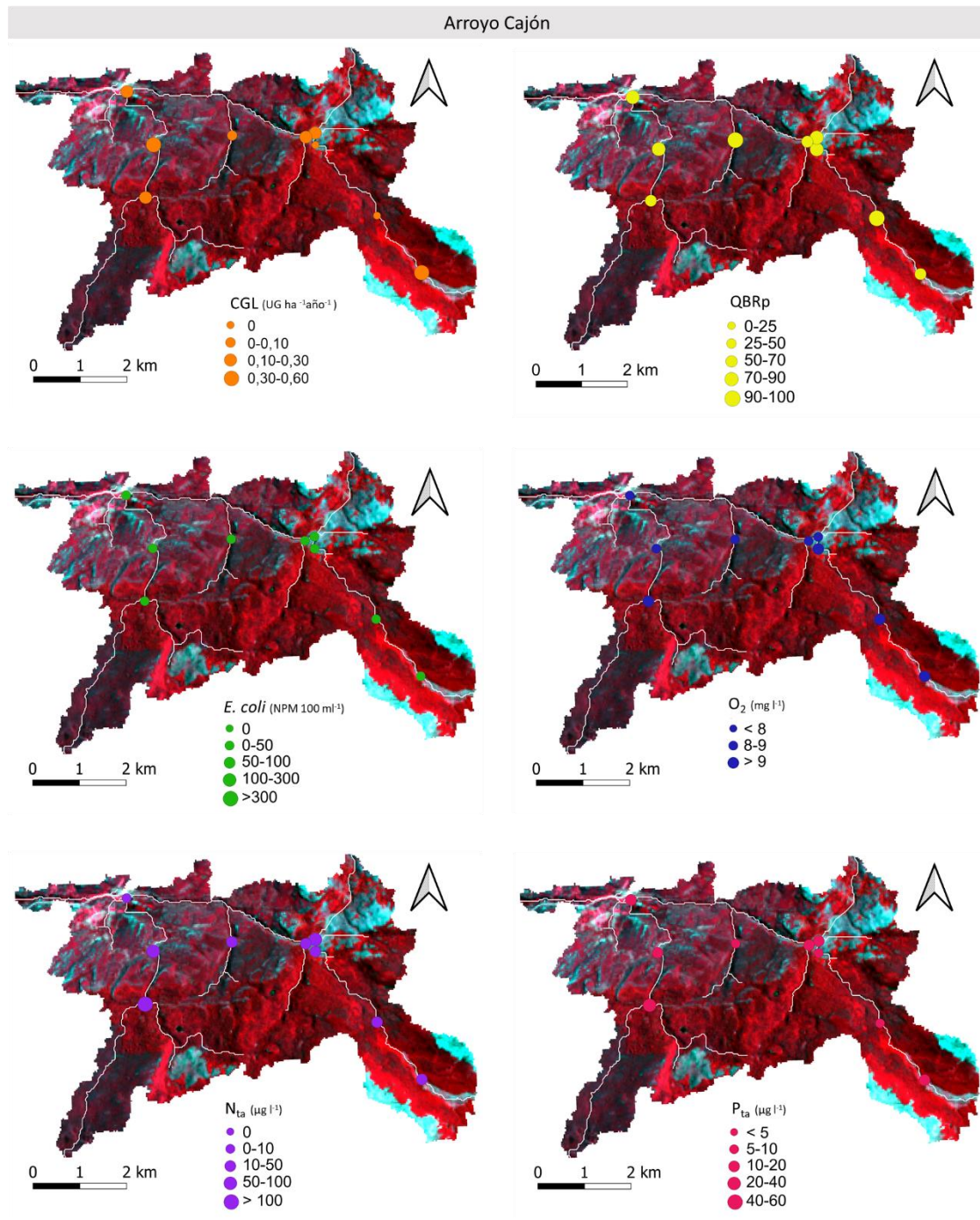


Figura 4.8. Tendencias para las variables carga ganadera, QBRp, *E. coli*, oxígeno disuelto, nitrógeno y fósforo total para la cuenca del Arroyo Cajón del año 2022.

La cuenca del Río Pampa presentó situaciones variables de carga ganadera para toda la extensión de la cuenca. Los valores de QBRp resultaron un patrón diferencial dependiendo de la subcuenca considerada: la subcuenca Pampa, presentó en general, valores de buena calidad de bosques de ribera, mientras que la subcuenca del Arroyo Negro tiene muchos puntos de muestreo con fuerte alteración del bosques de ribera. Los patrones de oxígeno disuelto fueron variables para toda la extensión de la cuenca y sugieren la presencia de “tramos de autodepuración”. En cuanto a los indicadores biológicos de contaminación y eutrofización (Nta y Pta), su distribución fue variable para toda la extensión de la cuenca, encontrándose “áreas de contaminación” (Figura 4.9).

Río Pampa

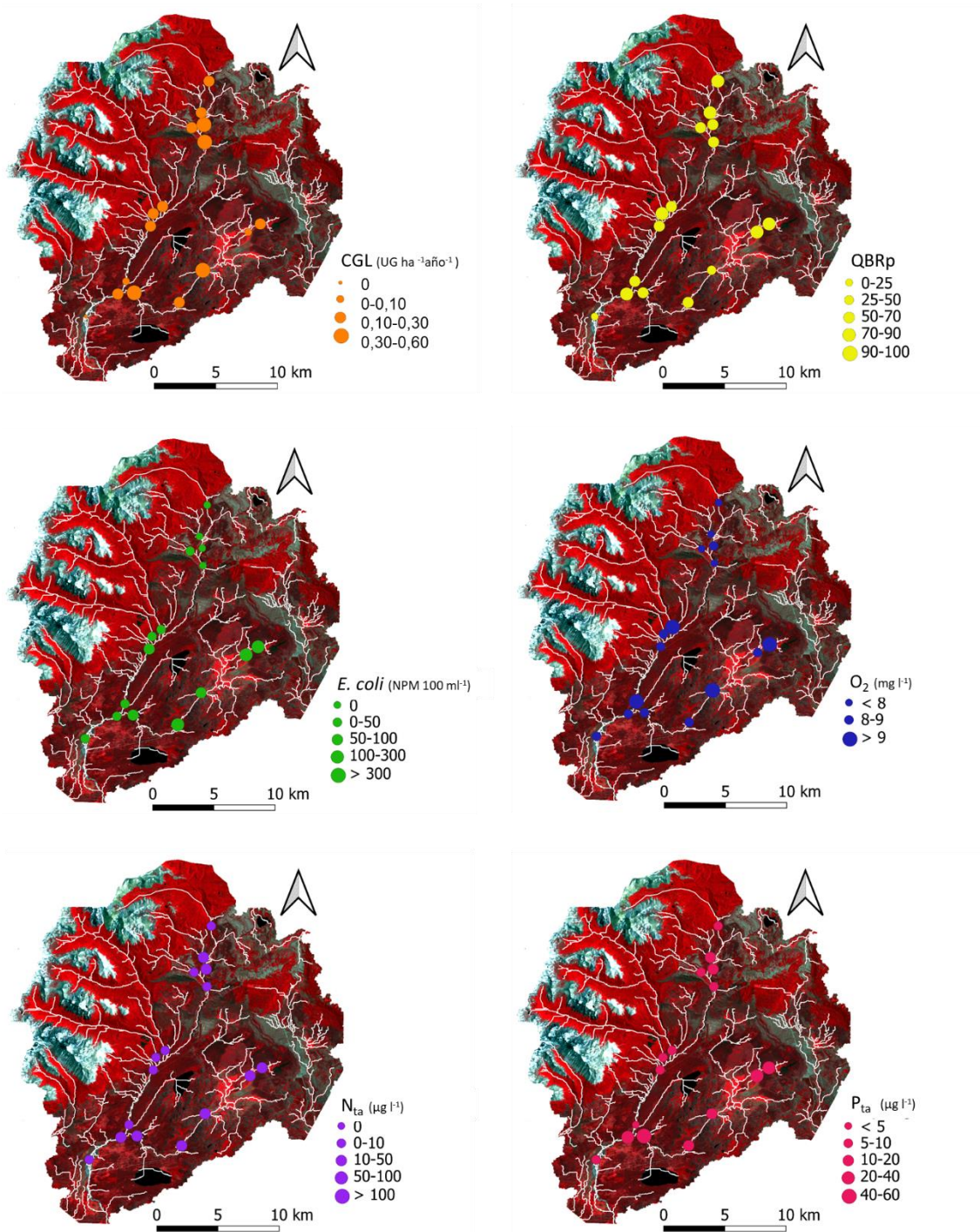


Figura 4.9. Tendencias para las variables carga ganadera, QBRp, *E. coli*, oxígeno disuelto, nitrógeno y fósforo total para la cuenca del Río Pampa del año 2022.

Considerando el análisis de la calidad de bosques de ribera, se realizó un detalle de los apartados del índice QBRp para cada uno de los puntos de muestreo. La cuenca del Arroyo Blanco presentó una muy buena calidad de bosque de ribera en las situaciones intermedias de la cuenca, mientras que los extremos superiores e inferiores tuvieron alteraciones en el ecosistema de ribera. Por otro lado, en la cuenca del Arroyo Cajón la mayoría de los puntos presentaron buena a muy buena calidad del bosque de ribera, pero con algunos puntos con alteraciones en el ecosistema de ribera. Por último, la cuenca del Río Pampa presentó diversas alteraciones del bosque de ribera. Se encontraron varios puntos de muestreo con bosques de ribera de buena calidad según el índice QBRp, pero no de muy buena calidad. Asimismo, se encontraron muchos sitios con valores de media a fuerte alteración del bosque de ribera, con valores bajos de cobertura y estructura del bosque (Figura 4.10).

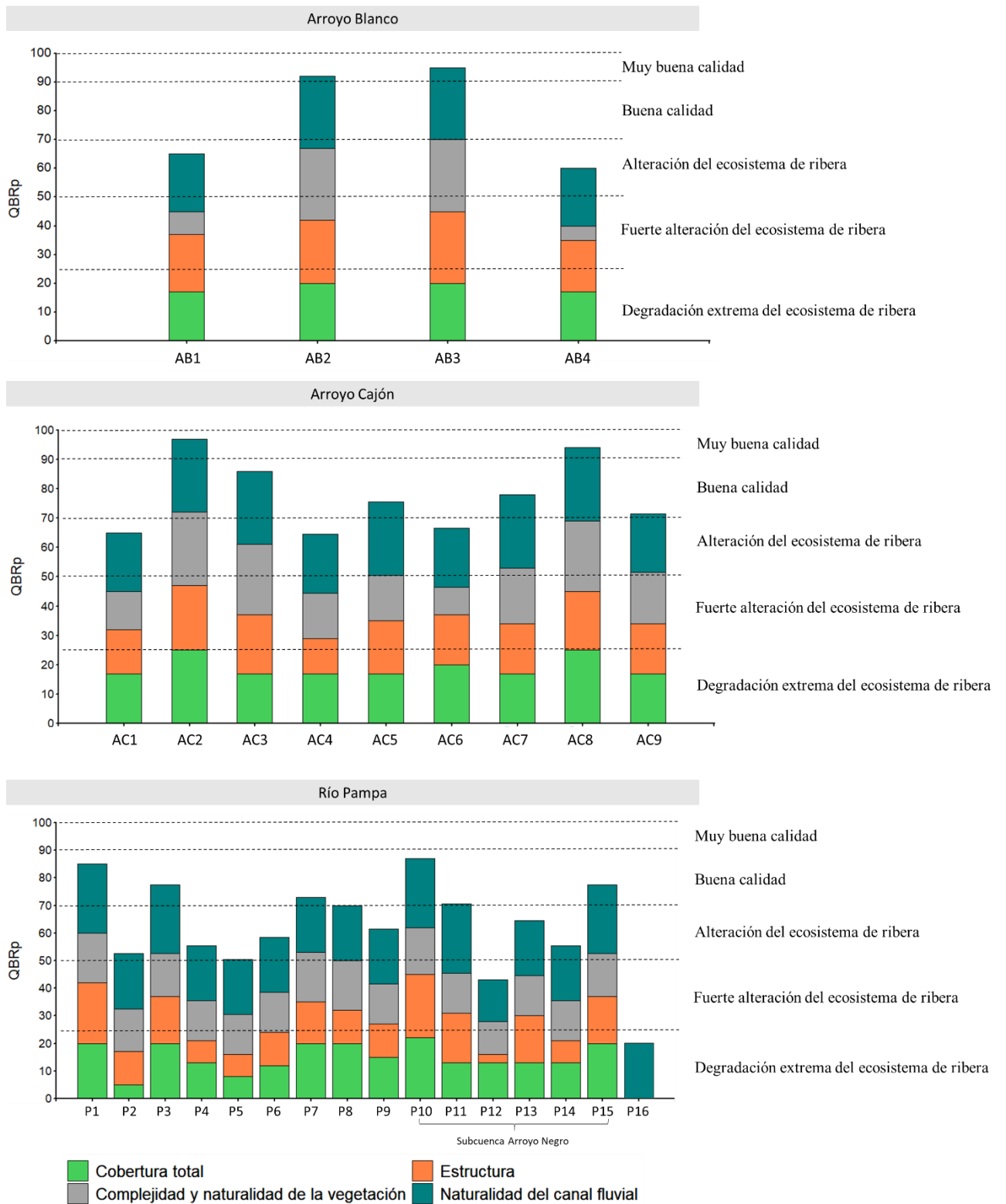


Figura 4.10. Condición del ecosistema de ribera (QBRp) para cada sitio y punto de muestro. Se muestran los umbrales de calidad según los valores obtenidos.

Los valores umbrales en las tomas de agua mostraron que para Arroyo Blanco los años 2020 y 2021, todas las variables del agua fueron seguras para consumo humano, a excepción del año 2022, en que las BCT y *E. coli* estuvieron por encima del umbral. Las cuencas Arroyo Cajón y Río Pampa, presentaron valores de BCT y *E. coli* por encima del umbral para los tres años, a excepción de *E. coli* en el Arroyo Cajón en el 2021. El resto de las variables de agua analizadas se mantuvieron, en general, en valores adecuados para el consumo humano (Tabla 4.6).

Tabla 4.6. Valores umbrales de las variables físico, químicas y bacteriológicas en las tomas de aguas de las tres cuencas y los tres años analizados. Se resaltan en negrita los registros adecuados para el consumo humano (CAA, 2011).

Variables	Arroyo Blanco			Arroyo Cajón			Río Pampa			Umbral límite (unidades)
	2020	2021	2022	2020	2021	2022	2020	2021	2022	
Turbidez	0,35	0,33	0,3	0	3,31	0,4	0,1	0,39	0,4	3 (N.T.U.)
TSD	24,2	15	44	19,8	18	45	18,5	16	27	1500 (mg l ⁻¹)
NH ₃	0,09	0,1	0,01	0,12	0,04	0	0,15	0,02	0,06	0,20 (mg l ⁻¹)
NO ₂	0,05	0,02	0	0,01	0	0	0,23	0	0	0,10(mg l ⁻¹)
NO ₃	0,1	0	0	0,1	0	0,1	0,6	0,1	0,2	45 (mg l ⁻¹)
BCT	0	0	9,8	3,7	66	27	20	53	9,8	<3,2 (NMP 100 ml ⁻¹)
<i>E. coli</i>	0	0	9,8	3,7	0	3,7	5	27	9,8	0 (NMP 100 ml ⁻¹)

4.4.3. Características edáficas de las cuencas

La densidad aparente del suelo estuvo dentro de los rangos asociados a Andisoles (< 0,90 g cm⁻³) en la mayoría de las muestras. Sin embargo, algunas muestras presentaron valores superiores con gran cantidad de fracciones arena presentes en zonas ribereñas desprovistas de vegetación y que recibían constantes depósitos fluviales. Los suelos de las riberas en su mayoría presentaron algún grado de alofanización (pH NaF > 9,2), con alto porcentaje de materia orgánica y valores bajos a medios de fósforo disponible (Tabla 4.7).

Tabla 4.7. Propiedades del suelo para las riberas de las cuencas. Valores medios y rango presentados en paréntesis.

Variables (Unidades)	Arroyo Blanco (n=8)	Arroyo Cajón (n=18)	Río Pampa (n=32)
Dap (g cm ⁻³)	0,80 (0,20-1,22)	0,43 (0,21-0,92)	0,90 (0,37-1,67)
pH	6,54 (5,43-7,59)	5,22 (4,40-6,13)	5,54 (4,59-6,59)
CE (µS m ⁻¹)	147,40 (68,0-281,0)	335,53 (59,0-1141,0)	94,56 (14,8-402,0)
pH NaF 2´	8,55 (7,69-10,10)	9,44 (7,96-10,56)	8,12 (7,52-10,63)
pH NaF 60´	9,31 (8,35-11,01)	10,28 (8,48-11,05)	8,83 (7,63-10,93)
MO (%)	5,26 (0,88-12,79)	17,19 (4,60-33,08)	6,72 (0,2-30,98)
P (µg g ⁻¹)	6,14 (3,84-8,65)	14,49 (3,84-59,74)	14,29 (4,28-46,20)

4.4.4. Relaciones entre variables ambientales, de manejo y edáficas

El análisis de componentes principales explicó el 49,6 % de la varianza, mostrando una clara diferenciación de las cuencas. Las cuencas Arroyo Blanco y Arroyo Cajón se asociaron con valores positivos del primer eje, asociados al índice de calidad de bosques de ribera (QBRp) ($R^2 = 0,66$; $P < 0,001$), cobertura de bosque de riberas ($R^2 = 0,76$; $P < 0,001$), suelos alofánicos (pH NaF $> 9,2$) ($R^2 = 0,67$; $P < 0,001$), e indicadores de baja carga animal como la presencia de mantillo y de la arbustiva romerillo (*Chiliotrichum rosmarinifolium*). Por el contrario, la cuenca del Río Pampa se relacionó con valores cercanos a la neutralidad y tendencias negativas sobre el primer eje, los cuales se asociaron a la carga ganadera ($R^2 = 0,52$; $P < 0,05$), y a la presencia de suelo desnudo, y a especies indicadoras de degradación como *Acaena splendens* ($R^2 = 0,49$; $P < 0,05$), y grupos funcionales exóticas vinculadas al uso ganadero como las gramíneas (Figura 4.11).

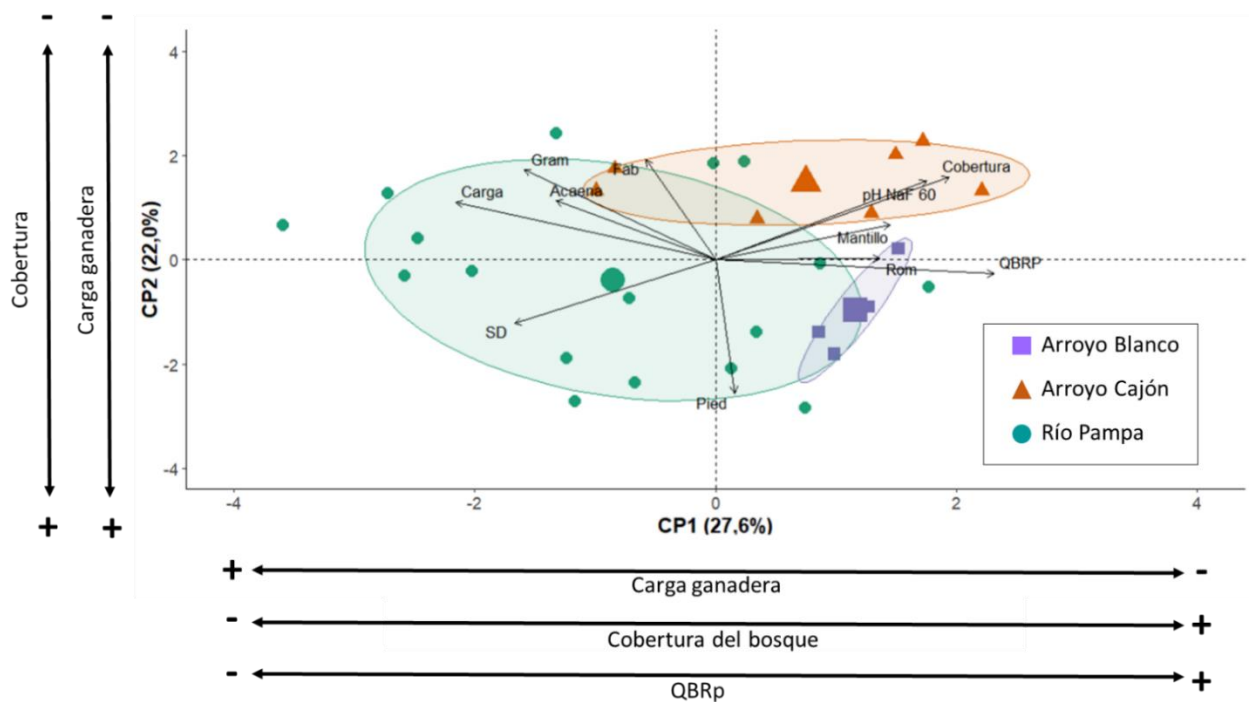


Figura 4.11. Análisis de componentes principales para las especies del sotobosque. Carga: Carga ganadera localizada; SD: suelo desnudo; Pied: cobertura de piedras; Acaena: *Acaena splendens*; Gram: gramíneas; Fab: Fabáceas; Mantillo: mantillo; Cobertura: cobertura del bosque; pH NaF 60: pH NaF 60'; QBRp: QBRp; Rom: Romerillo (*Chiliotrichum rosmarinifolium*).

4.4.5. Relaciones entre variables ambientales, de manejo y calidad de agua

El análisis de componentes principales evidenció asociaciones entre las variables de calidad de agua y las características de manejo (carga ganadera y ramoneo) explicando el 45,1 % de la varianza. Los valores positivos del primer eje se asociaron con mayor carga ganadera ($R^2 = 0,29$; $P = 0,03$) y ramoneo ($R^2 = 0,29$; $P = 0,03$). Por otro lado, las relaciones encontradas en el CP2 fueron con carga ($R^2 = -0,52$; $P < 0,01$) y ramoneo ($R^2 = -0,41$; $P < 0,01$) (Figura 4.12). La variable QBRp no presentó una asociación significativa con los ejes del ACP ($P > 0,05$).

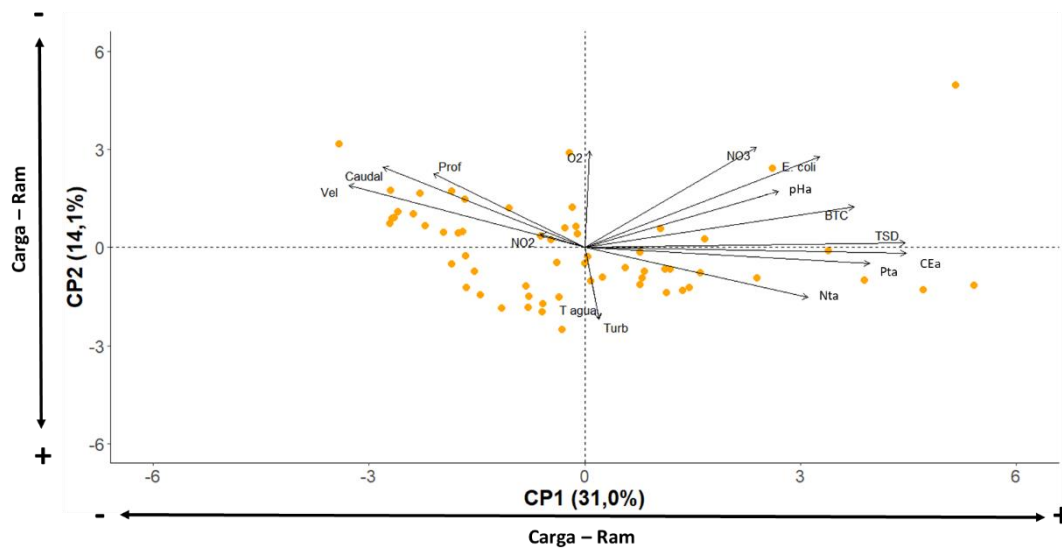


Figura 4.12. Análisis de componentes principales para las variables del agua (físicas, químicas y biológicas) para los años 2021 y 2022. Carga: Carga ganadera localizada; Ram: ramoneo; Cob: cobertura del bosque; T agua: temperatura del agua; Caudal: caudal del cauce; Vel: velocidad del cauce; Prof: profundidad del cauce; pHa: pH del agua; CEa: conductividad; TSD: total de sólidos disueltos; Turb: turbidez; E. coli: *Escherichia coli*; BCT: bacterias coliformes totales; O₂: oxígeno disuelto; Nta: nitrógeno total; NO₃: nitratos; Pta: fósforo total.

La carga ganadera se correlacionó negativamente con el QBRp, y positivamente con el aumento en la turbidez y del fósforo total del agua. Por otro lado, la cobertura del bosque, se correlacionó negativamente con la temperatura del agua y el suelo desnudo; y positivamente con pH NaF. Por último, el caudal se correlacionó negativamente con la cantidad de colonias de bacterias coliformes totales y contenido de TSD, nitrógeno total y fósforo total (Figura 4.13).

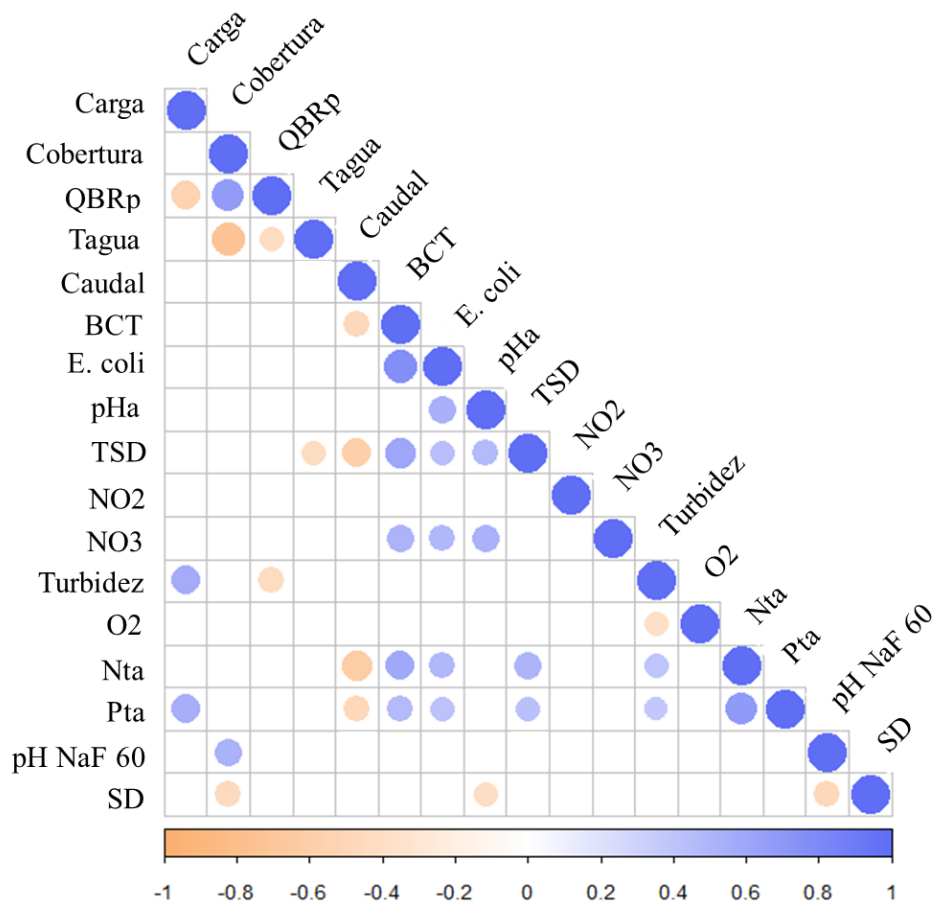


Figura 4.13. Matriz de correlación de Spearman para métricas de variables ambientales relacionadas con la carga ganadera, cobertura del bosque, QBRp, temperatura del agua, caudal, variables de la calidad del agua, y del suelo (pH NaF y suelo desnudo), para los tres años y las tres cuencas estudiadas. Los círculos azules y naranjas representan una relación positiva y negativa respectivamente. El tamaño de los círculos indica la magnitud de la correlación, y cuando están presentes indica $p < 0,05$.

El análisis de correlación realizado con aquellos puntos de muestreo de caudales bajos ($< 0,16 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) mostró relaciones significativas entre la calidad del suelo de la ribera y la calidad del agua. Se encontró que una mayor densidad aparente del suelo (mayor compactación) y menor pH NaF del suelo de ribera (menor grado de alofanización) se correlacionó positivamente con la turbidez del cauce de agua. Además, una mayor carga ganadera y menor QBRp se correlacionó positivamente con una mayor turbidez y enriquecimiento en nutrientes en el agua (nitrógeno y fósforo total) (Figura 4.14).

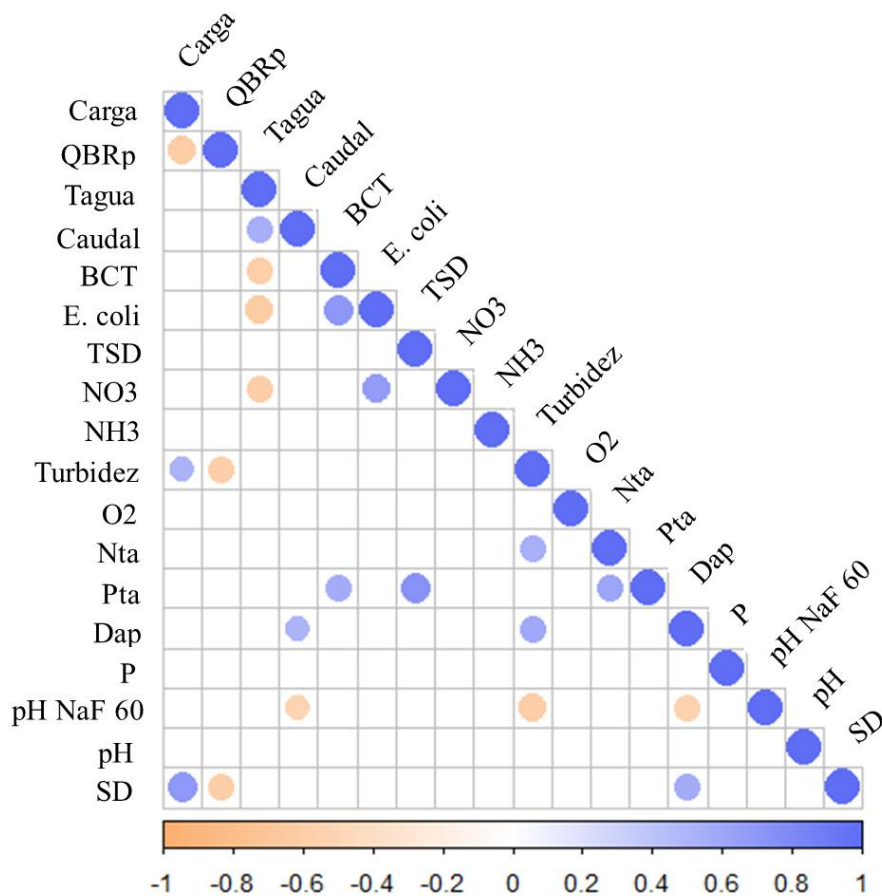


Figura 4.14. Matriz de correlación de Spearman para métricas de variables ambientales relacionadas con la carga ganadera, QBRp, temperatura del agua, caudal, variables de la calidad del agua, y del suelo (Dap, P, pH NaF 60, pH suelo y suelo desnudo), para las tres cuencas estudiadas. Los círculos azules y naranjas representan una relación positiva y negativa respectivamente. El tamaño de los círculos indica la magnitud de la correlación, y cuando están presentes indica $p < 0,05$.

4.4.6. Análisis de capacidad de autodepuración de la cuenca

Se encontraron relaciones significativas en el correlograma al condiderar la capacidad de autodepuración de la cuenca. Se encontró que una mayor distancia entre puntos de muestreo se correlacionó negativamente con la presencia de colonias de *E. coli* y contenido de nitrógeno total en las muestras de agua. Además, se encontró que una mayor velocidad del flujo de agua se correlacionó positivamente con la concentración de oxígeno disuelto (Figura 4.15A). Asimismo, la *Escherichia coli* disminuyó conforme aumentó la distancia entre puntos de muestreo al superar la distancia umbral de 1000 metros ($Wald\ Chi^2 = 10,45; P < 0,01$) (Figura 4.15B).

4.4.7. Evaluación de umbrales críticos de carga ganadera para agua segura

Los análisis de regresión logística permitieron identificar a las variables *E. coli*, QBRp y ramoneo como las más sensibles a la carga ganadera localizada (variable explicatoria). Los umbrales de carga ganadera (a partir del cual la probabilidad es mayor a 0,5) fueron diferentes según la variable considerada. Para *Escherichia coli*, se encontró un umbral de 0,26 UG ha⁻¹ año⁻¹ (Wald $Chi^2 = 4,00$; P = 0,04) (Figura 4.16A). Para el QBRp se encontró un umbral de degradación de la ribera cuando la carga fue mayor a 0,22 UG ha⁻¹ año⁻¹ (Wald $Chi^2 = 6,12$; P = 0,01) (Figura 4.16B). Por último, el valor umbral de carga ganadera al considerar el nivel de ramoneo del bosque de ribera fue de 0,09 UG ha⁻¹ año⁻¹ (Wald $Chi^2 = 3,85$; P = 0,04) (Figura 4.16C).

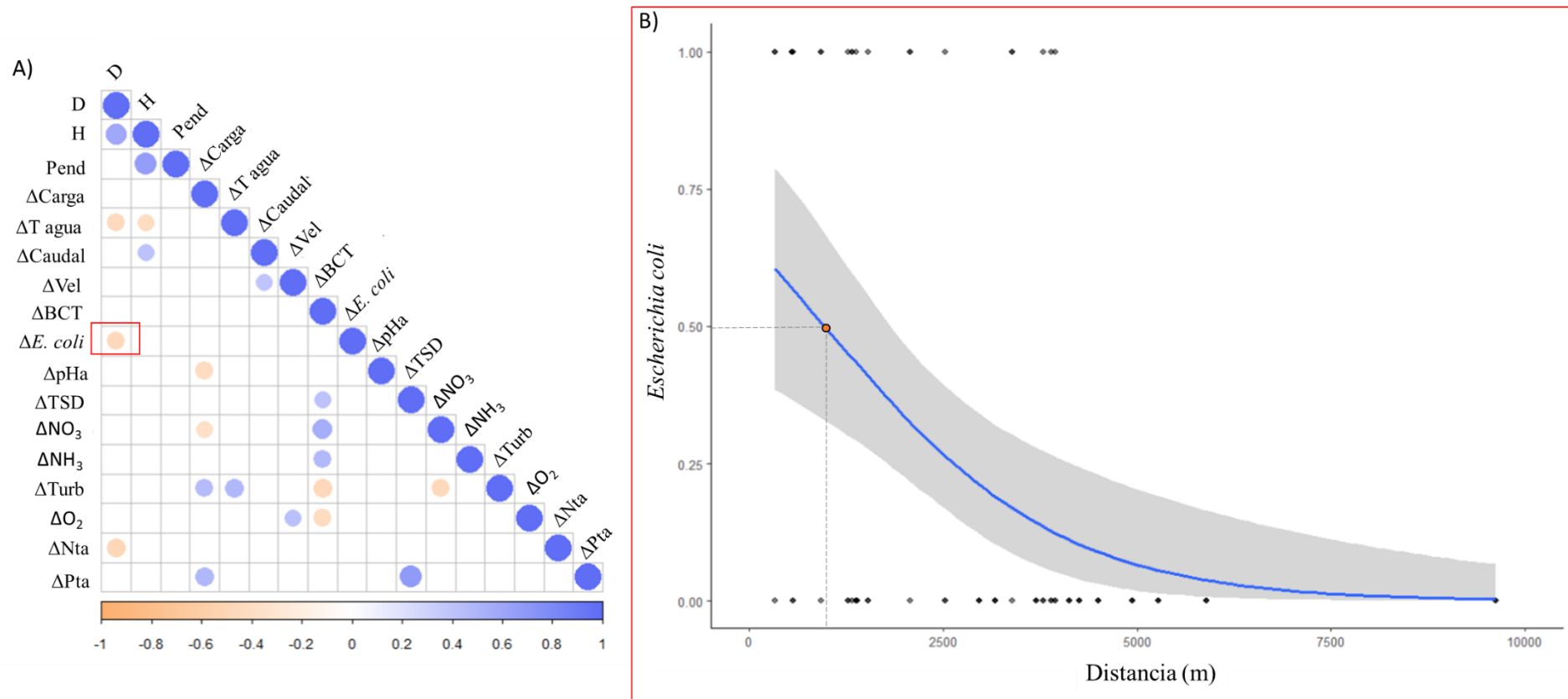


Figura 4.15. A) Matriz de correlación de Spearman para las diferencias entre los tramos de las variables topográficas (distancia, altura y pendiente), carga, temperatura, caudal, velocidad y variables de la calidad del agua para el año 2022. Los círculos azules y naranjas representan una relación positiva y negativa respectivamente. El tamaño de los círculos indica la magnitud de la correlación, y cuando están presentes indica $p < 0,05$. .B) Regresión logística para la variable *E. coli* teniendo a la distancia entre puntos de muestreo como variables independiente. Se tomaron los valores de *E. coli* de los tres años y de las tres cuencas estudiadas.

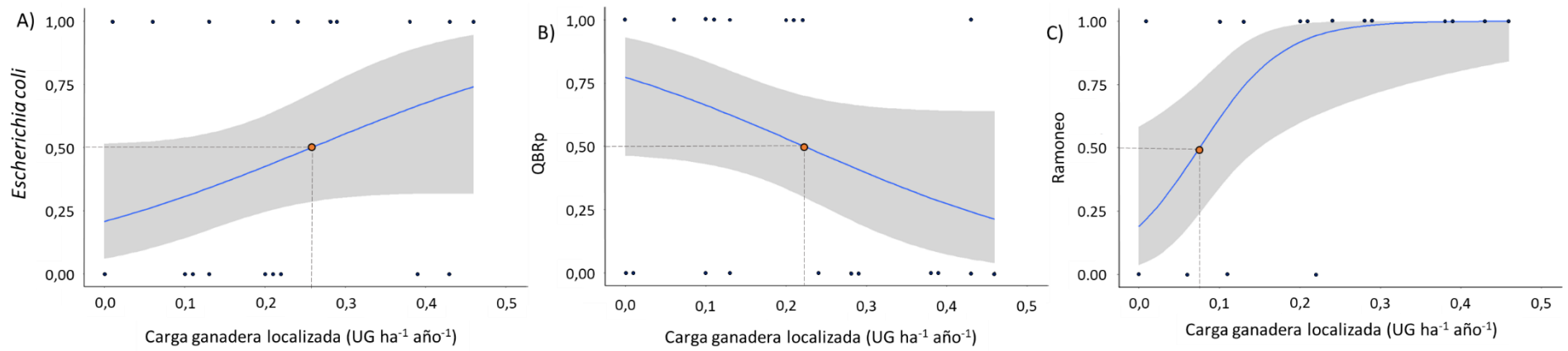


Figura 4.16. Regresiones logísticas para las variables: *Escherichia coli* (año 2022), QBRp y ramoneo del bosque de ribera teniendo a la carga ganadera localizada como variables independiente.

4.5. DISCUSIÓN

4.5.1. Características generales

Las cargas ganaderas en la zona de ribera, a excepción de la cuenca testigo Arroyo Blanco, presentan cargas ganaderas similares a los sistemas silvopastoriles de *N. antarctica* y *N. pumilio* (Capítulo 2 y 3). El ganado bovino tiene una selectividad por las riberas y los céspedes de pastoreo, proporcionando agua y forraje para su consumo. Estas cargas ganaderas actuales e históricas dentro de los sistemas ribereños, pueden afectar a los servicios ecosistémicos que éstos brindan. En los sitios estudiados, la calidad del agua, el bosque de ribera y el suelo de la ribera fueron modificados negativamente por la actividad ganadera actual. En el esquema de manejo actual de las cuencas, el ganado bovino al transitar la zona ribereña, pastorea y toma agua directamente de los cursos de agua, ya sean éstos de régimen permanente o temporario. Estas decisiones en el manejo de las cuencas, que se reflejan en políticas públicas inadecuadas, permitiendo al ganado acceder a los cursos de agua, producen una serie de alteraciones a distintas escalas espacio-temporales. A corto plazo, el aporte de heces y orina, genera un ingreso de bacterias y nutrientes en exceso, generando cambios en los procesos naturales que ocurren en los lugares impactados de las cuencas, y si se mantienen en el tiempo podrían generar procesos de eutrofización irreversibles (Xue *et al.*, 2018). Por otro lado, el ramoneo y pisoteo impactan sobre la estructura y dinámica de la regeneración del bosque, afectando la capacidad de proveer servicios ambientales en el mediano y largo plazo. El ramoneo sobre la regeneración natural del bosque nativo es sumamente perjudicial para la salud de los bosques ribereños, debido a la degradación de la cobertura del dosel. Por otro lado, el pisoteo constante del ganado produce cambios en el suelo, dando lugar a la compactación y pérdida de cobertura, desencadenando procesos de erosión e interrupción de sus ciclos de nutrientes y características naturales (Malan *et al.*, 2018). Es por eso que, el ganado sin control en la zona ribereña puede desencadenar procesos indeseados, afectando directamente a los servicios ecosistémicos.

4.5.2. Efectos del ganado sobre la calidad del agua

Los resultados revelan que los indicadores de contaminación física, química y microbiológica fueron mayores para el muestreo 2022, que representó una temporada seca y cálida, es decir, menores precipitaciones y mayores temperaturas medias. Esto se reflejó en un menor caudal, mayor temperatura del agua, y mayores cambios en las

propiedades físicas, químicas y biológicas del agua. La cuenca del Arroyo Blanco presentó casi nula carga ganadera actual y mayores valores de TSD, pHa y CEa para el año 2022. Asimismo, presentó bajos valores de *E. coli*, siendo cero para el año 2020. Y además, mayor concentración de oxígeno disuelto (2021 y 2022). Por otro lado, las cuencas del Arroyo Cajón y Río Pampa presentaron cargas ganaderas medias y altas, y mayores valores de TSD, pHa, CEa, NO₃, Pta y BCT en el año 2022. Además, sólo para el Río Pampa la *E. coli* fue mayor para el año 2022. El Arroyo Blanco, considerado como cuenca testigo, presentó la mejor calidad del agua con una buena oxigenación, considerada bajo los parámetros de agua segura del Código Alimentario Argentino (CAA, 2011) para los años 2020 y 2021. Por el contrario, las cuencas con ganado (Arroyo Cajón y Río Pampa) mostraron cambios negativos en la calidad del agua, siendo perjudicial para el consumo humano. En especial, las tomas presentaron valores de calidad de agua por encima de los umbrales admisibles para BCT y *E. coli* (CAA, 2011). Posiblemente, estos aumentos de bacterias se debe a la presencia de ganado en cercanías a los puntos de muestreos (Horak *et al.*, 2019). Además, estos cambios fueron más evidentes en el año 2022. Estos resultados podrían indicar que el cambio climático (sequías más recurrentes) (Pessacg *et al.*, 2020) en sinergia con la presencia del ganado, pueden contribuir a una alteración más pronunciada de las variables físicas, químicas y bacteriológicas de los cauces de agua.

La turbidez y TSD presentaron los mayores valores cuando las cargas ganaderas fueron mayores, vinculado este parámetro al fácil acceso del ganado al curso de agua sin limitaciones. Al mismo tiempo, se encontró que el TSD fue mayor en el año más seco (2022) para las tres cuencas estudiadas. El menor caudal del cauce y el arrastre de sedimentos desde las riberas degradadas, provocan un aumento en la concentración de sedimentos presentes en el agua (Schmutzer *et al.*, 2008; Domínguez *et al.*, 2020). Diversos estudios demostraron que aquellos sitios con presencia de ganado en las riberas desencadenan un aumento de la turbidez y TSD debido al pisoteo del ganado y posterior arrastre de partículas hacia el curso de agua (Declerck *et al.*, 2006; Horak *et al.*, 2019). Estas variables físicas resultan buenas indicadoras de la calidad del agua en sitios en los que se practica la ganadería y se desconocen los efectos de la misma sobre los cursos de agua (Scanes, 2018).

Las propiedades químicas del agua fueron modificadas por las cargas ganaderas actuales, especialmente pHa, CEa, NO₃, nitrógeno total y fósforo total. Esto se reflejó en

mayor medida en el periodo de muestreo 2022 que resultó ser el más seco de los considerados en el presente estudio. El ingreso de heces y orina acompañados de un menor caudal y una mayor temperatura del agua, provocaron que el proceso de autodepuración del agua sea deficiente. Diversos estudios indican que se produce un aumento del pHa y la CEa, como también de la concentración de nutrientes (N y P) asociados a la presencia de ganado bovino en cercanías de los humedales (Epele y Miserendino, 2015; Horak *et al.*, 2019; Horak *et al.*, 2021). Esto generó una mayor concentración de contaminantes presentes en el agua para ese año en particular, pero si esto se mantiene a lo largo del tiempo puede llevar a procesos de eutrofización incipientes y permanentes (Kiffney *et al.*, 2003; Epele y Miserendino, 2015).

Las variables bacteriológicas también fueron modificadas por la presencia de ganado en la zona ribereña. Las bacterias aerobias, BCT y *E. coli* presentaron los mayores valores cuando la carga ganadera fue mayor. Además, para el año seco y cálido (2022) se registraron los mayores valores de bacterias. La deposición de orina y heces produce el ingreso de estas bacterias a los cauces de agua de forma directa o indirecta. Directa, cuando la deposición se realiza sobre los cauces, e indirecta, cuando se realiza en la zona ribereña y es removida hacia el cauce (Miller *et al.*, 2011; Xue *et al.*, 2018). Si bien otros estudios sugieren que la diversidad y grupos funcionales de macroinvertebrados son mejores indicadores de la alteración de cursos de agua que las bacterias (Horak *et al.*, 2020), en este trabajo *Escherichia coli* mostró una fuerte relación con la carga ganadera, resultando una buena indicadora de la calidad del agua segura, y permite evidenciar su provisión a las comunidades rurales asociadas. La presencia de bacterias aumentó de forma directa como consecuencia de cargas ganaderas localizadas medias a altas ($> 0,25$ UG ha⁻¹ año⁻¹). Estudios realizados en la región cordillerana de Patagonia encontraron un aumento significativo de la *E. coli* en sitios con presencia de ganado bovino con acceso directo a los cursos de agua (Horak *et al.*, 2019). La menor concentración de oxígeno disuelto encontrada en las cuencas del Arroyo Cajón y en el Río Pampa se asoció a una mayor presencia de ganado. La disminución del oxígeno disuelto se debería al mayor consumo por parte de las bacterias presentes en el agua (Rizzo *et al.*, 2012; Scanes, 2018). Esto genera condiciones propicias para que se desencadenen procesos de eutrofización del agua. El oxígeno disuelto resulta una variable muy importante para tener en cuenta en el monitoreo de los cauces Andino Patagónicos.

Las cuencas estudiadas presentan grandes extensiones, evidenciando claramente

la capacidad de autodepuración de las aguas. Este proceso se observó especialmente en el comportamiento de la variable cantidad de colonias de bacteria *Escherichia coli* y en el nitrógeno total. Estas variables disminuyeron cuando las distancias entre puntos con y sin presencia de ganado fueron mayores. Asimismo, se encontró que en las cuencas Andino Patagónicas la capacidad de autodepuración se presenta a distancias mayores a 1000 m entre puntos de muestreo con y sin presencia de ganado. En ese recorrido, tienden a depurarse los excesos de bacterias y nutrientes que aporta el ganado aguas arriba. Otro estudio demuestra que hay un efecto de autodepuración de las cuencas en la cantidad de nutrientes cuando la distancia es mayor a 900 m lineales (Piccinini *et al.*, 2015). Por otro lado, las cuencas estudiadas presentan grandes pendientes, lo que produce mayores velocidades del cauce generando una mayor oxigenación del agua (Kannel *et al.*, 2007), esto podría contribuir de alguna manera a un proceso de autodepuración de la cuenca (Miserendino *et al.*, 2020), aunque no pudo ser demostrado en este estudio.

Es de suma importancia destacar, que la calidad de agua en los puntos de muestreo cercanos a las tomas de agua donde se abastecen las comunas rurales, arrojaron valores de BCT y *E. coli* por encima de los valores umbrales de agua segura para su consumo. Esto nos demuestra que la actividad ganadera en cercanías a los cursos de agua permanente contamina la provisión de agua, y demanda de mayores esfuerzos de purificación para que la misma sea segura para consumo humano. De acuerdo a los resultados obtenidos en esta tesis, en la región cordillerana el tránsito de ganado bovino debería restringirse a distancias menores a 1000 m de las tomas de agua, a fin de favorecer la provisión de agua segura a las comunas rurales asociadas.

4.5.3. Efectos del ganado sobre la calidad del bosque de ribera

En términos generales, la calidad del bosque de ribera de la cuenca del Rio Pampa presentó valores más bajos en comparación con las cuencas del Arroyo Cajón y el Arroyo Blanco, considerando el protocolo que plantea el índice QBRp (Kutschker *et al.*, 2009). A pesar de que la cuenca media del Arroyo Blanco no presentó presencia de ganado, sufrió pérdida de calidad de bosque de ribera a causa de un incendio ocurrido hace 35 años. Sin embargo, los valores de QBRp hallados fueron aceptables. Los principales cambios en la calidad de bosque de ribera causados por el impacto del ganado bovino se evidenciaron en una disminución de la cobertura total, cambios en la estructura del bosque y una reconversión de las especies del sotobosque a especies de pastos exóticos adaptados

a la ganadería (empastado). El QBRp fue afectado tanto por la carga ganadera actual ($> 0,22 \text{ UG ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) como histórica, lo que conlleva a una disminución de la calidad de la ribera en un mediano y largo plazo. Así se evidencia que la presencia constante de ganado en zonas ribereñas, provoca un efecto negativo sobre la calidad de las mismas, afectando no sólo el agua y el suelo, sino también a la vegetación circundante (Miserendino *et al.*, 2011; Horak *et al.*, 2021).

El ganado ramonea los bosques ribereños de *Nothofagus*, es decir, se alimenta de la regeneración, condicionando negativamente a la cobertura forestal en el largo plazo (Figuras 4.16B y 4.16C). En este trabajo se encontró que el ramoneo está presente incluso, con una baja carga ganadera ($0,09 \text{ UG ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), lo cual sugiere que es una variable sensible para evidenciar el impacto del ganado sobre los bosques de ribera. Además, el ganado bovino tiene preferencia de ramoneo por el género *Nothofagus*, y lo consume pese a la presencia de forraje (Quinteros *et al.*, 2013). Otro estudio, evidencia el daño por ramoneo en renovales de *N. antarctica* en el ápice y en las ramas laterales, disminuyendo su crecimiento y generando un proceso de arbustización del bosque, encontrándose umbrales semejantes a los del presente estudio (Figura 4.17B y 4.17C) (Echevarría *et al.*, 2014). A mediano y largo plazo, el ganado bovino al pisotear y ramonear, reduce la cobertura y el número de árboles en los ambientes ribereños, condicionando la funcionalidad total del ecosistema limnológico (Miserendino, 2005). Esta pérdida de cobertura del bosque de ribera produce un aumento de la radiación directa, y por ende, una mayor temperatura del agua (Kiffney *et al.*, 2003; Richardson y Danehy, 2007). La alteración de la calidad del bosque de ribera como consecuencia del uso ganadero en el Arroyo Cajón y Río Pampa puede propiciar a iniciar un proceso de eutrofización de las aguas en un mediano plazo. Asimismo, la disminución de la cobertura del bosque de ribera, en conjunto con las sequías recurrentes producto de los cambios globales, son una combinación que podría generar la pérdida de los ecosistemas ribereños en un largo plazo (Fernandes *et al.*, 2016).

En algunos sitios, los bosques de ribera presentaron buena calidad de cobertura del dosel y de especies nativas del sotobosque. Asimismo, en otros hubo una reconversión de especies nativas hacia especies de pastos exóticos, formando empastados (Figuras 4.16A y 4.16B). Estas especies invaden y avanzan formando céspedes de pastoreo, cuya cobertura y permanencia se retroalimentan con la selectividad del ganado bovino (von Müller, *et al.*, 2017). Los disturbios, como el ganado en las zonas ribereñas favorecen la

invasión de especies como *Trifolium repens*, *Rumex sp*, entre otras (Miserendino *et al.*, 2016; Kauffman *et al.*, 2022). Estos ambientes de pastos exóticos en la ribera producen un deterioro de los sistemas naturales, cambiando la estructura y naturalidad de estos sitios. Por este motivo, la persistencia del ganado en esta zona conlleva a que estos empastados dominen y persistan a largo plazo, siendo casi imposible que la zona ribereña se recolonice con especies nativas del sotobosque.



Figura 4.17. Riberas con empastados (A, B y C) y con ramoneo de la regeneración de *Nothofagus pumilio* (B y C).

4.5.4. Efectos del ganado sobre la calidad del suelo de ribera

Los suelos de las cuencas estudiadas que presentaron alofanización (de acuerdo a los valores de pH NaF) se asociaron con una alta cobertura del dosel y alto QBRp, indicando que esas zonas ribereñas se encuentran con un bajo o nulo grado de degradación. Sin embargo, hubo riberas que no presentaron alófanos y mostraron altos porcentajes de suelo desnudo, asociado a un bajo QBRp y altas cargas ganaderas. El pisoteo y tránsito del ganado en la zona ribereña genera pérdida de la cobertura del suelo (Robertson y Rowling, 2000), dando lugar a procesos erosivos, y mayor producción de sedimentos que ingresan al cauce aumentando los sólidos disueltos y la turbidez

(Domínguez *et al.*, 2020). Los suelos de las riberas más alofanizadas presentaron también los menores valores de turbidez en el agua, esto indica una baja degradación del bosque y suelo de la ribera. La sinergia entre los suelos alofanizados y la alta cobertura de los bosques de riberas, contribuyen a disminuir estos efectos negativos del ganado sobre la calidad del agua de los cursos aledaños. Los suelos volcánicos, del tipo Andisoles, tienen un comportamiento “buffer” ante la presencia del ganado, lo que se traduce en la retención de nutrientes presentes en heces y orina, impidiendo que ingresen a los cauces (Gomez *et al.*, 2022).

Las cuencas analizadas han estado sometidas a un uso ganadero histórico y actual, lo cual en algunos casos ha originado procesos de degradación forestal dando lugar a los empastados. Asimismo, a pesar de que los empastados son perjudiciales para la naturalidad de la ribera, estos protegen al suelo a través del entramado de raíces de gramíneas y fabáceas, generando una densa cobertura. Por este motivo, a pesar de este cambio de uso del suelo (de especies nativas a pastos exóticos), la cobertura de los empastados protege al suelo impidiendo procesos erosivos en la zona ribereña. Es así, que riberas con un bajo QBRp no indican necesariamente que exista pérdida de suelo por erosión, a pesar de que otros elementos de los sistemas naturales hayan sido perjudicados por la presencia del ganado.

4.6. CONCLUSIONES

Las altas cargas ganaderas actuales e históricas modifican la calidad del agua, del bosque de ribera y del suelo de los bosques Andinos Patagónicos. El ganado, con el fin de abastecerse de agua, transita, recorre y selecciona particularmente los cursos de agua, esto produce un efecto localizado sobre las riberas de bosques de *Nothofagus*. El ingreso de heces y orina produce un aumento de nutrientes y de bacterias en los cauces de agua, generando condiciones propicias para que se desencadene el proceso de eutrofización del agua. El bosque de ribera es altamente afectado en el largo plazo por el pisoteo y ramoneo de la regeneración del bosque, reduciendo drásticamente la cobertura del dosel. Además, el impacto del ganado produce una pérdida de cobertura del suelo en la ribera, desencadenando procesos erosivos y, posterior entrada de nutrientes y sedimentos al canal fluvial. Estos cambios en el sistema ribereño son sumamente perjudiciales para que estos sistemas sean sostenibles a largo plazo. Así la calidad de agua de los cursos permanentes estuvo influenciada por la carga ganadera y el grado de degradación de las riberas.

Las variables más importantes para el monitoreo de la zona ribereña y de la calidad del agua fueron la cobertura del dosel, el QBRp, el ramoneo de la regeneración del bosque de ribera, el TSD, la *E. coli*, el nitrógeno total y el fósforo total. A partir, de estos indicadores se puede conocer el estado de conservación de estos sitios y de la calidad de agua, siendo variables sencillas de medir para el monitoreo de estos sistemas a largo plazo.

El cambio climático para la región Andino Patagónica presenta una tendencia a temperaturas más altas y menores precipitaciones, es decir, períodos más cálidos y secos. Esto tendría consecuencias más marcadas en las propiedades físicas, químicas y biológicas de la calidad del agua en zonas ribereñas con presencia de ganado, tal como se observó en el año más cálido analizado en esta tesis. De esta manera, la provisión de agua segura sería cada vez más escasa, debido a la sinergia entre el cambio climático y la actividad ganadera actual.

Se observó que las cuencas de montaña presentan procesos de autodepuración a partir de distancias mayores a los 1000 metros, indicando que el ingreso de bacterias y nutrientes por parte del ganado se depuran en la misma cuenca. Este resultado está asociado a la velocidad del cauce, las grandes distancias, la fricción con las rocas, la oxigenación que genera el movimiento y por las bajas temperaturas propias de las cuencas de montaña.

A pesar de la capacidad de autodepuración de las cuencas, de acuerdo a los análisis realizados en las tomas de agua, en las cuencas ganaderas el agua no cumple con todos los parámetros que garantizan un agua segura para el consumo humano. Es esencial que el ganado no ingrese a la zona ribereña, debido al efecto directo e indirecto que ocasiona al sistema en el mediano y largo plazo. Abastecer de agua al ganado por fuera de los sistemas ribereños, es decir, en bebederos alejados de los cursos de agua permanentes, es una alternativa para mitigar efectos negativos. Proteger al sistema ribereño es esencial para mantener la calidad de agua segura para las comunidades rurales.

CAPÍTULO 5

DISCUSIÓN Y CONCLUSIÓN GENERAL



5.1. DISCUSIÓN GENERAL

Los bosques Andino Patagónicos proveen a la sociedad bienes y servicios ecosistémicos. La sostenibilidad de estos bienes y servicios puede estar condicionada por las actividades humanas. Durante décadas los sitios de bosques y las zonas ribereñas de los bosques Andinos Patagónicos han sido pastoreados intensamente sin control sobre las cargas ganaderas (von Müller *et al.*, 2013). Estos ecosistemas boscosos no han evolucionado con la presencia de grandes herbívoros en manada, como es el caso del guanaco en la estepa patagónica (Cingolani *et al.*, 2005). Esta dinámica con grandes herbívoros introducidos (ganado vacuno), que lleva cerca de un siglo en bosques de esta región, es poco conocida y sujeta a cambios de manejo permanentes. A su vez, estos ecosistemas se ven influenciados por los cambios climáticos que afectan a la región desde principios de siglo (Veblen *et al.*, 2011).

Los sistemas silvopastoriles en el área de estudio se desarrollan sobre bosques de *Nothofagus* establecidos sobre suelos alofanizados y con alto contenido de materia orgánica. Estos suelos, fundamentalmente aquellos Andisoles bajo el régimen de humedad údico, presentan una gran resiliencia y poder buffer ante los impactos del ganado. Sin embargo, la apertura del dosel, y la consecuente formación de los céspedes de pastoreo, retroalimentada positivamente por la accesibilidad del ganado, contribuyen a la compactación y cambios en la estructura del suelo. Una de las variables más afectadas en los bosques analizados en esta tesis fue la resistencia a la penetración. La combinación de la ganadería con disturbios de mayor escala (incendios forestales y tala rasas), genera importantes efectos negativos sobre el suelo y condiciona la persistencia del bosque. La ausencia de cobertura arbórea conlleva a una disminución de la materia orgánica del sistema, debido al menor aporte de hojarasca por parte de los árboles, y al mayor ingreso de radiación y precipitación directa (Soler *et al.*, 2015; Gomez *et al.*, 2019). Además, la fracción de materia orgánica asociada a macrogregados estables ($MO_{>250}$) resultó la más afectada, coincidiendo con otros estudios (La Manna *et al.*, 2021). Este proceso ocurre tanto en sitios de pastoreo donde previamente estaban ocupados por bosques de *N. antarctica* como por *N. pumilio* (Capítulo 2 y 3). Por lo tanto, los resultados encontrados nos permiten aceptar lo planteado en la Hipótesis 1 (Capítulo 2 y 3), sugiriendo que los cambios en el suelo son extremos sólo cuando el pastoreo se combina con disturbios de gran escala que llevan a la ausencia de árboles.

Los Andisoles estudiados presentaron comportamientos distintos debido al

régimen de humedad del suelo asociado. Los Andisoles del suborden Xerand fueron más susceptibles que los Udands, debido a que las propiedades ándicas y el efecto amortiguador se atenúan en los suelos de régimen xérico (Colmet Daage *et al.*, 1988; La Manna *et al.* 2020). En sitios donde la presión ganadera fue extrema (áreas degradadas), y el régimen del tipo xérico, las propiedades físicas y químicas sufrieron los mayores cambios negativos en comparación con sitios con cobertura arbórea. Estos resultados encontrados nos permiten aceptar lo planteado en la Hipótesis 2 (Capítulo 2).

En bosques *N. antarctica* las clausuras presentaron rasgos de resiliencia en los suelos tipo Udands respecto a los Xerands. Mientras que, las clausuras de Udands en bosques de *N. pumilio* sólo presentaron un efecto amortiguador cuando las cargas ganaderas fueron bajas. El efecto focalizado del ganado (altas cargas) en los sistemas silvopastoriles de *N. pumilio* no permitió que las clausuras mejoraran las propiedades del suelo en un corto plazo (5 años). De esta manera, la resiliencia de los suelos Andisoles dependen de la carga ganadera actual e histórica y del tiempo de exclusión (Mekuria *et al.*, 2013; Gomez *et al.*, 2022). Por lo tanto, los resultados encontrados nos permiten aceptar parcialmente lo planteado en la Hipótesis 2 (Capítulo 2), las clausuras mostraron mejoras de las propiedades del suelo en Udands, pero cuando las cargas ganaderas son más concentradas y altas ($\geq 0,35$ UG ha⁻¹), los tiempos de exclusión necesitan ser mayores.

En bosques de *N. antarctica*, la presencia de ganado es más frecuente en época invernal. El mayor ingreso de agua al sistema mediante precipitaciones en forma de lluvia y nieve, aumenta la vulnerabilidad del suelo a la deformación (Dörner *et al.*, 2010; Dörner *et al.*, 2022). Los resultados obtenidos permiten aceptar parcialmente la Hipótesis 3 (Capítulo 3), aseverando que el impacto del pisoteo animal sobre los suelos Andisoles xéricos en época invernal es más dañino, dado que los suelos son más vulnerables a compactarse y a deformar su estructura (Dörner *et al.*, 2011). Aquí se conjugan dos efectos: el uso ganadero en época invernal y la mayor vulnerabilidad de los suelos de régimen xérico. Así, los Udands tanto en bosques de *N. antarctica* y *N. pumilio*, no mostraron un comportamiento diferencial (Capítulo 3).

La calidad del agua y de los bosques de ribera de las cuencas estudiadas con bosques de *Nothofagus* está directamente relacionada con la carga ganadera bovina de estos sitios. El ganado al transitar por la ribera y los cauces incorpora al sistema heces y

orina, las cuales contienen bacterias y nutrientes que contribuyen a la eutrofización de las aguas. Así en áreas con ganado se incrementa la turbidez, el contenido de nitratos, nitrógeno, fósforo y bacterias. Este proceso puede revertirse debido a las grandes distancias recorridas por los cauces y a la gran oxigenación, a la baja temperatura y el caudal del agua. Estas características generan un alto poder de autodepuración de las aguas para las cuencas estudiadas de la cordillera de Chubut. Sin embargo, en años cálidos y secos y, por otro lado, en distancias recorridas por los cauces con presencia de ganado inferiores a 1000 metros entre un punto de muestreo y el siguiente, el poder de autodepuración de las aguas disminuye. Los resultados obtenidos permiten aceptar el planteo de la Hipótesis 4 (Capítulo 4), asegurando que el aumento de la carga ganadera impacta sobre la calidad del agua.

La carga ganadera impacta directamente sobre los bosques de ribera, afectando en mayor medida a la vegetación nativa del sotobosque y a la regeneración del bosque. En el mediano y largo plazo, la presencia de ganado en el bosque de ribera y el ramoneo asociado conlleva a la degradación del bosque, provocando una disminución de la cobertura del dosel. Los resultados demuestran que el ramoneo y pisoteo de la regeneración ocurre incluso con bajas cargas ganaderas ($< 0,10 \text{ UG ha}^{-1}$), provocando un proceso de arbustización del bosque, alterando su dinámica natural (Echevarría *et al.*, 2014). Los resultados obtenidos permiten aceptar el planteo de la Hipótesis 4 (Capítulo 4), asegurando que la presencia de ganado en la zona ribereña afecta negativamente la calidad y funcionalidad de estos bosques.

A pesar del poder autodepurador de las cuencas, en aquellas con presencia de ganado en cercanías de las tomas de agua para el consumo humano, se halló una concentración de bacterias por encima de los umbrales admitidos por CAA (2011). Por otro lado, la cuenca libre de ganado presentó variables físicas, químicas y bacteriológicas admisibles dentro de los umbrales para consumo humano. Los resultados obtenidos permiten aceptar parcialmente la Hipótesis 5 (Capítulo 4), dado que el efecto autodepurador de las cuencas está presente, pero ante cargas ganaderas elevadas y en distancias cortas disminuye.

5.1.1. Aportes al manejo silvopastoril para la conservación de los servicios ecosistémicos

Para que los sistemas silvopastoriles en bosques de *N. antarctica* y *N. pumilio* sean sostenibles en el tiempo, se requiere de un manejo adecuado tanto de la carga ganadera

como de la masa boscosa. Es decir, las cargas ganaderas deben concentrarse entre bajas y moderadas ($< 0,20 \text{ UG ha}^{-1}$ dependiendo de la fragilidad del sitio) y a su vez, movilizar el ganado entre cuadros dentro de un mismo año. De esta manera, se busca el equilibrio integral entre la producción animal, la conservación de los servicios ecosistémicos y la supervivencia de los bosques de *Nothofagus*. Para lograr este equilibrio, es necesario promover coberturas de bosques intermedias (sistemas silvopastoriles), esto genera interacciones positivas entre los componentes de dicho sistema. Además, producen un mayor bienestar animal debido al refugio que proporcionan a los animales (por ejemplo: balance térmico, sombra, protección de las heladas y precipitaciones, etc.) y reducción de los gases de efecto invernadero (Cedeño, 2011; Buitrago-Guillen *et al.*, 2018; Deniz *et al.*, 2019; Gomez *et al.*, 2019; Pent *et al.*, 2021). Por este motivo, la carga ganadera y el monitoreo de umbrales (Peri *et al.*, 2021), es clave para que los manejos sean adecuados en los sistemas silvopastoriles, debido a que ésta puede manipular la selectividad del paisaje. El aumento sustancial de las cargas ganaderas con el objetivo de mayor producción animal, puede llevar indefectiblemente, a áreas de degradación extrema que no tengan retorno a sistemas de manejo sustentables.

Tanto en bosques de *N. antarctica* como en *N. pumilio*, los efectos más notables se dan cuando la ganadería se combina con disturbios de mayor escala, y el bosque desaparece convirtiéndose en céspedes de pastoreo. En estos sitios, la compactación, la pérdida de estructura y de materia orgánica del suelo son las propiedades que más cambios negativos presentan. Estos céspedes de pastoreo y/o empastados sin presencia de árboles (áreas degradadas) son los sitios más degradados, estos muestran los cambios más perjudiciales en las propiedades del suelo y, además, para la dinámica natural del bosque. En estos sitios, es de suma importancia aplicar estrategias de manejo para poder restaurar estos ambientes tan degradados. 1) Es necesario realizar clausuras ganaderas de 5-10 años para evitar el tránsito de ganado, y poder generar mejoras en las propiedades físico-químicas del suelo de Udands en el mediano plazo. Para Xerands las clausuras ganaderas necesitan de más años para encontrar mejoras en dichas propiedades 2) En estos sitios donde el bosque desapareció y sumado al empastado que no permite la regeneración natural del bosque, es necesario realizar una plantación de las especies del bosque (*N. antarctica* y *N. pumilio*). Esta práctica en estos sitios es la principal medida para restaurarlos, y evitar así, estados de transición irreversibles. Por este motivo, es de suma urgencia realizar planes de manejo de estos sistemas, teniendo las herramientas

jurídicas como son la Ley Nacional presupuestos mínimos para la protección de los Bosques Nativos N° 26331 y los convenios MBGI (Manejo de Bosque con Ganadería Integrada), que permiten la restauración de los bosques de la cordillera de la Patagonia.

Las clausuras ganaderas muestran mejoras en el suelo en el corto plazo en lugares con un pastoreo bajo-moderado en bosques de *Nothofagus*. Sin embargo, en sistemas silvopastoriles con manejos de cargas más altas las mejoras en el suelo necesitan de mayores tiempos de exclusión para evidenciar cambios positivos en las propiedades del suelo. Por otro lado, en los bosques de *Nothofagus* es posible encontrar sitios con sólo tránsito animal que pueden ser clave para mantener la sustentabilidad del bosque, si se mantienen las cargas ganaderas bajas. Las clausuras ganaderas y/o el control de las cargas ganaderas pueden contribuir, en un lapso variable de tiempo, a la resiliencia de las propiedades del suelo.

Se propone como indicadores de monitoreo del suelo las variables densidad aparente, resistencia a la penetración, estabilidad estructural y materia orgánica asociada a agregados ($MO_{>250}$). La profundidad de muestreo podría centrarse en los primeros 10 cm del suelo mineral, donde se detectaron los mayores cambios asociados al uso ganadero. Estas variables de medición a campo y en laboratorio, son sencillas y rápidas, dando una respuesta al grado de degradación de los sistemas silvopastoriles en bosques de *Nothofagus*. Es necesario que sean utilizadas para futuros monitoreos de estos sistemas donde se realice un uso silvopastoril en suelos derivados de cenizas volcánicas.

Es de suma importancia destacar que en los bosques de ribera y en los cursos de agua permanente el ganado debe ser excluido indefectiblemente. La presencia de ganado en estos ambientes de alta fragilidad, contribuye al deterioro del bosque ribereño principalmente a causa del ramoneo y pisoteo de la regeneración. A su vez, proporcionan un gran aporte de bacterias coliformes, *E. coli*, nutrientes y sedimentos que al desplazarse hacia el cauce desencadenan procesos de eutrofización de las aguas. Así, la presencia del ganado en el largo plazo conlleva a una alta degradación forestal, degradación del suelo de ribera y consecuente contaminación hidrológica. La protección de los sistemas ribereños asegura el poder amortiguador y filtrante de los bosques, y de los suelos, dando como resultado la persistencia de los servicios ecosistémicos que brindan a la sociedad, siendo el más relevante el suministro de agua segura para las comunidades humanas próximas a las cuencas (Nóbrega *et al.*, 2020). Si bien se evidenció que los ríos y arroyos

de Patagonia poseen una alta capacidad de autodepuración, asociada al caudal y a las grandes distancias, se encontraron puntos de contaminación con niveles críticos de calidad de agua segura. Por estos motivos, se propone que los animales se suministren de agua apta para consumo ganadero mediante bebederos y/o abrevaderos alejados de los cursos de agua permanente, y evitar que los animales transiten directamente por estos cauces.

Para evaluar el estado de conservación de la zona ribereña con presencia de ganado se proponen distintas variables para su monitoreo. Para evaluar el bosque, los parámetros a considerar son: cobertura del dosel, QBRp y ramoneo de la regeneración del bosque. Para la calidad de agua, las principales variables son: turbidez, nitrógeno total, fósforo total y *E. coli*. Estas variables de fácil y rápida medición son efectivas para saber el grado de modificación de la zona ribereña y la calidad del agua de los arroyos y ríos patagónicos.

Para tener un enfoque integral de los sistemas silvopastoriles de *Nothofagus* es necesario no sólo tener en cuenta los indicadores de monitoreo presentes en esta tesis (suelo, ribera y agua), sino además, variables del tipo económicas y sociales (Peri *et al.*, 2021). Es necesario conocer la eficiencia productiva (Kg carne ha⁻¹ o Kg lana ha⁻¹) y el porcentaje de destete o señalada del total de vientres del sistema productivo. Además, el grado de satisfacción de los actores sociales involucrados es de suma importancia para estos sistemas (percepción de los productores). A partir del manejo integral de todos estos indicadores, los sistemas silvopastoriles en Patagonia pueden convertirse en sistemas eficientes y sostenibles en el largo plazo.

5.2. CONCLUSIÓN GENERAL

Los resultados hallados en esta tesis determinan que las altas cargas ganaderas y la combinación con disturbios de mayor escala (incendios y cortas selectivas) afectan a los servicios ecosistémicos que proveen los bosques Andino Patagónicos a la sociedad. Los principales impactos están dados por la alteración de las propiedades físicas y de la materia orgánica de los Andisoles y, por otro lado, la disminución de la calidad de los bosques de ribera y del agua. Sin embargo, la capacidad de resiliencia de los suelos Andisoles (Udands) y de los sistemas ribereños de la región Andino Patagónica es muy alta. Es necesario llegar a extremos de degradación del bosque y de alta carga ganadera para que el sistema se vea modificado significativamente. La degradación extrema ocurre

cuando se pierde la cobertura del dosel y el ganado pastorea en exceso en estos sitios. Por estos motivos, la selectividad del ganado (forraje y agua) y los adecuados manejos de carga ganadera resultan claves para que los sistemas mantengan su integridad y sean sostenibles en el largo plazo.

Los sistemas silvopastoriles de *Nothofagus* desarrollados sobre suelos ándicos, altamente resilientes, resultan ser sistemas pausibles de equilibrar la conservación del bosque, los servicios ecosistémicos y la producción ganadera. El equilibrio de los sistemas silvopastoriles está dado por la sostenibilidad del sistema productivo-ecológico, siempre y cuando se controlen las cargas ganaderas, se eviten disturbios de mayor escala y se preserven los bosques de ribera.

REFERENCIAS

- Alfaro, M. Salazar, F. 2005. Ganadería y contaminación difusa, implicancias para el sur de Chile. *Agricultura Técnica*, 65(3), 330-340.
- Allan, J. D. 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35, 257-284.
- Álvarez-Yépez, J. C., Martínez-Yrizar, A., Búrquez, A., Lindquist, C. 2008. Variation in vegetation structure and soil properties related to land use history of old-growth and secondary tropical dry forests in northwestern Mexico. *Forest Ecol Manag.* 256: 355-366. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.04.049>.
- American Public Health Association (APHA). 1992. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (18th edn). American Public Health Association, Washington, D.C.USA.
- American Public Health Association (APHA). 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th edition. Part 9000. Microbiological examination.
- Armas, C., Ordiales, R., Pugnaire, F. I. 2004. Measuring plant interactions: a new comparative index. *Ecology*, 85(10), 2682-2686. <https://doi.org/10.1890/03-0650>.
- Aryal, D. R., Gómez-González, R. R., Hernández-Nuriasmú, R., Morales-Ruiz, D. E. 2019. Carbon stocks and tree diversity in scattered tree silvopastoral systems in Chiapas, Mexico. *Agroforestry systems*, 93(1), 213-227.
- Ashworth, A. J., West, C. P., Allen, F. L., Keyser, P. D., Weiss, S. A., Tyler, D. D., Beamer, K. P. 2015. Biologically Fixed Nitrogen in Legume Intercropped Systems: Comparison of Nitrogen-Difference and Nitrogen-15 Enrichment Techniques. *Agron J.* 107(6), 2419-2430. DOI:10.2134/agronj14.0639.
- Augustine, D. J. 2003. Long-term, livestock-mediated redistribution of nitrogen and phosphorus in an East African savanna. *Journal of applied ecology*, 40(1), 137-149.
- AWWA (American Water Works Association), APHA (American Public Health

Association), WEF (Water Environment Federation). 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th edition. Part 9000. Microbiological examination

Bahamonde, H. A., Peri, P. L., Alvarez, R., Barneix, A., Moretto, A., Pastur, G. M. 2012. Litter decomposition and nutrients dynamics in *Nothofagus antarctica* forests under silvopastoral use in Southern Patagonia. *Agroforest Syst.* 84(3), 345-360. <https://doi.org/10.1007/s10457-012-9479-7>.

Bardgett, R. D., Wardle, D. A. 2003. Herbivore-mediated linkages between aboveground and belowground communities. *Ecology*, 84(9), 2258-2268.

Bardgett, R. D., Wardle, D. A., Yeates, G. W. 1998. Linking above-ground and below-ground interactions: how plant responses to foliar herbivory influence soil organisms. *Soil Biology and Biochemistry*, 30(14), 1867-1878.

Barrow, N. J. 1987. Return of nutrients by animals. In *Managed Grasslands, B: Analytical Studies*.

Barthès, B. G., Kouakoua, E., Larré-Larrouy, M. C., Razafimbelo, T. M., de Luca, E. F., Azontonde, A., Feller, C. L. 2008. Texture and sesquioxide effects on water-stable aggregates and organic matter in some tropical soils. *Geoderma*, 143(1-2), 14-25.

Bava, J.; A.; Haag; G. N.; Aguado; H.; Claverie; P.; López Bernal; F. Berón. 2008. Distribución, estado y potencialidad para la producción maderera de los bosques del Chubut. En: Libro de actas II Reunión sobre *Nothofagus* en la Patagonia. Esquel, Chubut.

Bayat, H., Sheklabadi, M., Moradhaseli, M., Ebrahimi, E. 2017. Effects of slope aspect, grazing, and sampling position on the soil penetration resistance curve. *Geoderma*, 303, 150-164.

Belsky, A. J., Blumenthal, D. M. 1997. Effects of livestock grazing on stand dynamics and soils in upland forests of the Interior West. *Conservation Biology*, 11(2), 315-327.

Besoain, E. 1985. Mineralogía de arcillas de suelos (No. 60). Bib. Orton IICA/CATIE.

Binkley, D.; Singer; F.; Kaye, M. Rochelle. R. 2003. Influence of elk grazing on soil

- properties in Rocky Mountain National Park. *Forest Ecol Manag.* 185: 239 – 247.
- Blake, G.R., Hartge, K.H., 1986. Bulk density p. 363-375. *Methods of Soil Analysis: Part, 1.* <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c13>.
- Bokdam, J. 2001. Effects of browsing and grazing on cyclic succession in nutrient-limited ecosystems. *J Veg Sci.* 12(6), 875-886. <https://doi.org/10.2307/3236876>.
- Brand, C., Miserendino, M. L. 2015. Testing the performance of macroinvertebrate metrics as indicators of changes in biodiversity after pasture conversion in Patagonian Mountain streams. *Water, Air, & Soil Pollution*, 226(11), 1-18.
- Braun-Blanquet, J. 1951. *The plant communities of Mediterranean France.* C.N.R.S., Paris.
- Bravo, C. 1995. Propiedades físicas del suelo y producción de maíz bajo dos sistemas de labranza en un Alfisol del Estado Guárico. Convenio REUNERG-Fundación Polar-UCV_USR. Valle de la Pascua, Venezuela. In *Resúmenes del XIII Congreso Venezolano de la Ciencia del Suelo.* 15, p. 126.
- Briceño, G., Demanet, R., de la Luz Mora, M., Palma. 2008. Effect of liquid cow manure on andisol properties and atrazine adsorption. *J Environ Qual.* 37(4), 1519-1526. doi:10.2134/jeq2007.0323.
- Broquen, P., Lobartini, J. C., Candan, F., Falbo, G. 2005. Allophane, aluminum, and organic matter accumulation across a bioclimatic sequence of volcanic ash soils of Argentina. *Geoderma*, 129(3-4), 167-177. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.12.041>.
- Bruijnzeel, L. A. 1990. Hydrology of moist tropical forests and effects of conversion: a state of knowledge review. *Hydrology of moist tropical forests and effects of conversion: a state of knowledge review.*
- Buduba, C., La Manna, L., Irisarri, J. 2020. El suelo y el bosque en la Región Andino Patagónica. *Suelos y Vulcanismo: Argentina*, 1st ed; Imbellone, P., Barbosa, O., Eds, 361-390.
- Buitrago-Guillen, M. E., Ospina-Daza, L. A., Narváez-Solarte, W. 2018. *Sistemas*

- silvopastoriles: alternativa en la mitigación y adaptación de la producción bovina al cambio climático. *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural*, 22(1), 31-42.
- Buurman, P., Peterse, F., Almendros Martin, G. 2007. Soil organic matter chemistry in allophanic soils: a pyrolysis-GC/MS study of a Costa Rican Andosol catena. *Eur J Soil Sci.* 58(6), 1330-1347. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2007.00925.x>.
- Buytaert, W., Deckers, J., Wyseure, G. 2007. Regional variability of volcanic ash soils in south Ecuador: The relation with parent material, climate and land use. *Catena*, 70(2), 143-154. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2006.08.003>.
- Cambardella, C. A., Elliott, E. T. 1993. Carbon and nitrogen distribution in aggregates from cultivated and native grassland soils. *Soil Sci Soc Am J.* 57(4), 1071-1076. DOI: 10.2136/sssaj1993.03615995005700040032x.
- Cantonati, M., Poikane, S., Pringle, C. M., Stevens, L. E., Turak, E., Heino, J. Znachor, P. 2020. Characteristics, main impacts, and stewardship of natural and artificial freshwater environments: consequences for biodiversity conservation. *Water*, 12(1), 260.
- Carpenter, E. J., Montoya, J. P., Burns, J., Mulholland, M. R., Subramaniam, A., Capone, D. G. 1999. Extensive bloom of a N₂-fixing diatom/cyanobacterial association in the tropical Atlantic Ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 185, 273-283.
- Cedeño, A. 2011. Efecto del estrés calórico en el bienestar animal, una revisión en tiempo de cambio climático. *Revista ESPAMCIENCIA ISSN 1390-8103*, 2(1), 15-25.
- Céspedes Flores, F. E., Rey Montoya, T. S., Monaco, I. P., Fernández López, C. 2021. Stock de fósforo, nitrógeno y carbono en suelo del Chaco semiárido con diferentes usos. *Facultad de Agronomía y Zootecnia, Universidad Nacional de Tucumán*.
- Chatterjee, N., Nair, P. R., Chakraborty, S., Nair, V. D. 2018. Changes in soil carbon stocks across the Forest-Agroforest-Agriculture/Pasture continuum in various agroecological regions: A meta-analysis. *Agr Ecosyst Environ.* 266, 55-67. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.07.014>.
- Chovanec, A., Jäger, P., Jungwirth, M., Koller-Kreimel, V., Moog, O., Muhar, S. 2000. The Austrian way of assessing the ecological integrity of running waters: a

- contribution to the EU Water Framework Directive. In *Assessing the Ecological Integrity of Running Waters* (pp. 445-452). Springer Netherlands.
- Cid, M. S., Brizuela, M. A. 1998. Heterogeneity in tall fescue pastures created and sustained by cattle grazing. *Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives*, 51(6), 644-649.
- CIEFAP-MAyDS. 2016. Actualización de la Clasificación de Tipos Forestales y Cobertura del Suelo de la Región Bosque Andino Patagónico. Informe Final. CIEFAP. Pp. 111.
- Cingolani, A. M., Noy-Meir, I., Díaz, S. 2005. Grazing effects on rangeland diversity: a synthesis of contemporary models. *Ecological applications*, 15(2), 757-773.
- Cingolani, A. M., Poca, M., Giorgis, M. A., Vaieretti, M. V., Gurvich, D. E., Whitworth-Hulse, J. I., Renison, D. 2015. Water provisioning services in a seasonally dry subtropical mountain: Identifying priority landscapes for conservation. *Journal of Hydrology*, 525, 178-187.
- Cingolani, A. M., Vaieretti, M. V., Giorgis, M. A., La Torre, N., Whitworth-Hulse, J. I., Renison, D. 2013. Can livestock and fires convert the sub-tropical mountain rangelands of central Argentina into a rocky desert?. *The Rangeland Journal*, 35(3), 285-297.
- Cingolani, A.M., Noy-Meir, I., Renison, D., Cabido, M.D. 2008. La ganadería extensiva, ¿es compatible con la conservación de la biodiversidad y de los suelos? *Ecología Austral*. 18: 253-271.
- Código Alimentario Argentino (CAA). 2011. Capítulo XII: Bebidas Hídricas, Agua y Agua Gasificadas.
- Collins, R., Rutherford, K. 2004. Modelling bacterial water quality in streams draining pastoral land. *Water Research*, 38(3), 700-712.
- Colmet Daage, F., Marcolin, A., Lopez, C., Lanciotti, M., Ayesa, J., Bran, D., Andenmatten, E., Broquen, P., Girardin, J. L., Cortes, G., Irisarri, J., Besoain, E., Sadzawka, A., Sepulveda, S., Massaro, S., Millot, P., Bouleau, P., 1988. Características de los suelos derivados de cenizas volcánicas de la cordillera y precordillera del norte de la Patagonia. INTA-ORSTOM. S. C. Bariloche,

Argentina. 39 p.

- Colombi, T., Torres, L. C., Walter, A., Keller, T. 2018. Feedbacks between soil penetration resistance, root architecture and water uptake limit water accessibility and crop growth—A vicious circle. *Sci Total Environ.* 626, 1026-1035. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.129>.
- Coronato, F. R., del Valle, H. F. 1988. Caracterización hídrica de las cuencas hidrográficas de la provincia del Chubut.
- Cotler, H., Sotelo, E., Domínguez, J., Zorrilla, M., Cortina, S., Quiñones, L. 2007. La conservación de suelos: un asunto de interés público. *Gaceta ecológica*, (83).
- Crovo, O., Aburto, F., da Costa-Reidel, C., Montecino, F., Rodríguez, R. 2021. Effects of livestock grazing on soil health and recovery of a degraded Andean Araucaria forest. *Land Degradation & Development*, 32(17), 4907-4919.
- Cubillos-Hinojosa, J. G., Milian-Mindiola, P. E., Hernández-Mulford, J. L., Peralta-Castilla, A. 2019. Biological fixation of nitrogen by native isolates of *Rhizobium* sp. symbionts of *Leucaena leucocephala* (Lam.) De Wit. *Acta Agronómica*, 68(2), 75-83.
- Dahlgren, R. A., Saigusa, M., Ugolini, F. C. 2004. The nature, properties and management of volcanic soils. *Adv Agron.* 82(3), 113-182.
- de Mello, K., Valente, R. A., Randhir, T. O., dos Santos, A. C. A., Vettorazzi, C. A. 2018. Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. *Catena*, 167, 130-138.
- de Souza Almeida, L. L., Frazão, L. A., Lessa, T. A. M., Fernandes, L. A., de Carvalho Veloso, Á. L., Lana, A. M. Q., de Souza, I. A. Pegoraro, R. F., Ferreira, E. A. 2021. Soil carbon and nitrogen stocks and the quality of soil organic matter under silvopastoral systems in the Brazilian Cerrado. *Soil and Tillage Research*, 205, 104785. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104785>.
- De Stefano, A., Jacobson, M. G. 2018. Soil carbon sequestration in agroforestry systems: a meta-analysis. *Agroforest Syst.* 92(2), 285-299. <https://doi.org/10.1007/s10457->

017-0147-9.

- Dec, D., Bravo, S., Horn, R., Uteau, D., Peth, S., Zúñiga, F., Clunes, J., Granda, S., Martínez, O., Balocchi, O., Alonso, M., Dörner, J. 2021. Analyzing the impact of grazing and short-term irrigation management on soil mechanical strength of a volcanic ash soil under different types of pastures. *Soil Till Res.* 213, 105130. <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105130>.
- Dec, D., Dörner, J., Balocchi, O., López, I. 2012. Temporal dynamics of hydraulic and mechanical properties of an Andosol under grazing. *Soil and Tillage Research*, 125, 44-51.
- Dec, D., Dörner, J., Balocchi, O., Gilkes, R., Prakongkep, N. 2010. Spatial and temporal changes of soil physical properties of an Andisol in southern Chile as a consequence of grazing and wetting and drying cycles. In 19th World Congress of Soil Science, *Soil Solutions for a Changing World*.
- Declerck, S, De Bie, T, Ercken, D. 2006 Ecological characteristics of small farmland ponds: associations with land use practices at multiple spatial scales. *Biol Conserv* 131:523–532. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.02.024>.
- Decroix, L., Viramontes, D., Anaya, E., Barral, H., Plenecassagne, A., González-Barrios, J. L., Bacon J., Macías, L. 2004. Agua amenazada por la degradación de los recursos vegetales. *La Sierra Madre Occidental, una fuente de agua amenazada*. INIFAP-IRD. Gómez Palacio, Durango, México. 195-210.
- Deniz, M., Schmitt Filho, A. L., Farley, J., de Quadros, S. F., Hötzel, M. J. 2019. High biodiversity silvopastoral system as an alternative to improve the thermal environment in the dairy farms. *International journal of biometeorology*, 63(1), 83-92.
- Dijkstra, J., Oenema, O., Van Groenigen, J. W., Spek, J. W., Van Vuuren, A. M., Bannink, A. 2013. Diet effects on urine composition of cattle and N₂O emissions. *Animal*. 7, 292-302. doi:10.1017/S1751731113000578.
- Djodjic, F., Montas, H., Shirmohammadi, A., Bergström, L., Ulén, B. 2002. A decision support system for phosphorus management at a watershed scale. *Journal of Environmental Quality*, 31(3), 937-945.

- Domínguez, E., Giorgi, A. D. N., Miserendino, M. L., Marchese Garello, M. R., Gómez, N. 2020. Problemáticas de cuencas en la Argentina Recomendaciones para su gestión.
- Donoso, C., Steinke, L., Premoli, A. 2006. *Nothofagus antarctica* (G. Forster) Oerst. Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Autoecología. Valdivia, Chile. Marisa Cuneo Ediciones, 401-410.
- Doran, J. W., Parkin, T. B., 1994. Defining and assessing soil quality. SSSA SPEC Publ. 35, 1-21. <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub35.c1>.
- Dörner, J., Bravo, S., Stoorvogel, M., Dec, D., Valle, S., Clunes, J., Zúñiga, F. 2022. Short-term effects of compaction on soil mechanical properties and pore functions of an Andisol. *Soil and Tillage Research*, 221, 105396.
- Dörner, J., Dec, D., Peng, X., Horn, R. 2009. Change of shrinkage behavior of an Andisol in southern Chile: Effects of land use and wetting/drying cycles. *Soil Till Res.* 106(1), 45-53. <https://doi.org/10.1016/j.still.2009.09.013>.
- Dörner, J., Dec, D., Peng, X., Horn, R. 2010. Effect of land use change on the dynamic behaviour of structural properties of an Andisol in southern Chile under saturated and unsaturated hydraulic conditions. *Geoderma*, 159(1-2), 189-197.
- Dörner, J., Dec, D., Zúñiga, F., Sandoval, P., Horn, R. 2011. Effect of land use change on Andisol's pore functions and their functional resilience after mechanical and hydraulic stresses. *Soil Till Res.* 115, 71-79. <https://doi.org/10.1016/j.still.2011.07.002>.
- 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.
- Dube, F., Stolpe, N. B. 2016. SOM and biomass C stocks in degraded and undisturbed Andean and coastal *Nothofagus* forests of southwestern South America. *Forests*, 7(12), 320.
- Echevarría, D. C., von Müller, A. R., Hansen, N. E., Bava, J. O. 2014. Efecto del ramoneo

- bovino en renovales de *Nothofagus antarctica* en Chubut, Argentina, en relación con la carga ganadera y la altura de la plantas. *Bosque (Valdivia)*, 35(3), 353-368.
- Ellies, A., Horn, R., Smith, R. 2000. Effect of management of a volcanic ash soil on structural properties. *International Agrophysics*, 14(4).
- Enriquez, A. S., Cremona, M. V. 2018. Particulate organic carbon is a sensitive indicator of soil degradation related to overgrazing in Patagonian wet and mesic meadows. *Wetl Ecol Manag.* 26(3), 345-357. <https://doi.org/10.1007/s11273-017-9577-4>
- Epele, L. B., Miserendino, M. L. 2015. Environmental quality and aquatic invertebrate metrics relationships at Patagonian wetlands subjected to livestock grazing pressures. *PLoS One*, 10(10), e0137873.
- FAO Forestry paper 155. 2008. Forests and Water: a thematic study prepared in the framework of the Global Forest Resources Assessment 2005. Roma, 2008. 92 pp. ISSN 0258-6150.
- Franco, W. R., Catucuago, C. L., Alvarez, W. G., Bazantes, K. D. 2021. Intensive livestock use, soil chemical properties and sustainability in the Ecuadorian northern Andes.
- Fearnside, P. M., Barbosa, R. I. 1998. Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia. *Forest Ecol Manag.* 108(1-2), 147-166. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00222-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00222-9).
- Feller, C., Beare, M. H. 1997. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma*, 79(1-4), 69-116.
- Fernandes, M. R., Segurado, P., Jauch, E., Ferreira, M. T. 2016. Riparian responses to extreme climate and land-use change scenarios. *Science of the Total Environment*, 569, 145-158.
- Fieldes, M., Perrot, K.W., 1966. The nature of allophane in soils Part 3: rapid field and laboratory test for allophane. *New Zeal J Sci.* 9: 623-629.
- Fontúrbel, R. 2003. Conservación de ecosistemas: un nuevo paradigma en la

conservación de la biodiversidad. *Ciencia Abierta*, (23), 1-18.

Frangi, J. L., Richter, L. L., Barrera, M. M., Aloggia, M. 1997. Decomposition of *Nothofagus* fallen woody debris in forests of Tierra del Fuego, Argentina. *Can J For Res.* 27:1095–1102. DOI: 10.1139/x97-060.

Frolla, F., Aparicio, V., Costa, J. L., Krüger, H. 2018. Soil physical properties under different cattle stocking rates on Mollisols in the Buenos Aires Province, Argentina. *Geoderma Regional*, 14, e00177.

Fuentes, J. L., 1999. El suelo y los fertilizantes. 5ta ed. Madrid-ES. Mundi-Prensa. 352 p.

Gaitán, J.J., López, C.R. 2007. Análisis del gradiente edáfico en la Región Andino Patagónica. *Cienc. Suelo* 25 (1): 53-63.

Gerding, V. 2009. La tala rasa y su efecto en la productividad del sitio. Tala rasa: implicaciones y desafíos. Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile, 17-39.

Getachew, F., Abdulkadir, A., Lemenih, M., Fetene, A., 2012. Effects of different land uses on soil physical and chemical properties in Wondo Genet area, Ethiopia. *New York Science Journal*, 5(11), 110-118.

Golchin, A., Oades, J. M., Skjemstad, J. O., Clarke, P., 1994. Soil structure and carbon cycling. *Soil Research*, 32(5), 1043-1068. <https://doi.org/10.1071/SR9941043>.

Gomez, F. A., Tarabini, M., Buduba, C. G., Von Müller, A., La Manna, L. A. 2019. Balance hídrico en plantaciones de *Pinus radiata* en el NO de la Patagonia argentina. *Asociación Argentina de Ecología*. <https://doi.org/10.25260/EA.19.29.2.0.776>.

Gomez, F., Von Müller, A., Tarabini, M., La Manna, L. 2022. Resilient Andisols under silvopastoral systems. *Geoderma*, 418, 115843.

González Cueto, O., Iglesias Coronel, C. E., Herrera Suárez, M. 2009. Análisis de los factores que provocan compactación del suelo agrícola. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias*, 18(2).

Gonzales-Inca, C. A., Kalliola, R., Kirkkala, T., Lepistö, A. 2015. Multiscale landscape pattern affecting on stream water quality in agricultural watershed, SW Finland.

- Water resources management, 29, 1669-1682.
- Guitart, E. 2004. Diagnóstico productivo orientado a establecer la capacidad del sector ganadero del NO del Chubut para involucrarse y sostener un proyecto de diferenciación por calidad del producto carne vacuna. Informe Interno. INTA. Pp. 26.
- Guo, L. B., Gifford, R. M. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Glob Change Biol.* 8(4), 345-360. DOI: 10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x.
- Harding, J. S., Winterbourn, M. J. 1995. Effects of contrasting land use on physico-chemical conditions and benthic assemblages of streams in a Canterbury (South Island, New Zealand) river system. *New Zealand journal of marine and freshwater research*, 29(4), 479-492.
- Hassan, R., Scholes, R., Ash, N. 2005. Ecosystems and human well-being: current state and trends.
- Hernández, Z., Almendros, G., Carral, P., Álvarez, A., Knicker, H., Pérez-Trujillo, J. P. 2012. Influence of non-crystalline minerals in the total amount, resilience and molecular composition of the organic matter in volcanic ash soils (Tenerife Island, Spain). *Eur J Soil Sci.* 63(5), 603-615. doi: 10.1111/j.1365-2389.2012.01497.x.
- Herrick, J.E., Whitford, W.G., De Soyza, A.G., Van Zee, J.W., Havstad, K.M., Seybold, C.A., Walton, M., 2001. Field soil aggregate stability kit for soil quality and rangeland health evaluations. *Catena.* 44(1), 27-35. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(00\)00173-9](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(00)00173-9).
- Horak, C. N., Assef, Y. A., Grech, M. G., Miserendino, M. L. 2020. Agricultural practices alter function and structure of macroinvertebrate communities in Patagonian piedmont streams. *Hydrobiologia*, 847, 3659-3676.
- Horak, C. N., Assef, Y. A., Miserendino, M. L. 2019. Assessing effects of confined animal production systems on water quality, ecological integrity, and macroinvertebrates at small piedmont streams (Patagonia, Argentina). *Agricultural Water Management*, 216, 242-253.

- Horak, C. N., Assef, Y. A., Quinteros, C. P., Miserendino, M. L. 2021. Caracterización de arroyos de piedemonte asociados a diferentes prácticas productivas en el noroeste del Chubut. 9° Congreso Argentino de Limnología
- Howery, L.D.; Provenza, F.D; Banner, R.E., Scott, C.B. 1998. Social and environmental factors influence cattle distribution on rangeland. *Applied Animal Behaviour Science* 55: 231-244.
- Hwang, K. S., Ho, Q. S., Kim, H. D., Choi, J. H. 2002. Changes of electrical conductivity and nitrate nitrogen in soil applied with livestock manure. *Korean J Environ Agr.* 21(3), 197-201. <https://doi.org/10.5338/KJEA.2002.21.3.197>.
- Imbellone, P.A., Aguilera, E.Y., Beilinson, E. 2017. Mineralogía de Suelos. En: Pereyra, F.X., Torres Duggan, M. (eds.), *Suelos y Geología Argentina: Una visión integradora desde diferentes campos disciplinarios*. Universidad Nacional de Avellaneda, cap. 3: 85-101.
- INDEC. 2010. Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas. Argentina.
- IRAM SAGPyA 29571-1. 2008. Calidad Ambiental-Calidad del suelo. Determinación de materia orgánica en suelos. Parte 1, Método de pérdida de masa por calcinación.
- IRAM SAGyP 29570-2. 2014. Determinación de fósforo extraíble en suelos. Parte 2- Método Olsen (extracción con hidrógeno carbonato de sodio).
- IRAM SAGyP 29572.-1. 2016. Determinación de nitrógeno en suelo por el método Kjeldahl modificado. Parte 1-escala semi-micro.
- Irisarri, J. A., Mendía, J. M., Roca, C., Buduba, C. G., Valenzuela, M. F., Epele, F., Fraseto, F., Ostertag, G., Bobadilla, S., Andenmatten, E. 1995. Zonificación de las tierras para la aptitud forestal de la Provincia del Chubut. Dirección General de Bosques y Parques de la Provincia del Chubut. Chubut.
- Irisarri, J., 2000. La propuesta de reclasificación de los Andepts de Argentina, de acuerdo al Orden Andisoles. In *Workshop Soil Taxonomy*. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, AICET, Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo (pp. 18-27).
- Jarvis, S. C. 2002. Environmental impacts of cattle housing and grazing. *Recent*

developments and perspectives in bovine medicine. Keynotes lectures of the 22nd World Buiatrics Cong.(WBC), Hannover, Germany, 18-23.

Jerabkova, L., Prescott, C. E., Titus, B. D., Hope, G. D., Walters, M. B. 2011. A meta-analysis of the effects of clearcut and variable-retention harvesting on soil nitrogen fluxes in boreal and temperate forests. *Can J Forest Res.* 41(9), 1852-1870. doi:10.1139/X11-087.

Kannel, P. R., Lee, S., Lee, Y. S., Kanel, S. R., Khan, S. P. 2007. Application of water quality indices and dissolved oxygen as indicators for river water classification and urban impact assessment. *Environmental monitoring and assessment*, 132(1), 93-110.

Kauffman, J. B., Coleman, G., Otting, N., Lytjen, D., Nagy, D., Beschta, R. L. 2022. Riparian vegetation composition and diversity shows resilience following cessation of livestock grazing in northeastern Oregon, USA. *PloS one*, 17(1), e0250136.

Kiessling, R. J., Galantini, J. A., Iglesias, J. O., Krüger, H., Venanzi, S. 2008. Efecto del pisoteo animal sobre la porosidad del suelo en lotes bajo siembra directa continúa. In XXI Congreso Argentino de la Ciencia del suelo. 13 a 16 de Mayo 2008.

Kiffney, P. M., Richardson, J. S., Bull, J. P. 2003. Responses of periphyton and insects to experimental manipulation of riparian buffer width along forest streams. *Journal of applied ecology*, 40(6), 1060-1076.

Kimmins, J. P. 1997. *Forest Ecology. A foundation for sustainable management.* 2nd edition. Prentice-Hall. Upper Saddle River, USA. 596 p.

Koga, N., Shimoda, S., Shirato, Y., Kusaba, T., Shima, T., Niimi, H., Atsumi, K. 2020. Assessing changes in soil carbon stocks after land use conversion from forest land to agricultural land in Japan. *Geoderma*, 377, 114487.

Krüger, H. R. 1996. Compactación en Haplustoles del sudoeste bonaerense (Argentina) bajo cuatro sistemas de labranza. *Ciencia del suelo*. 14(2), 104-106.

Kunz, M., de Araujo Gonçalves, A. D. M., Reichert, J. M., Guimarães, R. M. L., Reinert,

- D. J., Rodrigues, M. F. 2013. Compactação do solo na integração soja-pecuária de leite em Latossolo argiloso com semeadura direta e escarificação. *Rev Bras Cienc Solo.* 37(6), 1699-1708. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832013000600026>.
- Kutschker, A., Brand, C., Miserendino, M. L. 2009. Evaluación de la calidad de los bosques de ribera en ríos del NO del Chubut sometidos a distintos usos de la tierra. *Ecología austral*, 19(1), 19-34.
- La Manna, L. 2005. Caracterización de los suelos bajo bosque de *Austrocedrus chilensis* a través de un gradiente climático y topográfico en Chubut, Argentina. *Bosque (Valdivia)*, 26(2), 137-153.
- La Manna, L., Barroetaveña, C. 2011., Propiedades químicas del suelo en bosques de *Nothofagus antarctica* y *Austrocedrus chilensis* afectados por fuego. *Rev Fac Cienc Agrar.* 43(1), 41-55.
- La Manna, L., Buduba, C. G., Irisarri, J. 2020. Suelos volcánicos de la provincia del Chubut. En: Imbelloni, P., Barbosa, O. (Eds.) *Suelos y vulcanismo: Argentina*. Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo. P. 333-360.
- La Manna, L., Buduba, C. G., Rostagno, C. M., 2016. Soil erodibility and quality of volcanic soils as affected by pine plantations in degraded rangelands of NW Patagonia. *Eur J For Res.* 135(4), 643-655. DOI:10.1007/s10342-016-0961-z.
- La Manna, L., CG Buduba, C. G., Irisarri; J. A., Ferrari, J., Cremona, M. V. 2011. Los nutrientes del suelo en la Región Andino Patagónica: una aproximación a la interpretación de datos analíticos. *Patagonia Forestal.* 15 (3): 7-8.
- La Manna, L., Gaspar, L., Rostagno, C. M., Quijano, L., Navas, A. 2018. Soil changes associated with land use in volcanic soils of Patagonia developed on dynamic landscapes. *Catena.* 166, 229-239. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.03.025>.
- La Manna, L., Gaspar, L., Tarabini, M., Quijano, L., Navas, A. 2019. 137Cs inventories along a climatic gradient in volcanic soils of Patagonia: Potential use for assessing medium term erosion processes. *Catena.* 181, 104089. DOI: 10.1016/j.catena.2019.104089.

- La Manna, L., Tarabini, M., Gomez, F., Rostagno, C. M. 2021. Changes in soil organic matter associated with afforestation affect erosion processes: The case of erodible volcanic soils from Patagonia. *Geoderma*, 403, 115265. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115265>.
- Lara, A., Soto, D., Armesto, J., Donoso, P., Wernli, C. 2003. Componentes científicos clave para una política nacional sobre usos, servicios y conservación de los bosques nativos chilenos. Universidad Austral de Chile, 2003.
- Ledesma, L. M. 2002. El silvopastoreo: una alternativa de producción que disminuye el impacto ambiental de la ganadería bovina. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias*, 15(2), 226-231.
- Lencinas, M. V., Martinez Pastur, G., Cellini, J., Vukasovic, R., Peri, P., Fernández, M. C. 2002. Incorporación de la altura dominante y la clase de sitio a ecuaciones estándar de volumen para *Nothofagus antarctica* (Forster f.) Oersted. *Bosque (Valdivia)*, 23(2), 5-17. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002002000200002>.
- Lim, S. S., Kwak, J. H., Lee, S. I., Lee, D. S., Park, H. J., Hao, X., Choi, W. J. 2010. Compost type effects on nitrogen leaching from Inceptisol, Ultisol, and Andisol in a column experiment. *Journal of soils and sediments*, 10(8), 1517-1526.
- Lizcano, A., Herrera, M. C., Santamarina, J. C. 2007. Suelos derivados de cenizas volcánicas en Colombia. *Revista Internacional de Desastres Naturales, Accidentes e Infraestructura Civil*. 6(2), 167-198.
- López, E. 2015. Evaluación de la calidad del bosque de ribera, utilizando un método simple y rápido en dos ríos de bosque seco tropical (Tolima, Colombia). *Tumbaga*, 1(10), 1.
- Lundmark-Thelin, A., Johansson, M., B. 1997. Influence of mechanical site preparation on decomposition and nutrient dynamics of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) needle litter and slash needles. *Forest Ecol Manag.* 96(1-2), 101-110. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00040-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00040-6).
- Ma, Z., Yang, W., Wu, F., Tan, B. 2017. Effects of light intensity on litter decomposition

in a subtropical region. *Ecosphere*. 8(4), e01770. DOI:10.1002/ecs2.1770.

Mackereth, F. J. H., Heron, J., Talling, J. F. 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists.(scientific publication n. 36) Freshwater Biological Association. Cumbria and Dorset, England.

Malan, J. A. C., Flint, N., Jackson, E. L., Irving, A. D., Swain, D. L. 2018. Offstream watering points for cattle: protecting riparian ecosystems and improving water quality?. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 256, 144-152.

Mark, A. F. Dickinson, K. J., 2008. Maximizing water yield with indigenous non-forest vegetation: a New Zealand perspective. *Front. Ecol. Environ.* 6, 25–34.

Martino, D. L. 2017. Manejo de restricciones físicas del suelo en sistemas de siembra directa. Ing. Agr., Ph. D., Grupo de Riego, Agroclima, Ambiente y Agricultura Satelital (GRAS) del Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria de Uruguay.

Masi, C. I., Miserendino, M. L. 2009. Usos de la tierra y distribución de la materia orgánica particulada béntica en ríos de montaña (Patagonia, Argentina). *Ecología austral*, 19(3), 185-196.

McDaniel, P.A., Lowe, D.J., Arnalds, O., Ping, C.L. 2012. Andisols. In: Huang, P.M., Li, Y., Sumner, M.E., (eds) *Handbook of soil sciences*, vol 1, 2nd edn., Properties and processes CRC Press (Taylor & Francis), Boca Raton, FL. 29–48.

McIntyre, B. S., Tongway, D. 2005. Grassland structure in native pastures: links to soil surface condition. *Ecological management & restoration*, 6(1), 43-50.

McNaughton, S. J. 1984. Grazing Lawns: animals in herds, plant form, and coevolution. *American Naturalist* 124: 863-886.

McNaughton, S. J. 1986. Grazing Lawns: On Domesticated and Wild Grazers. *American Naturalist* 128: 937-939.

Mekuria, W. 2013. Conversion of communal grazing lands into exclosures restored soil properties in the semi-arid lowlands of Northern Ethiopia. *Arid Land Research and Management*, 27(2), 153-166.

Mekuria, W., Veldkamp, E., Haile, M., Nyssen, J., Muys, B., Gebrehiwot, K. 2007.

- Effectiveness of exclosures to restore degraded soils as a result of overgrazing in Tigray, Ethiopia. *Journal of Arid Environments*, 69(2), 270-284.
- Miller, J., Chanasyk, D., Curtis, T., Entz, T., Willms, W. 2011. Environmental quality of Lower Little Bow River and riparian zone along an unfenced reach with off-stream watering. *Agricultural Water Management*, 98(10), 1505-1515.
- Miserendino, M. L. 2005. Interacciones bosque río implicaciones para los ecosistemas acuáticos. *Patagonia Forestal*, XI(4):14-17.
- Miserendino, M. L. Pizzolon, L. 2003. Distribution of macroinvertebrate assemblages in the Azul-Quemquemtreu river basin, Patagonia, Argentina. *New Zeal. J. Mar. Fresh.*, 23(3):525-539.
- Miserendino, M. L., Casaux, R., Archangelsky, M., Di Prinzio, C. Y., Brand, C., Kutschker, A. M. 2011. Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. *Science of the total environment*, 409(3), 612-624.
- Miserendino, M. L., Epele, L. B., Brand, C., Manzo, L. M. 2020. Los indicadores biológicos en la Patagonia. Calidad de agua e integridad ecológica: Una mirada desde arroyos a mallines. In: Domínguez E, Giorgi A, Gómez N (eds) La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de la Argentina: bases para el análisis de la integridad ecológica. Eudeba, Buenos Aires (inSpanish), pp 148–155.
- Miserendino, M.L., Kutschker, A., Brand, C., La Manna, L., Di Prinzio, C.Y., Papazian, G., Bava, J. 2016. Ecological status of a Patagonian Mountain River: usefulness of environmental and biotic metrics for rehabilitation assessment. *Environ. Manag.* 57, 1166–1187. <https://doi.org/10.1007/s00267-016-0688-0>.
- Morales, D., La Manna, L., Buduba, C. 2010. Propiedades químicas de suelos desarrollados sobre distintos materiales originales bajo bosques de *Austrocedrus chilensis*. *Rev Fac Cienc Agrar.* 42(1), 185-200.
- Morales, D. V., la Manna, L. A., Rostagno, C. M. 2013. Propiedades físicas e hidrológicas de suelos volcánicos afectados por incendios recientes en Patagonia, Argentina.
- Moretto, A., Pancotto, V., Mansilla, R., Oro, N. 2011. Circulación de nutrientes en el

- bosque: Relaciones entre árboles, suelo y hojarasca. La Lupa. Colección fueguina de divulgación científica, (2), 26-32.
- Mulholland, B., Fullen, M. A. 1991. Cattle trampling and soil compaction on loamy sands. *Soil use and management*, 7(4), 189-193.
- Munné, A., Prat, N., Solà, C., Bonada, N., Rieradevall, M. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 13(2), 147-163.
- Murty, D., Kirschbaum, M. U., Mcmurtrie, R. E., Mcgilvray, H. 2002. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature. *Global Change Biology*, 8(2), 105-123.
- Nanzyo, M., Dahlgren, R., Shoji, S. 1993. Chemical characteristics of volcanic ash soils. In *Developments in soil science* (Vol. 21, pp. 145-187). Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S0166-2481\(08\)70267-8](https://doi.org/10.1016/S0166-2481(08)70267-8).
- Nesme, T., Senthilkumar, K., Mollier, A., Pellerin, S. 2015. Effects of crop and livestock segregation on phosphorus resource use: a systematic, regional analysis. *Eur J Agron.* 71, 88-95. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2015.08.001>.
- Nworji, M. J. 2020. Effect of light on pasture productivity and quality in a silvopastoral system. *ISSN: 2656-6176*, 3(2):9-38.
- Oduor, C. O., Karanja, N. K., Onwonga, R. N., Mureithi, S. M., Pelster, D., Nyberg, G. 2018. Enhancing soil organic carbon, particulate organic carbon and microbial biomass in semi-arid rangeland using pasture enclosures. *BMC ecology*, 18, 1-9.
- Ou, Y., Wang, X., Wang, L., Rousseau, A. N. 2016. Landscape influences on water quality in riparian buffer zone of drinking water source area, Northern China. *Environmental Earth Sciences*, 75(2), 1-13.
- Parfitt, R. L., Wilson, A. D. 1985. Estimation of allophane and halloysite in three sequences of volcanic soils, New Zealand. *Catena. Supplement (Giessen)*, 7, 1-8.
- Parsons, A.J., B. Dumont. 2003. Spatial heterogeneity and grazing processes. *Animal*

Research 52: 161-179.

- Pent, G. J., Fike, J. H., Kim, I. 2021. Ewe lamb vaginal temperatures in hardwood silvopastures. *Agroforestry Systems*, 95(1), 21-32.
- Peña, O. S., Rubalcaba, S. C., Novo, M. F., Rodríguez, Y. H., Pérez, A. 2006. Evaluación físico-química y microbiológica del agua de la presa El Cacao (Cotorro, Cuba). *Higiene y Sanidad Ambiental*, 6, 202-206.
- Pereyra, F., Irisarri, J.A., Ferrer, J.A. 2011. Suelos: factores de formación, procesos pedogenéticos y distribución. En *Actas XVIII Congreso Geológico Argentino*: 871–880.
- Peri, P. L., Bahamonde, H. A., Monelos, L. H., Pastur, G. M. 2008. Producción de hojarasca en bosques primarios y bajo manejo silvopastoril de *Nothofagus antarctica* en la provincia de Santa Cruz, Argentina. Segunda reunión sobre *Nothofagus* en la Patagonia, *EcoNothofagus*, 149-155.
- Peri, P. L., Banegas, N., Gasparri, I., Carranza, C. H., Rossner, B., Pastur, G. M., Piñeiro, G. 2017. Carbon sequestration in temperate silvopastoral systems, Argentina. Integrating landscapes: agroforestry for biodiversity conservation and food sovereignty, 453-478.
- Peri, P. L., Hansen N. E, Bahamonde, H. A; Lencinas, M. V.; von Müller, A. R., Ormaechea, S.; Gargaglione, V.; Soler, R.; Tejera, L. E.; Lloyd, C. E. Martínez Pastur, M. 2016. Silvopastoral Systems Under Native Forest in Patagonia Argentina. In: *Silvopastoral Systems in Southern South America*. Ed. Peri, P.L.; Dube, F. & A. Varela. Pp 117-168.
- Peri, P. L., Rusch, V. E., Von Müller, A., Varela, S. A., Quinteros, C. P., Martínez Pastur, G. J. 2021. Manual de Indicadores para Monitoreo de Planes Prediales de Manejo de Bosque con Ganadería Integrada—MBGI Región Patagónica. INTA-MAyDS.
- Peri, P. L., Sturzenbaum, M. V., Monelos, L., Livraghi, E., Christiansen, R., Moreto, A., Mayo, J. P. 2005. Productividad de sistemas silvopastoriles en bosques nativos de ñire (*Nothofagus antarctica*) de Patagonia Austral. In *Actas III Congreso Forestal*

- Argentino y Latinoamericano, Comisión Nuevas Tendencias Forestales (Vol. 10).
- Peri, P. L.; Sturzenbaum, M. V., Monelos, L. 2004. Sistemas silvopastoriles en Santa Cruz. PIARFON-BAP, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Informe final.
- Pessacg, N., Flaherty, S., Solman, S., Pascual, M. 2020. Climate change in northern Patagonia: critical decrease in water resources. *Theor. Appl. Climatol.* <https://doi.org/10.1007/s00704-020-03104-8>.
- Pettit, N. E., Froend, R. H., Davies, P. M. 2001. Identifying the natural flow regime and the relationship with riparian vegetation for two contrasting western Australian rivers. *Regulated Rivers: Research & Management*, 17(3), 201-215.
- Piccinini, M., Sánchez Caro, A., Gultermiriam, M. L., Giorgi, A. D. N. 2015. Estimating the Self-depuration Capacity of a Reach of the Luján River. *International Journal of Environmental Research*, 9(3), 1037-1046.
- Podwojewski, P., Poulenard, J., Zambrana, T., Hofstede, R. 2002. Overgrazing effects on vegetation cover and properties of volcanic ash soil in the páramo of Llangahua and La Esperanza (Tungurahua, Ecuador). *Soil Use and Management*, 18(1), 45-55.
- Pribyl, D.W. 2010. A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor. *Geoderma*, 156, 75-83. <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2010.02.003>.
- Prichard, D., Anderson, J., Correll, C., Fogg, J., Gebhardt, K., Krapf, R. Staats, J. 1998. Riparian Area Management TR 1737-15. A User Guide to Assessing Proper Functioning Condition Under the Supporting Sciences for Lotic Areas. National Business Center, BC-650B, PO Box, 25047.
- Quinteros, C. P. 2014. Grandes herbívoros en bosques de lenga (*Nothofagus pumilio*): uso espacio-temporal de los recursos y sus efectos sobre la regeneración y el sotobosque. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional del Comahue, Bariloche.
- Quinteros, C. P. 2018. Propiedades ecosistémicas de bosques de *Nothofagus pumilio* afectadas por diferente intensidad de uso ganadero en Chubut, Patagonia Argentina. *Rev Ecosistemas*. 27(3), 24-32. Doi.: 10.7818/ECOS.1483.
- Quinteros, C. P., Bava, J. O., Bernal, P. M. L., Gobbi, M. E., Defossé, G. E. 2017.

- Competition effects of grazing-modified herbaceous vegetation on growth, survival and water relations of lenga (*Nothofagus pumilio*) seedlings in a temperate forest of Patagonia, Argentina. *Agroforest Syst.* 91(4), 597-611. <https://doi.org/10.1007/s10457-016-9983-2>.
- Quinteros, C. P., Bernal, P. M. L., Gobbi, M. E., Bava, J. O. 2012. Distance to flood meadows as a predictor of use of *Nothofagus pumilio* forest by livestock and resulting impact, in Patagonia, Argentina. *Agroforest Syst.* 84(2), 261-272. DOI: 10.1007/s10457-011-9461-9.
- Quinteros, C. P., López Bernal, P. M., Feijóo, S. M., Bava, J. O., Arias, N. S. 2013. Dieta de verano de bovinos pastoreando en bosques de lenga (*Nothofagus pumilio*) y mallines de Chubut, Argentina. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Cuyo*, 45(1), 0-0.
- Quinteros, P., Hansen, N., Kutschker, A. 2010. Composición y diversidad del sotobosque de ñire (*Nothofagus antarctica*) en función de la estructura del bosque. *Ecología austral*, 20(3), 225-234.
- Raffaele, E.; Veblen, T. T.; Blackhall, M.; Tercero-Bucardo, N. 2011. Synergistic influences of introduced herbivores and fire on vegetation change in northern Patagonia, Argentina. *Journal of Vegetation Science.* 22(1): 59-71.
- Reed, T., Carpenter, S. R. 2002. Comparisons of P-Yield, Riparian Buffer Strips, and Land Cover in Six Agricultural Watersheds. *Ecosystems*, 5(6), 568-577.
- Relva, M. A.; Veblen, T. T. 1998. Impacts of introduced large herbivores on *Austrocedrus chilensis* forests in northern Patagonia, Argentina. *Forest Ecology and Management.* 108(1-2): 27-40.
- Renouf, K., Harding, J. S. 2015. Characterising riparian buffer zones of an agriculturally modified landscape. *New Zealand journal of marine and freshwater research*, 49(3), 323-332.
- Reyes, J. J., Vidal, I., González, M. R., González, R. M., Fonte, D. 2003. Efecto de dos intensidades de pastoreo en el método de pastoreo rotacional con ganado lechero. Balance de nitrógeno, fósforo y potasio en el sistema y sus componentes. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola.* 37(3), 257-265.

- Richards, L., 1956. Sample retainers for measuring water retention by soil. *Soil Sci Soc Am Pro.* 20: 301-303. <https://doi.org/10.2136/sssaj1956.03615995002000030001>
- Richardson, J. S., Danehy, R. J. 2007. A synthesis of the ecology of headwater streams and their riparian zones in temperate forests. *Forest Science*, 53(2), 131-147.
- Rizzo, P.F., Bres, P.A., Arreghini, S., Crespo, D.E., Serafini, R. J., Fabrizio de Iorio, A.R. 2012. Remediation of feedlot effluents using aquatic plants. *Rev. la Fac. Ciencias Agrar.* 44, 47–64. <https://doi.org/10.1002/lt>.
- Robertson, A. I., Rowling, R. W. 2000. Effects of livestock on riparian zone vegetation in an Australian dryland river. *Regulated Rivers: Research & Management: An International Journal Devoted to River Research and Management*, 16(5), 527-541.
- Rodríguez Rodríguez, A., Guerra, J. A., Gorrín, S. P., Arbelo, C. D., Mora, J. L. 2002. Aggregates stability and water erosion in Andosols of the Canary Islands. *Land Degradation & Development*, 13(6), 515-523.
- Romero, F. I., Cozano, M. A., Gangas, R. A., Naulin, P. I. 2014. Zonas ribereñas: protección, restauración y contexto legal en Chile. *Bosque (Valdivia)*, 35(1), 3-12.
- Rosenzweig, M.L. 1991. Habitat selection and population interactions. The search for mechanism. *American Naturalist* 137: 5-28
- Ruiz, I. 1996. Introducción: un vistazo a la compleja relación clima-suelo-árbol-pastogano. Instituto de Investigaciones. Agropecuarias. Santiago, Chile. (1996^a), 7-16.
- Rusch, V. E., Rusch, G. M., Gojman, A. P., Varela, S. A., Claps, L. 2017. Ecosystem services to support environmental and socially sustainable decision-making. *Ecología austral.* 27(01bis), 162-176. <https://doi.org/10.25260/EA.17.27.1.1.295>.
- Rusch, V. 1992. Principales limitantes para la regeneración de la lenga en la zona NE de su área de distribución. Variables ambientales en claros del bosque. In *Actas del Seminario de Manejo Forestal de la Lenga y Aspectos Ecológicos Relacionados*. Esquel. Argentina. Vol. N° 8. p. 61-73.

- Sands, R., Greacen, E. L., Gerard, C. J. 1979. Compaction of sandy soils in radiata pine forests. I. A penetrometer study. *Soil Research*, 17(1), 101-113.
- Salvati, L., Carlucci, M. 2015. Towards sustainability in agro-forest systems? Grazing intensity, soil degradation and the socioeconomic profile of rural communities in Italy. *Ecol Econ*. 112, 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.02.001>.
- Scanes, C.G. 2018. Impact of Agricultural Animals on the Environment. In *Animals and Human Society*; Elsevier: Amsterdam, The Netherlands; pp. 427–449.
- Schmutzer, A. C., Gray, M. J., Burton, E. C., Miller, D. L. 2008. Impacts of cattle on amphibian larvae and the aquatic environment. *Freshwater Biology*, 53(12), 2613-2625.
- Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA). 2017. Anuario Estadístico 2016 – Centro Regional Patagonia Norte. Argentina.
- Shoji, S., Nanzyo, M., Dahlgren, R., A. 1993. Volcanic ash soils: genesis, properties and utilization. Elsevier, Amsterdam.
- Silva, V. B. D., Silva, A. P. D., Dias, B. D. O., Araujo, J. L., Santos, D., Franco, R. P. 2014. Decomposição e liberação de N, P e K de esterco bovino e de cama de frango isolados ou misturados. *Rev Bras Cienc Solo*. 38(5), 1537-1546. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832014000500019>.
- Six, J., Elliott, E.T., Paustian, K., Doran, J.W. 1998. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62, 1367–1377. DOI: 10.2136/sssaj1998.03615995006200050032x.
- Six, J., Conant, R. T., Paul, E. A., Paustian, K. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant and soil*, 241, 155-176.
- Smith-Flueck, J. M., Flueck, W. T. 1997. Relevamiento de una población de huemul en la provincia de Río Negro, Argentina. *Mastozoología Neotropical*, 4(1), 25-33.
- Soil Survey Staff. 2006. *Soil Taxonomy: A basic system of soil classification for making*

- and interpreting soil surveys. Tenth ed. Washington DC, USDA. 341 p.
- Soler, R., Pastur, G. M., Lencinas, M. V., Peri, P. L. 2015. Mistletoes and epiphytic lichens contribute to litter input in *Nothofagus antarctica* forests. *Acta Oecologica*, 68, 11-17. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2015.06.005>.
- Somlo, R. C., Siffredi, G. L. 1993. Algo más sobre henos de mallines de precordillera. *Presencia*. a. 7, (27).
- Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M., De Haan, C. 2009. La larga sombra del ganado: Problemas ambientales y opciones. FAO. 877-889.
- Subsecretaría de Bosques de la Provincia de Chubut (SsBCh). 2012. Manejo de las reservas de la provincia del Chubut en el área cordillerana propuesta técnica de zonificación y manejo – Fase I. Pp. 146.
- Sweeney, B. W., Bott, T. L., Jackson, J. K., Kaplan, L. A., Newbold, J. D., Standley, L. J., Hession, R., Horwitz, R. J. 2004. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 101(39), 14132-14137.
- Taboada, M. A., Damiano, F., Lavado, R. S. 2009. Inundaciones en la región pampeana. Consecuencias sobre los suelos. Alteraciones de la fertilidad de los suelos: el halomorfismo, la acidez, el hidro-morfismo y las inundaciones. Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, 103-127.
- Taboada, M., Álvarez, C. R. 2008. Fertilidad física de los suelos. Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires (Argentina). Facultad de Agronomía.
- Takahashi, M., Sakata, T., Ishizuka, K. 2001. Chemical characteristics and acid buffering capacity of surface soils in Japanese forests. *Water Air Soil Poll.* 130(1-4), 727-732. <https://doi.org/10.1023/A:1013885518767>.
- Toledo, V., Álvarez, J. C., Nieves, S. 2017. Relación entre las pisadas de los visitantes y la compactación sobre el suelo del sendero de Sabas Nieves del Parque Nacional Waraira Repano (El Ávila). *Revista de Investigación*. 41(92), 185-212.
- Ubeda, X., Sala, M. 1996. Cambios en la física del suelo e incrementos de la escorrentía

y la erosión tras un incendio forestal. *Cadernos do Laboratorio Xeolóxico de Laxe* 21, 559–576.

Usman, H. 1994. Cattle trampling and soil compaction effects on soil properties of a northeastern Nigerian sandy loam. *Arid Land Research and Management*, 8(1), 69-75.

Vaieretti, M. V., Cingolani, A. M., Harguindeguy, N. P., Gurvich, D. E., Cabido, M. 2010. Does decomposition of standard materials differ among grassland patches maintained by livestock? *Austral Ecology*. 35(8), 935-943. DOI:10.1111/j.1442-9993.2009.02105.x.

Vaieretti, M. V., Conti, G., Poca, M., Kowaljow, E., Gorné, L., Bertone, G., Cingolani, A. M., Pérez-Harguindeguy, N. 2021. Plant and soil carbon stocks in grassland patches maintained by extensive grazing in the highlands of central Argentina. *Austral Ecology*. 46(3), 374-386. DOI:10.1111/aec.12992.

Veblen, T. T., Holz, A., Paritsis, J., Raffaele, E., Kitzberger, T., Blackhall, M. 2011. Adapting to global environmental change in Patagonia: what role for disturbance ecology?. *Austral Ecology*, 36(8), 891-903.

Veizaga, E. A. 2015. Estudio de la dinámica del nitrato en el suelo proveniente de la actividad ganadera intensiva. Tesis doctoral inédita, Santa Fe, Universidad Nacional del Litoral.

Venanzi, R., Picchio, R., Piovesan, G. 2016. Silvicultural and logging impact on soil characteristics in Chestnut (*Castanea sativa* Mill.) Mediterranean coppice. *Ecol Eng.* 92, 82-89. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.03.034>.

Veneciano, J. H., Frigerio, K. 2003. Exportación de macronutrientes en sistemas extensivos de San Luis. *INPOFOS. Informaciones Agronómicas del Cono Sur*, 17, 17-22.

Videla, L. S., Rostagno, C. M., Toyos, M. A. 2008. La materia orgánica particulada: comparación de métodos para su determinación y su valor como indicador de calidad de suelos del Chubut. *Ciencia del suelo*, 26(2), 219-227.

- Vieira-Lanero, R., Servia, M. J., Barca, S., Couto, M. T., Rivas, S., Sánchez, J. Cobo, F. 2010. Índices de calidad de la vegetación de ribera y del hábitat fluvial en los afluentes de la margen española del Baixo Miño. In V Simposio Ibérico Sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho; Câmara Municipal de Vila Nova de Cerveira: Vila Nova de Cerveira, Portugal (pp. 79-88).
- Vila, A. R., Borrelli, L., Martínez, L. 2009. Dietary overlap between huemul and livestock in Los Alerces National Park, Argentina. *The Journal of Wildlife Management*, 73(3), 368-373.
- Vogel, B., Rostagno, C. M., Molina, L., Antilef, M., La Manna, L. 2022. Cushion shrubs encroach subhumid rangelands and form fertility islands along a grazing gradient in Patagonia. *Plant and Soil*, 1-21.
- von Müller, A. R. 2016. Informe de Término Medio. Proyectos Regionales con Enfoque Territorial 2013-2019. INTA EEAF Esquel.
- von Müller, A. R., Lloyd, C. E., Hansen, N., Buduba, C. G., Ciari, G. 2013. Adecuación de la carga ganadera para asegurar la conservación de la estructura y los servicios ecosistémicos en el bosque andino patagónico. Jornadas II Jornadas Forestales Patagónicas y 2º Congreso Internacional Agroforestal Patagónico. El Calafate, Santa Cruz, Argentina.
- von Müller, A. R., Renison, D., Cingolani, A. M. 2017. Cattle landscape selectivity is influenced by ecological and management factors in a heterogeneous mountain rangeland. *The Rangeland Journal*, 39(1), 1-14.
- Wada, K. 1985. The distinctive properties of Andosols. In *Advances in soil science* (pp. 173-229). Springer, New York, NY. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-5088-3_4.
- Wang, Y., Hu, Y., Yang, C., Chen, Y. 2018. Effects of vegetation types on water-extracted soil organic matter (WSOM) from riparian wetland and its impacts on riverine water quality: Implications for riparian wetland management. *Science of the Total Environment*, 628, 1249-1257.

- Warkentin, B. P., Maeda, T. 1980. Physical and mechanical characteristics of Andisols. B.K.G. Theng (Ed.), *Soils with Variable Charge*, New Zeal. Soc. Soil Sci. Lower Hutt, New Zealand, pp. 281-301.
- Wilson, M. G., Quintero, C. E., Boschetti, N. G., Benavidez, R. A., Mancuso, W. A. 2000. Evaluación de atributos del suelo para su utilización como indicadores de calidad y sostenibilidad en Entre Ríos. *Rev Fac Agron.* 20(1), 23-30.
- Xue, F., Tang, J., Dong, Z., Shen, D., Liu, H., Zhang, X., Holden, N.M. 2018. Temporal controls of total coliform and *E. coli* contamination in a subtropical hilly agricultural catchment. *Agric. Water Manag.* 200, 10–18. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2017.12.034>.
- Yanez, P. B., Rios, J. G., Sandoval, B. F., Cossio, F. G. 1999. Materia orgánica y caracterización de suelos en proceso de recuperación con coberturas vegetativas en zonas templadas de México. *Terra Latinoamericana*, 17(2), 139-148.
- Yang, H., Wang, G., Wang, L., Zheng, B. 2016. Impact of land use changes on water quality in headwaters of the Three Gorges Reservoir. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(12), 11448-11460.
- Yimer, F., Alemu, G., Abdelkadir, A. 2015. Soil property variations in relation to enclosure and open grazing land use types in the Central Rift Valley area of Ethiopia. *Environmental Systems Research.* 4(1), 1-10. <https://doi.org/10.1186/s40068-015-0041-2>
- Yustika, R. D., Muchtar, M. 2016. Soil organic matter status and penetration resistance at alley cropping system on degraded acid dryland. *Journal of Degraded and Mining Lands Management.* 4(1), 675. DOI:10.15243/jdmlm.2016.041.67.
- Zaimes, G. Schultz, R. 2002. Phosphorus in agricultural watersheds. *A Literature Review*, 2, 34

ANEXO

Descripción morfológica de los suelos de bosques de *Nothofagus* estudiados.

Calicata en Andisol de régimen de humedad údico

Material original: ceniza volcánica

Horizonte	Profundidad (cm)	Color ^a	Textura ^b	Estructura ^c	Raíces ^d	Fragmentos gruesos (%)	Rasgos redoximórficos ^e	Límite ^f
O _i	0 - 1	-	-	-	-	-	-	-
O _e	1 - 3	-	-	-	-	-	-	-
A	3 - 23	10YR 3/2	LS	GR	2F	-	-	CS
AB _w	23 - 48	10YR 4/3	LS	SBK	3M	-	-	GS
B _w	48 - 75	10YR 4/4	L	GR	2C	10	-	CW
C	75 - 110+	10YR 5/4	SCL	MA	1C	70	-	-

Calicata en Andisol de régimen de humedad xérico

Material original: ceniza volcánica

Horizonte	Profundidad (cm)	Color ^a	Textura ^b	Estructura ^c	Raíces ^d	Fragmentos gruesos (%)	Rasgos redoximórficos ^e	Límite ^f
A	0 - 12	10YR 5/2	LS	SGR	3	1	-	CS
C1	12 - 76	10YR 6/3	LS	SBK	3	30	-	CS
C2	76 - 92	10YR 6/3	LS	ABK	3	20	-	CS
C3	92 - 99	10YR 6/2	SL	MA	1	30	-	AS
C4	99 - 110+	-	-	-	-	80	-	-

^a Color: Color en húmedo según Munsell soil color charts (1990).

^b Textura: A = arena (sand), l = limo (silt), a = arcilla (clay), F = franco (loam); CN = lajoso (flagstony), CNX = extremadamente lajoso (extremely flagstony), GR = gravoso (gravelly), GRV = muy gravoso (very gravelly), GRX = extremadamente gravoso (extremely gravelly), PBY = con para-bloques (para-large bouldery).

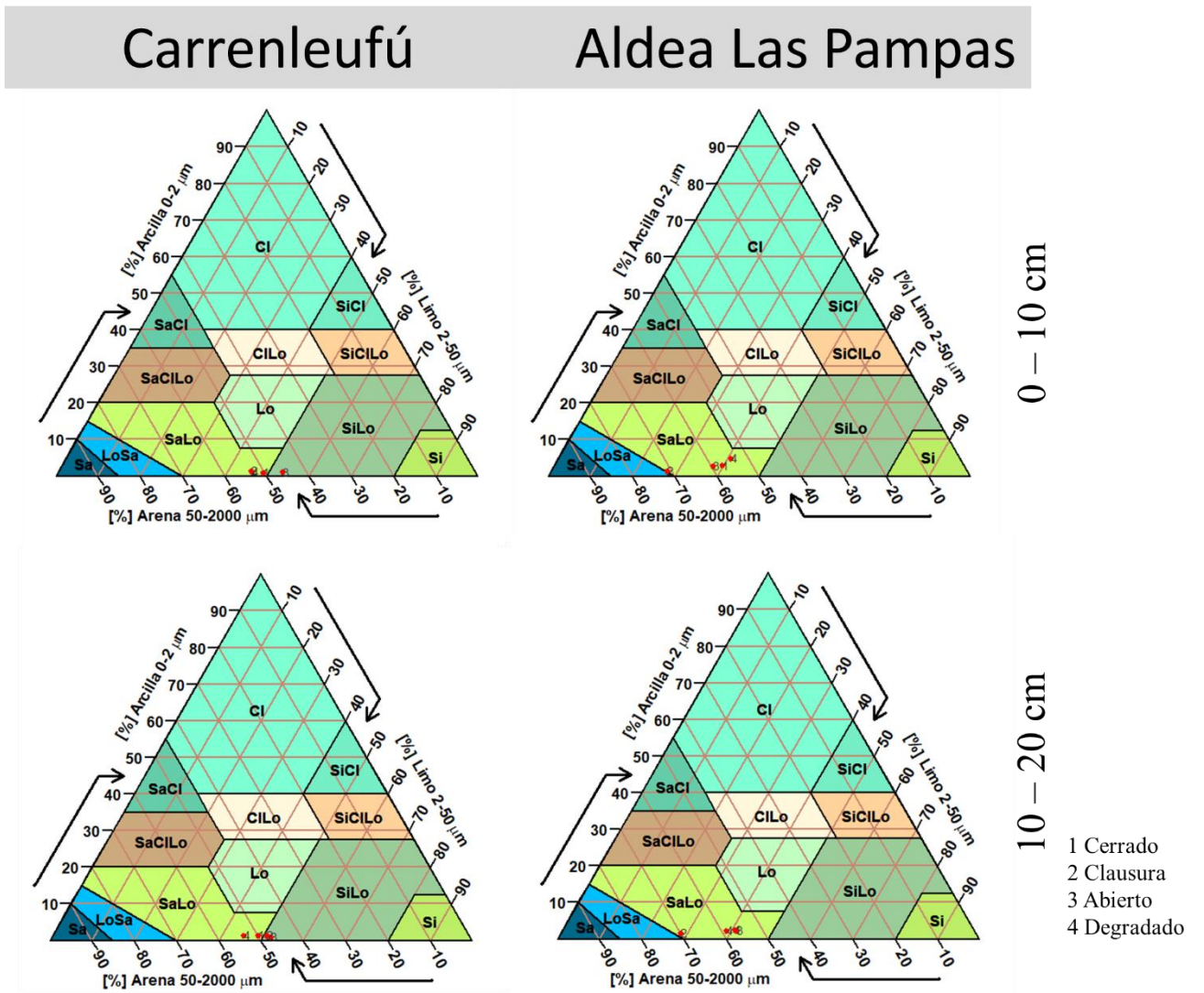
^c Estructura (structure): 0 = sin estructura (structureless), 1 = débil (weak), 2 = moderada (moderate), 3 = fuerte (strong); MA = masivo (massive), GR = granular (granular), SBK = bloques subangulares (subangular blocky); WEG = cuneiforme (wedge-shaped); F = fina (fine), M = media (medium), CO = gruesa (coarse), VC = muy gruesa (very coarse).

^d Raíces (roots): en blanco (in black) = ausentes (none), 1 = pocas (few), 2 = comunes (common), 3 = abundantes (many); F = finas (fine), M = medias (medium), C = gruesas (coarse), VC = muy gruesas (very coarse).

^e Rasgos redoximórficos (redoximorphic features): en blanco (in black) = ausentes (none), f = pocas (few), c = comunes (common), m = abundantes (many); 1 = finos (fine), 2 = medios (medium), 3 = gruesos (coarse), 4 = muy gruesos (very coarse); F = débil (faint), D = precisos (distinct), P = prominentes (prominent).

^f Límite de horizontes (horizon boundary): A = abrupto (abrupt), C = claro (clear), G = gradual (gradual); S = plano (smooth), W = ondulado (wavy), I = irregular (irregular).

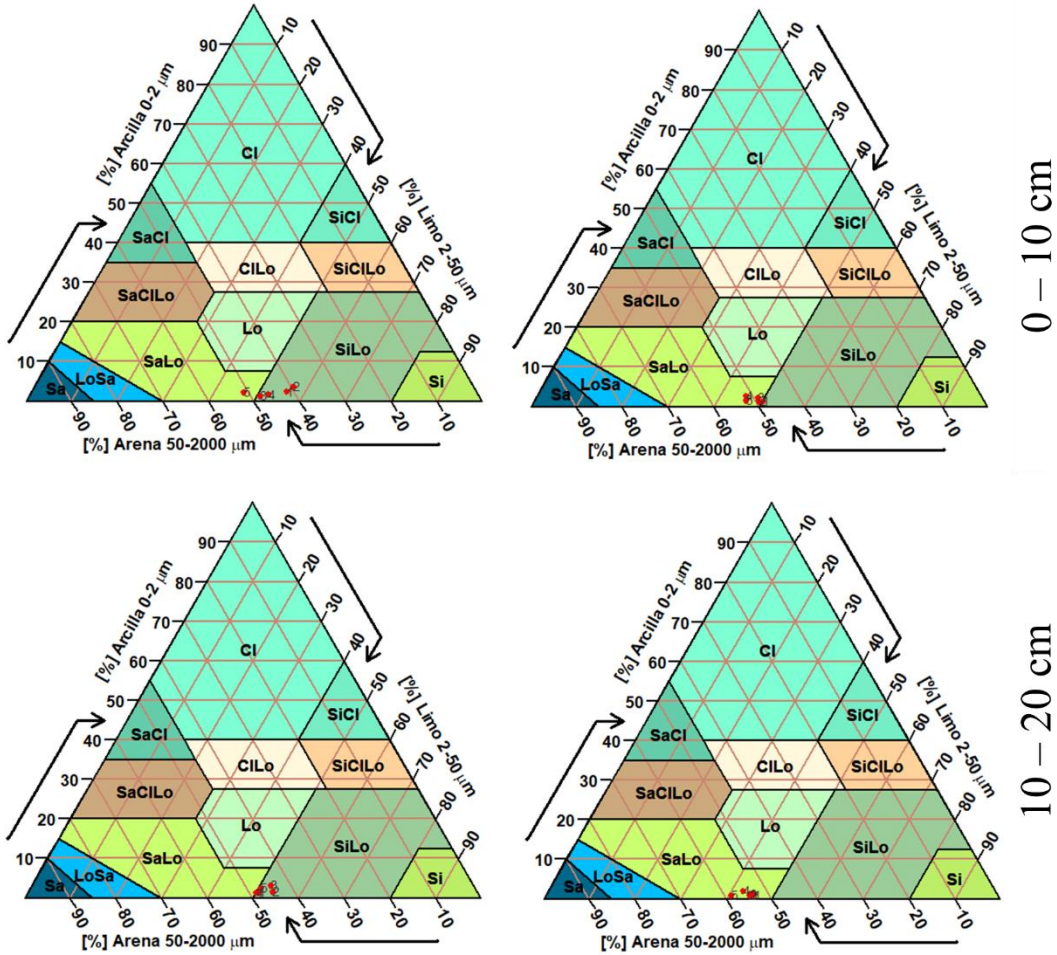
Triangulos texturales para los tratamientos diferenciando los sitios de muestreo y las profundidades del suelo del bosque de *N. artarctica*.



Puntos rojos y números indican los tratamientos de los sitios. Textura: Sa = arena, Si = limo, Cl = arcilla, Lo = franco; SaCl = arcillo arenoso; ClLo = Franco arcilloso; SiCl = arcilloso limoso; SiClLo = franco arcilloso limoso; SaClLo = franco arcilloso arenoso; SaLo = franco arenoso; LoSa = areno franco; SiLo = franco limoso.

Triangulos texturales para los tratamientos diferenciando los sitios de muestreo y las profundidades del suelo del bosque de *N. pumilio*.

Carrenleufú Aldea Las Pampas

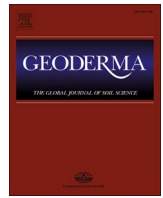


- 1 Cerrado
- 2 Clausura
- 3 Abierto
- 4 Degradado
- 5 Intermedio

Puntos rojos y números indican los tratamientos de los sitios. Textura: Sa = arena, Si = limo, Cl = arcilla, Lo = franco; SaCl = arcillo arenoso; ClLo = Franco arcilloso; SiCl = arcilloso limoso; SiClLo = franco arcilloso limoso; SaClLo = franco arcilloso arenoso; SaLo = franco arenoso; LoSa = areno franco; SiLo = franco limoso.

TRABAJO DE RESPALDO

Gomez, F., Von Müller, A., Tarabini, M., La Manna, L. 2022. Resilient Andisols under silvopastoral systems. *Geoderma*, 418, 115843.



Resilient Andisols under silvopastoral systems

Federico Gomez^{a,b,c,d,*}, Axel von Müller^a, Manuela Tarabini^{b,c,d}, Ludmila La Manna^{b,c}

^a Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Estación Experimental Agroforestal Esquel (INTA EEAF Esquel), Chubut, Argentina

^b CEAI (Centro de Estudios Ambientales Integrados) – Facultad de Ingeniería – Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, Sede Esquel, Chubut, Argentina

^c Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina

^d Secretaría de Ciencia, Tecnología e Innovación Productiva del Chubut, Argentina

ARTICLE INFO

Handling Editor: Alberto Agnelli

Keywords:

Anion exchange complex
Buffer
Carrying capacity
Udands
Xerands

ABSTRACT

Livestock can affect physical and chemical soil properties, depending on both stocking rates, and intrinsic soil properties. This study aimed to analyze changes in physicochemical properties in volcanic soils under silvopastoral systems. Two contrasting study sites were selected in Patagonia, Argentina, where *Nothofagus antarctica* silvopastoral systems develop on volcanic soils with different moisture regimes: Udands and Xerands. In each site, four treatments were considered according to canopy openness and accessibility for livestock: closed forests (control), open forests, 5-year exclusions in open forests, and finally, degraded areas affected by large-scale disturbances (i.e., grazing + clear cutting + fire). Localized stocking rate was estimated, and soil properties were analyzed at two depths (0–10 and 10–20 cm). Results showed that physicochemical properties were slightly modified by silvopastoral use, with no critical values found, except for penetration resistance. Soil types behaved differently: while Udands were more fertile and resilient, Xerands were more susceptible to livestock impact, and localized stocking rate was a good short-scale soil degradation indicator for these soils. Although grazing negatively affected soil fertility, increments in carbon stock, nitrogen, and phosphorus were found in Xerands. Besides, an evident improvement in physical soil properties in the short term (5 years) was found in Udands when livestock was excluded. Despite the high resilience of udic volcanic soils under silvopastoral use, total organic matter and organic matter associated with macroaggregates severely decreased. Such decrease occurred especially when grazing was overlapped with other impacts, leading to the loss of forest cover, regardless the soil moisture regime. *Nothofagus antarctica* forests on volcanic soils seem to form a system capable of sustaining silvopastoral use with controlled stocking rate, but they are highly vulnerable to major impacts.

1. Introduction

Native forest ecosystems provide goods and services to nature and society, such as environmental, aesthetic, cultural, and economic values (Hassan et al., 2005). Since a dependence exists between society and ecosystems, a sustainable use and management of natural resources is essential. In turn, knowing the effects of anthropic activities allows us to mitigate their impact on ecosystems and to avoid the possible degradation (Fontúrbel, 2003). Livestock is a very important economic activity, and consequently, it has caused different degrees of impact on ecosystem services provided by forests. Some of these unwanted effects occurred in soils, such as compaction by animal trampling and alterations of nutrient cycles due to urine and faeces contribution (Reyes et al., 2003; Kiessling et al., 2008). Impacts on the soil can lead to erosion (Cingolani et al., 2008), and to the consequent loss of systems

productivity (Veneciano and Frigerio, 2003).

Changes in soil due to livestock use depend on soil intrinsic characteristics: initial fertility, hydric condition, and, historical and current livestock stocking rate (Binkley et al., 2003; Álvarez-Yépez et al., 2008). Physical and chemical degradation of soils is favored by overgrazing, which leads to soil compaction, evidenced by a higher bulk density and resistance to penetration (Kunz et al., 2013; Salvati and Carlucci, 2015). On the other hand, the negative chemical effects are evidenced by nutrient imbalance (Silva et al., 2014). An example of soil intrinsic properties changes associated with livestock can be found in volcanic soils. Andisols have a high carrying capacity (high organic matter content and medium textures) and a higher anion exchange complex (AEC) that protects them from physical and chemical degradation (Takahashi et al., 2001). Thus, studies on volcanic soils in tropics show slight changes in the physical–chemical properties under recent grazing or low

* Corresponding author at: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Estación Experimental Agroforestal Esquel (INTA EEAF Esquel), Chubut, Argentina.
E-mail address: gomez.federico@inta.gob.ar (F. Gomez).

intensity (Buytaert et al., 2007). However, even soil mineralogical changes are evidenced when soil becomes bare, and exposed to desiccation, allowing non-crystalline minerals to evolve into crystalline forms (Hernández et al., 2012; La Manna et al., 2018). Under these conditions, the stability of organic matter is affected, increasing volcanic soils erodibility (McDaniel et al., 2012; La Manna et al., 2016).

In Patagonia Argentina, *Nothofagus antarctica* (G. Forster) Oerst (Nothofagaceae) forests –the most important area for cattle rearing– cover a large area of ca. 289,000 ha. (CIEFAP-MAyDS, 2016). In Chubut province, these forests develop from higher peaks to below 600 m asl, encompassing from humid sites (meadows) to dry sites that border the steppe. In drier areas, *N. antarctica* forests (ñire) have a fragmented distribution linked to streams (Donoso et al., 2006). The main use of *N. antarctica* forest is the silvopastoral system, with livestock grazing throughout the year. Livestock use, thinning for heating (firewood), and non-controlled forest fires, have produced different types of degradation, including the loss of tree cover and the establishment of exotic grazing lawns, which affects not only the regeneration, but also the provision of ecosystem services (Quinteros et al., 2017; Quinteros, 2018).

Nothofagus antarctica silvopastoral systems in NW Patagonia are developed on volcanic soils, rich in organic matter, and with unique physical, chemical and mineralogical properties, associated with non-crystalline minerals, such as allophane and imogolite (McDaniel et al., 2012; La Manna et al., 2020). Soil moisture regime and pedogenetic processes on volcanic soils vary according to the high climatic gradient in the Patagonian Andean region (Colmet Daage et al., 1988). Higher rainfall occurs towards the west of the Udands formation; while, lower rainfall occurs towards the east (See supplementary material Fig. 1), where xeric Andisols (Xerands) dominate. Soil moisture regime determines the development of Andic properties, and other key variables. For example, the capacity to retain water and organic matter contents

are higher in Udands compared to Xerands (La Manna et al., 2019, 2020).

Historically, *N. antarctica* forests have been subjected to high stocking rate which triggers forest degradation processes (von Müller et al., 2013; Rusch et al., 2017), but impacts on soils have rarely been addressed. Knowing edaphic changes caused by historical and current livestock activity is essential to develop sustainable silvopastoral systems. The aim of this work was to analyze changes in physical–chemical soil properties associated with localized stocking rates in *N. antarctica* forests on Andisols at different soil moisture regimes (Udands and Xerands). Since volcanic soils are formed by very stable complexes (i.e., allophanic clays - organic matter) allowing a high buffering effect, we hypothesize that properties changes in soil could be slightly associated with the current and historical livestock stocking rate. Furthermore, soil changes will be extreme only when grazing is combined with high-impact disturbances such as fire and clear-cutting. We also hypothesize that soil physical–chemical changes will be more marked in Xerands than in Udands, whereas the recovery towards the initial fertility levels after excluding livestock would be faster in Udands than in Xerands. Finally, changes in soil properties processes will be more pronounced at depth of 0–10 cm than at 10–20 cm.

2. Materials and methods

2.1. Study area

The study was carried out in two sites in the west of Chubut province with *N. antarctica* forests: Carrenleufú ($-43^{\circ}34'50.69''S$; $-71^{\circ}38'45.25''O$, 740 m asl) and Aldea Las Pampas ($-44^{\circ}14'52.12''S$; $-71^{\circ}29'10.02''O$, 620 m asl) (Fig. 1). The climate is Mediterranean type, with more rainfall in winter. The mean annual precipitation of Carrenleufú is 821 mm and the mean annual temperature is 9.8 °C, while in

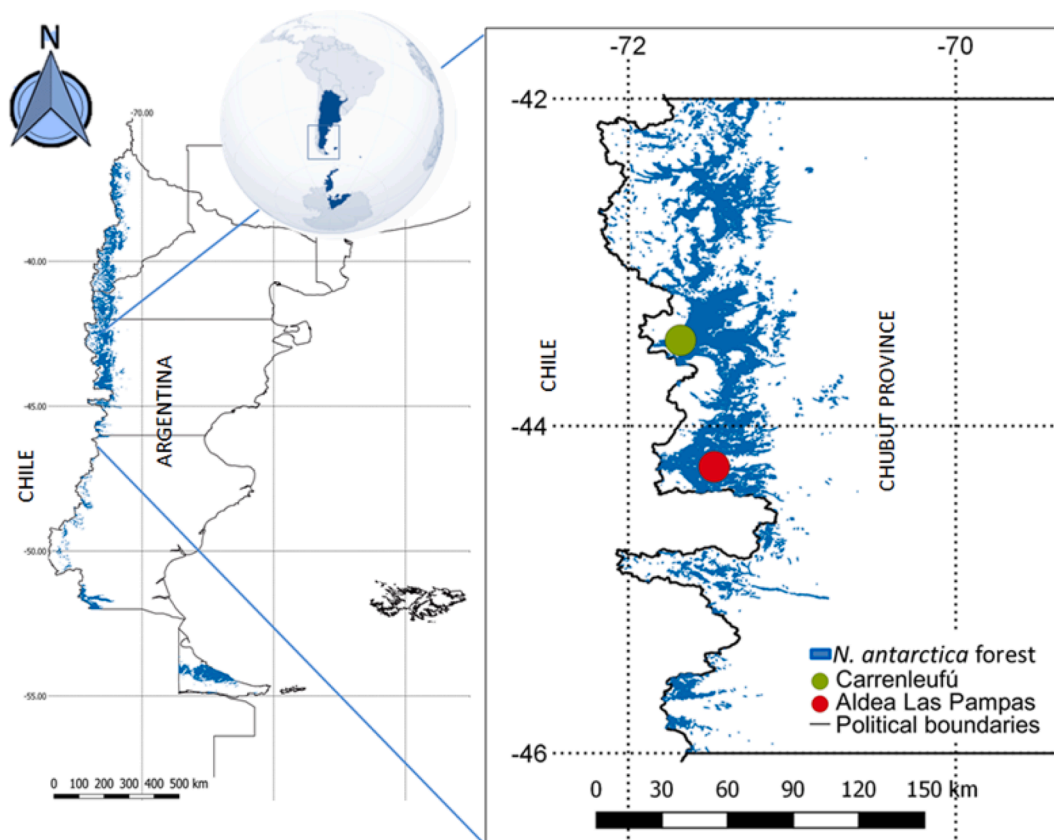


Fig. 1. Study area. *Nothofagus antarctica* forests distribution in Argentina and in Chubut province (CIEFAP and MAyDS, 2016). Green and red points indicate the study sites location.

Aldea Las Pampas the mean annual precipitation is 710 mm and the mean annual temperature is 10.9 °C (See [supplementary material Fig. 1](#)). Soils are classified as Andisols, with differences in soil moisture regimes: udic in Carrenleufú and xeric in Aldea Las Pampas. Dominant soils are classified as Typic Hapludands in Carrenleufú, and Typic Haploxerands in Aldea Las Pampas ([Irisarri et al., 1995](#)). Cattle use in the study area has been developing for, at least, the last century. Both historical and current stocking rates have been higher in Carrenleufú; a contrasting situation with respect to Aldea Las Pampas (0.33 vs. 0.08 Animal Unit hectarea⁻¹ year⁻¹(AU ha⁻¹ year⁻¹)).

In each study site (Carrenleufú and Aldea Las Pampas) three *N. antarctica* forests with silvopastoral use (i.e., study sites) were selected. In each study site, we defined four “Treatments” related to a combination of canopy openness and accessibility for cattle. Thus, circular plots of eight meters diameter were installed under the following treatments: a) a gap easily accessible for livestock (open forest); b) a forest area inaccessible for cattle (closed forest); c) a degraded area affected by multiple and large-scale disturbances, without tree cover. In the degraded area from Carrenleufú, a combination of grazing, clear cutting and a forest fire occurred in 1998, while in Aldea Las Pampas only grazing and clear cutting occurred; and finally, d) in the open forest, 15 m × 15 m (225 m²) livestock enclosures plots had been established for five years before the sampling.

Dung frequency was measured in each plot to estimate cattle localized stocking rate (LSR), following the methodology described by [von Müller et al. \(2017\)](#). In addition, a dasometric description of the forest was made and DBH (diameter at breast height), mean height, mean height of dominant trees (HD), tree density and basal area ([Table 1](#)) were evaluated. Canopy and understory covers were visually estimated at different height strata following the methodology proposed by [SsBCh. \(2012\)](#) (adapted from [Braun-Blanquet \(1951\)](#)), locally used for *N. antarctica* forests characterization ([Table 2](#)).

Dasometric characteristics of *N. antarctica* forests suggest that Carrenleufú has a higher forest site quality than Aldea Las Pampas. According to the classification proposed by [Lencinas et al. \(2002\)](#), based on the dominant height, Carrenleufú belongs to the Site class II (medium-high), and Aldea Las Pampas belongs to the Site class III (medium).

Canopy and understory covers varied according to the treatment. Closed forests showed a high canopy cover of *N. antarctica*, native species dominate the understory, and soil is highly covered by litter. While open forests, enclosures, and degraded sites showed a higher percentage of grasses –*Trifolium repens* (clover), *Acaena splendens* (a disturbance indicator species)–, and a low percentage of native species ([Table 2](#)).

2.2. Soil study

In the field, penetration resistance (PR) was determined in triplicate at two depths (0–10 cm and 10–20 cm) using an impact penetrometer (30° cone-INTA Villegas Model) following the methodology detailed by [Quinteros et al. \(2012\)](#). Structural stability (SS) was assessed *in situ* according to [Herrick et al. \(2001\)](#), and the thickness of organic horizon was measured with a millimetric digital calliper.

Table 1

Dasometric characteristics and localized stocking rate for the study sites and their treatments. Means ± standard error; N = 24.

Sites	Treatments	DBH cm	MH m	HD m	TD Tree ha ⁻¹	BA m ²	LSR AU ha ⁻¹ year ⁻¹
Carrenleufú	Closed	18.4 ± 2.8	9.3 ± 0.2	11.3 ± 0.4	1400.0 ± 126.4	40.0 ± 7.3	0.00 ± 0.00
	Exclosure	35.0 ± 0.0	10.0 ± 0.0	11.0 ± 0.0	250.0 ± 0.0	8.00 ± 0.0	0.00 ± 0.00
	Open	30.1 ± 3.3	9.3 ± 0.4	12.0 ± 0.7	666.6 ± 57.7	32.3 ± 2.7	0.27 ± 0.04
	Degraded	–	–	–	–	–	0.76 ± 0.00
Aldea Las Pampas	Closed	12.1 ± 1.1	7.3 ± 0.5	9.3 ± 0.8	1183.3 ± 210.0	18.0 ± 3.8	0.00 ± 0.00
	Exclosure	15.4 ± 0.0	7.0 ± 0.0	8.0 ± 0.0	350.0 ± 0.0	2.0 ± 0.0	0.00 ± 0.00
	Open	21.9 ± 3.7	7.6 ± 0.5	9.3 ± 0.9	650.0 ± 65.8	10.6 ± 1.7	0.21 ± 0.03
	Degraded	–	–	–	–	–	0.28 ± 0.01

DBH: diameter at breast height; MH: mean height; HD: mean height of dominant trees; TD: tree density; BA: basal area; LSR: Localized stocking rate.

In each plot, soil samples were taken, in triplicate, at two depths (0–10 cm and 10–20 cm). Samples were air dried and then sieved through a 2 mm sieve. Physical and chemical soil properties were determined: field capacity (FC) ([Richards, 1956](#)), pH in water (soil–water ratio 1:2.5), pH NaF 1 N (1:50) at 2 and 60 min to detect non crystalline aluminosilicates ([Fieldes and Perrot, 1966](#); [Irisarri, 2000](#)), electrical conductivity (EC) (1:2.5), organic matter by dry combustion (OM) ([IRAM SAGPyA, 2008](#)), total nitrogen by the Kjeldahl method (N) ([IRAM SAGPy 29572-1, 2016](#)), carbon–nitrogen ratio (C/N) the methodology detailed by [Pribyl \(2010\)](#) (Equation 1) and available phosphorus by Olsen (P) ([IRAM SAGPy 29570-2, 2014](#)). The distribution of particle sizes was analyzed using a Malvern laser granulometer after destroying the organic matter with H₂O₂ at 80 °C, dispersion with 1 % sodium hexametaphosphate and application of ultrasound. Since the Malvern equipment (Model 3000E) analyzes particles smaller than 1000 µm, the coarse sand fraction was separated by sieving. In addition, an undisturbed soil core sample was taken for bulk density (BD) and porosity estimation ([Blake and Hartge, 1986](#)).

$$\frac{C}{N} = \frac{OM(\%)*0.58}{N} \quad (1)$$

where OM is the organic matter and N is the total nitrogen.

Physical fractionation of the soil OM was performed by the particle size technique in order to determine OM associated with water-stable aggregates (OM_{Agg}) of different sizes following the methodology detailed by [La Manna et al. \(2021\)](#) based on [Six et al. \(1998\)](#). 2 mm-sieved soil samples were placed on the top of a 250 µm sieve and submerged for 5 min in deionized water. Sieving was manually done by gently moving the sieve in four directions (forward, backward, left, and right) for 2 min, to achieve aggregate separation. The fraction retained on the sieve was oven-dried and weighed, and OM_{>250} was analyzed by loss on ignition ([IRAM-SAGPyA 29571-1, 2008](#)). The soil particles that passed through the sieve (i.e., < 250 µm) were processed in the same way on a 53 µm sieve, and its OM content (OM₅₃₋₂₅₀) was determined. The OM_{<53} was considered to be equal to 1-(OM_{Agg}/OM) ([Enriquez and Cremona, 2018](#)), corresponding to mineral associated silt- and clay-organic matter ([Cambardella and Elliott, 1993](#)).

In order to compare soils changes with respect to control (i.e., closed forests), the Relative Change Index (RCI), based on the Relative Interaction Index (RII) ([Armas et al., 2004](#)), was calculated for all soil samples (Equation 2). Since changes in variables related to control could be positive or negative, the absolute value was considered for assessing the magnitude of changes. RCI was calculated for each treatment soil sample (relative to closed forests) considering physical properties (i.e, BD, PR, SS) (RCI_{ph}), properties related to organic matter (i.e, OM, C/N, OM_{>250}, OM₅₃₋₂₅₀) (RCI_{om}), and other chemical properties (i.e., pH, pH NaF, EC, N, P) (RCI_{ch}).

$$RCI = \sum \left| \frac{V_t - V_c}{V_t + V_c} \right| \quad (2)$$

where RCI is the relative Interaction Index (modified from [Armas et al.,](#)

Table 2

Canopy and understory covers of dominant species, litter and bare soil for each site and treatment. Values (Mean ± standard error) are expressed in percentage (%); N = 24.

Species	Carrenleufú				Aldea Las Pampas			
	Closed	Exclosure	Open	Degraded	Closed	Exclosure	Open	Degraded
<i>Nothofagus antarctica</i>	66.7 ± 2.1	45.0 ± 0.0	25.0 ± 8.4	7.0 ± 1.8	60.0 ± 11.1	0.0 ± 0.0	33.3 ± 7.6	0.0 ± 0.0
<i>Maytenus chubutensis</i>	63.3 ± 9.0	1.0 ± 0.0	5.3 ± 1.7	1.8 ± 1.0	8.3 ± 3.7	1.0 ± 0.0	2.0 ± 0.4	0.0 ± 0.0
<i>Blechnum</i> sp	23.0 ± 11.8	2.0 ± 0.0	7.0 ± 1.7	0.0 ± 0.0	17.3 ± 10.3	0.0 ± 0.0	1.0 ± 0.6	0.0 ± 0.0
<i>Berberis buxifolia</i>	8.3 ± 2.4	3.0 ± 0.0	13.5 ± 5.5	7.0 ± 2.5	20.3 ± 12.6	0.5 ± 0.0	2.3 ± 0.8	0.0 ± 0.0
<i>Acaena splendens</i>	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	1.0 ± 0.0	5.0 ± 3.2	0.0 ± 0.0
<i>Acaena pinnatifida</i>	0.0 ± 0.0	0.5 ± 0.0	0.3 ± 0.2	5.0 ± 0.0	0.7 ± 0.4	0.0 ± 0.0	1.7 ± 1.0	3.3 ± 2.1
<i>Taraxacum officinale</i>	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	0.5 ± 0.2	8.3 ± 1.3	0.2 ± 0.1	85.0 ± 0.0	15.0 ± 5.5	27.8 ± 16.5
<i>Ovidia andina</i>	0.2 ± 0.1	2.0 ± 0.0	0.5 ± 0.2	1.0 ± 0.4	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	0.7 ± 0.4	0.0 ± 0.0
<i>Trifolium repens</i>	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	13.3 ± 4.2	26.7 ± 2.1	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	25.0 ± 9.1	5.3 ± 0.9
<i>Potentilla chilensis</i>	0.2 ± 0.1	1.0 ± 0.0	6.3 ± 2.8	1.0 ± 0.6	0.2 ± 0.1	0.0 ± 0.0	4.0 ± 1.3	8.7 ± 3.7
Grasses	0.5 ± 0.2	60.0 ± 0.0	53.3 ± 4.2	41.7 ± 2.8	1.7 ± 1.0	8.0 ± 0.0	53.3 ± 9.4	67.3 ± 9.9
Litter	25.0 ± 15.8	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	73.3 ± 8.4	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0
Bare soil	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	5.0 ± 0.0	5.0 ± 1.1	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	1.3 ± 0.8	0.7 ± 0.4

2004), V_t is variable value in the treatment and V_c is variable value in the control site (i.e., closed forest). Since $|(V_t - V_c)/(V_t + V_c)|$ ranges between 0 and 1, RCI ranges between 0 and the number of variables considered for assessing the index.

A similar approach was considered to analyze soil changes in exclosures with respect to open forests, and to compare soil changes with respect to closed forests at different depths (0–10 vs. 10–20 cm).

2.3. Data analysis

In order to jointly analyze the different soil variables considered, main component analyses (PCA) were carried out for each soil depth. Three-way analysis of variance (ANOVA) was also performed for each soil variable, considering sites, treatment and depth as factors, and interactions between factors were reported. Analysis of covariance (ANCOVA) and Tukey test (*a posteriori*) were also performed for soil variables considering three independent replicates (i.e., using average data from each site and treatment, in order to avoid pseudoreplication). Analysis were performed separately for each depth in those cases in which ANOVA depth factor showed significant interaction. Treatments were considered as factors, and localized stocking rate as a covariate. ANCOVA assumptions were checked: linearity, normality and homogeneity of variances. In addition, ANOVA was performed to evaluate differences between the two depths studied. T-test was performed to compare Relative Change Indexes between the study treatments. Also, to evaluate the short-term soil recovery capacity, an ANOVA was performed for each soil variable, comparing open with exclosures sites. The analysis was performed with free version RStudio 4.0.2 and Infostat software.

3. Results

3.1. General characteristics of sites

First two axis of the Principal component analysis (PCA) for soil characteristics at 0–10 cm depth explained 55.7 % of variance (Fig. 2A), showing a noticeable separation of both study areas. Carrenleufú site was associated with positive values of the first axis, with higher values of organic horizon thickness, organic matter content, structural stability, electrical conductivity, field capacity, nitrogen, silt fraction and C/N ratio. In the opposite position of the axis, study sites from Aldea Las Pampas were related to higher values of bulk density, resistance to penetration, phosphorus, pH, clay and sand contents.

Principal component analysis carried out for soil variables for a depth of 10–20 cm showed similar trends. Axis 1 of the PCA explained 58.0 % of the variance (Fig. 2B). Carrenleufú site was associated with positive values of the x-axis, with higher values of the variables: organic horizon, organic matter, structural stability, electrical conductivity,

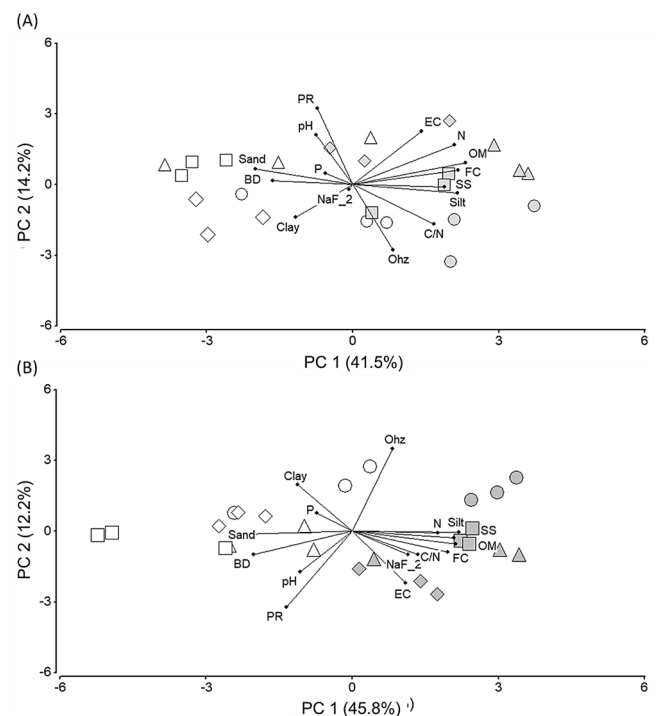


Fig. 2. Principal component analysis for depths of 0–10 cm (A) and 10–20 cm (B), in grey Carrenleufú site and in white Aldea Las Pampas site. ○: closed; □: Exclosures; △: Open and ◇: Degraded. Ohz: organic horizon; Clay: clay fraction; Silt: silt fraction; Sand: sand fraction; BD: bulk density; PR: penetration resistance; SS: stability structure; FC: field capacity; pH: pH soil; EC: electrical conductivity; NaF_2: pH NaF 2^o; OM: organic matter; N: nitrogen; C/N: C/N ratio; and P: available phosphorus.

field capacity, pH NaF, nitrogen, silt fraction, and C/N ratio. In the opposite position of the axis, study sites from Aldea Las Pampas were associated with higher values of: bulk density, penetration resistance, pH, available phosphorus, clay and sands.

3.2. Soil properties

The Three-Way ANOVA showed that site factor was significant for all the soil variables analyzed, both physical and chemical. In addition, treatments and depth factors were significant for most of the variables. On the other hand, the interaction site*treatment was significant only for PR, SS, pH and P. Finally, penetration resistance also showed site*treatment and site*treatment*depth significant interactions (Table 4).

3.2.1. Organic horizon

The organic horizon only appeared in closed forests and was higher in Carrenleufú than in Aldea Las Pampas, (7.72 ± 0.44 cm vs. 4.66 ± 0.44 cm; F = 24.42; P < 0.001). Soils in the other treatments did not have organic horizon.

3.2.2. Soil physical properties

In Carrenleufú, soil texture showed a lower percentage of clay than in Aldea Las Pampas, higher silt, higher very fine sand, lower fine sand and lower medium sand size fraction (Fig. 3). Soil texture ranged between silt loam and sandy loam in Carrenleufú, while in Aldea Las Pampas it varied from sandy loam to loamy sand. No textural differences were found between the treatments within each site (P > 0.05) (result not shown).

The bulk density showed lower values in Carrenleufú than in Aldea Las Pampas (Table 3). The bulk density in Carrenleufú was similar for the different treatments (Fig. 4A). In Aldea Las Pampas, the lowest values were found in closed areas, increasing with localized stocking rate (Fig. 4B).

Soil penetration resistance was lower in Carrenleufú than in Aldea Las Pampas (Table 3). Although the closed forests showed the lowest values of soil penetration resistance in both study sites (Fig. 4C, 4D), the behavior according to land use was slightly different, and interaction between factors were significant (Table 4). Degraded areas showed the highest values of penetration resistance in Carrenleufú and intermediate values in Aldea Las Pampas (Fig. 4C, 4D).

Structural stability showed higher values in Carrenleufú than in Aldea Las Pampas and there was a significant interaction between site and treatments (Table 3, 4). In Carrenleufú, no differences between treatments were found (Fig. 4G). While, in Aldea Las Pampas, closed forests showed the highest values of structural stability, with significant differences between treatments and localized stocking rate (Fig. 4H).

Field capacity was greater in Carrenleufú than in Aldea Las Pampas (Table 3, 4). In both sites, differences between treatments were not remarkable (See supplementary material Fig. 2A, 2B).

3.2.3. Soil chemical properties

Soil pH values varied between moderately acidic to slightly acidic, with slightly lower values in Carrenleufú than in Aldea Las Pampas, and there was a significant interaction between site and treatments (Table 3, 4). In Carrenleufú, soil pH increased in open and degraded areas, and with the localized stocking rate. While in Aldea Las Pampas, the lowest

Table 3

Means and standard error of the soil variables for sites. N = 48.

Variable (Units)	Carrenleufú ($\bar{X} \pm SE$)	Aldea Las Pampas ($\bar{X} \pm SE$)
BD (g cm ⁻³)	0.52 ± 0.03	0.66 ± 0.03
PR (Kg cm ⁻²)	25.04 ± 1.64	30.21 ± 1.64
SS	5.90 ± 0.06	5.18 ± 0.06
FC (%)	64.27 ± 2.21	43.25 ± 2.21
pH	5.76 ± 0.08	5.99 ± 0.08
EC (µS m ⁻¹)	152.96 ± 26.67	70.67 ± 26.67
pH NaF 2'	10.14 ± 0.10	9.76 ± 0.10
pH NaF 60'	10.85 ± 0.08	10.26 ± 0.08
OM (%)	22.41 ± 1.04	10.79 ± 1.04
OM ₅₃₋₂₅₀ (g Kg ⁻¹)	7.31 ± 0.34	4.38 ± 0.34
OM _{>250} (g Kg ⁻¹)	9.45 ± 0.62	4.08 ± 0.62
Stock C (T ha ⁻¹)	127.59 ± 4.96	73.95 ± 4.96
N (%)	0.61 ± 0.03	0.35 ± 0.03
C/N	22.08 ± 0.62	17.88 ± 0.62
P (µg g ⁻¹)	6.64 ± 3.13	26.16 ± 3.13

The values used in correspond to both depths.

values were found in degraded areas (Fig. 5A, 5B).

Electrical conductivity values were higher in Carrenleufú, than in Aldea Las Pampas (Table 3). No differences between treatments were found in Carrenleufú (Fig. 5C), while Aldea Las Pampas open forests showed the highest values, with variations between treatments, and localized stocking rate (Fig. 5D).

Highest NaF pH 2' and NaF pH 60' values were recorded in Carrenleufú (Table 3). In both sites, open forests showed the lowest values and degraded areas, the highest (Fig. 5E, 5F). The NaF pH 2' and the NaF pH 60' showed the same behavior (See supplementary material Fig. 2C, 2D).

Organic matter contents were higher in Carrenleufú than in Aldea Las Pampas (Table 3). The lowest values were found in degraded areas for both sites and depths (Fig. 6A, 6B). In Aldea Las Pampas, significant differences related to the localized stocking rate were found (Fig. 6B).

The organic matter associated with aggregates was higher in Carrenleufú than in Aldea Las Pampas for both microaggregates (OM₅₃₋₂₅₀) and macroaggregates (OM_{>250}) (Table 3; Fig. 7A, 7B). Differences between treatments are restricted to OM associated with aggregates, showing degraded areas the lowest values of OM_{>250} (Fig. 7) and the lowest proportion of OM_{>250} (Fig. 8A).

The carbon stock showed higher values in Carrenleufú than in Aldea Las Pampas (Table 3). No differences between treatments were found in Carrenleufú (Fig. 9A). While in Aldea Las Pampas carbon stock showed higher values in open forests (Fig. 9B).

The highest nitrogen values were found in Carrenleufú, being twice as high as values found in Aldea Las Pampas (Table 3). In Aldea Las Pampas, the lowest values corresponded to degraded areas (Fig. 6D). In Carrenleufú data showed the same tendency, but no significant differences were found. (Fig. 6C).

The C/N ratio showed higher values in Carrenleufú than in Aldea Las Pampas (Table 3), and no differences between treatments were found (See supplementary material Fig. 2E, 2F).

The lowest values of available phosphorus were found in Carrenleufú, with mean values four times as low as phosphorus contents in Aldea Las Pampas (Table 3). A significant interaction between site and treatments was found (Table 4). In Carrenleufú similar values were found between treatments (Fig. 6E). While, in Aldea Las Pampas, available phosphorus increased in open and degraded areas, and with the localized stocking rate (Fig. 6F).

Relative Change Index for open an enclosures treatments (related to closed forests) was found to have higher values in Aldea Las Pampas than in Carrenleufú for physical variables (RCIph), and for variables relative to organic matter (RCIom) (Table 5). For degraded areas, RCIom showed the same behavior. On the contrary, significant higher values of RCIph were found in Carrenleufú than in Aldea Las Pampas.

The physical variables (RCIph: BD, PR and SS) measured at 10 cm

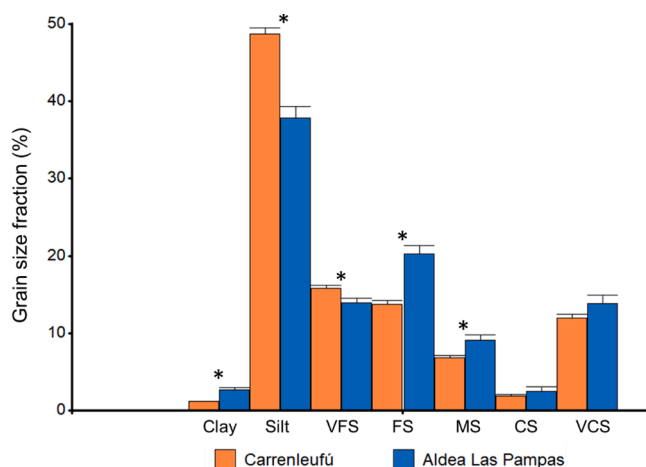


Fig. 3. Soil grain size fractions in the study sites (Carrenleufú and Aldea Las Pampas). VFS: very fine sand; FS: fine sand; MS: medium sand; CS: coarse sand; VCS: very coarse sand. The size fraction were determined by laser diffraction, except VCS, which was separated by sieving. * Asterisk show a significant differences between the sites.

Table 4

Three-way ANOVA: P-values of sites, treatments and depths effects and interactions. Statistical significance is highlighted in bold type. N = 48.

Variable (Units)	Site	Treatment	Depth	Interaction Site*Treatment	Interaction Site*Depth	Interaction Treatment * Depth	Interaction Site*Treatment*Depth
BD (g cm ⁻³)	0.001	<0.01	<0.001	0.71	0.54	0.24	0.21
PR (Kg cm ⁻²)	0.01	<0.001	<0.01	<0.001	0.05	0.12	0.03
SS	<0.001	<0.01	0.09	<0.001	0.49	0.18	0.25
FC (%)	<0.001	0.30	0.05	0.78	0.57	0.79	0.62
pH	0.07	0.74	0.20	<0.001	0.93	0.97	0.98
EC (μS m ⁻¹)	0.02	0.21	<0.01	0.61	0.14	0.46	0.79
pH NaF 2'	<0.001	<0.001	0.02	0.06	0.62	0.70	0.99
pH NaF 60'	<0.001	<0.001	0.01	0.22	0.98	0.81	0.98
OM (%)	<0.001	<0.001	<0.001	0.88	0.12	0.11	0.21
OM ₅₃₋₂₅₀ (g Kg ⁻¹)	<0.001	<0.01	<0.001	0.15	0.91	0.83	0.59
OM _{>250} (g Kg ⁻¹)	<0.001	<0.001	<0.001	0.12	0.10	0.37	0.74
Stock C (T ha ⁻¹)*	<0.001	0.03	–	0.18	–	–	–
N (%)	<0.001	<0.001	<0.001	0.92	0.40	0.69	0.24
C/N	<0.001	0.18	0.99	0.96	0.93	0.22	0.74
P (μg g ⁻¹)	<0.001	0.04	0.05	0.04	0.26	0.75	0.97

*Stock C was estimated for depth of 0–20 cm.

allowed a better detection of a relative change to the closed forest than those measured at 20 cm. RCIph was significant higher for samples at 0–10 cm than of 10–20 cm for open forests and degraded areas in Carrenleufú and for the degraded areas in Aldea Las Pampas (Table 5). On the other hand, RCIom was significant lower for samples at 0–10 cm than of 10–20 cm in Carrenleufú (Table 5). The other indices (RCI and RCIch) did not show significant differences. Relative Change Index increased as land use intensity increased for each site and depth (i.e., RCI exclosures < RCI open forests < RCI degraded areas).

3.3. Exclosures vs. Open forests

In Carrenleufú (Udands) some soil variables, mainly physical properties, improved in exclosures in the short term, in comparison to open forests. Penetration resistance was lower, and structural stability was higher in exclosures than in open forests (Table 6). Besides, electrical conductivity tended to decrease, and NaF pH 2' increased in exclosures compared to open forests. On the contrary, in Aldea Las Pampas, no short term changes were found, except a decrease in available phosphorus in exclosures in comparison to open forests.

4. Discussion

4.1. General characteristics of sites

Physical and chemical soil properties were controlled not only by climatic conditions which affect pedogenesis processes, but also by current and historical livestock use. The change pattern includes differences between sites, treatments, and localized stocking rate. Although historical use and current localized stocking rate are higher in Carrenleufú than in Aldea Las Pampas, current physical–chemical soil fertility is higher in Carrenleufú soils, even in degraded areas affected by great magnitude impacts (woodland clear-cutting, and fires). This difference between sites can be attributed to the different soil moisture regimes: udic in Carrenleufú vs. xeric in Aldea Las Pampas. The greater humidity in soils accelerates the organic matter decomposition processes, favoring a better fertility (Lundmark-Thelin and Johansson, 1997). In turn, moisture favors ash alteration and pedogenetic processes, thus, andic properties are more strongly evidenced in soils with an udic regime than with a xeric regime (Colmet Daage et al., 1988; La Manna et al., 2020).

Furthermore, both sites show slightly different textures, with soils in Carrenleufú being finer-textured than Aldea Las Pampas soils. These textural differences may be inherent to the original parent material. It is common to find large variations in texture in areas of volcanic soils within a short distance. These differences are associated with the influence of ash from different eruptions, the distance to emission sources

and remobilization of ash by the wind (Lizcano et al., 2007; La Manna et al., 2018). However, in Carrenleufú a greater degree of alteration of materials, associated with higher soil moisture, cannot also be ruled out, as was found in Andisols of udic and xeric regimes in Neuquén (Broquen et al., 2005). In turn, lower organic matter contents recorded in Aldea Las Pampas could be associated with its sandier texture (Feller and Beare, 1997). The lower content of organic matter and the restricted formation of non-crystalline clays under xeric conditions may decrease soil potential to stabilize organic matter, and increase soil organic carbon mineralization (Wada, 1985; Hernández et al., 2012). In volcanic soil, the presence of labile and active metals (mainly, Al and Fe), which are able to bind with humic substances to form very degradation resistant or leaching macromolecules, results in very dark melanic epipedons, which can contain as much as 25 % – 30 % organic carbon (McDaniels et al., 2012). In our study, Udands reached values of up to 33.9 % and Xerands 17.6 %, much higher than values measured in ñire forests developed on non-volcanic soils, with 8 – 9 % (Molisoles) (Peri et al., 2008).

The differences in organic matter contents, texture, and non-crystalline clays between the study sites also explains the differences found in porosity, water field capacity, N and C/N with higher values in Udands than in Xerands, agreeing with other studies (Broquen et al., 2005; Morales et al., 2010). Whereas the higher values of electrical conductivity found in Carrenleufú may be a consequence of the higher current and historical localized stocking rate. Low values of available phosphorus (<10 ppm; La Manna et al., 2011) found in Carrenleufú soils could be related to the high anion exchange capacity and phosphate retention capacity of Andisols, associated with the amphoteric characteristics of allophane (Dahlgren et al., 2004; Veizaga, 2015).

4.2. Changes in soil properties associated with cattle use

4.2.1. Organic horizon

Organic horizon was found only in closed forest sites, associated with litter of *N. antarctica*, a deciduous species. In open, exclosures and degraded areas the soil is covered by non-native herbs and grasses (>60 % grass cover). The formation of an organic horizon is prevented mainly due to the low density of trees, which implies a low litter production and a higher wind speed that allows litter to fly at greater distances (Peri et al., 2008). This change from decomposing plant material (i.e., from ñire litter to exotic grass species) can greatly affect carbon and organic matter cycles (Fearnside and Barbosa, 1998).

Trends of change in physicochemical properties associated with livestock use were similar between the study sites. However, while most of these changes were not significant in the Udands (i.e., Carrenleufú), they were more pronounced, and statistically significant in Xerands (i.e.,

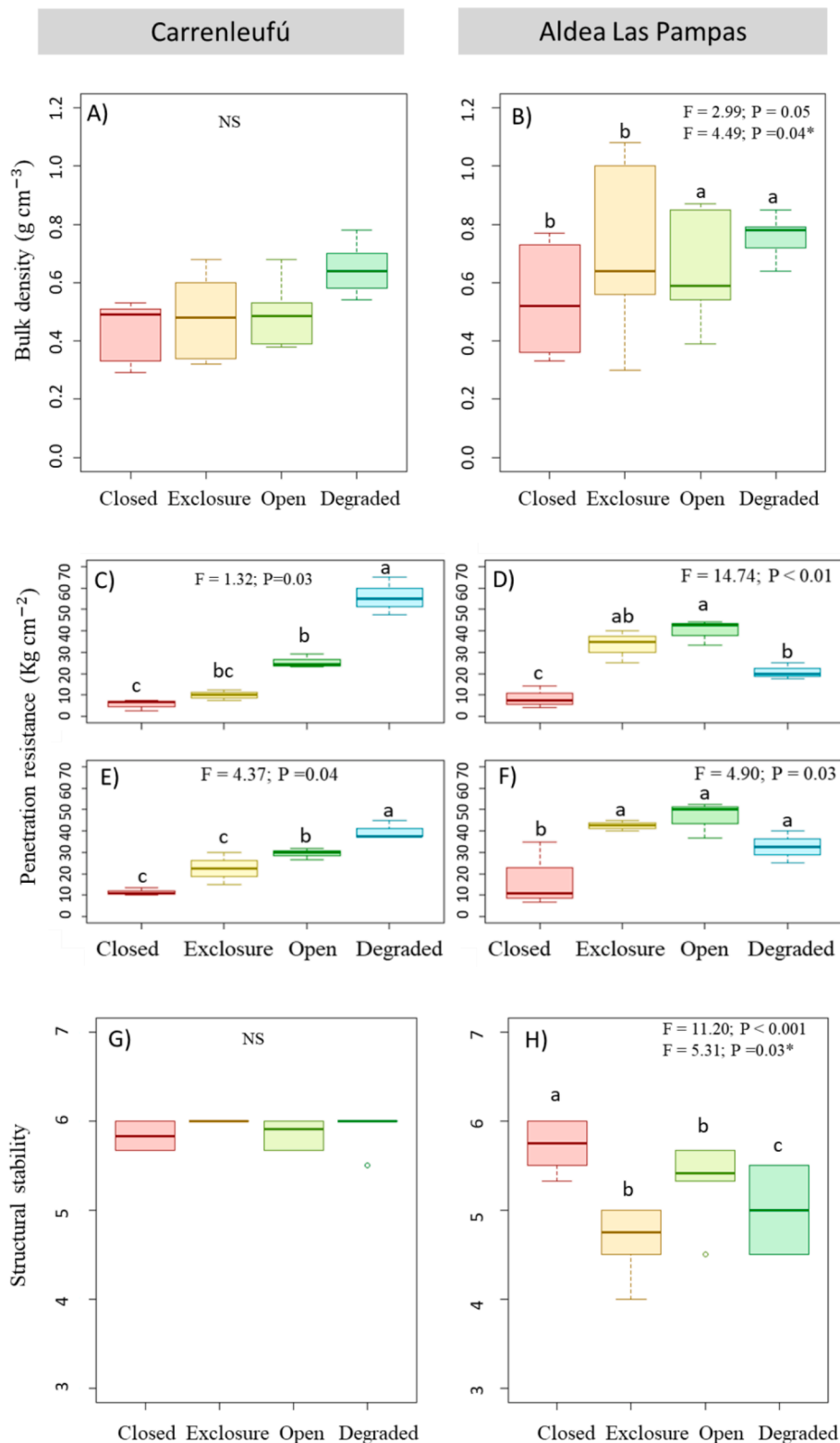


Fig. 4. Box-plot of treatments for variables bulk density, penetration resistance and structural stability. Mean values for both depths (0–10 and 10–20 cm) are shown, except for penetration resistance. Aggregate stability classes range from 0 = Soil too unstable; to 6 = Strong stability (Herrick et al., 2001). Lowercase letters show significant differences between treatments from ANCOVA. * shows significant differences with localized stocking rate. NS shows non-significant differences.

Aldea Las Pampas).

4.2.2. Soil physical properties

Soil bulk density increased as land use intensity increased, mainly in Aldea Las Pampas. These results agree with studies in Andisols of Chile,

where increases in bulk density have been recorded, and were associated with livestock in *Nothofagus* sp. forest, in comparison to sites without livestock (Dörner et al., 2011). It is important to highlight that bulk density was always less than 0.90 g cm⁻³, being one of the requirements of the Soil Survey Staff (2006) to classify the soils as Andisols. Since bulk

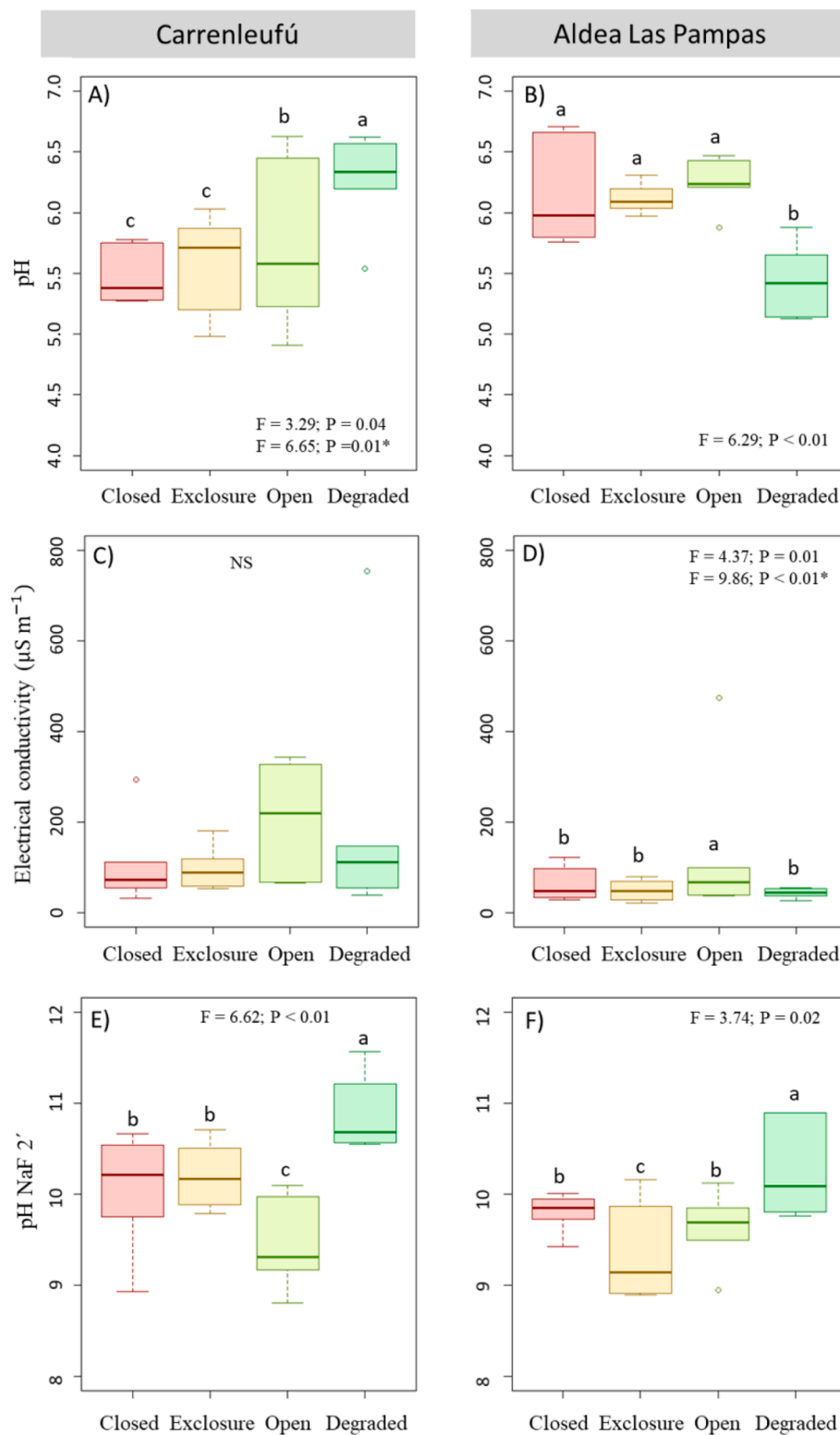


Fig. 5. Box-plot of treatments for variables pH, electrical conductivity and pH NaF 2'. Mean values for both depths (0–10 and 10–20 cm) are shown. Lowercase letters show differences between treatments from ANCOVA. * shows significant differences with localized stocking rate. NS shows non-significant differences.

density remained lower than 0.90 g cm^{-3} (i.e., total porosity ca. 65%), the level of disturbance occurring at the study sites did not seem to involve a drastic change in soil total porosity.

Soil penetration resistance increased with grazing intensity in the study sites and for both analyzed depths (Fig. 4). Degraded soils of Carrenleufú showed the highest penetration resistance values,

coincident with the highest anthropogenic pressure (high historical and current localized stocking rate, clear cutting and fire). In agricultural soils, it was shown that lower organic matter content and higher percentage of sand may diminish penetration resistance (Yustika and Muchtar, 2016). Various studies indicate that penetration resistance values ranging between 25 and 30 Kg cm^{-2} , can seriously affect root

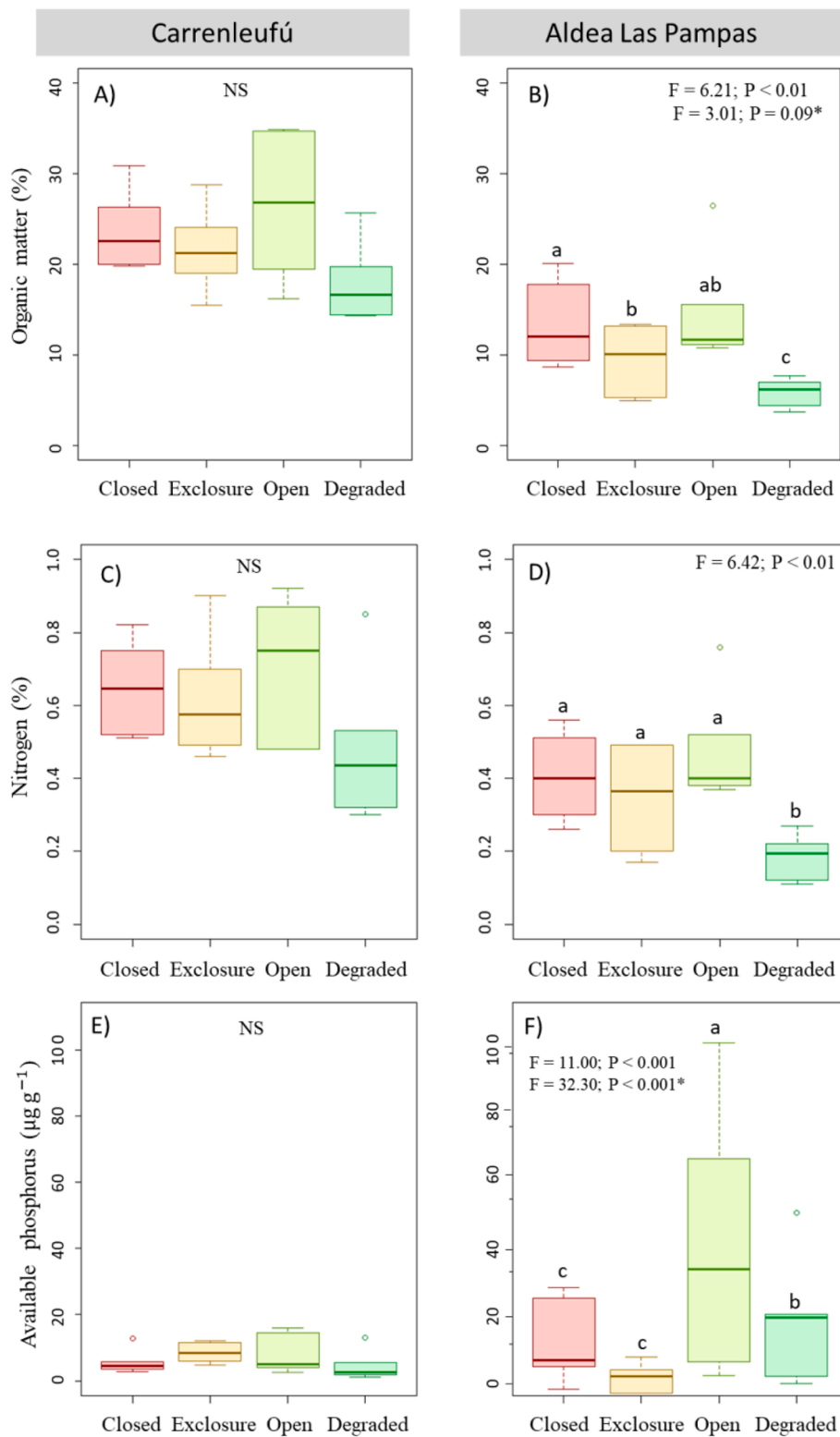


Fig. 6. Box-plot of treatments for variables organic matter, total nitrogen and available phosphorus. Mean values for both depths (0–10 and 10–20 cm) are shown. Lowercase letters show significant differences between treatments from ANCOVA. * shows significant differences with localized stocking rate. NS shows non-significant differences.

growth (Bravo, 1995; Toledo et al., 2017). In our study, values above this threshold were found in several sites (including exclosure, open, and degraded treatments). However, this result is not only due to animal transit, but also to the root systems of non-native herbs and grasses (locally called *empastados*) which were common in open, closed, and

degraded areas (see Table 2) and may increase penetration resistance. Other studies show that there is a feedback between roots of different grasses and crops, and the increase in penetration resistance of soil (Martino, 2017; Colombi et al., 2018). Besides, *empastados* are extremely detrimental to natural regeneration of forest since they prevent seeds

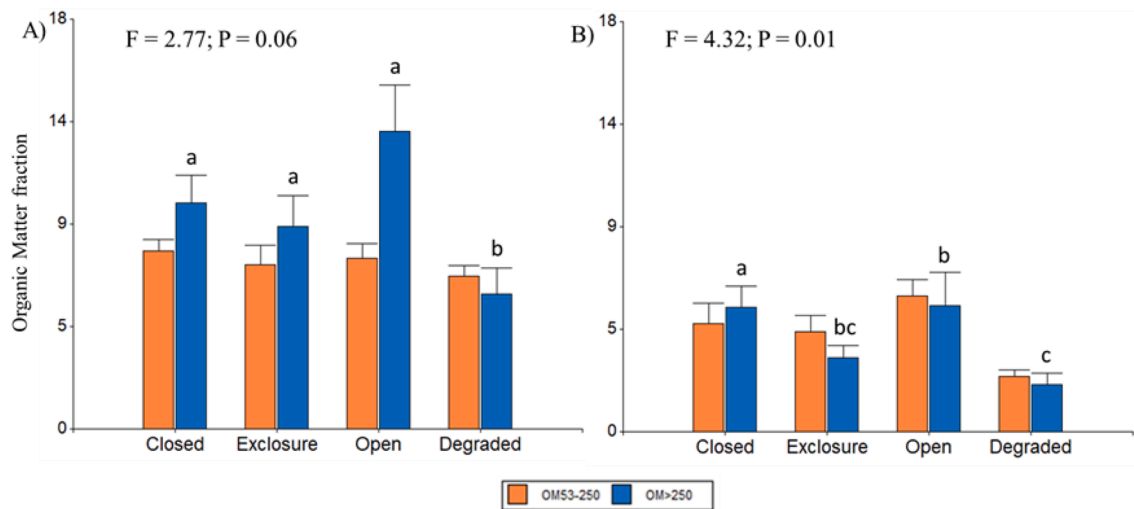


Fig. 7. Organic Matter fraction OM₅₃₋₂₅₀ and OM_{>250}. A) Carrenleufú; B) Aldea Las Pampas. Mean values for both depths (0–10 and 10–20 cm) are shown. Lowercase letters show differences between treatments from ANCOVA. * shows significant differences with localized stocking rate. NS shows non-significant differences.

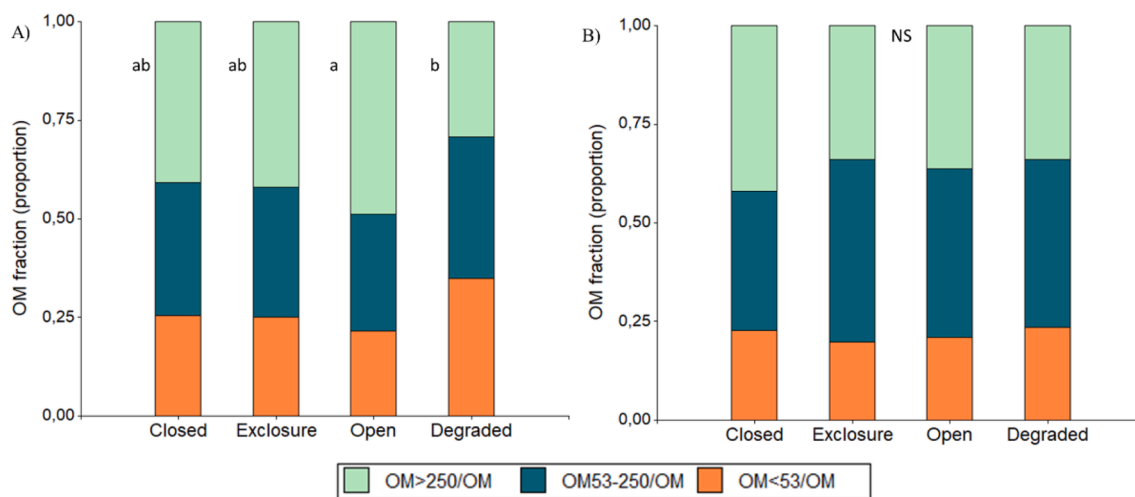


Fig. 8. Proportion of the different organic matter fractions. A) Carrenleufú; B) Aldea Las Pampas. Lowercase letters show differences between treatments from ANOVA.

from germinating in the soil, affecting natural sustainability of *N. antarctica* forests, as occurs in *Nothofagus pumilio* forests (Rusch, 1992; Quinteros et al., 2017). Our work also shows that penetration resistance is more sensitive to the effects of livestock than bulk density, agreeing with other studies carried out in volcanic soils, as well as in Mollisols (Krüger, 1996; Venanzi et al., 2016).

Structural stability in Carrenleufú was high and similar between treatments. The high proportion of silt fraction and non-crystalline clays allows for the formation of very stable structures that combine mineral fraction and organic matter (Warkentin and Maeda, 1980; Wada, 1985). This critical aspect provides great stability regardless of the surface condition and the disturbance intensity (Yanez et al., 1999). In addition, higher content of organic matter at the Carrenleufú site (22.41 %) protects the soil from decomposition, providing greater stability (Golchin et al., 1994). In Aldea Las Pampas, structural stability showed lower values and it was modified by localized stocking rate, mostly affecting open forests and degraded areas. The thicker-textured soils and the lower organic matter contents that dominate at this site lead to loss of stable aggregates, and therefore, it becomes more susceptible to animal trampling (Barthès et al., 2008). Structural stability is a sensitive variable that can indicate trends towards degradation and recovery in the

short term, as it is a highly dynamic variable (Doran and Parkin, 1994; Wilson et al., 2000).

Water field capacity did not show noteworthy differences between treatments, suggesting that this variable is not modified by livestock, but rather depends on the intrinsic properties of the soil, as shown by the greater values found in Udands that in Xerands. The field capacity values in volcanic soils are strongly influenced by OM and allophane content (Shoji et al., 1993; Buurman et al., 2007).

4.2.3. Soil chemical properties

Soil pH showed a different behavior between the study sites (Fig. 5A, 5B). In Carrenleufú, soil pH slight increases as livestock stocking rate increases. The highest value found in the degraded areas is probably associated with a fire that occurred in 1998. Studies in ñire forests affected by fires showed slight increases in soil pH, which were attributed to ash presence (La Manna and Barroetaveña, 2011). On the contrary, in Aldea Las Pampas, degraded area showed the lowest pH values. This could be associated with the lack of trees that favors the entry of water to the edaphic profile, facilitating bases leaching, as happens in forests where clear-cutting is applied (Kimmins, 1997). Soil pH changes were slight and no critical values were recorded, which reflects the high

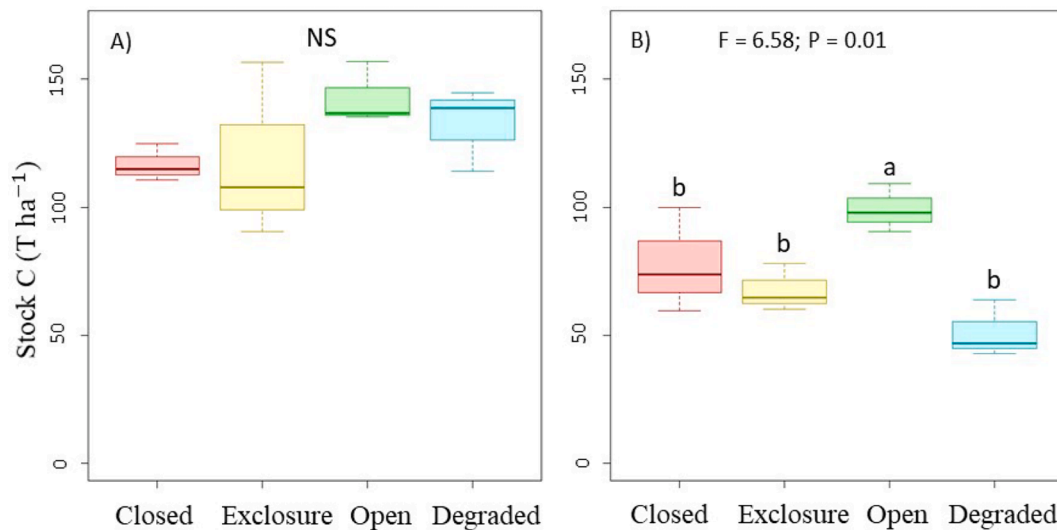


Fig. 9. Carbon stock 0–20 cm. A) Carrenleufú B) Aldea Las Pampas. Lowercase letters show differences between treatments from ANCOVA. * shows significant differences with localized stocking rate. NS shows non-significant differences.

Table 5

Relative Change Index (related to closed forests) for the study site considering all the soil properties (RCI), physical properties (RCIph), properties related to organic matter (RCIom) and other chemical properties (RCIch). Results of the Student's *t*-test analyzing differences between the study sites are shown. Statistical significance is highlighted in bold type.^(ms) marginally significantly; N = 48.

	Carrenleufú	Aldea Las Pampas	T	P
Exclosure 0–10 cm				
RCI	1.87	2.66	2.04	0.11
RCIph	0.39	0.80	2.61	0.05
RCIom	0.38	0.61	1.30	0.26
RCIch	0.49	0.61	1.29	0.26
Exclosure 10–20 cm				
RCI	2.11	3.03	1.17	0.30
RCIph	0.40	0.74	2.51	0.06 ^{ms}
RCIom	0.34	0.76	1.63	0.17
RCIch	0.50	0.72	1.18	0.30
Open 0–10 cm				
RCI	2.91	3.54	0.94	0.40
RCIph	0.80*	0.92	0.62	0.56
RCIom	0.41	0.83	2.76	0.05
RCIch	1.14	0.90	-0.58	0.59
Open 10–20 cm				
RCI	2.19	3.06	1.95	0.12
RCIph	0.51*	0.65	0.74	0.50
RCIom	0.34	0.65	1.49	0.20
RCIch	0.47	0.83	1.00	0.37
Degraded 0–10 cm				
RCI	3.36	4.33	2.95	0.09
RCIph	1.08*	0.70*	-3.93	0.01
RCIom	0.58*	1.25	11.75	<0.001
RCIch	1.08	1.05	-0.18	0.86
Degraded 10–20 cm				
RCI	3.28	3.92	1.63	0.17
RCIph	0.70*	0.47*	-5.22	<0.01
RCIom	0.77*	1.22	4.21	0.01
RCIch	1.05	0.88	-1.31	0.26

* Indicates significant differences between depths for the same site and treatment.

buffering power of volcanic soils (Nanzyo et al., 1993), agreeing with studies on tropical volcanic soils which showed no major changes in soil pH associated with livestock (Getachew et al., 2012).

Although changes in electrical conductivity were slight, open forests showed the highest values, which may be linked to the contribution of bases from animal urine and faeces (Briceño et al., 2008). Faeces

Table 6

Soil variables change in exclosures in comparison to open forests. Means ± standard error; N = 48. Statistical significance is highlighted in bold type.

	Exclosure	Open forest	F	P
Carrenleufú				
Penetration resistance (Kg cm ²)	16.25 ± 3.46	27.50 ± 1.36	9.15	< 0.01
Structural stability	6.00 ± 0.00	5.86 ± 0.07	4.35	0.06
Electrical conductivity (μS m ⁻¹)	97.35 ± 19.74	206.60 ± 56.49	3.33	0.09
NaF pH 2'	10.20 ± 0.14	9.44 ± 0.21	9.15	0.01
Aldea Las Pampas				
Available phosphorus (μg g ⁻¹)	10.87 ± 1.65	46.97 ± 15.13	5.63	0.04

presence, considered to determine localized stocking rate (see Table 1), is an indicator of recent use, and incorporates the cyclical concept of grazing lawns in nutrient cycling (Bokdam, 2001).

In all cases, NaF pH values were higher than 9.2, suggesting non-crystalline clays presence in both depths, and sites (Irisarri, 2000). The slight decrease in pH NaF found in open forests of Carrenleufú and in exclosures of Aldea Las Pampas may suggest soil mineral change associated with use, as occurred in steppe areas. Studies in ecotonal forests towards the east of the study area showed a strong decrease in pH NaF, associated with replacement of native forest by rangelands (La Manna et al., 2018). This pattern was attributed to the fact that soil exposed to desiccation facilitates the evolution of non-crystalline materials to halloysite-type crystalline minerals (Parfitt and Wilson, 1985).

Degraded areas showed the lowest values of organic matter for both study sites. This decrease in OM is associated with the lower plant material contribution in degraded areas and to microclimatic conditions in areas without canopy cover, which may imply a greater desiccation (Soler et al., 2015). The organic matter fraction affected by land use was associated with macroaggregates (OM_{>250}) (Figs. 7, 8), which represents a more labile fraction. This result suggests that OM associated with macroaggregates could be a more sensible indicator of soil changes associated with land use than total OM. Open forests in Carrenleufú tended to show a slight increment in OM and OM_{>250} (P < 0.10) in comparison to closed forests. Furthermore, carbon stock increased in open forests of Aldea Las Pampas (Fig. 9B). These results agree with meta-analysis studies that showed that C stocks increase after land use changes from native forest to pasture (Guo and Gifford, 2002), and that silvopastoral systems (open forests) have more carbon stock than

grasslands (degraded areas) (Chatterjee et al., 2018; De Stefano and Jacobson, 2018; Vaieretti et al., 2021). Contribution of exotic grasses in the open forests, especially grasses and clovers (Table 2), could accelerate the decomposition cycle because of their lower lignin content in comparison to *N. antarctica* litter (Bahamonde et al., 2012). In turn, open forests have a lower density of trees (Table 1), which favors the entry of light and rainwater, creating a positive feedback in the processes of organic matter incorporation into the soil (Bahamonde et al., 2012; Ma et al., 2017; Gomez et al., 2019; Nworji, 2020), and accelerating nutrient cycles (Frangi et al., 1997). Exclosures showed intermediate values of organic matter content and carbon stock, probably conditioned by the absence of recent cattle and reduced entry of sunlight (Soler et al., 2015).

Total nitrogen values found in this study are high (>0.21 %) according to reference values for the Andean Patagonia forest region (La Manna et al., 2011). Soil nitrogen showed a similar pattern than organic matter, and open forests in Carrenleufú tended to show a slight increment ($P < 0.10$) in N in comparison to closed forests (Fig. 6C). Livestock selectivity, with a preference for open forests, implies an increase in localized stocking rate in those areas. This increase is manifested in a greater supply of urine and faeces, contributing to increase soil nitrogen (Dijkstra et al., 2013). Likewise, sites with a greater presence of domestic livestock allow the entry of fast-growing ruderal plant species, tolerant to herbivores foraging or palatable exotic species, such as clovers. Due to their symbiotic nitrogen fixation mechanisms, the clovers favor the increment of total nitrogen, as it was observed in studies carried out in other forests of the world (Ashworth et al., 2015; Cubillos-Hinojosa et al., 2019). The lowest values of soil N were found in the degraded areas. This N decline was linked to a decrease in organic matter input, related to the absence of canopy cover. This implies an increase in direct precipitation, enhancing soil nitrogen to leach into deeper layers of the edaphic profile (Jerabkova et al., 2011; Gomez et al., 2019).

The low values of available phosphorus regardless of land use found in Carrenleufú soils are associated with the high phosphate retention capacity typical of Udands (Dahlgren et al., 2004; Veizaga, 2015). The phosphorus provided by the urine and faeces of livestock (Barrow, 1987), would be adsorbed by the positive charges of non-crystalline clays and organic matter; these amphoteric compounds give a great “buffer” capacity to the soils (Takahashi et al., 2001; Dahlgren et al., 2004; Veizaga, 2015). On the other hand, in Aldea Las Pampas the greater values of available phosphorus are related to the lower fixation of anions in Xerands (Broquen et al., 2005). The increment of phosphorus in open forests and degraded areas in comparison to closed forests was associated with the increment in localized stocking rate and the consequent supply of urine and faeces (Barrow, 1987; Nesme et al., 2015).

4.3. Andisols resilience

The covariation of localized stocking rate was significant only for Aldea Las Pampas site, and for physical and chemical variables. Animal trampling and livestock faeces are responsible for this additive effect. Furthermore, it suggests, and reaffirms that localized stocking rate as a covariate is more representative in Xeric than in Udic sites (Vaieretti et al., 2010).

Soil properties in exclosures showed that some changes can be recovered in just five years after cattle exclusion, mainly in Udands. Carrenleufú exclosures showed improvements in penetration resistance and structural stability, despite the short time elapsed, suggesting a high resilience capacity of Udands. Furthermore, this result indicates that these variables would be faster in their recovery in the short term, and could be considered in the evaluation of livestock management tools. Besides, electrical conductivity tended to decrease, associated with the decline of base inputs by livestock (Hwang et al., 2002) and pH NaF 2' increased in exclosures in comparison to open forests. On the contrary,

we found a decrease of available phosphorus for exclosures installed in the xeric Andisols of Aldea Las Pampas. This pattern in exclosures compared to open forests, was associated probably with the lack of urine and faeces inputs. On the other hand, native species composition in exclosures did not improve in the short term after cattle exclusion, due to non-native herbs and grasses colonization (Table 2).

The Relative Change Index showed that soil physical variables due to livestock use are better reflected at 0–10 cm depth (Table 5). This result agrees with other studies that show that the first centimeters of soil are the most altered by livestock use, mainly affecting compaction and soil structure (Dörner et al., 2009; Dec et al., 2021). However, in some cases, alteration of physical properties was not limited to the first 10 cm, but also affected the subsequent layer (i.e., 10–20 cm). Physical degradation of, at least, the first 20 cm of the soil, observed in Xerands and in degraded areas of Carrenleufú, can have strong negative implications on the resilience capacity of these soils.

The carrying capacity of soil is the property that allows it to buffer processes of physical degradation, and it mainly depends on organic matter content, texture, and moisture (Taboada et al., 2009). Andisols studied have a high organic matter content, with medium textures that would give them resilience against intense livestock use, thus avoiding their physical degradation. Furthermore, Udands in Carrenleufú, which has a higher current and historical localized stocking rate, are more resilient to cattle grazing. On the other hand, soil chemical imbalance is produced by an excess of nitrogen and phosphorus in the nutrient contribution due to livestock urine and faeces (Ruiz, 1996). In Carrenleufú, this imbalance was also more attenuated by Udands than in Xerands present in Aldea Las Pampas. Additionally, the higher fertility of Udands leads to increase even more the soil resilience.

Results of this study show that hypotheses raised in this work are fulfilled, demonstrating how processes of pedogenesis and formation of volcanic soils, conditioned by a hydric regime, differentiate soils properties. Udands in Carrenleufú; with a higher allophanization degree, higher organic matter contents, total nitrogen, porosity, silt fraction; better resist changes associated with localized stocking rate. This allows a rapid recovery of certain edaphic properties in the short term, compared to what occurs in Xerands of Aldea Las Pampas.

Although historical and current use are different, mainly in Carrenleufú, soil changes in both sites were slight, not reaching critical values for variables analyzed. Soil changes were severe, and even greater than in Xerands, when the site underwent an extreme degradation process, and where livestock was overlapped with large-scale impacts such as fire and clear cutting (degraded areas).

However, there are variables such as penetration resistance that passed tolerable thresholds, as a consequence of a combination of animal trampling and exotic pasture colonization. The invasion of these exotic grasses and herbs in *N. antarctica* forest is detrimental to the sustainability of forests, because it does not allow the natural seed germination. In turn, disturbance combination, such as fire, deforestation and livestock overstocked (degrading treatment for this work), is a harmful situation for native forests (Rusch, 1992).

5. Conclusions

Andisols physicochemical properties in *N. antarctica* forests of Patagonia were slightly modified by silvopastoral use. Penetration resistance was the most affected variable, increasing as land use intensity increases, and it could be considered a sensible indicator of soil changes in these forests.

When forest cover is at least partially preserved, historical and current stocking rates seem not lead to drastic soil degradation processes nor to critical values of physical–chemical fertility. However, when livestock use is combined with large-scale impacts, such as clear cutting and fires, and the forest cover is completely lost, soil changes are severe. In these cases, organic matter, mainly organic matter associated with macroaggregates, and physical variables are the most affected soil

properties.

Udands and Xerands soils behave differently, being the first most fertile, less susceptible to livestock effects and most resilient to grazing, due to its high buffering properties that allows a higher carrying capacity. These differences between Udands and Xerands should be considered in order to reach a sustainable management of *N. antarctica* silvopastoral systems.

Declaration of Competing Interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Acknowledgements

We acknowledge Marcos Antilef and Diego Apablaza for their assistance during field and laboratory works, and to Silvana Natero for her assistance with the proofreading, and correction of the English manuscript. This research was supported by the Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco (PI 1454), and Instituto Nacional de Tecnología Agroforestal Esquel (INTA Esquel).

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115843>.

References

- Álvarez-Yépiz, J.C., Martínez-Yrizar, A., Búrquez, A., Lindquist, C., 2008. Variation in vegetation structure and soil properties related to land use history of old-growth and secondary tropical dry forests in northwestern Mexico. *Forest Ecol. Manag.* 256, 355–366. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.04.049>.
- Armas, C., Ordiales, R., Pugnaire, F.I., 2004. Measuring plant interactions: a new comparative index. *Ecology* 85 (10), 2682–2686. <https://doi.org/10.1890/03-0650>.
- Ashworth, A.J., West, C.P., Allen, F.L., Keyser, P.D., Weiss, S.A., Tyler, D.D., Taylor, A. M., Warwick, K.L., Beamer, K.P., 2015. Biologically fixed nitrogen in legume intercropped systems: comparison of nitrogen-difference and nitrogen-15 enrichment techniques. *Agron. J.* 107 (6), 2419–2430.
- Bahamonde, H.A., Peri, P.L., Alvarez, R., Barneix, A., Moretto, A., Pastur, G.M., 2012. Litter decomposition and nutrients dynamics in *Nothofagus antarctica* forests under silvopastoral use in Southern Patagonia. *Agroforest Syst.* 84 (3), 345–360. <https://doi.org/10.1007/s10457-012-9479-7>.
- Barrow, N. J. 1987. Return of nutrients by animals. In *Managed Grasslands, B: Analytical Studies*.
- Barthès, B.G., Kouakoua, E., Larré-Larrouy, M.-C., Razafimbelo, T.M., de Luca, E.F., Azontonde, A., Neves, C.S.V.J., de Freitas, P.L., Feller, C.L., 2008. Texture and sesquioxide effects on water-stable aggregates and organic matter in some tropical soils. *Geoderma* 143 (1–2), 14–25.
- Binkley, D., Singer, F., Kaye, M., Rochelle, R., 2003. Influence of elk grazing on soil properties in Rocky Mountain National Park. *Forest Ecol. Manag.* 185: 239 – 247. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00162-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00162-2).
- Blake, G.R., Hartge, K.H., 1986. Bulk density p. 363–375. *Methods of Soil Analysis: Part 1*. 10.2136/sssabookser5.1.2ed.c13.
- Bokdam, J., 2001. Effects of browsing and grazing on cyclic succession in nutrient-limited ecosystems. *J. Veg. Sci.* 12 (6), 875–886. <https://doi.org/10.2307/3236876>.
- Braun-Blanquet, J., 1951. *The Plant Communities of Mediterranean France*. C.N.R.S., Paris.
- Bravo, C., 1995. Propiedades físicas del suelo y producción de maíz bajo dos sistemas de labranza en un Alfisol del Estado Guárico. Convenio REUNERG-Fundación Polar-UCV-UR. Valle de la Pascua, Venezuela. In *Resúmenes del XIII Congreso Venezolano de la Ciencia del Suelo*. 15, p. 126.
- Briceno, G., Demanet, R., de la Luz Mora, M., Palma, 2008. Effect of liquid cow manure on andisol properties and atrazine adsorption. *J. Environ. Qual.* 37 (4), 1519–1526. <https://doi.org/10.2134/jeq2007.0323>.
- Broquen, P., Lobartini, J.C., Candan, F., Falbo, G., 2005. Allophane, aluminum, and organic matter accumulation across a bioclimatic sequence of volcanic ash soils of Argentina. *Geoderma* 129 (3–4), 167–177. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.12.041>.
- Buurman, P., Peterse, F., Almendros Martin, G., 2007. Soil organic matter chemistry in allophanic soils: a pyrolysis-GC/MS study of a Costa Rican Andosol catena. *Eur. J. Soil Sci.* 58 (6), 1330–1347. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2007.00925.x>.
- Buytaert, W., Deckers, J., Wyseure, G., 2007. Regional variability of volcanic ash soils in south Ecuador: The relation with parent material, climate and land use. *Catena* 70 (2), 143–154. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2006.08.003>.
- Cambardella, C.A., Elliott, E.T., 1993. Carbon and nitrogen distribution in aggregates from cultivated and native grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57 (4), 1071–1076. <https://doi.org/10.2136/sssaj1993.03615995005700040032x>.
- Chatterjee, N., Nair, P.R., Chakraborty, S., Nair, V.D., 2018. Changes in soil carbon stocks across the Forest-Agroforest-Agriculture/Pasture continuum in various agroecological regions: A meta-analysis. *Agr. Ecosyst. Environ.* 266, 55–67. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.07.014>.
- CIEFAP-MAYDS., 2016. Actualización de la Clasificación de Tipos Forestales y Cobertura del Suelo de la Región Bosque Andino Patagónico. Informe Final. CIEFAP. Pp. 111.
- Cingolani, A.M., Noy-Meir, I., Renison, D., Cabido, M.D., 2008. La ganadería extensiva, ¿es compatible con la conservación de la biodiversidad y de los suelos? *Ecología Austral*. 18, 253–271.
- Colmet Daage, F., Marcolin, A., Lopez, C., Lanciotti, M., Ayesa, J., Bran, D., Andenmatten, E., Broquen, P., Girardin, J. L., Cortes, G., Irisarri, J., Besoain, E., Sadzawka, A., Sepulveda, S., Massaro, S., Millot, P., Bouleau, P., 1988. Características de los suelos derivados de cenizas volcánicas de la cordillera y precordillera del norte de la Patagonia. INTA-ORSTOM. S. C. Bariloche, Argentina. 39 p.
- Colombi, T., Torres, L.C., Walter, A., Keller, T., 2018. Feedbacks between soil penetration resistance, root architecture and water uptake limit water accessibility and crop growth—a vicious circle. *Sci. Total Environ.* 626, 1026–1035. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.129>.
- Cubillos-Hinojosa, J.G., Milian-Mindiola, P.E., Hernández-Mulford, J.L., Peralta-Castilla, A., 2019. Biological fixation of nitrogen by native isolates of *Rhizobium* sp. symbionts of *Leucaena leucocephala* (Lam.) De Wit. *Acta Agronómica* 68 (2), 75–83. <https://doi.org/10.15446/acag.v68n2.69322>.
- Dahlgren, R.A., Saigusa, M., Ugolini, F.C., 2004. The nature, properties and management of volcanic soils. *Adv. Agron.* 82 (3), 113–182.
- De Stefano, A., Jacobson, M.G., 2018. Soil carbon sequestration in agroforestry systems: a meta-analysis. *Agroforest Syst.* 92 (2), 285–299. <https://doi.org/10.1007/s10457-017-0147-9>.
- Dec, D., Bravo, S., Horn, R., Uteau, D., Peth, S., Zúñiga, F., Clunes, J., Granda, S., Martínez, O., Balocchi, O., Alonso, M., Dörner, J., 2021. Analyzing the impact of grazing and short-term irrigation management on soil mechanical strength of a volcanic ash soil under different types of pastures. *Soil Till Res.* 213, 105130 <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105130>.
- Dijkstra, J., Oenema, O., Van Groenigen, J.W., Spek, J.W., Van Vuuren, A.M., Bannink, A., 2013. Diet effects on urine composition of cattle and N₂O emissions. *Animal*. 7, 292–302. <https://doi.org/10.1017/S1751731113000578>.
- Donoso, C., Steinke, L., Premoli, A., 2006. *Nothofagus antarctica* (G. Forster) Oerst. Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. *Autoecología*. Valdivia, Chile. Marisa Cuneo Ediciones, 401–410.
- Doran, J.W., Parkin, T.B., 1994. Defining and assessing soil quality. *SSSA SPEC Publ.* 35, 1–21. <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub35.c1>.
- Dörner, J., Dec, D., Peng, X., Horn, R., 2009. Change of shrinkage behavior of an Andisol in southern Chile: Effects of land use and wetting/drying cycles. *Soil Till Res.* 106 (1), 45–53. <https://doi.org/10.1016/j.still.2009.09.013>.
- Dörner, J., Dec, D., Zúñiga, F., Sandoval, P., Horn, R., 2011. Effect of land use change on Andosol's pore functions and their functional resilience after mechanical and hydraulic stresses. *Soil Till Res.* 115, 71–79. <https://doi.org/10.1016/j.still.2011.07.002>.
- Enriquez, A.S., Cremona, M.V., 2018. Particulate organic carbon is a sensitive indicator of soil degradation related to overgrazing in Patagonian wet and mesic meadows. *Wetl. Ecol. Manag.* 26 (3), 345–357. <https://doi.org/10.1007/s11273-017-9577-4>.
- Fearnside, P.M., Barbosa, R.L., 1998. Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia. *Forest Ecol. Manag.* 108 (1–2), 147–166. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00222-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00222-9).
- Feller, C., Beare, M.H., 1997. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma* 79 (1–4), 69–116. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(97\)00039-6](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00039-6).
- Fieldes, M., Perrot, K.W., 1966. The nature of allophane in soils Part 3: rapid field and laboratory test for allophane. *New Zeal. J. Sci.* 9, 623–629.
- Fontúrbel, R., 2003. Conservación de ecosistemas: un nuevo paradigma en la conservación de la biodiversidad. *Ciencia Abierta* 23, 1–18.
- Frangi, J.L., Richter, L.L., Barrera, M.M., Aloggia, M., 1997. Decomposition of *Nothofagus* fallen woody debris in forests of Tierra del Fuego, Argentina. *Can. J. For. Res.* 27, 1095–1102. <https://doi.org/10.1139/x97-060>.
- Getachew, F., Abdulkadir, A., Lemenih, M., Fetene, A., 2012. Effects of different land uses on soil physical and chemical properties in Wondo Genet area, Ethiopia. *New York Sci. J.* 5 (11), 110–118.
- Golchin, A., Oades, J.M., Skjemstad, J.O., Clarke, P., 1994. Soil structure and carbon cycling. *Soil Res.* 32 (5), 1043–1068. <https://doi.org/10.1071/SR9941043>.
- Gomez, F.A., Tarabini, M., Buduba, C., von Müller, A., La Manna, L., 2019. Balance hídrico en plantaciones de *Pinus radiata* en el NO de la Patagonia argentina. *Asociación Argentina de Ecología*. 29 (2), 261–271.
- Guo, L.B., Gifford, R.M., 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Glob. Change Biol.* 8 (4), 345–360. <https://doi.org/10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x>.
- Hassan, R., Scholes, R., Ash, N., 2005. Ecosystems and human well-being: current state and trends.
- Hernández, Z., Almendros, G., Carral, P., Álvarez, A., Knicker, H., Pérez-Trujillo, J.P., 2012. Influence of non-crystalline minerals in the total amount, resilience and molecular composition of the organic matter in volcanic ash soils (Tenerife Island, Spain). *Eur. J. Soil Sci.* 63 (5), 603–615. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2012.01497.x>.

- Herrick, J.E., Whitford, W.G., De Soyza, A.G., Van Zee, J.W., Havstad, K.M., Seybold, C. A., Walton, M., 2001. Field soil aggregate stability kit for soil quality and rangeland health evaluations. *Catena* 44 (1), 27–35. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(00\)00173-9](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(00)00173-9).
- Hwang, K.S., Ho, Q.S., Kim, H.D., Choi, J.H., 2002. Changes of electrical conductivity and nitrate nitrogen in soil applied with livestock manure. *Korean J. Environ. Agr.* 21 (3), 197–201. <https://doi.org/10.5338/KJEA.2002.21.3.197>.
- IRAM SAGyP 29570-2. 2014. Determinación de fósforo extraíble en suelos. Parte 2- Método Olsen (extracción con hidrógeno carbonato de sodio).
- IRAM SAGyP 29572-1. 2016. Determinación de nitrógeno en suelo por el método Kjeldahl modificado. Parte 1-escala semi-micro.
- IRAM SAGPyA 29571-1. 2008. Calidad Ambiental-Calidad del suelo. Determinación de materia orgánica en suelos. Parte 1, Método de pérdida de masa por calcinación.
- Irisarri, J., 2000. La propuesta de reclasificación de los Andepts de Argentina, de acuerdo al Orden Andisoles. In Workshop Soil Taxonomy. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, AICET, *Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo* (pp. 18-27).
- Irisarri, J.A., Mendía, J.M., Roca, C., Buduba, C.G., Valenzuela, M.F., Epele, F., Frasseto, F., Ostertag, G., Bobadilla, S., Andenmatten, E., 1995. Zonificación de las tierras para la aptitud forestal de la Provincia del Chubut. Dirección General de Bosques y Parques de la Provincia del Chubut, Chubut.
- Jerabkova, L., Prescott, C.E., Titus, B.D., Hope, G.D., Walters, M.B., 2011. A meta-analysis of the effects of clearcut and variable-retention harvesting on soil nitrogen fluxes in boreal and temperate forests. *Can J Forest Res.* 41 (9), 1852–1870. <https://doi.org/10.1139/X11-087>.
- Kiessling, R. J., Galantini, J. A., Iglesias, J. O., Krüger, H., Venanzi, S., 2008. Efecto del piteo animal sobre la porosidad del suelo en lotes bajo siembra directa continúa. In XXI Congreso Argentino de la Ciencia del suelo. 13 a 16 de Mayo 2008.
- Kimmins, J. P., 1997. *Forest Ecology. A foundation for sustainable management*. 2nd edition. Prentice-Hall. Upper Saddle River, USA. 596 p.
- Krüger, H.R., 1996. Compactación en Haplustoles del sudoeste bonaerense (Argentina) bajo cuatro sistemas de labranza. *Ciencia del suelo* 14 (2), 104–106.
- Kunz, M., de Araujo Gonçalves, A.D.M., Reichert, J.M., Guimarães, R.M.L., Reinert, D.J., Rodrigues, M.F., 2013. Compactação do solo na integração soja-pecuária de leite em Latossolo argiloso com semeadura direta e escarificação. *Rev. Bras. Cienc. Solo* 37 (6), 1699–1708. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832013000600026>.
- La Manna, L., Barroetaña, C., 2011. Propiedades químicas del suelo en bosques de *Nothofagus antarctica* y *Austrocedrus chilensis* afectados por fuego. *Rev. Fac. Cienc. Agrar.* 43 (1), 41–55.
- La Manna, L., Buduba, C. G., Irisarri, J. 2020. Suelos volcánicos de la provincia del Chubut. En: Imbelloni, P., Barbosa, O. (Eds.) *Suelos y vulcanismo: Argentina*. Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo. P. 333-360.
- La Manna, L., Buduba, C.G., Rostagno, C.M., 2016. Soil erodibility and quality of volcanic soils as affected by pine plantations in degraded rangelands of NW Patagonia. *Eur J For Res.* 135 (4), 643–655. <https://doi.org/10.1007/s10342-016-0961-z>.
- La Manna, L., Gaspar, L., Rostagno, C.M., Quijano, L., Navas, A., 2018. Soil changes associated with land use in volcanic soils of Patagonia developed on dynamic landscapes. *Catena* 166, 229–239. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.03.025>.
- La Manna, L., Gaspar, L., Tarabini, M., Quijano, L., Navas, A., 2019. 137Cs inventories along a climatic gradient in volcanic soils of Patagonia: Potential use for assessing medium term erosion processes. *Catena* 181, 104089. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104089>.
- La Manna, L., Buduba, C.G., Irisarri, J.A., Ferrari, J., Cremona, M.V., 2011. Los nutrientes del suelo en la Región Andino Patagónica: una aproximación a la interpretación de datos analíticos. *Patagonia Forestal* 15 (3), 7–8.
- La Manna, L., Tarabini, M., Gomez, F., Rostagno, C.M., 2021. Changes in soil organic matter associated with afforestation affect erosion processes: The case of erodible volcanic soils from Patagonia. *Geoderma* 403, 115265. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115265>.
- Lencinas, M.V., Martínez Pastur, G., Cellini, J., Vukasovic, R., Peri, P., Fernández, M.C., 2002. Incorporación de la altura dominante y la clase de sitio a ecuaciones estándar de volumen para *Nothofagus antarctica* (Forster f.) Oersted. *Bosque (Valdivia)* 23 (2), 5–17. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002002000200002>.
- Lizcano, A., Herrera, M.C., Santamarina, J.C., 2007. Suelos derivados de cenizas volcánicas en Colombia. *Revista Internacional de Desastres Naturales, Accidentes e Infraestructura Civil* 6 (2), 167–198.
- Lundmark-Thelin, A., Johansson, M.B., 1997. Influence of mechanical site preparation on decomposition and nutrient dynamics of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) needle litter and slash needles. *Forest Ecol. Manag.* 96 (1–2), 101–110. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00040-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00040-6).
- Ma, Z., Yang, W., Wu, F., Tan, B., 2017. Effects of light intensity on litter decomposition in a subtropical region. *Ecosphere* 8 (4), e01770. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1770>.
- Martino, D. L. 2017. Manejo de restricciones físicas del suelo en sistemas de siembra directa. *Ing. Agr., Ph. D.*, Grupo de Riego, Agroclima, Ambiente y Agricultura Satelital (GRAS) del Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria de Uruguay.
- McDaniel, P.A., Lowe, D.J., Arnolds, O., Ping, C.L. 2012. *Andisols*. In: Huang, P.M., Li, Y., Sumner, M.E., (eds) *Handbook of soil sciences*, vol 1, 2nd edn., Properties and processes CRC Press (Taylor & Francis), Boca Raton, FL. 29–48.
- Morales, D., La Manna, L., Buduba, C., 2010. Propiedades químicas de suelos desarrollados sobre distintos materiales originales bajo bosques de *Austrocedrus chilensis*. *Rev. Fac. Cienc. Agrar.* 42 (1), 185–200.
- Nanzoyo, M., Dahlgren, R., Shoji, S. 1993. Chemical characteristics of volcanic ash soils. In *Developments in soil science* (Vol. 21, pp. 145-187). Elsevier. 10.1016/S0166-2481(08)70267-8.
- Nesme, T., Senthilkumar, K., Mollier, A., Pellerin, S., 2015. Effects of crop and livestock segregation on phosphorus resource use: a systematic, regional analysis. *Eur. J. Agron.* 71, 88–95. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2015.08.001>.
- Nworji, M. J. 2020. Effect of Light on Pasture Productivity and Quality in A Silvopastoral System.
- Parfitt, R.L., Wilson, A.D., 1985. Estimation of allophane and halloysite in three sequences of volcanic soils, New Zealand. *Catena. Supplement (Giessen)* 7, 1–8.
- Peri, P. L., Bahamonde, H. A., Monelos, L. H., Pastur, G. M. 2008. Producción de hojarasca en bosques primarios y bajo manejo silvopastoral de *Nothofagus antarctica* en la provincia de Santa Cruz, Argentina. Segunda reunión sobre *Nothofagus* en la Patagonia, *EcoNothofagus*, 149-155.
- Pribyl, D.W., 2010. A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor. *Geoderma* 156, 75–83. <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2010.02.003>.
- Quinteros, C. P. 2018. Propiedades ecosistémicas de bosques de *Nothofagus pumilio* afectadas por diferente intensidad de uso ganadero en Chubut, Patagonia Argentina. *Rev. Ecosistemas* 27(3), 24-32. doi: 10.7818/ECOS.1483.
- Quinteros, C.P., Bava, J.O., Bernal, P.M.L., Gobbi, M.E., Defossé, G.E., 2017. Competition effects of grazing-modified herbaceous vegetation on growth, survival and water relations of lenga (*Nothofagus pumilio*) seedlings in a temperate forest of Patagonia, Argentina. *Agroforest Syst.* 91 (4), 597–611. <https://doi.org/10.1007/s10457-016-9983-2>.
- Quinteros, C.P., Bernal, P.M.L., Gobbi, M.E., Bava, J.O., 2012. Distance to flood meadows as a predictor of use of *Nothofagus pumilio* forest by livestock and resulting impact, in Patagonia, Argentina. *Agroforest Syst.* 84 (2), 261–272. <https://doi.org/10.1007/s10457-011-9461-9>.
- Reyes, J.J., Vidal, I., González, M.R., González, R.M., Fonte, D., 2003. Efecto de dos intensidades de pastoreo en el método de pastoreo rotacional con ganado lechero. Balance de nitrógeno, fósforo y potasio en el sistema y sus componentes. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola* 37 (3), 257–265.
- Richards, L., 1956. Sample retainers for measuring water retention by soil. *Soil Sci. Soc. Am. Pro.* 20, 301–303. <https://doi.org/10.2136/sssaj1956.03615995002000030001x>.
- Ruiz, I., 1996. Introducción: un vistazo a la compleja relación clima-suelo-árbol-pastoreo-ganado.
- Rusch, V., 1992. Principales limitantes para la regeneración de la lenga en la zona NE de su área de distribución. *Actas del Seminario de Manejo forestal de la lenga y aspectos ecológicos relacionados*.
- Rusch, V.E., Rusch, G.M., Goijman, A.P., Varela, S.A., Claps, L., 2017. Ecosystem services to support environmental and socially sustainable decision-making. *Ecología Austral* 27 (01bis), 162–176. <https://doi.org/10.25260/EA.17.27.1.1.295>.
- Salvati, L., Carlucci, M., 2015. Towards sustainability in agro-forest systems? Grazing intensity, soil degradation and the socioeconomic profile of rural communities in Italy. *Ecol. Econ.* 112, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.02.001>.
- Shoji, S., Nanzoyo, M., Dahlgren, R., A., 1993. Volcanic ash soils: genesis, properties and utilization. Elsevier, Amsterdam.
- Silva, V.B.D., Silva, A.P.D., Dias, B.D.O., Araujo, J.L., Santos, D., Franco, R.P., 2014. Decomposição e liberação de N, P e K de esterco bovino e de cama de frango isolados ou misturados. *Rev. Bras. Cienc. Solo* 38 (5), 1537–1546. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832014000500019>.
- Six, J., Elliott, E.T., Paustian, K., Doran, J.W., 1998. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62, 1367–1377. <https://doi.org/10.2136/sssaj1998.03615995006200050032x>.
- Soil Survey Staff. 2006. *Soil Taxonomy: A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys*. Tenth ed. Washington DC, USDA. 341 p.
- Soler, R., Pastur, G.M., Lencinas, M.V., Peri, P.L., 2015. Mistletoes and epiphytic lichens contribute to litter input in *Nothofagus antarctica* forests. *Acta Oecol.* 68, 11–17. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2015.06.005>.
- Subsecretaría de Bosques de la Provincia de Chubut (SsBCh). 2012. Manejo de las reservas de la provincia del Chubut en el área cordillerana propuesta técnica de zonificación y manejo – Fase I. Pp. 146.
- Taboada, M. A., Damiano, F., Lavado, R. S., 2009. Inundaciones en la región pampeana. Consecuencias sobre los suelos. Alteraciones de la fertilidad de los suelos: el halomorfismo, la acidez, el hidro-morfismo y las inundaciones. Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, 103-127.
- Takahashi, M., Sakata, T., Ishizuka, K., 2001. Chemical characteristics and acid buffering capacity of surface soils in Japanese forests. *Water Air Soil Poll.* 130 (1–4), 727–732. <https://doi.org/10.1023/A:1013885518767>.
- Toledo, V., Álvarez, J.C., Nieves, S., 2017. Relación entre las pisadas de los visitantes y la compactación sobre el suelo del sendero de Sabas Nieves del Parque Nacional Waraira Repano (El Ávila). *Revista de Investigación* 41 (92), 185–212.
- Vaieretti, M.V., Cingolani, A.M., Harguindeguy, N.P., Gurvich, D.E., Cabido, M., 2010. Does decomposition of standard materials differ among grassland patches maintained by livestock? *Austral Ecol.* 35 (8), 935–943. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2009.02105.x>.
- Vaieretti, M.V., Conti, G., Poca, M., Kowaljaw, E., Gorné, L., Bertone, G., Cingolani, A.M., Pérez-Harguindeguy, N., 2021. Plant and soil carbon stocks in grassland patches maintained by extensive grazing in the highlands of central Argentina. *Austral Ecol.* 46 (3), 374–386. <https://doi.org/10.1111/aec.12992>.
- Veizaga, E. A. 2015. Estudio de la dinámica del nitrato en el suelo proveniente de la actividad ganadera intensiva. Doctoral Thesis.
- Venanzi, R., Picchio, R., Piovesan, G., 2016. Silvicultural and logging impact on soil characteristics in Chestnut (*Castanea sativa* Mill.) Mediterranean coppice. *Ecol. Eng.* 92, 82–89. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.03.034>.
- Veneciano, J. H., Frigerio, K. 2003. Exportación de macronutrientes en sistemas extensivos de San Luis. *INPOFOS. Informaciones Agronómicas del Cono Sur*, 17, 17-22.

- von Müller, A. R., Lloyd, C. E., Hansen, N., Buduba, C. G., Ciari, G. 2013. Adecuación de la carga ganadera para asegurar la conservación de la estructura y los servicios ecosistémicos en el bosque andino patagónico. Jornadas II Jornadas Forestales Patagónicas y 2° Congreso Internacional Agroforestal Patagónico. El Calafate, Santa Cruz, Argentina.
- von Müller, A.R., Renison, D., Cingolani, A.M., 2017. Cattle landscape selectivity is influenced by ecological and management factors in a heterogeneous mountain rangeland. *The Rangeland Journal* 39 (1), 1–14.
- Wada, K. 1985. The distinctive properties of Andosols. *In Advances in soil science* (pp. 173-229). Springer, New York, NY. 10.1007/978-1-4612-5088-3_4.
- Warkentin, B. P., Maeda, T. 1980. Physical and mechanical characteristics of Andisols. B. K.G. Theng (Ed.), *Soils with Variable Charge*, New Zeal. Soc. Soil Sci. Lower Hutt, New Zealand, pp. 281-301.
- Wilson, M.G., Quintero, C.E., Boschetti, N.G., Benavidez, R.A., Mancuso, W.A., 2000. Evaluación de atributos del suelo para su utilización como indicadores de calidad y sostenibilidad en Entre Ríos. *Rev. Fac. Agron.* 20 (1), 23–30.
- Yanez, P.B., Rios, J.G., Sandoval, B.F., Cossio, F.G., 1999. Materia orgánica y caracterización de suelos en proceso de recuperación con coberturas vegetativas en zonas templadas de México. *Terra Latinoamericana* 17 (2), 139–148.
- Yustika, R.D., Muchtar, M., 2016. Soil organic matter status and penetration resistance at alley cropping system on degraded acid dryland. *J. Degraded Mining Lands Manage.* 4 (1), 675. <https://doi.org/10.15243/jdmlm.2016.041.675>.