



Universidad Nacional del Comahue
Centro Regional Universitario Bariloche

***Desertificación en el NE de la
Patagonia: ¿son algunas comunidades
vegetales más susceptibles que otras?***

**Trabajo de Tesis para optar al Título de Doctor en
Biología**

Lic. Romina Gisela Palacio

Director: Dr. Alejandro Jorge Bisigato

Codirector: Dr. Pablo José Bouza

2019

Índice:

Agradecimientos	5
Índice de Tablas	6
Índice de Figuras	7
Resumen	11
Abstract	13

Capítulo I: Introducción

1.1 Introducción General.....	16
1.2 Antecedentes Locales.....	22
1.3 Objetivos e Hipótesis.....	25
1.4 Materiales y Métodos.....	30
1.4.1 Descripción del Área de Estudio.....	30
1.4.2 Selección de los sitios de muestreo intensivo.....	33
1.4.3 Análisis de datos.....	34
1.5 Resultados.....	35

Capítulo II: *Dinámica Espacial de la Pérdida de Recursos*

2.1 Introducción.....	41
2.2 Materiales y Métodos.....	43
2.2.1 Análisis de Datos.....	46
2.3 Resultados.....	47
2.3.1 Descripción de los Sitios.....	47
2.3.2 Textura de Suelo, Erodabilidad y Contenido de Materia Orgánica.....	52
2.3.3 Erosión de Suelo a escala de Comunidad.....	55
2.3.4 Erosión de Suelo a escala de micrositio.....	56
2.4 Discusión.....	59
2.5 Conclusiones.....	65

Capítulo III: *Covariación espacial entre la Cobertura vegetal y Variables Edáficas a lo largo de Gradientes de Pastoreo.*

3.1 Introducción.....	67
3.2 Materiales y Métodos.....	70

3.2.1	Diseño experimental a campo.....	70
3.2.2	Muestreos de campo.....	71
3.2.3	Análisis de Laboratorio.....	72
3.2.4	Análisis de datos.....	72
3.3	Resultados.....	75
3.3.1	Correlaciones entre las variables.....	75
3.3.2	Diferencias en las variables a lo largo de los gradientes de pastoreo.....	77
3.3.3	Cambio en la composición florística a lo largo de los gradientes de pastoreo.....	79
3.3.4	Escala de heterogeneidad de la vegetación.....	81
3.4	Discusión.....	81
3.5	Conclusiones.....	85

Capítulo IV: *Capacidad de las Comunidades Vegetales para Conservar Recursos*

4.1	Introducción.....	87
4.2	Materiales y Métodos.....	91
4.2.1	Número, superficie y volumen de los montículos de suelo.....	91
4.2.2	Capacidad de las comunidades para conservar agua: Estimación de la escorrentía superficial.....	92
4.2.3	Capacidad de las comunidades para conservar agua: Profundidad de infiltración del agua de lluvia y pérdidas por drenaje profundo.....	93
4.2.4	Análisis de Datos.....	93
4.3	Resultados.....	96
4.3.1	Capacidad de las comunidades para conservar los recursos	96
4.3.2	Número, superficie y volumen de los montículos de suelo.....	100
4.4	Discusión.....	102
4.5	Conclusiones.....	107

Capítulo V: *Modelo Conceptual del proceso de degradación por Sobrepastoreo. Discusión General.*

5.1	Introducción.....	109
5.2	Modelos Conceptuales del Proceso de degradación por Sobrepastoreo..	110
5.3	Discusión General.....	115
5.4	Conclusiones.....	117

Referencias.....	118
Trabajo de Respaldo.....	142
Anexo I: Perfiles de Suelo.....	154
Anexo II: Descripción de las especies que dominan las tres comunidades...	171
Anexo III: <i>Cobertura por especie en los sitios de muestreo intensivo</i>	173
Anexo III: Figuras de MDT.....	175

Agradecimientos

Decidí escribir estos agradecimientos de forma especial, construyendo un espiral que crece y crece formando un gran cuenco que fue el que me abrazó durante estos años, todos fueron y son muy importantes y todos sumaron a que esta tesis se concretara. Así que voy a comenzar con Mora una pequeña que sin ser bióloga participa desde su concepción en congresos, campañas y curso y que es quien motiva y motivará cada día de mi vida, es por ella que decidí cerrar esta etapa de mi vida; claro Mora es parte porque "el tano" estuvo primero mi gran compañero y amigo que ha sabido contener cada una de las etapas de este doctorado. Luego sigue mi querida y amada madre y mis adorados hermanos y sobrinos, mi familia expandida y adquirida Azul, los chinitos, cuñadas, cuñados y sobrinos...y claro este espiral crece con mis amigas y amigos del Cenpat parte importantísima en estos años; Ile, Hebe y Ana Gracias infinitas por estar incondicionalmente a mi lado, Cheli, Marlene, Tomas, Analía con quienes tengo el placer enorme de seguir compartiendo la vida. A mis queridas Lina y Clau junto a mis padres del corazón Any y Mario, gracias por mimarme, enseñarme y seguir estando siempre que los llamo para muchas cosas de la vida.

A todas las personas que ayudaron en las campañas, Juje, Ana, Vicky, Lina, Lucas, Ile, Clau, Ali, Cristian.

A mis hermanas del alma, Andy y Marisol gracias por compartir la vida conmigo ayudarme a crecer como persona y en la guiarme en la maternidad.

Junto a Marisol conocí una parte de mi no explotada hasta el momento me presentaste a mi querida None y a todo un mundo desconocido "la educación" donde como siempre encontré grandes amigos que hacen que cada día sea maravilloso y me ayudan a no extrañar tanto a los que no veo cotidianamente.

Obviamente este cuenco se construyó con muchos otros condimentos un poco más concretos y académicos como corresponde, Gracias a Don López y su hermosa familia que me recibían siempre con un mate en el campo y me permitían trabajar y dormir en la bella estancia Bahía Cracker.

Gracias a mis Directores Ale y Pablo por acompañar cada etapa de esta tesis y enseñarme siempre con paciencia y dedicación, por incentivar me a seguir siempre.

Gracias al Centro Nacional Patagónico y Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnologías por el apoyo económico. Esta tesis fue realizada en el marco del PIP CONICET 2009-2011 "Interacciones entre escalas y dinámicas no lineales: su importancia en los procesos de desertificación en el NE de la Patagonia".

Gracias Universidad Nacional de Comahue por la alta calidad educativa gratuita que brinda a la comunidad, por la amabilidad con la que responden y nos acompañan.

Índice de Tablas

Tabla 1.1: Cobertura de especies, riqueza y Cobertura Total por comunidad vegetal (medias \pm 1 error estándar). En negrita se indica la cobertura de las especies dominantes. +: especie con cobertura menor a 0,1%. Los promedios incluyen a los 38 sitios del dendrograma de la Figura 1.4.

Tabla 1.2: Gradiente de intensidad de pastoreo para los sitios de muestreo intensivo de las tres comunidades vegetales identificadas en el área de estudio. Densidad de Boñigas (media \pm error estándar). Superíndices distintos indican diferencias significativas entre los sitios de una misma comunidad ($p < 0,05$).

Tabla 3.1: Escala de heterogeneidad espacial de la vegetación en cada sitio de muestreo intensivo. La escala de heterogeneidad espacial se corresponde con la distancia media entre el centro de los parches vegetados y el centro del suelo desnudo circundante.

Índice de Figuras

Figura 1.1: Área de estudio ubicada en el NE de la provincia de Chubut.

Figura 1.2: Fisonomía característica de la vegetación en el área de estudio. Puede observarse la alternancia de *stands* de las distintas comunidades. Al fondo de la imagen puede apreciarse un rebaño pastando.

Figura 1.3: Grilla trazada en el área de estudio para identificar las comunidades presentes en ella. Los sitios indicados con estrellas rojas no fueron considerados por estar ubicados en cañadones que desembocan en el mar o en otro nivel de meseta. Los puntos anaranjados corresponden a la comunidad de *Nassauvia ulicina*, los puntos violetas a la comunidad de *Chuquiraga avellanadae* y los puntos verdes a la comunidad de *Nassella tenuis*. Los círculos negros resaltan los 15 sitios de muestreo intensivo.

Figura 1.4: Dendrograma correspondiente a los 38 censos de abundancia-cobertura de los sitios presentes en el área de estudio. Pueden vislumbrarse 3 grupos principales en los recuadros. Los números en morado indican los valores p. En cada grupo se indican las especies indicadoras.

Figura 1.5: Sitios de muestreo intensivo

Figura 2.1: Detalle de la estación total (a), un operador sostiene el prisma (b) y otro realiza la medición (c).

Figura 2.2: Diseño de muestreo. Los círculos azules indican las estacas que delimitan los puntos de muestreo (ver detalle). El cuadrado verde indica la posición de la estación total. Los triángulos rojos indican las estacas que forman el plano de referencia. Los signos más indican los puntos de muestreo entre las 2 estacas de cada par.

Figura 2.3: Condiciones superficiales del suelo: Condiciones del suelo no vegetadas: **a.** Suelo Desnudo: superficie plana y sin gravas ni vegetación. **b.** Suelo Desnudo con gravas: Superficie con algunas gravas sueltas, **c.** Pavimento de Desierto: Superficie cubierta en su mayoría por gravas, Condiciones del suelo vegetadas: **d.** Pasto: Presencia de matas de pastos, **e.** Montículo Intacto: zona elevada del suelo con cobertura vegetal > 90%, **f.** Montículo Degradado: zona elevada del suelo que muestra signos de erosión hídrica/eólica con escasa vegetación. La barra de la escala es de 10 cm.

Figura 2.4: Cobertura vegetal, Cobertura de Arbustos y Cobertura de Pastos en las tres comunidades vegetales presentes en el área de estudio (gráficos de barras). Letras distintas indican diferencias significativas entre comunidades. Las barras de error indican un error estándar. Relación entre esas variables a nivel de sitio y la intensidad de pastoreo (densidad de boñigas) en cada comunidad. Las escalas de los ejes difieren entre paneles.

Figura 2.5: Número y Tamaño de las áreas de suelo desnudo, y Pendiente (%) en las tres comunidades vegetales presentes en el área de estudio (gráficos de barras). Letras distintas indican diferencias significativas entre comunidades. Las barras de error indican un error estándar. Relación entre esas variables a nivel de sitio y la intensidad de pastoreo (densidad de boñigas) en cada

Figura 2.6: Proporción del suelo cubierto por cada condición superficial del suelo en cada sitio de estudio. Los acrónimos indican la comunidad vegetal (Nasuli =comunidad de *Nassauvia ulicina*, Chuave =comunidad de *Chuquiraga avellanadae*, y Nasten=comunidad de *Nassella tenuis*) y la intensidad de pastoreo (aumentando de I a V). *Condiciones superficiales del Suelo:* □= Suelo Desnudo, □ = Suelo Desnudo con gravas, □ = Pavimento de Desierto, ■ = Pastos, ■ = Montículo Intacto, ■ = Montículo Degradado.

Figura 2.7: Fracciones de la textura de suelo (% Arena, % Arcilla y % Limo) a nivel de comunidad (gráficos de barra). Letras distintas indican diferencias significativas entre comunidades. Las barras de error indican un error estándar. Relación entre esas variables a nivel de sitio y la intensidad de pastoreo (densidad de boñigas) en cada comunidad. Las escalas de los ejes difieren entre paneles.

Figura 2.8: Materia Orgánica (%) y Erodabilidad (K) a nivel de comunidad (gráficos de barra). Letras distintas indican diferencias significativas entre comunidades. Las barras de error indican un error estándar. Relación entre esas variables a nivel de sitio y la intensidad de pastoreo (densidad de boñigas) en cada comunidad. Las escalas de los ejes difieren entre paneles.

Figura 2.9: Erosión/deposición de suelo a escala de comunidad en los sitios de muestreo intensivo. El tamaño del efecto z_r son coeficientes z transformados del coeficiente de Correlación de Pearson (r) entre el nivel del suelo y la fecha, siguiendo el método de DerSimonian-Laird (DSL). Un valor negativo de z_r indica pérdida de suelo durante el período de estudio. Los puntos son las medias y las barras los intervalos de confianza del 95%. Las medias con intervalos de confianza que se superponen con la línea de trazos (0% de cambio) no muestran ninguna tendencia significativa del nivel del suelo en el tiempo. Acrónimos para los sitios ídem Figura 2.6, $n = 50$ en todos los casos.

Figura 2.10: Erosión/deposición de suelo a escala de microsítio en cada sitio de muestreo intensivo. El tamaño del efecto z_r son coeficientes z transformados del coeficiente de correlación de Pearson (r) entre el nivel del suelo y la fecha, siguiendo el método de DerSimonian-Laird (DSL). Un valor negativo de z_r indica pérdida de suelo durante el período de estudio. Los puntos son medias \pm intervalos de confianza del 95%, con el número de puntos entre paréntesis. Las medias con intervalos de confianza se superponen la línea de referencia de trazos (0% de cambio) no muestran ninguna tendencia significativa del nivel del suelo en el tiempo. Las siglas se corresponden con las de la Figura 2.6.

Figura 3.1: Muestreo de suelo a lo largo de la transecta.

Figura 3.2: Coeficiente de correlación (r) en cada sitio de muestreo intensivo para las correlaciones estudiadas (NT vs. Microtopografía, Microtopografía vs. Cobertura Vegetal y NT vs. Cobertura Vegetal) y su nivel de significancia (*= $p < 0,05$ **= $p < 0,01$). Los acrónimos de los sitios indican la comunidad vegetal (Nasuli=Comunidad de *Nassauvia ulicina*, Chuave=Comunidad de *Chuquiraga avellanadae* y Nasten=Comunidad de *Nassella tenuis*) y la intensidad de pastoreo (aumentando de I a V). La escala de los ejes y cambia entre comunidades.

Figura 3.3: Cobertura Vegetal, NT y Microtopografía (media \pm error estándar) vs. sitios de muestreo. Los acrónimos de los sitios indican la comunidad vegetal (Nasuli=Comunidad de *Nassauvia ulicina*, Chuave=Comunidad de *Chuquiraga avellanadae* y Nasten=Comunidad de *Nassella tenuis*) y la intensidad de pastoreo (aumentando de I a V). Letras distintas indican diferencias significativas entre las barras de un mismo panel.

Figura 3.4: Índice cuantitativo de Jaccard vs. Intensidad de pastoreo (Boñigas/m²). Cada punto corresponde a la similitud en composición florística entre un sitio en particular y el sitio menos pastoreado de esa comunidad.

Figura 4.1: Diagrama de diseño de muestreo. Los círculos violetas representan la grilla de 441 puntos y la diagonal con sus correspondientes espaciamientos (ver detalle). El ejemplo corresponde a las comunidades de *Chuquiraga avellanadae* y de *Nassella tenuis*.

Figura 4.2: Etapas del proceso de análisis y diferenciación de montículos de suelo en R-project. **a.** Puntos de muestreo con la estación total. **b.** Resultado de la interpolación por kriging. **c.** Raster resultante. **d.** Montículos identificados. **e.** Individualización de los montículos. **f.** Volumen de cada montículo luego de la reclasificación de acuerdo al tamaño mínimo de un montículo de suelo.

Figura 4.3: Concentraciones de Cloruro en los sitios más y menos pastoreados en las tres Comunidades vegetales vs. Profundidad del suelo. La línea verde indica sitio menos pastoreado y la línea roja sitio más pastoreado. La escala del eje x difiere entre las comunidades.

Figura 4.4: Porcentaje del agua de lluvia simulada (62,5 mm) que abandona las parcelas por escorrentía en los sitios de muestreo. Las simulaciones se hicieron con el módulo Runoff del programa IdrisiKilimanjaroTM14.02. Los acrónimos de los sitios indican la comunidad vegetal (Nasuli=Comunidad de *Nassauvia ulicina*, Chuave=Comunidad de *Chuquiraga avellanadae* y Nasten=Comunidad de *Nassella tenuis*) y la intensidad de pastoreo (aumentando de I a V).

Figura 4.5: Número, Volumen y Superficie de los Montículos para las tres comunidades vegetales en los sitios de muestreo intensivo. Las parcelas difirieron en su tamaño, en la comunidad de *Nassauvia ulicina* fueron de 16 m² y en las restantes comunidades de 100 m². Los acrónimos utilizados en los ejes horizontales de los gráficos son los mismos que en la figura 4.4.



Figura 5.1: Modelo conceptual del proceso de degradación por sobrepastoreo para la estepa arbustiva de *Nassauvia ulicina*. El grosor de las flechas verticales al lado de "H₂O" indica la profundidad de infiltración del agua de lluvia. Asimismo, el grosor de las flechas que acompañan a  indica la magnitud relativa de las pérdidas por escorrentía. La letra N representa la concentración de Nitrógeno Total, la cantidad de letras se encuentra asociada con el valor numérico y su ubicación si está asociado a parches vegetados (manchas verdes), suelos desnudos (espacio vacío sobre y entre los montículos) o la microtopografía (montículos). Los pavimentos de desierto se indican con óvalos marrones y grises.

Figura 5.2: Modelo conceptual del proceso de degradación por sobrepastoreo para la estepa arbustiva de *Chuquiraga avellanadae*. El grosor de las flechas verticales al lado de "H₂O" indica la profundidad de infiltración del agua de lluvia. Asimismo, el grosor de las flechas que acompañan a  indica la magnitud relativa de las pérdidas por escorrentía. La letra N representa la concentración de Nitrógeno Total, la cantidad de letras se encuentra asociada con el valor numérico y su ubicación si está asociado a parches vegetados (manchas verdes), suelos desnudos (espacio vacío sobre y entre los montículos) o la microtopografía (montículos). Los pavimentos de desierto se indican con óvalos marrones y grises.

Resumen

Gran parte de los ecosistemas desérticos del mundo muestran signos de desertificación. Mayormente se acepta que la desertificación es consecuencia de la variabilidad climática y de las actividades humanas, especialmente el pastoreo. Como en el resto del mundo, en la Patagonia el pastoreo ovino y la variabilidad climática fueron identificados como las principales causas de desertificación. Sin embargo, no toda el área se encuentra igualmente damnificada. Esto indicaría, por un lado, que no toda el área ha sufrido la misma intensidad de uso, pero también que algunas características de la vegetación podrían determinar diferente susceptibilidad a la desertificación. Algunos estudios realizados en la Patagonia sobre los efectos del pastoreo abarcaron distintas comunidades a lo largo de gradientes de precipitación. Esos estudios mostraron que las comunidades más mesofíticas, en las que las gramíneas son dominantes, son más afectadas por el pastoreo que aquellas más xerofíticas, donde los arbustos son más abundantes. Sin embargo, al comparar comunidades distribuidas a lo largo de un gradiente climático de decenas o cientos de kilómetros, resulta complejo discernir la influencia de las diferencias entre las comunidades del efecto de la aridez.

En este contexto, el objetivo general de esta tesis fue determinar si todas las comunidades vegetales presentes en un área son igualmente susceptibles a la degradación por sobrepastoreo. Los objetivos específicos de esta tesis fueron: a) evaluar la existencia de respuestas no lineales al pastoreo y su relación con la pérdida de recursos (agua y nitrógeno), b) evaluar la dinámica espacial de la pérdida de recursos y c) integrar la información disponible en un modelo conceptual del proceso de degradación por sobrepastoreo que contemple las diferencias entre comunidades.

Para ello, en el NE de la provincia de Chubut se seleccionaron 38 sitios en dos potreros. Se realizó en cada sitio un censo de vegetación y se estimó la intensidad de pastoreo a través de la densidad de boñigas. Los censos mostraron 3 comunidades (dos estepas arbustivas, dominadas por *Chuquiraga avellanedae* y *Nassauvia ulicina*; y una estepa herbácea dominada por *Nassella tenuis*). Asimismo, los censos mostraron que los sitios más pastoreados de las estepas arbustivas tienden a tener menos cobertura de plantas forrajeras (pastos), mientras que en la estepa herbácea ocurre lo contrario. Ello sugiere que en las estepas arbustivas las diferencias en vegetación entre sitios se deben al pastoreo, mientras que en la estepa herbácea la heterogeneidad de la vegetación determinaría la intensidad de pastoreo.

Entre esos 38 sitios se seleccionaron 15 sitios de muestreo intensivo, 5 de cada comunidad, representando todo el rango de densidad de boñigas presente en cada comunidad. En estos 15 sitios se evaluó la cobertura vegetal, la microtopografía, el contenido de Nitrógeno Total (0-2 cm) y la covariación entre ellas. También se registraron los cambios en la cota del suelo (erosión/deposición de suelo) y la frecuencia de distintas condiciones superficiales del suelo. Para cada sitio de muestreo intensivo se construyó un modelo digital de terreno. Sobre la base de este último se modeló la capacidad de los sitios para retener el agua de lluvia. Por último, en los sitios con mayor y menor densidad de boñigas de cada comunidad se realizó una calicata, se describió el perfil de suelo y se realizaron perfiles de cloruros para determinar

la profundidad de infiltración del agua de lluvia y la existencia de drenaje profundo.

Los resultados en la comunidad de *Nassauvia ulicina* mostraron una cobertura vegetal constante. Los sitios de pastoreo moderado evidenciaron correlación positiva entre la cobertura vegetal, la microtopografía y la concentración de Nitrógeno Total. Cuando se analizó la pérdida de recursos a nivel de comunidad, todos los sitios mostraron erosión. A nivel de micrositio, la frecuencia de pavimentos de desierto aumentó en desmedro del suelo desnudo y de los montículos intactos. Por otro lado, la infiltración resultó ser alta en el sitio con pastoreo leve y baja en el sitio más pastoreado, mostrando la respuesta opuesta la escorrentía.

En la comunidad de *Chuquiraga avellanae* el aumento de la intensidad de pastoreo se relacionó a un aumento de la cobertura de arbustos y a una tendencia a la disminución de la cobertura de los pastos. La concentración de Nitrógeno Total y la microtopografía se encontraron asociadas a la vegetación en los sitios de pastoreo moderado. A su vez, se observó un aumento de la frecuencia de montículos degradados y una disminución de la de los montículos intactos. Todos los sitios, a excepción del sometido a pastoreo intenso, mostraron pérdida de suelo por erosión. La infiltración y la escorrentía fueron mayores en el sitio de pastoreo leve y menores en el sitio de pastoreo intenso, lo que sugiere que aumenta la intercepción de agua por los arbustos.

En la comunidad de *Nassella tenuis* se observó que la cobertura vegetal fue mayor en los sitios de pastoreo intenso. En general no se encontró covariación espacial entre Nitrógeno Total, microtopografía y cobertura. A nivel de comunidad, la mayoría de los sitios no mostraron signos de erosión/deposición de suelo y a pesar de ser la comunidad más intensamente pastoreada, fue la que mostró menos evidencia de erosión pasada y presente. En ambos extremos del gradiente de pastoreo se encontraron evidencias de importantes pérdidas de agua por drenaje profundo. Al mismo tiempo las pérdidas por escorrentía fueron muy bajas.

Los resultados de esta tesis mostraron poca evidencia de cambios no lineales con el pastoreo. Esta tesis se diferencia de otros trabajos en que analiza los efectos del pastoreo en comunidades que ocupan la misma área, sometidas al mismo clima. A diferencia de estudios previos realizados a lo largo de gradientes climáticos, los resultados señalan que la estepa herbácea, a pesar de ser la comunidad más intensamente pastoreada, es menos afectada por el pastoreo que las estepas arbustivas. Ello indica que los resultados encontrados a lo largo de gradientes climáticos no siempre pueden aplicarse a estudios locales.

Abstract

A large part of the world's arid ecosystems show signs of desertification. It is generally accepted that desertification is a consequence of climatic variability and human activities, especially grazing. In Patagonia, as in the rest of the world, sheep grazing and climatic variability were identified as the main causes of desertification. However, not the entire area was found equally damaged. This would indicate, on the one hand, that not all the area has suffered the same intensity of use, but also that some characteristics of the vegetation could determine different susceptibility to desertification. Some studies which have been carried out in Patagonia concerning the effects of grazing have covered different communities along rainfall gradients. These studies showed that the more mesophytic communities, where grasses are dominant, are more affected by grazing than the more xerophytic ones, where shrubs are more abundant. However, when comparing communities distributed along a climatic gradient of tens or hundreds of kilometers, it is difficult of separating the effects of communities attributes from those of climate.

In this context, the general objective of this thesis is to determine whether all the plant communities presented in an area are equally susceptible to degradation due to overgrazing. The specific objectives of this thesis are: a) to evaluate the existence of non-linear responses to grazing and its relationship with the loss of resources (water and nitrogen), b) to evaluate the spatial dynamics of the resources lost and c) to integrate the information available in a conceptual model of the degradation process caused by overgrazing that considers the differences between communities.

In order to do this, 38 sites were selected in two paddocks in the NE of the Chubut province. A vegetation census was carried out at each site and the grazing intensity was estimated through the dung density. The censuses showed 3 communities (two shrub steppes, dominated by *Chuquiraga avellanedae* and *Nassauvia ulicina*, and an herbaceous steppe dominated by *Nassella tenuis*). Likewise, the censuses showed that the most grazed sites of the shrub steppes tended to have less coverage of forage plants (grasses), whereas in the herbaceous steppe the opposite occurred. This suggests that in shrub steppes the differences in vegetation between sites are due to grazing, while in the herbaceous steppe the heterogeneity of the vegetation would determine the intensity of grazing.

Among these 38 sites, 15 intensive sampling sites were selected, 5 from each community, representing the entire density range of dung present in each community. In these 15 sites, the plant cover, microtopography, total Nitrogen content (0-2 cm) and covariation amongst them were evaluated. Changes in ground level (soil erosion / deposition) and the frequency of different soil surface conditions were also recorded. For each intensive sampling site, a digital terrain model was built. On the basis of the latter, the capacity of the sites to retain rainwater was modeled. Finally, in the sites with the highest and lowest density of dung in each community, pits were dug, the soil profile was described and chloride profiles were employed to determine the depth of rainwater infiltration and the existence of deep drainage.

The results in the community of *Nassauvia ulicina* showed a constant vegetation coverage. Moderate grazing sites showed positive correlation between vegetation cover, microtopography and total Nitrogen concentration.

When the resources loss was analyzed at the community level, all the sites showed erosion. At the microsite level, the frequency of desert pavements increased at the expense of bare soil and intact mounds. On the one hand, rain water infiltration turned out to be high at the site where there was light grazing but on the other hand at the most grazed site rainwater infiltration was low, with runoff showing the opposite response.

In the community of *Chuquiraga avellanedae*, the rise in grazing intensity was related to an increase in shrub cover and a tendency to decrease grass cover. Total Nitrogen concentration and microtopography were found positively associated with vegetation at moderate grazing sites. In turn, there was an increase in the frequency of degraded mounds and a decrease in that of the intact mounds. All the sites, except for that subjected to the highest grazing pressure, showed soil loss due to erosion. Infiltration was greater in the light grazing site and lower in the intense grazing site. Surprisingly, the runoff showed the same trend, suggesting that water interception by bushes increases.

In the community of *Nassella tenuis* it was observed that the vegetation cover was greater in the intense grazing sites. In general, no spatial covariation was found between Total Nitrogen, microtopography and coverage. At the community level, most of the sites showed no signs of erosion / soil deposition and despite being the most intensely grazed community, it was the one that showed less evidence of past and present erosion. At both ends of the grazing gradient there was evidence of significant water loss by deep drainage. At the same time the losses from runoff were very low.

The results of this thesis showed little evidence of non-linear changes with grazing. This thesis differs from other studies in that it analyzes the effects of grazing on communities that occupy the same area, subjected to the same climate. Unlike previous studies carried out along climatic gradients, the results indicate that the herbaceous steppe, despite being the most intensely grazed community, is less affected by grazing than the shrub steppes. This indicates that the results found along climatic gradients cannot always be applied to local studies.

Capítulo I
Introducción y Área de Estudio

1.1 Introducción General:

Las regiones desérticas (áridas y semiáridas) son definidas como aquellas en las que las precipitaciones son menores a la evapotranspiración potencial. Esto es, una demanda evaporativa atmosférica elevada que depende fundamentalmente de la radiación solar, la presión de vapor del aire y la velocidad del viento. Sumado a esto, el régimen de precipitaciones se caracteriza por una alta irregularidad tanto espacial como temporal, agravando aún más la problemática (Fernandez Galvez, 2010).

En todo el mundo, los ecosistemas desérticos muestran niveles variables de degradación del suelo y la vegetación, la que en condiciones extremas toma la forma de desertificación (Dregne, 1996). Aunque no existe una única causa, existe consenso en que la mayor parte de los procesos de desertificación resultan de una combinación de acciones antrópicas (pastoreo, cultivo, extracción de leña, minería) y de la variabilidad climática (Geist y Lambin, 2004). La desertificación tiene consecuencias locales, regionales y globales tales como cambios en la dinámica del Carbono y del agua (Maestre et al., 2006), la invasión de especies, y la erosión hídrica y eólica (Ludwig et al., 2007). De acuerdo a la Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación, la desertificación es la degradación de la tierra en regiones áridas, semiáridas y subhúmedas secas, resultante de diversos factores, incluso variaciones climáticas y actividades humanas.

Según el marco conceptual dominante durante los últimos 20 años, la desertificación se caracterizaría por la invasión de los pastizales por arbustos (Schlesinger et al., 1990), aunque procesos similares se han descrito en arbustales (Tongway et al., 2003) lo que indica que el reemplazo de formas biológicas no es condición necesaria para la ocurrencia del fenómeno. Sin embargo, trabajos recientes indicarían que la invasión de arbustos (entendida como el aumento absoluto o relativo en la cobertura de arbustos) puede llevar a consecuencias opuestas que van desde la degradación al aumento de las reservas de recursos (por ejemplo, C y N) (Maestre et al., 2009; Eldridge et al., 2011), indicando que los efectos positivos, negativos y neutros son plausibles. La ocurrencia de uno u otro podría relacionarse con el grado de aridez, (ej: aquellos sitios ubicados cerca al extremo más árido del gradiente tendrán más

probabilidad de experimentar degradación) (Eldridge et al., 2011). Por otra parte, estos efectos también se relacionan con las características de la especie arbustiva invasora, ya que cada especie modifica el suelo y los atributos estructurales de la comunidad, tales como la biodiversidad (Eldridge et al., 2011).

En los ecosistemas desérticos la cobertura vegetal suele ser menor al 60%, estar fuertemente limitada por el agua, y no ser continua. Usualmente se conoce a esta disposición de la vegetación en el espacio como mosaico de dos fases (Aguiar y Sala, 1999), formado por parches vegetados inmersos en una matriz de suelo desnudo conformando la otra fase, así cada fase es influenciada por diferentes procesos que podrían conducir a dinámicas muy distintas (Reynolds et al., 1997). Este mosaico de dos fases tiene importantes implicancias en el funcionamiento y en el manejo de los ecosistemas desérticos, afectando procesos tales como la dinámica del agua, el ciclado de los nutrientes y las interacciones bióticas. Las características del suelo en los parches vegetados favorecen la infiltración por sobre la evaporación y el escurrimiento superficial, mientras que en los parches de suelo desnudo ocurre lo contrario.

A partir de esta distribución espacial de la vegetación de los ecosistemas desérticos surgieron una serie de modelos llamados espacialmente explícitos que consideran las interacciones espaciales entre los parches vegetados y las áreas de suelo desnudo (Aguiar y Sala, 1999; Deblauwe et al., 2008). Estos modelos han descrito con éxito la gran variedad de patrones de la vegetación observados en los paisajes desérticos de todo el mundo (Rietkerk et al., 2002; Kéfi et al., 2007a; von Hardenberg et al., 2010). Además, estos trabajos de modelización han explorado el impacto de cambios en las condiciones climáticas y perturbaciones en la cobertura vegetal y/o el patrón espacial de la vegetación con el objetivo de obtener modelos de predicción para las transiciones críticas a estados degradados (Kéfi et al., 2007a; Mayor et al., 2013). Los cambios en el uso de la tierra y en el clima modifican la importancia relativa del agua, del viento y de los animales como principales vehículos de la redistribución de recursos. Por ejemplo, dependiendo de la carga ganadera, incrementos en la intensidad de pastoreo conducen a un aumento de la compactación del suelo, reducen la infiltración del agua de lluvia y la cobertura

vegetal e incrementan el tamaño de las áreas de suelo desnudo y el escurrimiento, lo que lleva en definitiva a una disminución en la productividad de los ecosistemas (Abrahams et al., 1995; Ludwig et al., 2007; Ravi et al., 2010; Turnbull et al., 2010; Moreno-de las Heras et al., 2011).

Breshears et al. (2003) indicaron que las tasas de erosión en los pastizales son menores que las registradas en arbustales. En este sentido, Pye (1995) aduce que las bajas tasas de erosión en los pastizales se deben a la capacidad de los pastos de proteger el suelo del impacto erosivo de las gotas de lluvia y a la capacidad de retener partículas arenosas. Por otra parte, y analizando la microtopografía, varios autores (Okin et al., 2009; Turnbull et al., 2010; Jin et al., 2013) observaron que en los pastizales la conectividad de los parches de suelo desnudos es menor, favoreciendo la infiltración de agua y disminuyendo el transporte de sedimentos finos. Este proceso, junto con la mayor resistencia a la erosión por impacto de las gotas de lluvia, serían las causas de una menor tasa de erosión en estas comunidades (Pye, 1987).

La capacidad del sistema para retener recursos ha sido relacionada no sólo con la cobertura vegetal y la composición florística, sino también con la distribución espacial de los parches de vegetación (Abrahams et al., 1995; Cammeraat y Imeson, 1999; Wilcox et al., 2003; Bautista et al., 2007; King et al., 2011). Así, la misma cobertura distribuida en forma de pocos parches grandes rodeados de grandes áreas de suelo desnudo favorecería la erosión eólica (Okin et al., 2006) y la hídrica (Wilcox et al., 2003). En el último caso, también es relevante la posición de las áreas de suelo desnudo dentro de la pendiente, ya que si las áreas de suelo desnudo se concentran en posiciones topográficas altas la erosión será mayor que si se encuentran mayormente hacia la base de la pendiente (Ludwig et al., 2007). Por otra parte, las pérdidas de agua por drenaje profundo dependen de la presencia de costras biológicas (Withney et al., 2017) y de la cobertura y del balance entre distintas formas biológicas (pastos y leñosas) (Scanlon, 1991), no existiendo hasta el presente evidencias de que el patrón espacial de los parches de vegetación sea relevante.

Aunque podría pensarse que la erosión hídrica no es relevante en los ecosistemas desérticos por las escasas precipitaciones, ella puede ser muy importante dada la baja cobertura (Branson et al., 1981, Rostagno et al., 1999).

De hecho, aunque la máxima erosión hídrica ocurre en sitios con lluvias anuales de 400 mm, en sitios con precipitaciones anuales de 270 mm o de 600 mm se espera que la erosión sea la mitad del máximo (Branson et al., 1981). Ello es así porque en sitios con lluvias de 270 mm limita la cantidad de lluvia, pero en sitios con lluvias de 600 mm limita el suelo expuesto. Por otro lado, en casi todos los desiertos del mundo abundan geoformas cuyo origen se asocia a procesos de erosión hídrica (terrazas, abanicos y barras aluviales). A escalas de mayor detalle, en casi todos los desiertos se encuentran elementos geomórficos indicadores de procesos hídricos: cárcavas, *rills*, pavimentos de desierto, gravas y costras criptogámicas en pedestal, etc.

Los arbustos o grupos de arbustos se ubican habitualmente sobre montículos, siendo común encontrar islas de nutrientes asociadas a ellos. El origen de estos montículos tiene diversas explicaciones. Algunos autores señalan que pueden representar formas residuales que indicarían el nivel original del suelo, y/o ser consecuencia de procesos de acreción, por acumulación de sedimentos (Rostagno y del Valle, 1988). Ellos señalan además que los factores involucrados en la formación del microrelieve montículo - intermontículo en el NE de Chubut son la cobertura vegetal en forma de parches, la alta erodabilidad junto con la alta intensidad de las lluvias estivales y la erosión provocada por el impacto de la gota de lluvia y el escurrimiento (Rostagno y del Valle, 1988). Parsons et al. (1992) sostienen que la formación de los montículos asociados a arbustos de distintas especies en el sur de Arizona se debería en parte al entrapamiento de material salpicado desde los intermontículos. Por su parte Ravi et al. (2007) establecieron que los procesos de erosión eólica serían los responsables de la formación de los montículos, identificando en ellos una gran concentración de partículas finas como limos y arcillas y una muy baja concentración de ellas en los intermontículos adyacentes.

En los ecosistemas desérticos el crecimiento de la vegetación y el ciclado de los nutrientes están ligados a la disponibilidad de agua (Noy-Meir, 1973; Austin et al., 2004; Schwinning y Sala, 2004). La distribución del agua en el suelo durante o después de la ocurrencia de las precipitaciones puede crear un patrón horizontal y vertical heterogéneo de agua en el suelo, aunque los distintos micrositios dentro de un área hayan recibido directamente la misma

precipitación (Breshears y Barnes 1999). En ese sentido, varios autores encontraron que el contenido hídrico del suelo luego de las precipitaciones es mayor en los parches de vegetación que en el suelo desnudo circundante (Bhark y Small, 2003; Pockman y Small, 2010), especialmente cuando las precipitaciones son intensas (Magliano et al. 2015). A su vez, los legados históricos pueden afectar los patrones de vegetación observados dado que la ocurrencia de períodos más secos o húmedos de lo habitual puede provocar extinciones locales de especies que perduran por largos períodos afectando la dinámica futura del sistema (Yao et al., 2006). Dado que estos legados no suelen estar uniformemente distribuidos en el tiempo ni en el espacio su efecto en la complejidad del paisaje es muy marcado (Peters et al., 2006).

La relación de la cobertura y/o el arreglo espacial de las áreas vegetadas y no vegetadas con la capacidad de retener recursos frecuentemente no es lineal (Peters y Havstad, 2006; Peters et al., 2006; Ludwig et al., 2007; King et al., 2011, Mayor et al., 2013). O sea que la respuesta a cambios en la cobertura o en el arreglo espacial depende de los valores iniciales de esas variables. Por ejemplo, Bisigato et al. (2008) encontraron que, en el Monte austral, el pastoreo produce una merma en la cobertura vegetal y un incremento en el tamaño medio de las áreas de suelo desnudo. Sin embargo, sólo ante marcadas reducciones de la cobertura y grandes aumentos en el tamaño de las áreas de suelo desnudo el sistema pierde su capacidad de retener recursos (materia orgánica y nitrógeno en el suelo). En cambio, ante pastoreo moderado se produce una redistribución de esos recursos dentro del sistema, los que son acumulados debajo de los arbustos. De este modo, existen umbrales de deterioro más allá de los cuales los sistemas desérticos no pueden retener sus recursos (Ludwig et al., 2007; Bisigato et al., 2008). Es por esto que uno de los principales objetivos del manejo de los ecosistemas desérticos es preservar su integridad ecológica, conservando su capacidad para responder y adaptarse a las perturbaciones y/o cambios, manteniendo la provisión de bienes y servicios (Folke et al., 2004; Reza y Abdullah, 2011). Dos propiedades de los ecosistemas muy importantes relacionados con este objetivo son la resiliencia y la resistencia (Walker et al., 1981; Müller et al., 2000; Scheffer et al., 2000). La resistencia (capacidad para resistir al disturbio) y resiliencia (capacidad de recuperación del disturbio volviendo a condiciones similares, Tilman y Downing,

1994) puede deberse a diferencias en atributos de las comunidades, así como también ser el resultado de la magnitud, duración y tiempo del disturbio (Hoover et al., 2014). Muchos autores señalaron la necesidad de identificar umbrales asociados con la capacidad de retener recursos, para prevenir la desertificación (Briske et al., 2006, 2008; Bisigato et al., 2008; Mayor et al., 2013; Lopez et al., 2017).

Los herbívoros seleccionan su dieta a distintas escalas, desde planta a paisaje, pasando por comunidad (Senft et al., 1987; Bailey et al., 1996). Tanto factores bióticos como abióticos afectan al comportamiento de pastoreo de los herbívoros. En general, se acepta que la distribución de los herbívoros está principalmente gobernada por factores abióticos (la topografía, la distancia al agua de bebida, la presencia de minerales y refugios contra depredadores) y que las respuestas de los herbívoros a la heterogeneidad de la vegetación operan dentro de esas limitantes abióticas (Senft et al., 1987; Coughenour 1991; Bailey et al., 1996; Gordon et al., 2004). Las áreas con más pendiente y las más lejanas al agua de bebida son menos utilizadas. En cambio, aquellas áreas cercanas a sitios con reparos del sol y del viento son más visitadas que las lejanas a esos reparos. Entre los factores bióticos, la cantidad y calidad del forraje son de importancia primordial a la hora de explicar el comportamiento de pastoreo. Sin embargo, la distribución espacial de las especies preferidas y las no preferidas puede influir en el comportamiento de pastoreo (Gordon et al., 2004). Cuando distintas comunidades coexisten en un paisaje, los herbívoros suelen pasar más tiempo en aquellas con mayor oferta de forraje (Senft et al., 1987; Launchbaugh y Howery, 2005), principalmente porque su movimiento se vuelve más lento y tortuoso donde la oferta de forraje aumenta (de Knecht et al., 2007). Sin embargo, algunos trabajos muestran un patrón más complejo, en el que otros factores tales como la existencia de refugios o la presencia de obstáculos visuales pueden hacer que los herbívoros no siempre ocupen los sitios con más forraje (Bailey et al., 1996; Bertiller y Ares, 2008; Van Beest et al., 2010). Otros factores bióticos se relacionan con las características de la especie de herbívoro y con la coexistencia con otras especies. (Somlo et al., 1985; Somlo et al., 1997; Pelliza et al., 1984; Bertiller y Ares, 2008; Putfarken et al., 2008). Así, las decisiones de forrajeo de los herbívoros deben entenderse a diferentes escalas: parches, comunidades, paisajes y regiones (Senft et al.,

1987, Bailey et al., 1996). A escalas detalladas las decisiones de forrajeo se toman con alta frecuencia (por ejemplo qué planta comer en un parche determinado), mientras que las decisiones a escala de paisaje o región son mucho menos frecuentes y suelen involucrar distintos objetivos. Además, es importante resaltar que las interacciones a distintas escalas pueden ser importantes (Senft et al., 1987).

Algunos autores propusieron que el impacto del pastoreo (entendido como la defoliación por animales de plantas enraizadas en el campo, Hodgson (1979)) sobre la estructura y la diversidad de las comunidades depende de la productividad del sistema, que se encuentra influenciada en gran medida por las precipitaciones y por la historia evolutiva del pastoreo en el ecosistema (Milchunas et al., 1988; Cingolani et al., 2005). Teniendo eso en mente, diferentes autores evaluaron los efectos del pastoreo a lo largo de gradientes de precipitación, encontrando que los cambios en la estructura y composición florística de la vegetación son mayores en el extremo húmedo del gradiente (Perelman et al., 1997; Lezama et al., 2014). Esas aproximaciones, al comparar distintas comunidades a lo largo de un gradiente climático, no permiten separar la influencia del clima de la de los atributos de las comunidades. Por ello en este estudio se evaluará el efecto del pastoreo sobre las comunidades que coexisten en una misma área. Este enfoque permitirá descartar el efecto directo de las precipitaciones.

1.1 Antecedentes Locales:

Los ecosistemas desérticos patagónicos no escapan a los procesos de desertificación tan comunes en otros ecosistemas desérticos. Más del 80% de ellos muestran signos moderados a muy severos de desertificación (del Valle et al., 1998). Al igual que en otros ecosistemas desérticos del mundo, el sobrepastoreo (entendido como aquellas situaciones donde las especies forrajeras no son capaces de mantenerse en el tiempo debido a una herbivoría excesiva o a procesos relacionados (Mysterud, 2006)) y la variabilidad climática fueron identificados como los principales desencadenantes de esos procesos (Soriano y Movia, 1986). La colonización del ganado ovino en la estepa

patagónica ocurrió a fines del siglo XIX. Desde ese momento la cantidad de ovejas creció hasta mediados del siglo XX y desde ahí mostró una fase de decrecimiento. La caída del número de ovejas ha sido atribuida al progresivo deterioro de la productividad de la estepa, es decir, la desertificación (Golluscio et al., 1998). Recientemente, García Martínez y colaboradores (2017) asociaron una tendencia negativa de la productividad primaria a un progresivo aumento de las temperaturas en el noroeste de la provincia del Chubut. Sin embargo, más allá de la gran proporción de la superficie patagónica afectada, no toda la región se encuentra igualmente damnificada. Incluso en áreas relativamente pequeñas conviven sitios con variados niveles de degradación, lo que por un lado sugiere que no toda el área ha sufrido la misma intensidad de uso, pero por otro lado también sugiere que algunas características de la vegetación podrían determinar diferente susceptibilidad a la desertificación.

Trabajos previos realizados en el NE de la Patagonia han mostrado que la estructura (Bisigato y Bertiller, 1997; Bisigato et al., 2005) y el funcionamiento (Bisigato y Lopez Laphitz, 2009) de algunas comunidades son afectados por el pastoreo ovino. Asimismo, la existencia de procesos erosivos fue relacionada a los procesos de desertificación (Parizek et al., 2002; Bisigato et al., 2008). Sin embargo, no en todas las comunidades se identificó al mismo tipo de erosión, en algunas se señaló a la erosión eólica (Ares et al., 2003b) mientras que en otras la erosión hídrica fue reconocida como relevante (Chartier y Rostagno, 2006).

En resumen, aunque existe un consenso generalizado en cuanto a la gravedad de los problemas de desertificación en la Patagonia (Soriano y Movia, 1986), pocos autores evaluaron si algunas características de las distintas comunidades coexistentes en una misma área las hacen más o menos susceptibles a la degradación por sobrepastoreo. Sin embargo, Perelman y colaboradores (1997) observaron que las estepas gramíneas–arbustivas del distrito Occidental de la Provincia Fitogeográfica Patagónica muestran pocos cambios fisonómicos debidos al pastoreo y mantienen una estructura de dos estratos dominados por arbustos y gramíneas. En contraste, la estepa gramínea del distrito Subandino, dominada por *Festuca palleescens* (León y Aguiar, 1985), presenta profundos cambios fisonómicos debido al pastoreo, siendo el estado final de este proceso de degradación su arbustización.

Igualmente, en una revisión de los modelos de estados y transiciones de la región patagónica Bertiller y Bisigato (1998) encontraron que los modelos de las comunidades más productivas incluían el reemplazo de formas de vida (pastos por leñosas) mientras que los modelos de las comunidades menos productivas sólo incluían el recambio de especies dentro de una misma forma de vida. Recientemente, Oñatibia y colaboradores (2018) encontraron resultados similares. Sin embargo, esos estudios abarcan distintas comunidades a lo largo de gradientes de precipitación, por lo que resulta complejo discernir los efectos de las características de las comunidades de los del pastoreo y de los de la aridez. En el noreste de Chubut, Beeskow y colaboradores (1995) identificaron diferentes comunidades vegetales a lo largo de un gradiente de degradación. Estas comunidades, caracterizadas como una estepa herbácea, una herbáceo-arbustiva y una arbustiva, representaron una condición buena, regular y pobre desde una perspectiva para la producción forrajera. Estos autores sugirieron que el pastoreo es el principal factor que induce los cambios en la composición de la vegetación y en la alteración de las características del suelo.

1.3 Objetivo General:

Evaluar si las distintas comunidades vegetales del NE de la Patagonia son igualmente susceptibles a la degradación por sobrepastoreo.

Objetivos Específicos:

1-Evaluar la existencia de respuestas no lineales al pastoreo y su relación con la pérdida de recursos (agua y nitrógeno).

2-Evaluar la dinámica espacial de la pérdida de recursos en dos escalas (micrositio y comunidad).

3-Integrar la información disponible en un modelo conceptual del proceso de degradación por sobrepastoreo que contemple las diferencias entre comunidades.

Hipótesis (H) y predicciones (P):

H1. Las comunidades dominadas por herbáceas son más resistentes a la erosión que aquellas dominadas por arbustos.

P1. A escala de comunidad, las estepas arbustivas mostrarán mayores pérdidas de suelo por erosión que la estepa herbácea.

H2. En una misma comunidad coexisten al mismo tiempo micrositios que pierden sedimentos con micrositios donde se depositan, y ello se asocia a la cobertura del suelo.

P2. Los micrositios vegetados retendrán sedimentos mientras que los no vegetados los perderán.

H3. El pastoreo, a través de cambios en la proporción de los distintos micrositios, favorece las pérdidas de suelo por erosión.

P3. Habrá mayor erosión en los sitios más intensamente pastoreados porque en esos sitios habrá más micrositios no vegetados que en los menos pastoreados.

H4. La presencia de arbustos, al entrapar sedimentos, favorece el desarrollo de islas de fertilidad.

P4. Sólo existirá covariación espacial positiva entre cobertura, microtopografía y N en las comunidades dominadas por arbustos.

H5. Dependiendo de su intensidad, el pastoreo favorece el desarrollo o la destrucción de las islas de fertilidad. El pastoreo leve, a través de su efecto sobre la composición de especies y la cobertura del suelo, favorece el desarrollo de islas de fertilidad, mientras que el pastoreo intenso las destruye.

P5.1. La covariación espacial entre cobertura, microtopografía y N será mayor a intensidades medias de pastoreo.

P5.2. El volumen y la superficie de los montículos de suelo asociados a la vegetación será mayor a intensidades medias de pastoreo, mientras que, fruto de la fragmentación, su número será mayor a altas intensidades de pastoreo.

H6. Las comunidades tienen una limitada resistencia al pastoreo. Cuando la intensidad de pastoreo supera cierto límite se producen grandes cambios en composición florística.

P6. Dentro de cada comunidad los sitios poco pastoreados serán muy parecidos entre sí en términos de composición florística, pero muy distintos de los más pastoreados. El cambio en composición florística será abrupto cuando se supere cierto nivel de intensidad de pastoreo.

H7. Altas intensidades de pastoreo, a través de cambios en la cobertura y en la microtopografía, conducen a una reducción de la capacidad del sistema para retener agua de lluvia.

P7. Los sitios más pastoreados mostrarán mayores pérdidas de agua por escorrentía y drenaje profundo.

De aquí en adelante esta tesis se estructura de la siguiente manera:

En el resto de este capítulo se describe el área de estudio, se identifican las comunidades vegetales presentes en ella y se seleccionan 15 sitios de muestreo intensivo.

El **capítulo II** tiene como objetivo *evaluar la dinámica espacial de la pérdida de recursos a dos escalas (micrositio y comunidad)*, para lo cual se pusieron a prueba las siguientes hipótesis de trabajo: H1. *Las comunidades dominadas por herbáceas son más resistentes a la erosión que aquellas dominadas por arbustos*, H2. *En una misma comunidad coexisten al mismo tiempo micrositios que pierden sedimentos con micrositios donde se depositan, y ello se asocia a la cobertura del suelo* y H3. *El pastoreo, a través de cambios en la proporción de los distintos micrositios, favorece las pérdidas de suelo por erosión*. Teniendo como principal herramienta una estación total, se realizaron muestreos estacionales a lo largo de una transecta en cada sitio de muestreo intensivo, con el fin de determinar la erosión/deposición de sedimentos dos escalas espaciales (micrositio y comunidad). También se realizaron censos de vegetación, se registraron las condiciones superficiales del suelo y se determinó la textura, la pendiente y la erodabilidad.

El **capítulo III** tiene como objetivo de trabajo *evaluar la existencia de respuestas no lineales al pastoreo y su relación con la pérdida de recursos (nitrógeno)*, y se pusieron a prueba las hipótesis: H4. *La presencia de arbustos, al entrapar sedimentos, favorece el desarrollo de islas de fertilidad*, H5. *Dependiendo de su intensidad, el pastoreo favorece el desarrollo o la destrucción de las islas de fertilidad. El pastoreo leve, a través de su efecto sobre la composición de especies y la cobertura del suelo, favorece el desarrollo de islas de fertilidad, mientras que el pastoreo intenso las destruye* y H6. *Las comunidades tienen una limitada resistencia al pastoreo. Cuando la intensidad de pastoreo supera cierto límite se producen grandes cambios en composición florística.* A lo largo de una transecta en cada sitio de muestreo intensivo se determinó la microtopografía, se registró la cobertura vegetal y se tomaron muestras de suelo superficiales para la posterior determinación de Nitrógeno Total en el laboratorio. Por último, utilizando los censos de abundancia cobertura del presente capítulo se evaluó la similitud florística entre el sitio menos pastoreado de cada comunidad y los demás.

El **capítulo IV** tiene por objetivo *evaluar la existencia de respuestas no lineales al pastoreo y su relación con la pérdida de recursos (agua)*. Las hipótesis planteadas fueron: H5. *Dependiendo de su intensidad, el pastoreo favorece el desarrollo o la destrucción de las islas de fertilidad. El pastoreo leve, a través de su efecto sobre la composición de especies y la cobertura del suelo, favorece el desarrollo de islas de fertilidad, mientras que el pastoreo intenso las destruye* y H7. *Altas intensidades de pastoreo, a través de cambios en la cobertura y en la microtopografía, conducen a una reducción de la capacidad del sistema para retener agua de lluvia.* Para ello, provistos de la estación total, se generaron Modelos Digitales de Terreno (MDT) para cada uno de los sitios de muestreo intensivo. Luego se estimaron las pérdidas de agua por escorrentía (simulando lluvia con un software lluvia sobre ese MDT) y por drenaje profundo (a través del análisis de cloruros en dos calitas por comunidad). Además en cada MDT se delinearon los montículos de suelo, y se determinó su número, superficie y volumen.

Por último, el **capítulo V** tiene por objetivo *integrar la información disponible en un modelo conceptual del proceso de degradación por*

sobrepastoreo que contemple las diferencias entre comunidades. Al mismo tiempo, se discutieron los principales resultados, se señalaron posibles limitantes en el diseño que pudieron afectar a los resultados y se enunciaron las conclusiones.

1.4 Materiales y Métodos

1.4.1 Descripción del Área de Estudio:

La presente tesis se llevó a cabo cerca de Punta Ninfas. Esta área ocupa aproximadamente 250 km² en el NE de la provincia de Chubut, y se encuentra a 70 km al E de la ciudad de Puerto Madryn. Específicamente, los ensayos, muestreos y observaciones de campo de este trabajo fueron realizados en la Estancia Bahía Cracker 43° 00' S; 64° 36' O (Figura 1.1).

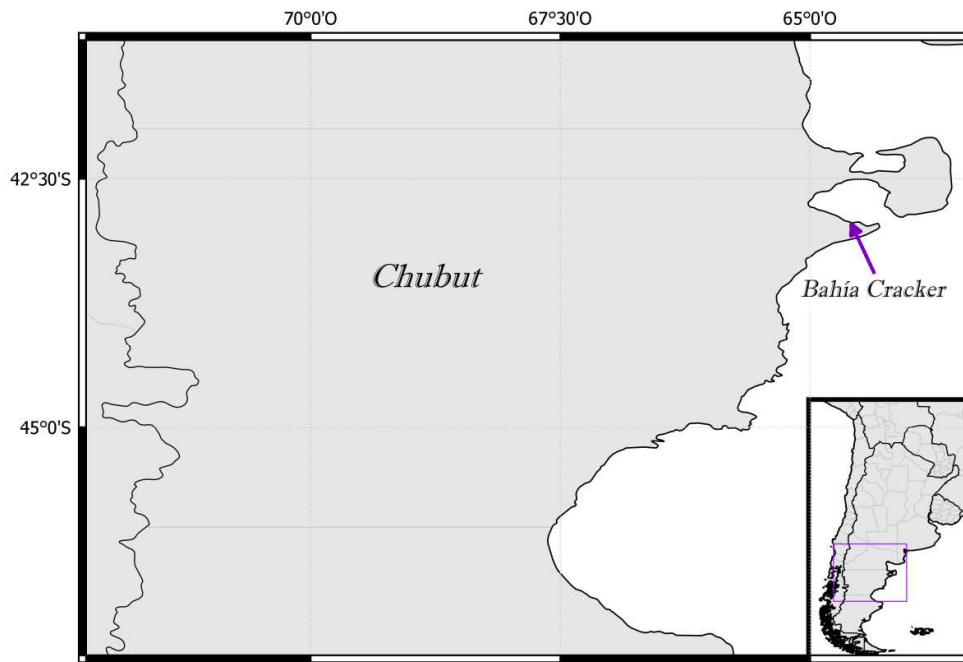


Figura 1.1: Área de estudio ubicada en el NE de la provincia de Chubut.

El paisaje dominante es una meseta ondulada disectada por valles costeros e interrumpida por numerosas depresiones (Parizek et al., 2002). Geológicamente esta área está integrada por rocas sedimentarias del Terciario marino cubiertos discordantemente por un manto de grava-arenosa correspondiente a los Rodados Patagónicos (Plio-Pleistoceno) formando amplias planicies con forma de mesetas (Fidalgo y Riggi, 1970). Los Rodados Patagónicos consisten en una capa de gravas de aproximadamente 3 m de espesor, con gravas redondeadas y de tamaño variable entre 10 y 64 mm. Estas gravas son principalmente de composición volcánica ácida, con matriz arenosa.

La génesis de este paisaje está relacionada a antiguas planicies pluviométricas y glaciofluviales ampliamente distribuidas en la región, formadas durante las glaciaciones cenozoicas y depositadas en un ambiente periglacial árido (Mercer, 1976). Sobre el litoral atlántico de la provincia de Chubut, estas planicies están compuestas por varios niveles de terrazas que descienden en forma escalonada desde el suroeste al noreste. Las planicies más jóvenes, de mayor distribución regional y menos disectadas, presentan una paleored de drenaje de tipo entrelazado que se resalta por la vegetación arbustiva y los suelos (Bouza, 2012). En el área de estudio son abundantes las lagunas temporarias (*pans* en inglés), las que luego de las lluvias acumulan agua que infiltra y se evapora lentamente. Muchas de estas lagunas fueron parcialmente profundizadas por los dueños de los campos con el objeto de acumular más agua y de reducir la superficie de evaporación. En ellas el ganado puede abreviar casi todo el año. Localmente son nombradas “tajamares”.

La precipitación media anual registrada durante los años de muestreo (2010-2014) para el área de estudio fue de 272 mm, con una precipitación mínima de 220 mm registrada en 2011 y una máxima de 376 mm en 2014. Si bien en esta región los eventos de lluvia de baja intensidad y corta duración tienen una elevada frecuencia (Paruelo et al., 1998; Rostagno et al., 1999), los eventos intensos de lluvia suelen ocurrir a menudo a partir de tormentas convectivas durante la estación calurosa (Coronato et al., 2008). La temperatura media anual es de 13,5 °C. La velocidad media del viento es de 4,6 m.s⁻¹ (Beeskow et al., 1995) siendo la dirección predominante Norte (Del Valle et al., 2008).

La vegetación se caracteriza por presentar dos fisonomías, una estepa herbácea y otra arbustiva. Los coirones de pastos perennes de estación fría y los arbustos siempre verdes son las bioformas dominantes de estas comunidades, mientras que los arbustos deciduos y las anuales son un componente secundario (Figura 1.2). La cobertura vegetal varía de 35 a 65%, pero puede crecer sustancialmente en períodos lluviosos, cuando las especies anuales contribuyen a un aumento importante de la cobertura (Beeskow et al., 1995). Las principales especies presentes en el área son *Chuquiraga avellanadae* Lorentz, *Nassauvia ulicina* (Hook.f.) Macloskie, *Nassella tenuis*

(Phil.) Barkworth, *Pappostipa speciosa* (Trin. y Rupr.) Romasch y *Piptochaetium napostaense* (Speg.) Hack. ex Stuck. Fitogeográficamente, el área ha sido alternativamente considerada como perteneciente a la Provincia Fitogeográfica Patagónica (e.g. Cabrera 1978) o a la del Monte (e.g. Rundel et al., 2007). Recientemente Bisigato y colaboradores (2016) se inclinaron por relacionarla con la Provincia Fitogeográfica Patagónica.



Figura 1.2: Fisonomía característica de la vegetación en el área de estudio. Puede observarse la alternancia de *stands* de las distintas comunidades. Al fondo de la imagen puede apreciarse un rebaño pastando.

Al tratarse de un área relativamente pequeña y sin marcadas diferencias topográficas, las diferencias climáticas dentro de ella son despreciables lo cual permite ignorar al clima como un factor relevante a la hora de explicar por sí solo la diferente degradación mostrada por distintos sitios. Los suelos dominantes son Natrigypsids típicos, Natrargids típicos, Calciargids típicos y Haplocacids típicos (Anexo I).

El pastoreo ovino enfocado a la producción lanera fue introducido a principios del siglo pasado. Las cargas son poco variables entre cuadros y/o establecimientos ($\sim 0,25$ ovejas.ha⁻¹) (Parizek et al., 2002). La práctica ganadera se realiza en forma continua y extensivamente en cuadros de más de 2500 ha con pocos molinos pero varios tajamares y lagunas temporarias en cada uno de ellos. Al igual que en la mayor parte de la estepa patagónica, en el área de estudio no existen zonas que no hayan sido pastoreadas por ovinos.

1.4.2 Selección de los sitios de muestreo intensivo:

Para conocer la heterogeneidad de la vegetación presente en el área de estudio, identificar las comunidades presentes en el área y establecer con posterioridad los sitios de muestreo intensivo, se seleccionaron a través de imágenes de Google Earth dos potreros de 25 km² c/u, sometidos al mismo uso y carga ($\sim 0,25$ ovejas.ha⁻¹) al menos durante los últimos 25 años, y se trazó sobre ellos una grilla con equidistancia de 700 m resultando 38 sitios de 1 ha cada uno. En cada sitio se realizó un censo de abundancia-cobertura (Mueller-Dombois y Ellenberg, 1974). Por otra parte, a partir de los censos de abundancia-cobertura se determinó la riqueza de especies de las comunidades presentes en el área.

Por otra parte, en cada uno de los 38 sitios de muestreo se determinó la intensidad de pastoreo, la que fue evaluada a través de la densidad de boñigas (Fernández et al., 1992). Esta aproximación tiene algunos supuestos importantes, el principal es que el movimiento del ganado está primariamente determinado por sus actividades de forrajeo y no por otros factores tales como la búsqueda de refugios o de agua de bebida. Esos supuestos son razonables en el área de estudio, dado que se trata de un área plana, donde las fuentes de bebida son abundantes y donde la vegetación es más baja que la altura de una oveja adulta (Figura 1.2). Otro supuesto importante es que la tasa de descomposición de las boñigas es la misma en todos los ambientes. Aunque no se cuentan con datos locales, un estudio reciente realizado en 3 sitios de Santa Cruz encontró que las boñigas demoraban 4 años en desaparecer en todos los sitios (Bahamonde et al. 2017). Se estima que en el área de estudio las boñigas perduran un periodo similar antes de desaparecer, representando así el promedio de uso de los últimos 4 años, aproximadamente. De este modo, cuando en esta tesis se refiere a "pastoreo" se estará refiriendo a "pastoreo reciente". Dado que esta forma de calcular el nivel de pastoreo al que es sometida un área no contempla la cantidad de forraje disponible en el sitio, se relaciona más a una estimación de carga a escala de sitio (animales por unidad de superficie) que a una estimación de presión de pastoreo (animales por unidad de forraje). A pesar de ello, esta aproximación es frecuentemente utilizada como una medida de la intensidad de pastoreo en ambientes

desérticos del mundo (Lange, 1969; Abensperg-Traun et al., 1996; Adler et al., 2005) y ha sido utilizada en numerosos estudios en la región tendientes a evaluar el efecto del pastoreo sobre distintos aspectos de la vegetación (Bisigato y Bertiller, 1997; Ares et al., 2003a; Pazos et al., 2007; Larreguy et al., 2011; Oñatibia et al., 2018) y la fauna (Cheli et al., 2016). Para estimar la intensidad de pastoreo, a lo largo de 4 transectas lineales de 50 m por sitio se midió la densidad de boñigas cada 2,5 m utilizando parcelas cuadradas de 0,25 m² (20 por transecta, 80 por sitio). Para optimizar el trabajo de campo, se tomaron fotografías de las 80 parcelas cuadradas de cada sitio (n=2960) las que fueron posteriormente analizadas en gabinete mediante el programa ImageJ (disponible en <https://imagej.nih.gov/ij/docs/index.html>), el cual permitió marcar y contabilizar las boñigas en cada parcela. La densidad de boñigas de cada sitio (boñigas/m²) se obtuvo promediando los recuentos de las 80 parcelas de 0,25 m² del sitio y multiplicando el valor obtenido por 4, con el objetivo de expresar la densidad en boñigas por m². Esta información fue utilizada para la selección de 5 sitios de muestreo intensivo por cada comunidad.

1.4.3 Análisis de datos:

Los datos de los censos de vegetación fueron sometidos a un análisis de agrupamiento (*cluster analysis*) para identificar las comunidades presentes en el área. Para ello se utilizó la función “pvclust” del paquete “pvclust” del R-project (Suzuki y Shimodaira, 2004) mediante el método “complete” sobre la matriz de distancias euclidianas. Para la agrupación jerárquica se calcularon los valores *p* a través de un remuestreo bootstrap. El valor *p* de un clúster es un valor entre 0 y 1, que indica la potencia de la agrupación apoyada por los datos. Además, se utilizó la función “indval” del paquete “labdsv” (Dufrene y Legendre, 1997) para identificar las especies que caracterizan a cada una de las ramas del dendrograma (comunidades). Para ello se calcularon los valores indicadores (*indicator values*) de las especies.

Posteriormente, dentro de los 38 sitios censados se seleccionaron 5 **sitios de muestreo intensivo** en cada comunidad, con la condición de que estén sometidos a distinta intensidad de pastoreo, buscando abarcar todo el rango de intensidades de pastoreo halladas en cada comunidad. Esto es, para

cada comunidad se eligieron 5 sitios buscando representar todo el rango de densidades de boñigas encontrado en esa comunidad.

La existencia de un gradiente de intensidad de pastoreo (esto es, de diferencias en densidad de boñigas) dentro de los cinco sitios de muestreo intensivo de cada comunidad se evaluó mediante el análisis de la varianza (ANOVA). Cuando no se verificaron los supuestos del ANOVA, se empleó el análisis de Kruskal-Wallis . Por otra parte, cuando fue necesario se realizó una transformación raíz cuadrada de los datos, y los contrastes a posteriori utilizados fueron LSD (*Least Significant Difference*) de Fisher y Dunnet.

1.5 Resultados:

El análisis de agrupamiento de los censos de vegetación permitió identificar a las tres comunidades vegetales presentes en el área (Figuras 1.3 y 1.4). Las especies indicadoras de cada comunidad (según el método de los *indicator values*) fueron: *Nassauvia ulicina*, *Chuquiraga aurea*, *Pappostipa humilis*, *Perezia recurvata* y *Monttea aphylla* en la primera comunidad, *Chuquiraga avellanadae*, *Prosopidastrum striatum*, *Lycium chilense*, *Pappostipa speciosa* y *Elymus* spp. en la segunda y *Nassella tenuis* y *Dichondra repens* en la tercera. Las tres comunidades se hallan estremezcladas en el paisaje, formando un mosaico de *stands* de pocas hectáreas (Figuras 1.2 y 1.3). De aquí en más las comunidades serán llamadas por el nombre de la especie con más cobertura. Las comunidades corresponden a una estepa herbácea dominada por la gramínea *Nassella tenuis* (Phil.) Barkworth y a dos estepas arbustivas dominadas por *Chuquiraga avellanadae* Lorentz y por *Nassauvia ulicina* (Hook.f.) Macloskie (ANEXO II).

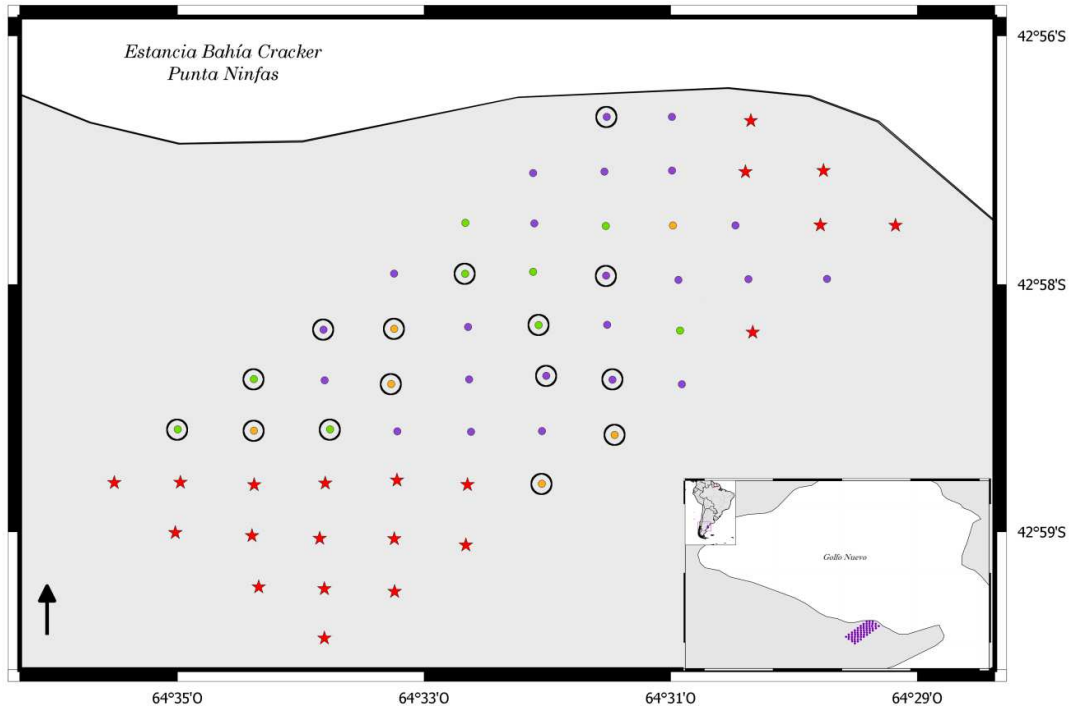


Figura 1.3: Grilla trazada en el área de estudio para identificar las comunidades presentes en ella. Los sitios indicados con estrellas rojas no fueron considerados por estar ubicados en cañadones que desembocan en el mar o en otro nivel de meseta. Los puntos anaranjados corresponden a la comunidad de *Nassauvia ulicina*, los puntos violetas a la comunidad de *Chuquiraga avellanadae* y los puntos verdes a la comunidad de *Nassella tenuis*. Los círculos negros resaltan los 15 sitios de muestreo intensivo.

Dendrograma

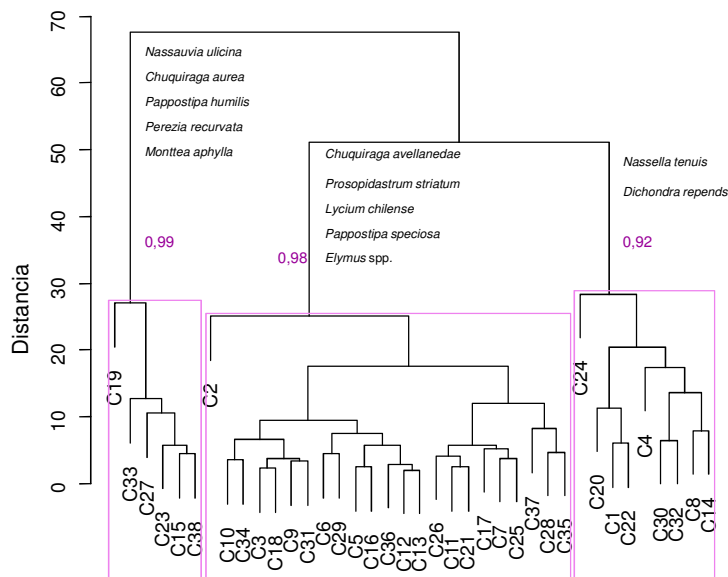


Figura 1.4: Dendrograma correspondiente a los 38 censos de abundancia-cobertura de los sitios presentes en el área de estudio. Pueden vislumbrarse 3 grupos principales en los recuadros. Los números en morado indican los valores p. En cada grupo se indican las especies indicadoras.

Forma de vida/Especie	Nassauvia	Chuquiraga	Nassella
ARBUSTOS			
<i>Acantholippia seriphioides</i>		+	
<i>Aster</i> sp.		+	
<i>Azorella prolifera</i>		0,09±0,06	0,44±0,44
<i>Baccharis articulata</i>		+	+
<i>Baccharis darwinii</i>		+	
<i>Berberis microphylla</i>		+	+
<i>Boopis anthemoides</i>		+	+
<i>Bougainvillea spinosa</i>		+	
<i>Brachyclados</i> sp.		0,08±0,08	
<i>Chuquiraga aurea</i>	0,33±0,21	0,17±0,08	+
<i>Chuquiraga avellanadae</i>	7,83±1,30	16,70±0,94	4,11±1,12
<i>Ephedra ochreatea</i>	+	+	+
<i>Larrea nitida</i>		+	
<i>Lycium ameghinoi</i>	0,5±0,5	+	
<i>Lycium chilense</i>	+	0,57±0,15	0,22±0,15
<i>Margyricarpus pinnatus</i>	+	+	+
<i>Menodora robusta</i>	+		
<i>Monttea aphylla</i>	0,5±0,34	0,04±0,04	
<i>Nardophyllum chiliotrichioides</i>		+	
<i>Nassauvia ulicina</i>	32,83±3,84	0,30±0,21	
<i>Paronychia chilensis</i>		+	+
<i>Perezia recurvata</i>	+	+	
<i>Prosopidastrum striatum</i>	+	0,87±0,26	0,11±0,11
<i>Prosopis alpataco</i>		+	
<i>Prosopis denudans</i>	+	0,04±0,04	+
<i>Schinus johnstonii</i>	+	0,13±0,07	0,33±0,16
HERBÁCEAS			
<i>Amelichloa ambigua</i>		+	0,44±0,0,29
<i>Bromus catharticus</i> var. <i>rupestris</i>			+
<i>Dichondra repends</i>		0,57±0,23	5,22±1,80
<i>Elymus</i> spp.		+	+
<i>Jarava neaei</i>		+	+
<i>Nassella tenuis</i>	1,00±0,52	8,13±0,94	27,22±2,89
<i>Pappostipa humilis</i>	+	+	+
<i>Pappostipa speciosa</i>	0,33±0,33	1,22±0,24	0,44±0,24
<i>Poa lanuginosa</i>			+
<i>Poa ligularis</i>	+	+	+
Desconocida 1	+		
Desconocida 2		+	+
Cobertura Total	43,32±3,33	28,92±1,08	38,68±3,05
Riqueza	11,6±0,71	13,56± 1,61	9,44± 0,71

Tabla 1.1: Cobertura de especies, riqueza y Cobertura Total por comunidad vegetal (medias ± 1 error estándar). En negrita se indica la cobertura de las especies dominantes. +: especie con cobertura menor a 0,1%. Los promedios incluyen a los 38 sitios del dendrograma de la Figura 1.4.

Entre los sitios de muestreo intensivo de las tres comunidades se confirmó la existencia de un gradiente de intensidad de pastoreo (estimado a través de la densidad de boñigas) (Tabla 1.2). Por último, merece destacarse que los sitios menos pastoreados de las 3 comunidades no mostraron diferencias significativas en la densidad de boñigas ($F_{2, 237}=1,41$; $p=0,25$), mientras que el sitio más pastoreado de la estepa gramínea mostró el doble de densidad de boñigas que las estepas arbustivas ($F_{2, 237}=12,8$; $p<0,01$).

Densidad de Boñigas (boñigas/m ²)				
Nasuli I	Nasuli II	Nasuli III	Nasuli IV	Nasuli V
64,85±7,87 ^a	65,60±7,52 ^a	78,50±11,63 ^{ab}	81,60 ±12,41 ^{ab}	93,95±10,71 ^b
Chuave I	Chuave II	Chuave III	Chuave IV	Chuave V
44,8±7,2 ^a	59,6±4,0 ^{ab}	72,0±12,8 ^{ab}	79,6±14,0 ^b	92,65±16,9 ^b
Nasten I	Nasten II	Nasten III	Nasten IV	Nasten V
54,6±10,0 ^a	76,5±7,2 ^b	105,0±8,2 ^{bc}	158,9±18,7 ^c	175,3±11,0 ^c

Tabla 1.2: Gradiente de intensidad de pastoreo para los sitios de muestreo intensivo de las tres comunidades vegetales identificadas en el área de estudio. Densidad de Boñigas (media ± error estándar). Superíndices distintos indican diferencias significativas entre los sitios de una misma comunidad ($p<0,05$).

La figura 1.5 muestra la fisonomía de los 15 **sitios de muestreo intensivo**. De aquí en adelante serán nombrados con las iniciales de la especie dominante en la comunidad (Chuave, Nasuli, y Nasten) y un número romano del I al V, donde V indica el sitio con la mayor intensidad de pastoreo (Figura 1.5). En estos 15 sitios, 5 por comunidad, **se desarrollarán todos los muestreos** de esta tesis de aquí en adelante.

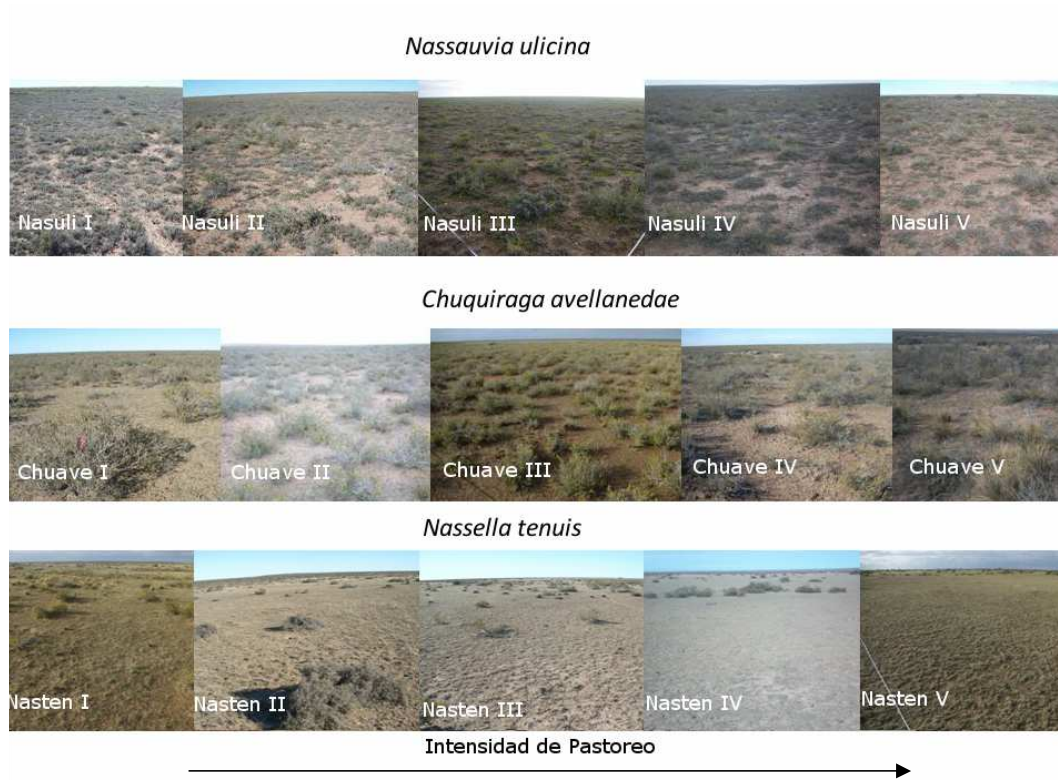


Figura 1.5: Sitios de muestreo intensivo

Capítulo II
Dinámica Espacial de la Pérdida de
Recursos

2.1 Introducción

La cobertura vegetal en los ambientes desérticos es baja y se encuentra agrupada conduciendo a un patrón espacial de dos fases: suelo desnudo y parches vegetados (Cerdà, 1997; Aguiar y Sala, 1999). Ambas fases constituyen un sistema fuente-sumidero donde los intermontículos proporcionan agua, sedimentos y nutrientes que son atrapados por los montículos. Debido a esto, coexisten al mismo tiempo en la comunidad diferentes tipos de microsítios, algunos donde los sedimentos son removidos o eliminados y otros donde se re-depositan. Sin embargo, a escala de comunidad se retiene la mayor parte del suelo, ya que las remociones y deposiciones a escala de microsítio se encuentran más o menos en equilibrio. No obstante, cuando los parches de vegetación son perturbados, por ejemplo, por sobrepastoreo, pierden parcialmente su capacidad para retener los recursos, que pueden perderse totalmente del sistema (Tongway et al., 2003; Ludwig et al., 2005).

Las tasas de erosión del suelo difieren de acuerdo a las características de los microsítios. La mayoría de los estudios compararon microsítios vegetados y no vegetados (Ludwig et al., 2007). Los microsítios vegetados presentan tasas de erosión más bajas que los sitios expuestos o no vegetados, mostrando en algunos casos deposición neta de sedimentos (Rostagno, 1989; Puigdefábregas et al., 1999; Kakembo et al., 2012, Chartier et al., 2013). Estas diferencias entre los microsítios con vegetación y sin vegetación se han atribuido a varios mecanismos como el atrapamiento de sedimentos (Rostagno y Degorgue, 2011), la presencia de costras biológicas (Belnap y Gillette, 1998), la protección mecánica por el canopeo de la vegetación y el mantillo (Bochet et al., 1999; Kröpfl et al., 2013; Gabarrón-Galeote et al., 2012), los cambios en la estructura de la capa superficial del suelo y/o el contenido de materia orgánica (Bochet et al., 1999), la protección mecánica por hongos (micorrizas) (Burri et al., 2013), y la progresiva salinización (Reid et al., 1993). A su vez, varios autores han reportado que diferentes microsítios con vegetación mostraron contrastantes tasas de erosión del suelo. Por ejemplo, Bochet et al. (1999) encontraron que los arbustos deciduos protegen menos eficientemente el suelo circundante que los arbustos siempre verdes. Por otra

parte, Cerdà (2001) midió las tasas de erosión del suelo en parcelas sin vegetación y las comparó con parcelas cubiertas con gravas. Él, como Poesen y colaboradores (1994), encontraron que a medida que aumenta la cubierta de grava la tasa de erosión del suelo generalmente disminuye, aunque señalaron que dependiendo de la pendiente y de la posición y el tamaño de los fragmentos de roca, la presencia de gravas también puede aumentar la producción de sedimentos.

Del mismo modo, estudios en relación a la conservación de recursos a nivel de comunidad indicaron que las comunidades dominadas por pastos y los arbustales difieren en la capacidad de retener recursos. En general, los pastizales muestran bajas tasas de erosión en comparación con los arbustales (Abrahams et al., 1995; Breshears et al., 2003), pero los arbustales severamente degradados también pueden mostrar bajas pérdidas de sedimentos cuando la mayor parte de los sedimentos disponibles ya se han perdido (Cerdà, 1998). Además, los pastizales muestran una microtopografía suave que provee un mejor entrampamiento de sedimentos contribuyendo a retener sedimento fino y favoreciendo la infiltración de agua.

La Patagonia Argentina ha sido pastoreada desde principios del siglo XX (Ares et al., 1990), desencadenando en muchas áreas importantes procesos erosivos (Soriano y Movia, 1986) lo que junto a la disminución de la cobertura de las especies palatables llevó muchas veces al abandono de los campos (Coronato et al., 2015). Según del Valle et al. (1998), más del 80% de la Patagonia muestra signos moderados a severos de desertificación. Estos signos incluyen la reducción de la cobertura vegetal y los cambios en la composición florística y en el patrón espacial de la vegetación (Bisigato y Bertiller, 1997; Ares et al., 2003a; Bisigato et al., 2005). El objetivo de este capítulo fue evaluar la dinámica espacial de la pérdida de recursos a dos escalas (micrositio y comunidad). En particular, se pusieron a prueba las hipótesis 1 a 3:

H1. Las comunidades dominadas por herbáceas son más resistentes a la erosión que aquellas dominadas por arbustos.

P1. A escala de comunidad, las estepas arbustivas mostrarán mayores pérdidas de suelo por erosión que la estepa herbácea.

H2. En una misma comunidad coexisten al mismo tiempo micrositios que pierden sedimentos con micrositios donde se depositan, y ello se asocia a la cobertura del suelo.

P2. Los micrositios vegetados retendrán sedimentos mientras que los no vegetados los perderán.

H3. El pastoreo, a través de cambios en la proporción de los distintos micrositios, favorece las pérdidas de suelo por erosión.

P3. Habrá mayor erosión en los sitios más intensamente pastoreados porque en esos sitios habrá más micrositios no vegetados que en los menos pastoreados.

2.2 Materiales y Métodos

Para cumplir con el objetivo de este capítulo se estudió la erosión del suelo a escala de micrositio y comunidad, en los 15 sitios de muestreo intensivo seleccionados en base a su densidad de boñigas (ver punto 1.3). La Cobertura Vegetal en cada sitio fue estimada a lo largo de dos transectas de 50 m (N-S y E-O) por el método de la línea de intercepción (Canfield, 1941). En cada sitio, se delineó una tercer transecta de 50 m ubicada al azar. En cada metro a lo largo de esta transecta se clavó en el suelo un par de estacas separadas 25 cm entre ellas. El nivel del suelo (cota) se midió en el medio entre las dos estacas de cada par (**puntos de muestreo**). Cambios en el tiempo en el nivel del suelo indicarían la erosión y/o deposición de sedimentos en cada punto de muestreo. Para estas mediciones se utilizó una estación total Pentax V-227, instrumento láser que permite realizar relevamientos topográficos, medición de distancias y ángulos. Requiere de dos operadores, uno que sostenga el prisma y otro que opere la estación total (Figura 2.1). Se diferencia de los instrumentos convencionales (por ejemplo: teodolito) por presentar en cada eje (x, y, z) un error en el orden de $\pm 3,6$ mm a 100 m. Además, posee una memoria interna que hace rápidos y versátiles el almacenaje y la toma de datos en el campo, con una capacidad de almacenaje de 9100 puntos.

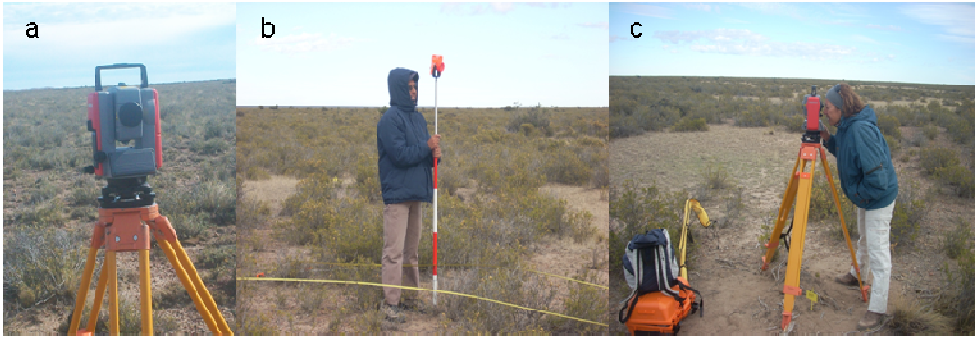


Figura 2.1: Detalle de la estación total (a), un operador sostiene el prisma (b) y otro realiza la medición (c).

También se clavaron tres estacas de hierro de 50 cm formando un triángulo que contenía a la transecta y a la estación total (Figura 2.2). Estas estacas eran lo suficientemente largas y llegaban a los horizontes del suelo subsuperficiales que son mucho más duros (horizontes argílicos y cálcicos) lo que impediría su movimiento entre muestreos. Las últimas tres estacas

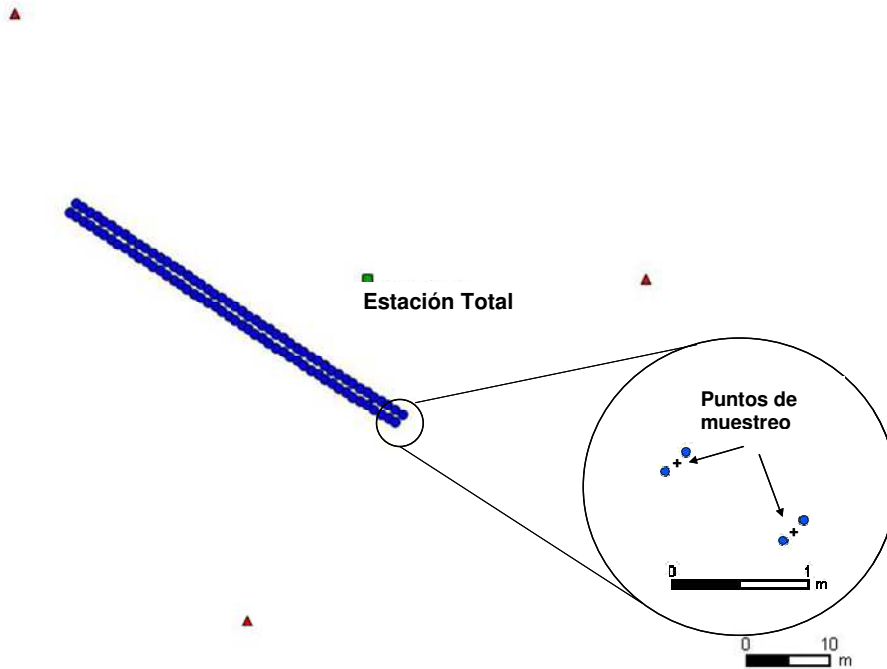


Figura 2.2: Diseño de muestreo. Los círculos azules indican las estacas que delimitan los puntos de muestreo (ver detalle). El cuadrado verde indica la posición de la estación total. Los triángulos rojos indican las estacas que forman el plano de referencia. Los signos más indican los puntos de muestreo entre las 2 estacas de cada par.

delimitaron un plano de referencia al que se refirieron todas las mediciones del nivel de suelo. Este protocolo evita errores debido a ligeras diferencias milimétricas en la posición de la estación total en las diferentes fechas de muestreo. Las mediciones del nivel de suelo entre cada par de estacas se realizaron estacionalmente durante los años 2011-2012 (ocho fechas de muestreo).

En cada punto de muestreo se registró la condición superficial del suelo, utilizando la clasificación basada en 6 categorías tal como se muestra en la Figura 2.3 (modificado de Bouza y del Valle, 1998). Las condiciones superficiales del suelo son tipos de horizontes A asociados a la microtopografía típica de estepas arbustivas o herbáceas (sistema montículo-intermontículo). También se registró la longitud interceptada por cada parche de suelo desnudo a lo largo de la transecta. Para ello se registró en qué punto de la transecta comenzaba y finalizaba cada segmento de suelo desnudo interceptado por ella.

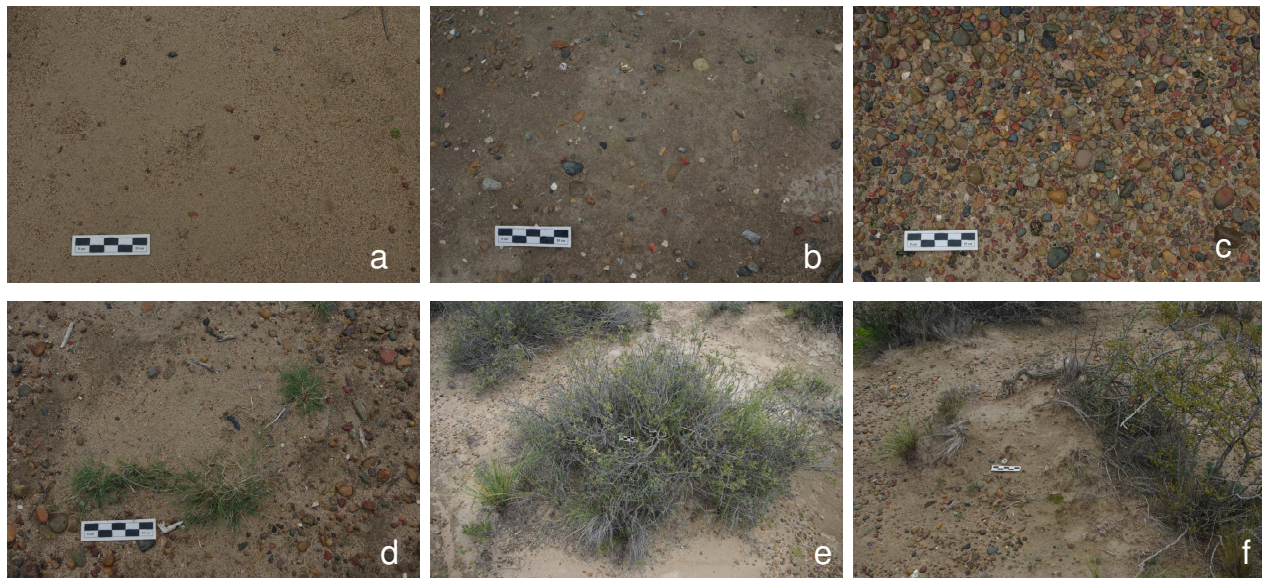


Figura 2.3: Condiciones superficiales del suelo: Condiciones del suelo no vegetadas: **a.** Suelo Desnudo: superficie plana y sin gravas ni vegetación. **b.** Suelo Desnudo con gravas: Superficie con algunas gravas sueltas, **c.** Pavimento de Desierto: Superficie cubierta en su mayoría por gravas, Condiciones del suelo vegetadas: **d.** Pasto: Presencia de matas de pastos, **e.** Montículo Intacto: zona elevada del suelo con cobertura vegetal > 90%, **f.** Montículo Degradado: zona elevada del suelo que muestra signos de erosión hídrica/eólica con escasa vegetación. La barra de la escala es de 10 cm

Finalmente, en cada sitio de muestreo intensivo (n=15) y para cada tipo de condición superficial del suelo se tomó al azar una muestra de suelo (0-2 cm). Las muestras de cada sitio fueron posteriormente combinadas formando una muestra compuesta teniendo en cuenta la proporción de cada condición superficial del suelo en el sitio. La textura del suelo de las muestras compuestas fue determinada por el método de la pipeta después de la eliminación de la materia orgánica con H₂O₂ 30% (Kilmer y Alexander, 1949). Se puso especial interés en el contenido de limo, dado que como esta fracción es especialmente susceptible a la erosión es utilizada como un indicador de erosión histórica (Bisigato et al. 2008). Se analizó la concentración de carbono orgánico (CO) con el método de Walkley y Black modificado (Richter, 1975), obteniéndose el contenido de materia orgánica (MO) como $MO=CO \times 1,72$. La erodabilidad del suelo (K) un indicador de la susceptibilidad de un suelo a la erosión, se estimó utilizando el nomograma de la USLE (Wischmeier y Smith, 1978), el cual permite estimarla sobre la base de datos de textura, materia orgánica, estructura y permeabilidad. En cada sitio también se calculó la pendiente máxima de una superficie de tendencia plana ajustada a las mediciones de la grilla delimitada en el Capítulo V.

2.2.1 Análisis de los Datos

Para evaluar la significancia de las diferencias entre las comunidades vegetales en la Cobertura Vegetal, el número de áreas de suelo desnudo, la textura del suelo, la concentración de materia orgánica, la erodabilidad del suelo y la pendiente máxima se utilizó ANOVA de un factor (comunidad) utilizando el paquete "stats" (R Core Team 2014) del R-Project (<http://www.r-project.org>). Antes del análisis, los valores expresados en porcentajes fueron sometidos a la transformación angular. Las diferencias entre las comunidades en la longitud de los parches de suelo desnudo interceptados se evaluaron mediante la prueba de Kruskal - Wallis, ya que estos datos no cumplieron con los supuestos del ANOVA. Dentro de cada comunidad, la relación entre las variables (cobertura vegetal (%), cobertura de arbustos (%), cobertura de pastos (%), número y tamaño de áreas de suelo desnudo, arena (%), arcilla (%), limo (%), MO (%) y K) y la intensidad de pastoreo (estimada según la

densidad de boñigas) se evaluó mediante análisis de regresión utilizando el paquete "stats" (R Core Team 2014) del R-Project.

Los cambios temporales en el nivel del suelo (cota) durante los dos años de muestreo en cada punto de cada transecta fueron analizados mediante regresión lineal. Posteriormente, los coeficientes de correlación (entre el nivel de suelo (cota) y la fecha) fueron utilizados como tamaño del efecto en un meta-análisis de efectos aleatorios mediante el enfoque de DerSimonian-Laird (DSL) (Schulze, 2004). El tamaño del efecto se puede definir como cualquier medida estadística que evidencia el grado con el que un evento dado está presente en una muestra (Cohen, 1969). El tipo de medida se llama efecto, y su magnitud es el tamaño del efecto. Los coeficientes de correlación fueron transformados utilizando la transformación z- de Fisher.

[2.1]

$$z_r = \frac{1}{2} \ln \left(\frac{1+r}{1-r} \right)$$

Donde r es el coeficiente de correlación de Pearson.

Este análisis permite combinar los resultados obtenidos en cada punto de cada transecta en un único valor por sitio de muestreo intensivo o por cada condición superficial de suelo. El metanálisis se realizó usando el paquete "metacor" (Laliberté et al., 2010) del R-Project (<http://www.r-project.org>).

La pendiente máxima de cada sitio se analizó con la función "surf.ls" del paquete "spatial" (Venables y Ripley, 2002) del R-Project, que ajusta una superficie de tendencia por mínimos cuadrados.

2.3 Resultados

2.3.1 Descripción de los sitios:

Las comunidades vegetales difirieron entre sí en la Cobertura Vegetal y en el número y tamaño de los parches de suelo desnudo (Figuras 2.4 y 2.5). Las estepas arbustivas (comunidades de *Nassauvia ulicina* y *Chuquiraga avellanadae*) mostraron una mayor Cobertura Vegetal que la estepa herbácea (comunidad de *Nassella tenuis*) ($F_{2;12} = 54,5$; $p < 0,001$, $n=15$) (Tabla 2.4). La cobertura de pastos mostró la tendencia opuesta ($F_{2;12} = 50,35$; $p < 0,001$; $n=15$) mientras que cuando se analizó la cobertura de arbustos las tres comunidades

mostraron diferencias ($F_{2,12} = 83.81$; $p < 0,001$; $n = 15$). Tanto la Cobertura de arbustos como la de pastos fueron altamente variables a lo largo de los gradientes de intensidad de pastoreo en las estepas arbustivas. En contraste, la Cobertura de pastos aumentó ($n = 5$; $F_{1,3} = 11,6$; $p = 0,042$; $r^2 = 0,726$) mientras que la cobertura de arbustos disminuyó ($n = 5$; $F_{1,3} = 12,1$; $p = 0,040$; $r^2 = 0,735$) con el gradiente de intensidad de pastoreo (densidad de boñigas) en la estepa herbácea. Las estepas arbustivas mostraron menor cantidad de parches de suelo desnudo pero más extensos que los sitios de la estepa herbácea ($F_{2,12} = 27,0$; $p < 0,001$; $n = 15$; $H_{(2)} = 9,62$; $p = 0,008$; $n = 15$, respectivamente) (Figura 2.4). A medida que se avanza en el gradiente de intensidad de pastoreo, los parches de suelo desnudo fueron más pequeños ($n = 5$; $F_{1,3} = 12,2$; $p = 0,040$; $r^2 = 0,738$) y más numerosos ($n = 5$; $F_{1,3} = 11,5$; $p = 0,042$; $r^2 = 0,726$) en la estepa herbácea.

En relación a las condiciones superficiales del suelo, la comunidad de *N. ulicina* mostró un aumento en las condiciones del suelo no vegetadas (suelo desnudo, suelo desnudo con gravas y pavimento de desierto) y una disminución en las condiciones vegetadas (pasto, montículo intacto y montículo degradado) a lo largo del gradiente de intensidad de pastoreo (esto es desde el sitio con menor intensidad de pastoreo al sitio con mayor intensidad de pastoreo) (Figura 2.6). Estos cambios se asocian al aumento de la frecuencia de los pavimentos del desierto y a la reducción de la frecuencia de montículos intactos.

En contraste con este claro patrón, los cambios en la frecuencia relativa de las condiciones superficiales del suelo en la comunidad de *C. avellanadae* no se relacionaron con la intensidad de pastoreo (Figura 2.6). Finalmente, en la comunidad de *N. tenuis* la frecuencia de las condiciones superficiales del suelo vegetadas fue más alta con pastoreo intermedio (Figura 2.6). Por otra parte, tanto los montículos degradados como los intactos se encontraron en condiciones de pastoreo bajo, mientras que los suelos con gravas fueron encontrados en sitios con altas presiones de pastoreo. Las comunidades vegetales presentes en el área no mostraron diferencias en la pendiente máxima (Figura 2.5) y tampoco existió relación entre la intensidad de pastoreo (estimada a través de la densidad de boñigas) y la pendiente máxima dentro de las comunidades.

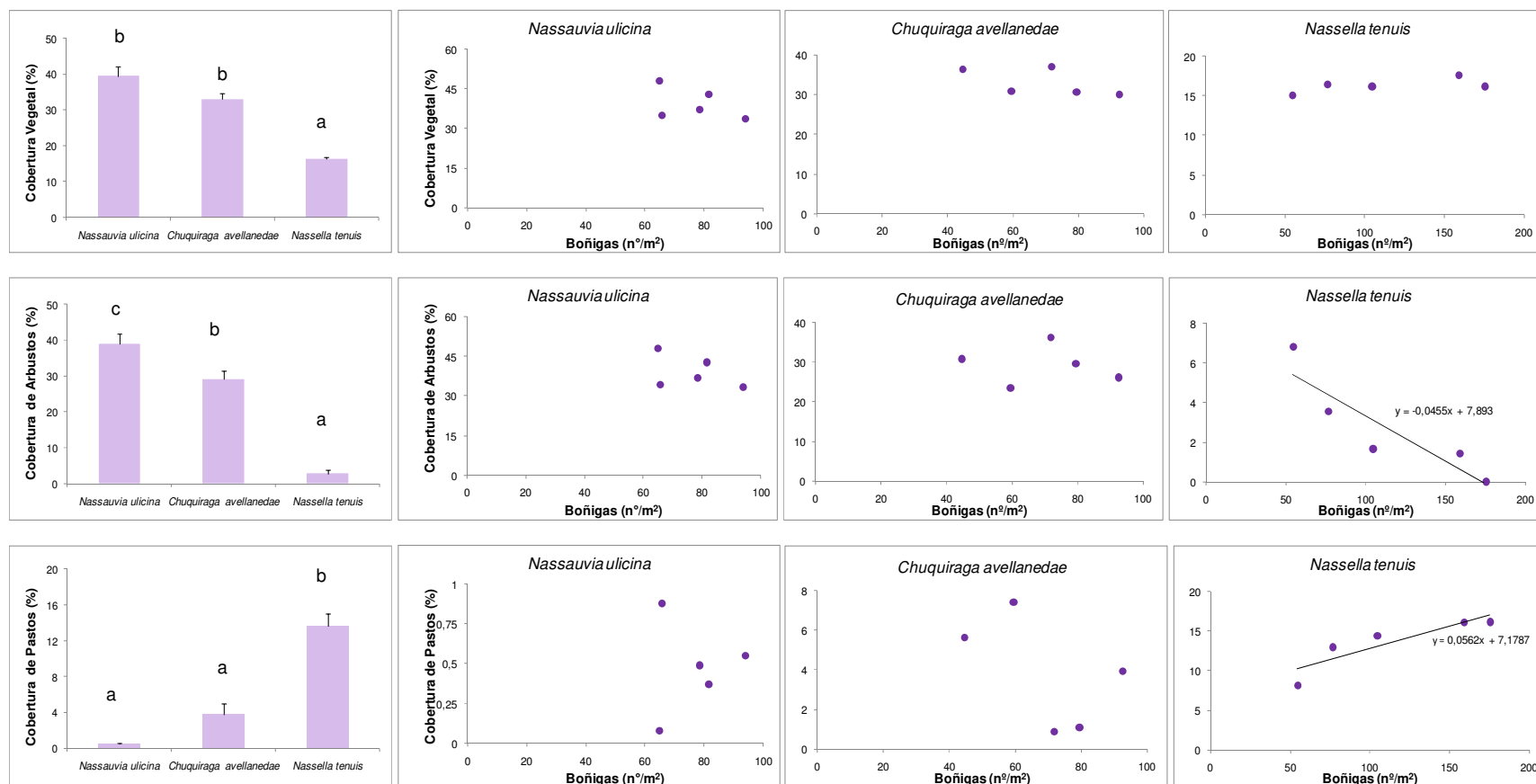


Figura 2.4: Cobertura vegetal, Cobertura de Arbustos y Cobertura de Pastos en las tres comunidades vegetales presentes en el área de estudio (gráficos de barras). Letras distintas indican diferencias significativas entre comunidades. Las barras de error indican un error estándar. Relación entre esas variables a nivel de sitio y la intensidad de pastoreo (densidad de boñigas) en cada comunidad. Las escalas de los ejes difieren entre paneles.

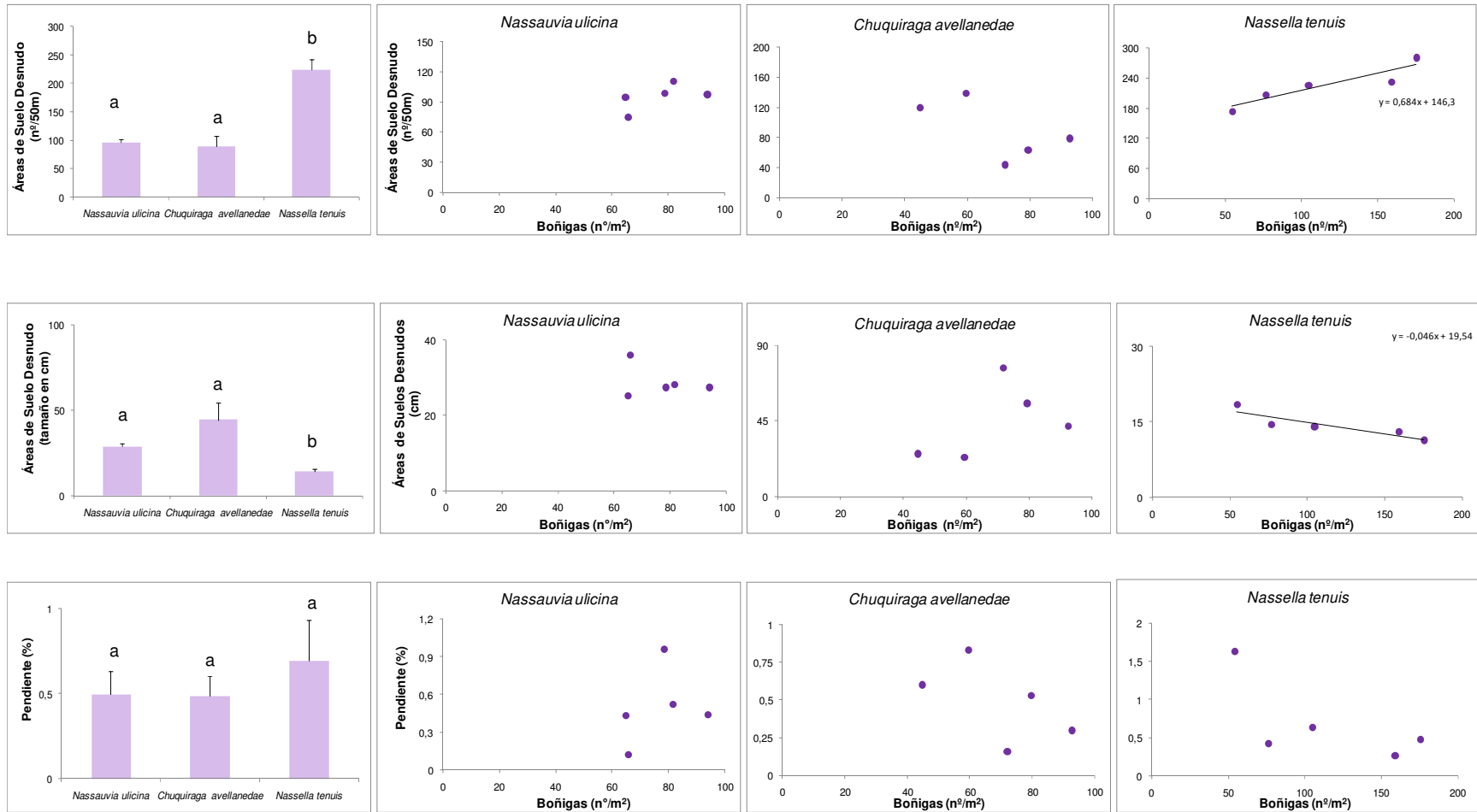


Figura 2.5: Número y Tamaño de las áreas de suelo desnudo, y Pendiente (%) en las tres comunidades vegetales presentes en el área de estudio (gráficos de barras). Letras distintas indican diferencias significativas entre comunidades. Las barras de error indican un error estándar. Relación entre esas variables a nivel de sitio y la intensidad de pastoreo (densidad de boñigas) en cada comunidad. Las escalas de los ejes difieren entre paneles.

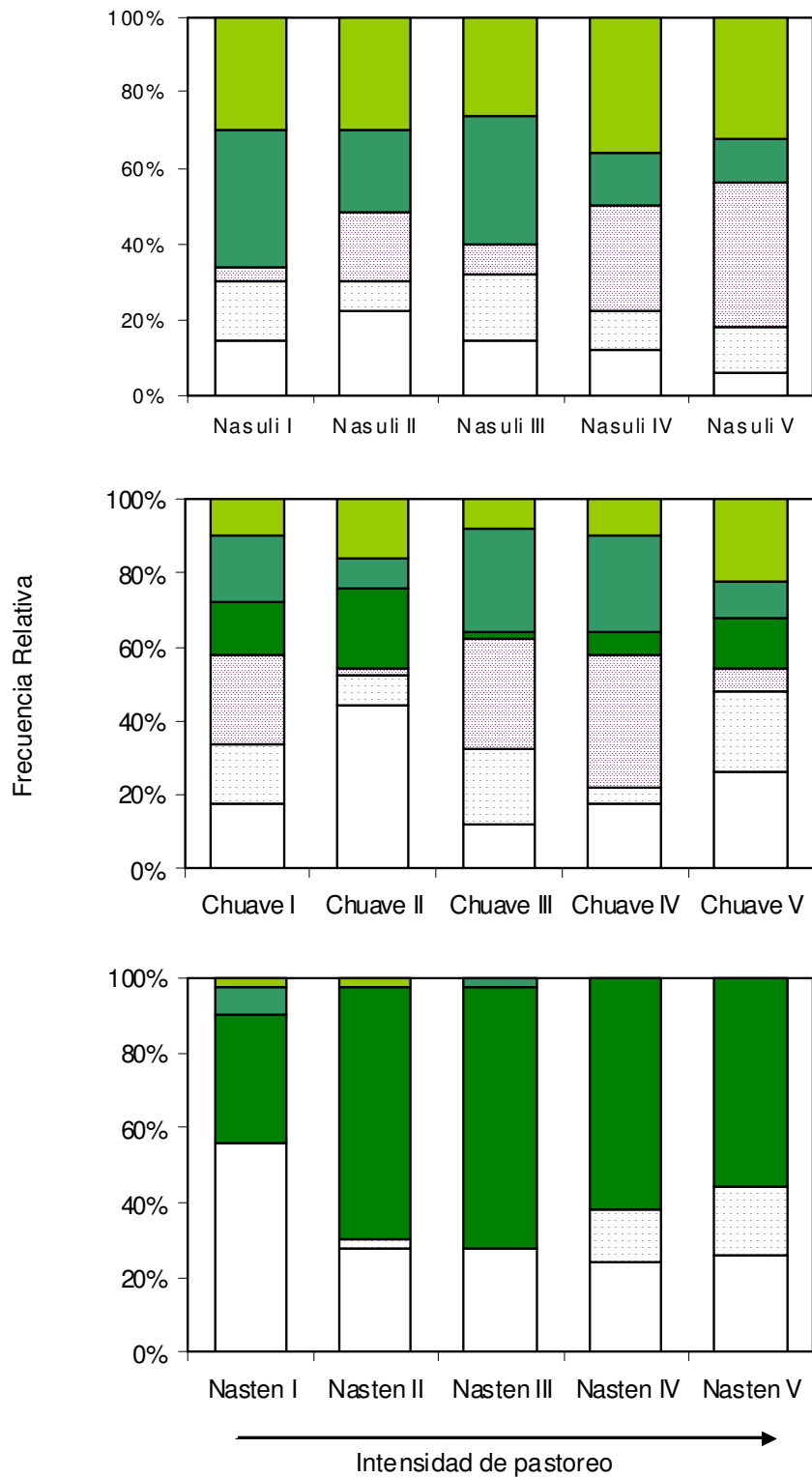


Figura 2.6: Proporción del suelo cubierto por cada condición superficial del suelo en cada sitio de estudio. Los acrónimos indican la comunidad vegetal (Nasuli =comunidad de *Nassauvia ulicina*, Chuave =comunidad de *Chuquiraga avellanadae*, y Nasten=comunidad de *Nassella tenuis*) y la intensidad de pastoreo (aumentando de I a V). *Condiciones superficiales del Suelo:* □ = Suelo Desnudo, ▨ = Suelo Desnudo con gravas, ▩ = Pavimento de Desierto, ■ = Pastos, ■ = Montículo Intacto, ■ = Montículo Degradado.

2.3.2 Textura del Suelo, Erodabilidad y Concentración de Materia orgánica.

La textura del suelo fue franco arenosa en la mayoría de los sitios. En promedio, los suelos de *Nassella tenuis* tienen más limo ($F_{2;12} = 4,48$; $p=0,035$; $n=15$) y menos arena ($F_{2;12} = 3,9$; $p=0,05$; $n=15$) que los suelos de las estepas arbustivas (Figura 2.7). Dentro de las comunidades, solo en la comunidad de *Nassella tenuis* se observó un claro patrón en la textura del suelo a lo largo del gradiente de intensidad de pastoreo, donde el contenido de arena decrece ($n=5$; $F_{1;3} = 10,2$; $p=0,05$; $r^2=0,697$) y el contenido de limo se incrementa ($n=5$; $F_{1;3} = 9,3$; $p=0,056$; $r^2=0,674$) con la intensidad de pastoreo (Figura 2.7).

Las comunidades vegetales no mostraron diferencias en la erodabilidad del suelo (K) ($F_{2;12} = 0,58$; $p=0,57$; $n=15$) pero si mostraron diferencias significativas en la concentración de materia orgánica ($F_{2;12} = 2,10$; $p=0,001$; $n=15$) (Figura 2.8). La comunidad de *Nassella tenuis* presentó mayor concentración de materia orgánica que las estepas arbustivas. La erodabilidad del suelo (K) y la concentración de materia orgánica no se relacionaron con la intensidad de pastoreo en ninguna de las tres comunidades.

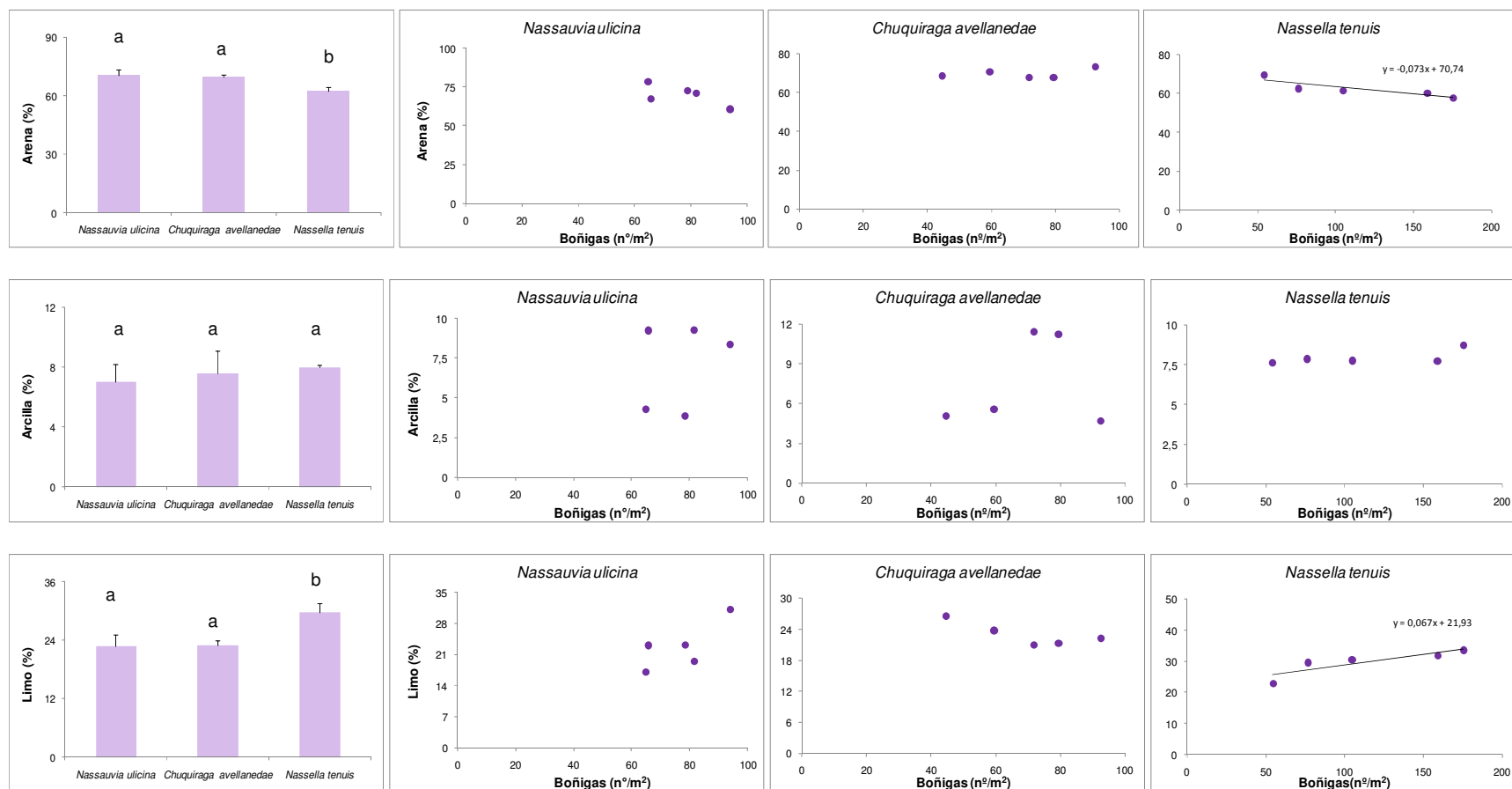


Figura 2.7: Fracciones de la textura de suelo (% Arena, % Arcilla y % Limo) a nivel de comunidad (gráficos de barra). Letras distintas indican diferencias significativas entre comunidades. Las barras de error indican un error estándar. Relación entre esas variables a nivel de sitio y la intensidad de pastoreo (densidad de boñigas) en cada comunidad. Las escalas de los ejes difieren entre paneles.

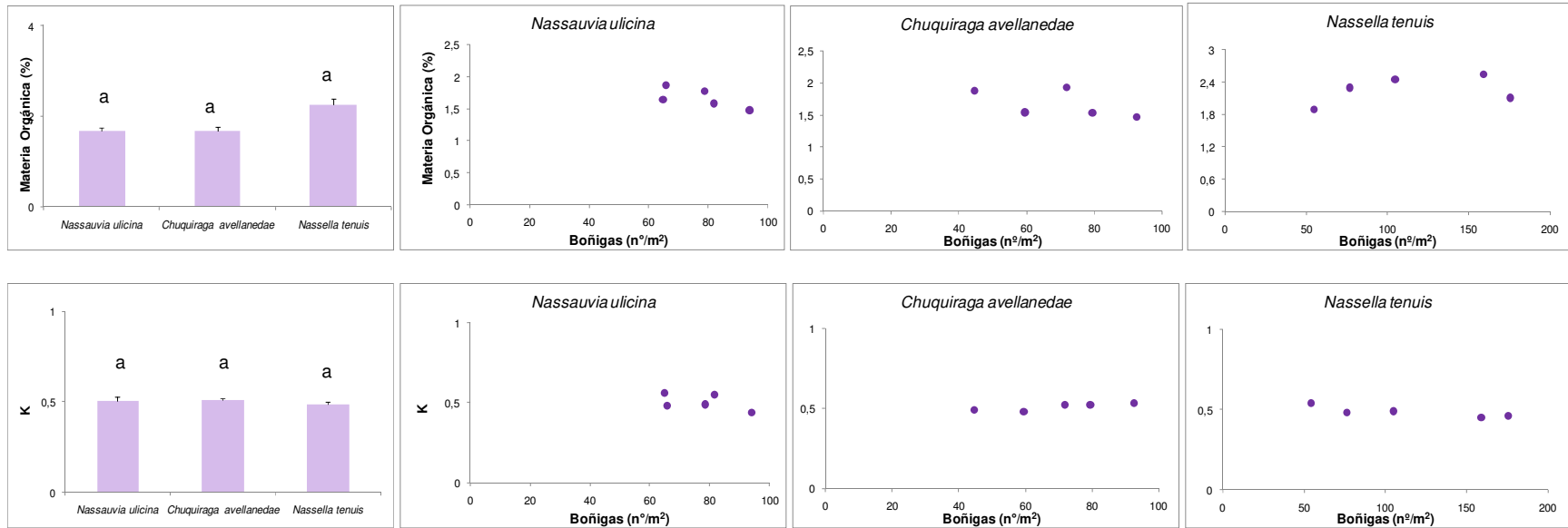
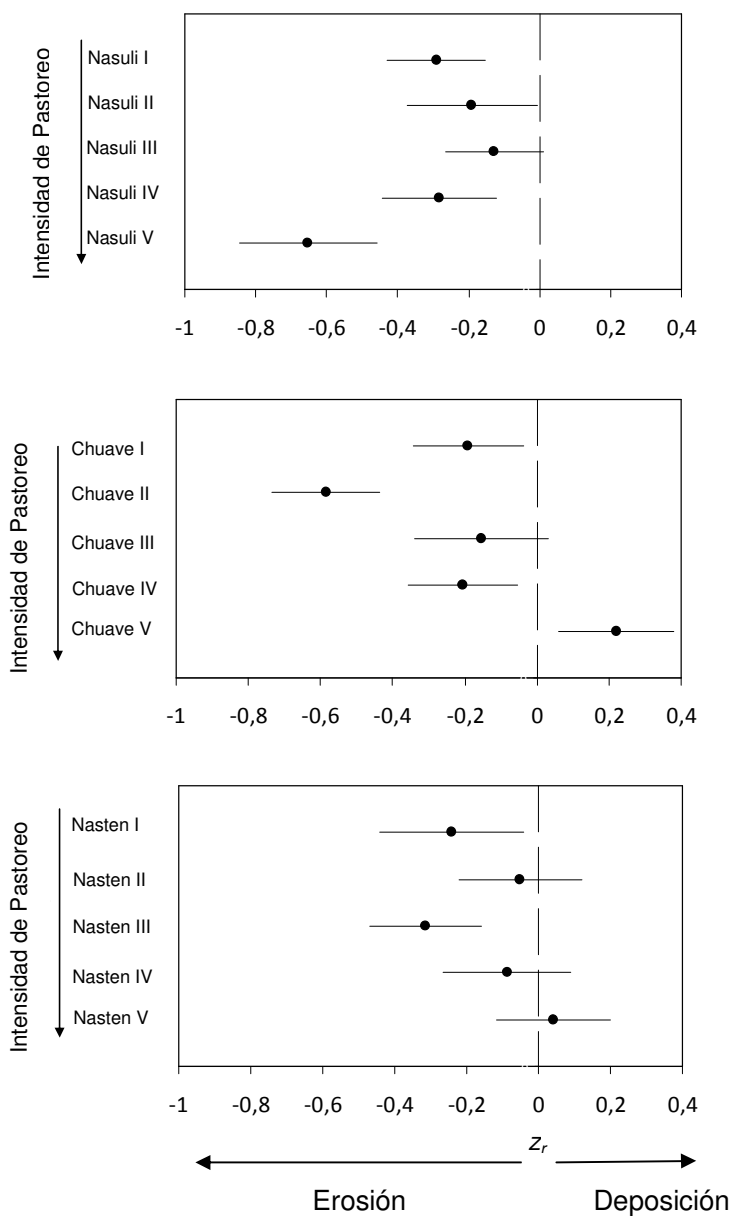


Figura 2.8: Materia Orgánica (%) y Erodabilidad (K) a nivel de comunidad (gráficos de barra). Letras distintas indican diferencias significativas entre comunidades. Las barras de error indican un error estándar. Relación entre esas variables a nivel de sitio y la intensidad de pastoreo (densidad de boñigas) en cada comunidad. Las escalas de los ejes difieren entre paneles.

2.3.3 Erosión de Suelo a escala de Comunidad:

Se encontraron evidencias de pérdidas de suelo a escala de comunidad en la mayoría de los sitios de las estepas arbustivas. Todos los sitios de Nasuli, independientemente de la intensidad de pastoreo, mostraron pérdidas significativas de suelo durante el período estudiado, con valores que oscilan entre z_r -0,127 a -0,652 (Figura 2.9). Solamente el sitio Chuave V exhibió



Página anterior. **Figura 2.9:** Erosión/deposición de suelo a escala de comunidad en los sitios de muestreo intensivo. El tamaño del efecto z_r son coeficientes z transformados del coeficiente de Correlación de Pearson (r) entre el nivel del suelo y la fecha, siguiendo el método de DerSimonian-Laird (DSL). Un valor negativo de z_r indica pérdida de suelo durante el período de estudio. Los puntos son las medias y las barras los intervalos de confianza del 95%. Las medias con intervalos de confianza que se superponen con la línea de trazos (0% de cambio) no muestran ninguna tendencia significativa del nivel del suelo en el tiempo. Acrónimos para los sitios ídem Figura 2.6, $n = 50$ en todos los casos.

deposición neta de suelo ($z_r = 0,219$), mientras que el resto de los sitios pertenecientes a esta comunidad exhibieron pérdidas de suelo (los valores de z_r oscilaron entre $-0,188$ y $-0,526$, Figura 2.9). Finalmente, tres de los sitios de la estepa herbácea no mostraron cambios significativos en el nivel del suelo. Sólo los sitios de Nasten I y Nasten III mostraron pérdidas significativas de suelo ($z_r = -0,241$ y $-0,312$, respectivamente).

2.3.4 Erosión de suelo a escala de micrositio:

A escala de micrositio, surgieron algunos patrones interesantes. En la comunidad de *Nassauvia ulicina*, todas las condiciones superficiales de suelo sin vegetación mostraron pérdidas significativas de suelo en al menos un sitio (valores z_r que oscilan entre $-0,260$ y $-0,962$, Figura 2.10). En contraste, entre las condiciones superficiales del suelo vegetadas no se encontró evidencia de cambios en el nivel del suelo en los montículos intactos ($p > 0,05$), aunque en cuatro sitios los montículos degradados perdieron suelo de manera significativa, con valores de z_r que oscilan entre $-0,269$ y $-0,677$ (Figura 2.10).

En la comunidad de *Chuquiraga avellanadae* se halló evidencia de pérdidas significativas de suelo en las condiciones superficiales del suelo no vegetadas, pero sólo ante intensidades de pastoreo intermedias (sitios Chuave II a Chuave IV, los valores de z_r variaron entre $-0,355$ y $-0,647$, Figura 2.10). Por el contrario, las condiciones superficiales del suelo vegetadas mostraron pérdidas de suelo con baja intensidad de pastoreo (sitios Chuave I y Chuave II, con valores de z_r $-0,449$ y $-0,537$, respectivamente), mientras que en los sitios Chuave III y Chuave V mostraron deposición de sedimentos (valores de z_r $0,325$ y $0,413$, respectivamente).

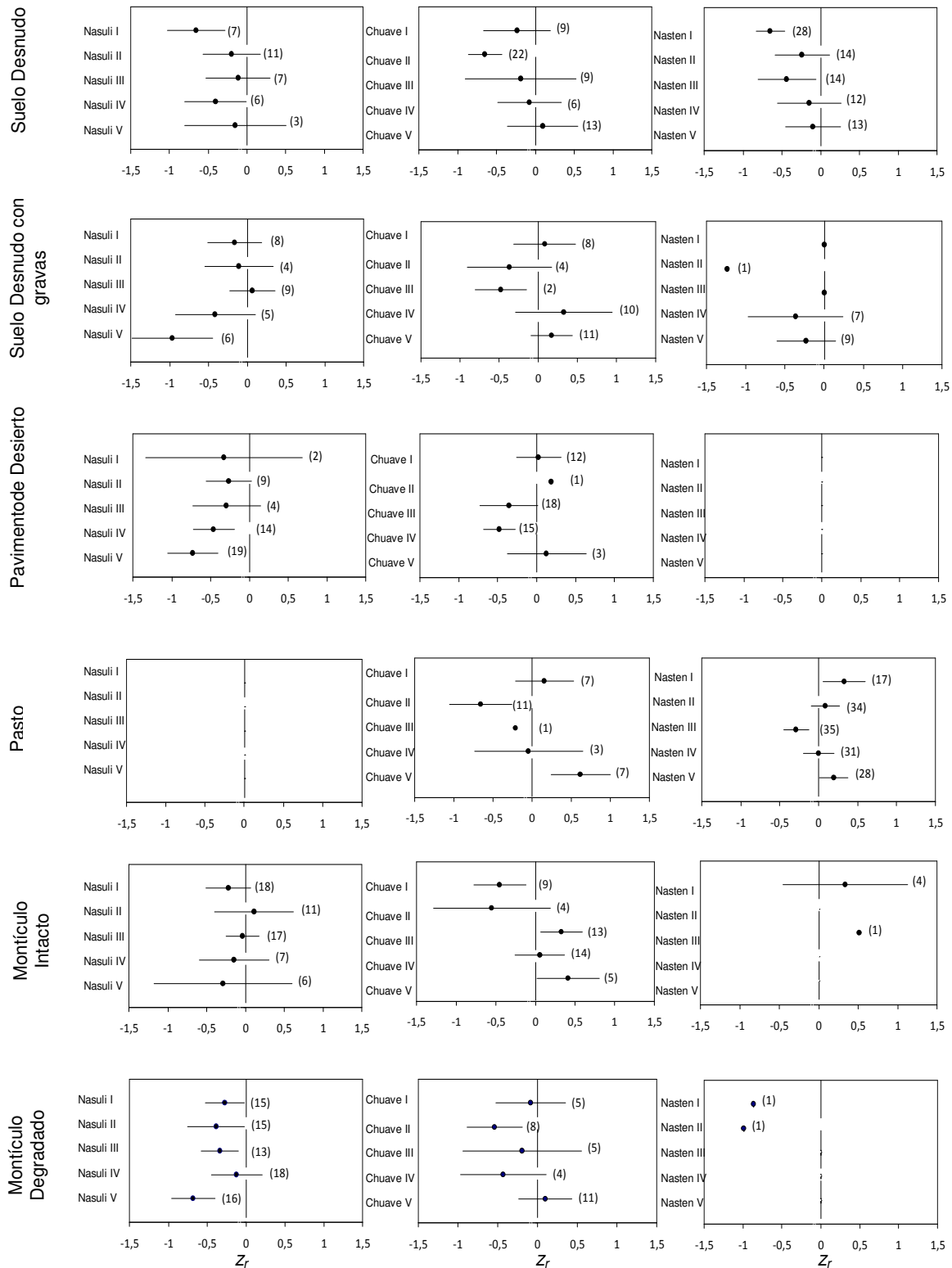


Figura 2.10: Erosión/deposición de suelo a escala de micrositio en cada sitio de muestreo intensivo. El tamaño del efecto z_r son coeficientes z transformados del coeficiente de correlación de Pearson (r) entre el nivel del suelo y la fecha, siguiendo el método de DerSimonian-Laird (DSL). Un valor negativo de z_r indica pérdida de suelo durante el período de estudio. Los puntos son medias \pm intervalos de confianza del 95%, con el número de puntos entre paréntesis. Las medias con intervalos de confianza se superponen la línea de referencia de trazos (0% de cambio) no muestran ninguna tendencia significativa del nivel del suelo en el tiempo. Las siglas se corresponden con las de la Figura 2.6.

Finalmente, en la comunidad de *Nassella tenuis* solamente el suelo desnudo y los pastos exhibieron cambios temporales en el nivel del suelo. Las áreas de suelo desnudo mostraron pérdidas de suelo en los sitios Nasten I y Nasten III (z_r 0,647 y -0,434, respectivamente). Por el contrario, los pastos atraparon suelo a ambos extremos del gradiente de intensidad de pastoreo (Nasten I y Nasten V, con valores de z_r 0,326 y 0,196), pero perdieron suelo cuando las intensidades de pastoreo fueron intermedias (sitio Nasten III, $z_r=-$ 0,287).

2.4 Discusión

En este capítulo se evaluó la dinámica espacial de la erosión/deposición de suelo en las 3 comunidades presentes en el área de estudio, en dos escalas de análisis. Ello se logró mediante el monitoreo estacional de la cota, la descripción de las características de los horizontes A, el estudio de la textura, la pendiente, el contenido de materia orgánica, la erodabilidad, el número y tamaño de las áreas de suelo desnudo y la cobertura vegetal en cada uno de los 15 sitios de muestreo intensivo. Los resultados permitieron aceptar la hipótesis 1, que expresaba que las comunidades dominadas por herbáceas son más resistentes a la erosión que aquellas dominadas por arbustos (Figuras 2.4; 2.5; 2.6; 2.7 y 2.10). Además, se rechazaron las hipótesis 2 y 3 ya que cuando se analizaron las condiciones superficiales de suelo los micrositos no vegetados siempre perdieron sedimentos pero en los micrositos vegetados las respuestas fueron sumamente diversas (H2) (Figura 2.9). Por otra parte, a nivel de comunidad y en relación al gradiente de intensidad de pastoreo, sólo se observó en la comunidad de *Nassauvia ulicina* un aumento de la erosión y de las condiciones superficiales no vegetadas con el aumento de la intensidad de pastoreo (H3) (Figuras 2.6 y 2.10) .

A nivel de comunidad, la mayoría de los sitios de la estepa herbácea no mostraron signos de erosión/deposición de suelo, mientras que lo contrario sucedió en las estepas arbustivas. En general, las tasas de erosión son más bajas en los pastizales que en los arbustales (Breshears et al., 2003). Los pastizales presentan tasas de erosión del suelo más bajas porque los pastos son más eficaces para atrapar suelos arenosos (Pye, 1995) y para proteger de manera efectiva al suelo de las gotas de lluvia. La microtopografía suave reduce la conectividad de los parches de suelo desnudo, favorece la infiltración de agua y previene el transporte de sedimentos finos (Okin et al., 2009; Turnbull et al., 2010; Jin et al., 2013), que son los primeros que se pierden por erosión (Pye, 1987).

En consecuencia, los resultados mostraron que el suelo superficial en los sitios de la estepa herbácea tiene más limo y menos arena que el suelo de las estepas arbustivas, más concentración de materia orgánica y los pavimentos de desierto se encuentran ausentes. Esto indicaría que las tasas

de erosión históricas fueron mayores en las estepas arbustivas que en los sitios de la estepa herbácea, aunque la Cobertura Vegetal es menor en estos últimos. Estos resultados apoyan la H1 (Las comunidades dominadas por herbáceas son más resistentes a la erosión que aquellas dominadas por arbustos).

A escala de micrositio, los resultados muestran que, independientemente de la comunidad vegetal, las condiciones superficiales del suelo no vegetadas (suelo desnudo, suelo desnudo con gravas y pavimento de desierto) y los montículos degradados nunca acumularon sedimentos (es decir, estos micrositios permanecieron estables o experimentaron erosión). Por el contrario, cuando se analiza la respuesta de los montículos intactos y de los pastos no surge un patrón claro de este análisis; ya que en algunos sitios estos micrositios acumulan sedimentos, pero los perdieron en otros. Algunos autores sugieren que durante la vida del arbusto el montículo de suelo debajo del mismo se eleva o aumenta de tamaño por la adición de materiales orgánicos e inorgánicos (Boeken y Shachak, 1994; Bochet et al., 1999). Las partículas del suelo movilizadas por la erosión del viento pueden ser capturadas por el canopeo de los arbustos y acumularse debajo de estos (Schlesinger y Pilmanis, 1998; Kröpfl et al., 2013; Lozano et al., 2013). Por el contrario, la erosión hídrica no contribuye a depositar sedimentos debajo del canopeo de los arbustos porque el microrelieve desvía el flujo de agua de los montículos sobre los cuales se establecen los arbustos (Ravi et al., 2010). De este modo el flujo se concentra en las áreas de suelo desnudo y, según la pendiente general del terreno y la conectividad de las áreas de suelo desnudo, puede transportar agua a escala de paisaje (por ej. acumulándola en lagunas temporarias). Estos resultados resaltan la importancia de la Cobertura Vegetal para prevenir o reducir la erosión del suelo a escala micrositio (Breshears et al., 2003; Puigdefábregas, 2005), ya que todos los micrositios sin vegetación mostraron evidencia de pérdida de sedimentos. Por otra parte, los resultados muestran que la erosión del suelo predomina en los montículos degradados donde la Cobertura Vegetal ha sido fragmentada y la superficie del suelo está expuesta, como ya habían señalado anteriormente Tongway y colaboradores (2003), Golodets y Boeken (2006) y Li y colaboradores (2008), entre otros autores. Estos resultados no permiten aceptar la H2 (En una misma comunidad

coexisten al mismo tiempo micrositios que pierden sedimentos con micrositios donde se depositan, y ello se asocia a la cobertura del suelo) ya que aunque los micrositios no vegetados perdieron sedimentos en los vegetados se encontraron todas las respuestas (pérdidas y deposición de sedimentos, y sin cambios en el nivel del suelo).

Los resultados de este capítulo también ponen en evidencia el hecho de que las mediciones de erosión del suelo dependen de la escala, ya que los resultados a escala de micrositio y de comunidad a menudo difieren. Esta dependencia de la escala ya fue mencionada en estudios previos donde la extrapolación lineal de los resultados obtenidos a pequeña escala subestimó o sobrestimó las mediciones de erosión del suelo a escalas más grandes (Tongway et al., 2003; Puigdefábregas, 2005; Parsons et al., 2006). Por otra parte, los resultados indican la existencia de procesos que ocurren a una escala aún mayor que las contempladas en este capítulo, ya que, si bien a escala de comunidad la mayoría de los sitios perdieron sedimentos, el sitio Chuave V mostró evidencia de deposición (es decir, este sitio recibe sedimentos procedentes de otros sitios). Es más, la acumulación de sedimentos en los montículos intactos y pastos de este sitio explica gran parte de la variabilidad en los resultados de los micrositios vegetados.

Estos resultados concuerdan con estudios previos realizados en el noreste de la Patagonia donde se encontró que la presencia de grandes espacios de suelo desnudo acelera las tasas de erosión (Beeskow et al., 1995; Parizek et al., 2002). Del mismo modo, Chartier y Rostagno (2006) aplicaron lluvias simuladas en parcelas experimentales de 1 m² para medir la escorrentía y observaron que las tasas de erosión del suelo fueron mayores en las estepas arbustivas (comunidad de *Chuquiraga avellanae*) que en las estepas herbáceas (comunidad de *Nassella tenuis*). Además, Parizek et al. (2002) encontraron que las tasas de infiltración en la comunidad de *Nassella tenuis* fueron superiores a las de la comunidad *Chuquiraga avellanae*. Sin embargo, las tasas de infiltración diferían mucho entre micrositios dentro de la última comunidad: las áreas sin vegetación mostraron las tasas de infiltración más bajas, mientras que las tasas de infiltración del suelo debajo de los montículos con arbustos superaban a las de la estepa herbácea.

Todos los sitios de Nasuli se erosionaron, pero el sitio más intensamente pastoreado (Nasuli V) fue el más erosionado. Coincidentemente, este sitio mostró la Cobertura Vegetal más baja entre los sitios de esta comunidad además de mostrar la mayor proporción de pavimento de desierto y la menor proporción de montículos intactos. A escala de micrositio, la erosión del suelo fue evidente (y la más alta entre los sitios Nasuli) en el suelo desnudo con gravas, pavimento de desierto y montículos degradados. Estos resultados indican que en algunas circunstancias la cobertura de gravas puede no ser eficaz a la hora de prevenir la erosión del suelo, como lo mostraron en sus resultados Poesen et al. (1994). Por el contrario, los cambios del nivel del suelo fueron muy variables entre los sitios de la comunidad de *Chuquiraga avellanae*. Aunque la mayoría de los sitios mostraron pérdidas significativas de suelo, el sitio con la mayor intensidad de pastoreo mostró deposición de sedimentos. Esta diferencia entre los sitios no puede estar relacionada con cambios en la frecuencia de las condiciones superficiales del suelo o Cobertura Vegetal ya que los restantes sitios de esta comunidad mostraron valores similares para estas variables. A escala de micrositio, la deposición del suelo tuvo lugar en las condiciones superficiales pasto y montículo intacto. Es bueno mencionar que esta comunidad fue la única de las tres comunidades presentes en el área de estudio donde la frecuencia de las condiciones superficiales del suelo no vegetadas superó a la de las condiciones vegetadas, aunque ello no se tradujo en una mayor erosión a escala de comunidad. Por último, aunque los sitios Nasten exhibieron la Cobertura Vegetal más baja entre las comunidades vegetales presentes en el área de estudio, la mayoría de los sitios de Nasten no mostraron evidencia de erosión/deposición del suelo. Sólo dos sitios poco pastoreados (Nasten I y Nasten III) mostraron signos de erosión del suelo. En concordancia, el contenido de limo (un indicador de erosión histórica) y el número de áreas de suelo desnudo fueron mayores en los sitios más intensamente pastoreados. A escala de micrositio, las pérdidas de suelo son principalmente la consecuencia de la erosión de los suelos desnudos. Estos resultados no permiten aceptar la H3 (El pastoreo, a través de cambios en la proporción de los distintos micrositios, favorece las pérdidas de suelo por erosión) ya que solamente en la comunidad de *Nassauvia ulicina* se encontró una relación positiva entre pastoreo, erosión y frecuencia de micrositios no

vegetados. Sorprendentemente, no se encontró una relación entre la erosión del suelo y la erodabilidad dentro de las comunidades. El presente capítulo evidencia las complejas interacciones que se dan entre la heterogeneidad de la vegetación, la intensidad de pastoreo y la erosión del suelo.

En todo el mundo la persistencia de los ecosistemas desertificados se ha atribuido principalmente a la existencia de dos procesos prácticamente irreversibles en términos humanos y desde el punto de vista económico: la invasión de los arbustos y la erosión del suelo (Friedel, 1991; Dodd, 1994). Al comparar las comunidades vegetales, los resultados indicaron que la comunidad de *Nassella tenuis* fue la comunidad más intensamente pastoreada, pero a la vez fue la comunidad que mostró menos evidencia de erosión pasada (dado que el suelo superficial mostró los mayores contenidos de limo) y presente (Figura 2.9). En esta comunidad la cobertura de arbustos disminuyó y la de pastos aumentó con la intensidad de pastoreo, lo que sugiere que la heterogeneidad de la vegetación controla el comportamiento de pastoreo de las ovejas. Dicho con otras palabras, en esta comunidad los sitios con más boñigas no son los más degradados sino los que tienen más forraje (pastos). La disponibilidad de forraje controla el movimiento del ganado. En cambio, en las estepas arbustivas la relación entre la intensidad de pastoreo y la Cobertura Vegetal no fue tan clara como en la estepa herbácea. Sin embargo, la cobertura de pastos fue más alta en Chuave I y Chuave II que en los sitios más intensamente pastoreados de esta comunidad, sugiriendo que en este caso las especies preferidas (es decir, los pastos) son excluidas de los sitios más intensamente pastoreados (es decir, la heterogeneidad de vegetación se debe al pastoreo). Donde se concentra el ganado hay menos forraje y más erosión. Sin embargo, y a pesar de lo expuesto, no se encontró una relación entre la intensidad de pastoreo y la erosión del suelo en la comunidad de *Chuquiraga avellanae*. Por último, la comunidad *Nassauvia ulicina* exhibió una relación directa entre la intensidad de pastoreo y la erosión del suelo y, al mismo tiempo, una tendencia general a la reducción de la cobertura de arbustos. Estos resultados indican una relación directa entre el pastoreo, la Cobertura Vegetal y la erosión del suelo. Entonces, los resultados muestran que sólo en las estepas arbustivas la densidad de boñigas sería un estimador de degradación por sobrepastoreo.

Por otro lado, las diferencias encontradas en este capítulo entre las comunidades en relación a la intensidad de pastoreo, la cobertura de especies forrajeras (pastos) y la erosión deben entenderse a escala de paisaje. La distribución a escala de potrero de los herbívoros domésticos está influenciada por factores abióticos (como la distancia a la aguada) y bióticos (cantidad y calidad de forraje, competencia con otras especies de herbívoros, existencia de refugios, etc.) (Senft et al., 1987; Bailey et al., 1996; Bertiller y Ares, 2008). En el sitio de estudio, aunque en todas las comunidades se confirmó la existencia de un gradiente de intensidad de pastoreo (densidad de boñigas, Tabla 1.2), las áreas sometidas a mayor intensidad de pastoreo (> 150 boñigas/m²) correspondieron a los sitios con mayor cobertura de pastos (i.e. de forraje) de la comunidad de *Nassella tenuis*. El resto de los sitios de esta comunidad y todos los de las estepas arbustivas mostraron una menor (y relativamente poco variable) densidad de boñigas (siempre <105 boñigas/m²). El gran número y la compleja distribución de fuentes de agua (i.e. molinos, lagunas temporarias y tajamares) en estos potreros puede explicar el hecho de que haya una densidad de boñigas más o menos homogénea independientemente de la oferta de forraje. Recientemente, Oñatibia y Aguiar (2018) han encontrado que el impacto del pastoreo sobre la vegetación es más homogéneo en potreros pequeños que en grandes. Tal vez, la presencia de múltiples fuentes de agua en un potrero tenga el mismo efecto que una reducción en el tamaño del potrero, ya que una proporción mayor de la superficie del potrero tendría una aguada cercana.

Los resultados de este capítulo mostraron que las estepas herbáceas exhibieron tasas de erosión del suelo más bajas que las estepas arbustivas, a pesar de ser las más intensamente pastoreadas. Ello podría deberse a que los pastos, por su forma de vida y crecimiento, pueden responder mejor al pastoreo que las leñosas (Milchunas et al., 1988; Tadey, 2006). Además, no fue encontrada una relación entre la erosión del suelo y la intensidad de pastoreo entre los sitios de la estepa herbácea. Esto indica que las estepas herbáceas son más resistentes al pastoreo que las estepas arbustivas, y sugiere que, contrariamente a lo propuesto por Beeskow et al. (1995) y Chartier y Rostagno (2006), la conversión de los pastizales en arbustales no sería tan común. Acorde a ello, los suelos de las 3 comunidades pertenecen a grupos o

subórdenes distintos (Anexo I). Por más que los Calciargides típicos de la comunidad de *Nassella tenuis*, con horizontes superficiales A-C suficientemente profundos (40-50 cm), pierdan los primeros centímetros de suelo por erosión no se convertirían en Natrargides típicos (como los de la comunidad de *Chuquiraga avellaneda*) ni en Natrigypsides típicos (como los de la comunidad de *Nassauvia ulicina*). Estos últimos suelos presentan horizontes de textura más fina, enriquecidos en sodio y con otra estructura pedológica (horizontes argílicos casi en superficie). En cambio, el pastoreo podría producir cambios dentro de una misma comunidad. Por ejemplo, la pérdida del suelo superficial podría dificultar el establecimiento de las plantas.

2.5 Conclusiones

Existe evidencia de una relación directa entre el pastoreo, la reducción de la Cobertura Vegetal y/o la erosión del suelo en las estepas arbustivas. En contraste, y a pesar de que están bajo altas presiones de pastoreo, las estepas herbáceas parecen ser más resistentes a la degradación por pastoreo ovino. Los resultados también resaltan el hecho de que las mediciones de la erosión del suelo dependen de la escala, ya que los resultados a escala de micrositio y de comunidad muchas veces difieren. A escala de micrositio, aquellos no vegetados muestran consistentemente evidencias de erosión, mientras que los vegetados mostraron respuestas muy variables.

Capítulo III
Covariación espacial entre la
cobertura vegetal y variables
edáficas a lo largo de gradientes de
pastoreo.

3.1 Introducción:

La influencia del pastoreo sobre la estructura de la vegetación es compleja. Dependiendo de la interacción entre la heterogeneidad espacial de la vegetación preexistente y de la distribución espacial del pastoreo, este último puede homogeneizar la composición florística a escala de paisaje o crear heterogeneidad donde no la había (Adler et al., 2001). Esto llevó a lo largo de los años a proponer varios modelos conceptuales para explicar la dinámica asociada a la desertificación y la irreversibilidad del fenómeno.

Los modelos conceptuales más aceptados que describen el impacto del pastoreo sobre la vegetación predicen que los ecosistemas desérticos se muestran comúnmente en dos formas estables alternativas dependiendo del manejo a lo largo del tiempo: pastizales o arbustales desertificados (Allington y Valone, 2010). Estos modelos asumen una retroalimentación positiva entre la vegetación y el suelo (Tiedemann y Klemmedson, 1973a; Virginia y Jarrell, 1983; Chartier y Rostagno, 2006). Una clase de modelos de desertificación se centra en los nutrientes del suelo y describe que en los pastizales los nutrientes del suelo se distribuyen de manera homogénea (Schlesinger et al., 1996), mientras que los arbustales están caracterizados por una distribución heterogénea con los nutrientes concentrados en su mayoría debajo de los canopeos de los arbustos, dando lugar a la formación de islas de fertilidad.

La segunda clase de modelos de desertificación está basada en la infiltración del agua, y propone una retroalimentación positiva entre la cobertura de pastos y la tasa de infiltración del agua (Rietkerk et al., 1996; Rietkerk y Van de Koppel, 1997; Rietkerk et al., 1997). Así, varios estudios mostraron que la presencia de pastos reduce la erosión hídrica y aumenta la infiltración de agua en el suelo. Consecuentemente, cuando la cobertura vegetal decrece la tasa de infiltración también se reduce y la erosión hídrica aumenta (Rostagno, 1989; Aguiar y Sala, 1999; Parizek et al., 2002; Chartier y Rostagno, 2006). Tanto en los pastizales desérticos como en las estepas arbustivas, cuando el sobrepastoreo o la sequía reducen la cobertura de pastos perennes por debajo de umbrales críticos, las tasas de infiltración también se reducen de manera de ser totalmente insuficientes para el establecimiento de nuevos pastos (Rietkerk et al., 1997; Tadey, 2006).

Los parches de vegetación son elementos fundamentales para la dinámica de los nutrientes en el suelo y el mantenimiento de la funcionalidad de estos ecosistemas. El pastoreo a través de la reducción de la cobertura vegetal y de la fragmentación de los parches, por pisoteo y compactación, promueve la reducción de los reservorios de nutrientes. Al mismo tiempo, los espacios de suelo desnudo generados por acción del pastoreo quedan expuestos a las pérdidas de nutrientes y materia orgánica por acción de la erosión eólica e hídrica (Rostagno, 1989; Bertiller et al., 2004; Bisigato et al., 2005).

El arreglo espacial de la vegetación puede ejercer un fuerte control sobre la redistribución de los recursos. Áreas con la misma cobertura vegetal, pero con diferentes arreglos espaciales pueden ser funcionalmente muy distintas y amplificar las respuestas entre escalas de un modo no lineal. La existencia de parches sin vegetación de gran tamaño facilita la escorrentía superficial dificultando la infiltración y la captura de los sedimentos (Chartier y Rostagno, 2006; Ludwig et al., 2007). De hecho el sedimento arrastrado por escorrentía está enriquecido en arcilla, materia orgánica y nitrógeno con respecto al suelo superficial que le dio origen (Chartier et al., 2013). También los procesos relacionados con la erosión eólica son sensibles al contexto espacial (Okin et al., 2006). Si las áreas sin cobertura dentro de un paisaje se distribuyen en forma de muchas áreas pequeñas, la removilización de sedimentos ocurrirá a pequeña escala (Peters et al., 2007). En cambio, si las áreas sin cobertura vegetal son de mayor tamaño los controles del proceso cambian y la removilización de recursos ocurrirá a escalas mayores, afectando a las áreas vecinas con alta cobertura.

La estructura espacial de los recursos provoca, en general, la aparición de autocorrelación espacial en las poblaciones y comunidades, la cual está en contra de la suposición clásica de los contrastes estadísticos basados en la independencia de las observaciones (Dutilleul y Legendre, 1993; Legendre, 1993). Si existe autocorrelación espacial, los valores que una variable toma en un lugar determinado están relacionados con los valores que esa misma variable muestra en lugares vecinos más de lo esperado por el azar. Esta heterogeneidad espacial es funcional por lo que no debería ser descartada de ninguna descripción ni modelo ecológico (Tilman y Kareiva, 1997). El análisis estadístico de la autocorrelación espacial permite evaluar su presencia y

describir la estructura espacial de la variable o variables medidas en una población, comunidad o ecosistema (Brodie et al., 1995). Asimismo, en los ecosistemas desérticos, el pastoreo ha inducido cambios en la composición florística y en el patrón espacial de los parches de vegetación, ya sea en forma directa a través del consumo selectivo de ciertas especies de plantas, o indirectamente, por alteraciones en la superficie del suelo por acción del pisoteo y aceleración de la erosión (Soriano, 1983; Ares et al., 1990; Bisigato y Bertiller, 1997; Bisigato et al., 2002; Bisigato y Lopez Laphitz, 2009).

Particularmente en la Patagonia, el pastoreo ovino se introdujo a principios del siglo pasado, afectando a la composición de especies y al patrón espacial de los parches de vegetación (Ares et al., 2003a). Como consecuencia de la localización de las aguadas, la intensidad de pastoreo puede variar entre los distintos cuadros y dentro de un mismo cuadro. Por ejemplo, en el Monte Austral las áreas intensamente pastoreadas muestran cambios en la estructura de los parches vegetales que se manifiestan en una menor riqueza de especies, una menor cobertura vegetal especialmente de pastos palatables, y una mayor cobertura de arbustos en relación con las áreas ligeramente pastoreadas (Bisigato y Bertiller, 1997; Bertiller et al., 2002).

Gran parte de los estudios mencionados anteriormente fueron realizados en una sola comunidad, por lo que prácticamente no se ha podido realizar un análisis comparativo de la covariación espacial entre la cobertura vegetal y variables edáficas a lo largo de gradientes de pastoreo entre las distintas comunidades vegetales del NE de la Patagonia. Por lo expuesto, el objetivo de este capítulo fue evaluar la existencia de respuestas no lineales al pastoreo y su relación con la pérdida de recursos (nitrógeno). Para lo cual, se pusieron a prueba las siguientes Hipótesis:

H4. La presencia de arbustos, al entrapar sedimentos, favorece el desarrollo de islas de fertilidad.

P4. Sólo existirá covariación espacial positiva entre cobertura, microtopografía y N en las comunidades dominadas por arbustos.

H5. Dependiendo de su intensidad, el pastoreo favorece el desarrollo o la destrucción de las islas de fertilidad. El pastoreo leve, a través de su efecto

sobre la composición de especies y la cobertura del suelo, favorece el desarrollo de islas de fertilidad, mientras que el pastoreo intenso las destruye.

P5.1. La covariación espacial entre cobertura, microtopografía y N será mayor a intensidades medias de pastoreo.

P5.2. El volumen y la superficie de los montículos de suelo asociados a la vegetación será mayor a intensidades medias de pastoreo, mientras que, fruto de la fragmentación, su número será mayor a altas intensidades de pastoreo.

H6. Las comunidades tienen una limitada resistencia al pastoreo. Cuando la intensidad de pastoreo supera cierto límite se producen grandes cambios en composición florística.

P6. Dentro de cada comunidad los sitios poco pastoreados serán muy parecidos entre sí en términos de composición florística, pero muy distintos de los más pastoreados. El cambio en composición florística será abrupto cuando se supere cierto nivel de intensidad de pastoreo.

3.2 Materiales y Métodos

3.2.1 Diseño experimental a campo

En cada uno de los sitios de muestreo intensivo descritos en el capítulo 2, se delinearon actividades tendientes a evaluar el efecto del pastoreo sobre la vegetación y los suelos. Para esto se trazó una cuarta transecta de 50 m en cada uno de los 15 sitios de muestreo intensivo correspondientes a las tres comunidades vegetales presentes en el área de estudio (*Chuquiraga avellanedae* (Chuave), *Nassauvia ulicina* (Nasuli) y *Nassella tenuis* (Nasten)). A lo largo de estas transectas se seleccionaron 50 puntos siguiendo un muestreo de grupos al azar, con una separación mínima entre muestras de 7 cm. Este tipo de muestreo fue elegido dado que permite evaluar la dependencia espacial a escalas que varían entre 0,07 m y 16,7 o 25 m, dependiendo del método de análisis. En esos puntos se registró la Cobertura Vegetal, se evaluó la cota del terreno con una estación total y se tomaron muestras de suelo para la posterior determinación del Nitrógeno Total (NT).

3.2.2 Muestreos de campo

A lo largo de estas transectas se relevó a campo la Cobertura Vegetal por el método de la línea de intercepción (Canfield, 1941). Una vez delimitada la transecta y registrada su Cobertura Vegetal, se procedió a la determinación de la Microtopografía, definida como la variación en la elevación de la superficie del suelo (en milímetros o centímetros) a una escala de unos pocos metros de distancia horizontal (Nash et al., 2003; Thompson et al., 2010). Para ello se utilizó una estación total Pentax V-227 (ver capítulo 2). Se diferencia de los instrumentos convencionales (por ej. teodolito) por presentar en cada eje (x, y, z) un error en el orden de $\pm 3,6$ mm a 100 m.

Durante el relevamiento de la Microtopografía se midieron un total de 98 puntos por transecta, 50 de los cuales se correspondían con los puntos donde se sacarían posteriormente las muestras de suelo y los restantes 48 a cada metro a lo largo de la transecta (el inicio y el fin de la transecta correspondían a 2 muestras de suelo y sólo se medían una vez). Estos últimos 48 puntos fueron incluidos al solo efecto de tener un mejor estimador de la pendiente a lo largo de la transecta (ver sección 3.2.4).

Las muestras de suelo fueron tomadas entre 2011 y 2013. Se tomaron un total de 50 muestras de 2 cm de profundidad por transecta, con un sacabocados de 6 cm de diámetro (Figura 3.1) (n=750 muestras, 50 por cada uno de los 15 sitios de muestreo intensivo). Luego de su obtención fueron secadas al aire y, una vez secas, tamizadas por mallas de 2000 y 500 μ m de abertura.



Figura 3.1: Muestreo de suelo a lo largo de la transecta.

3.2.3 Análisis de Laboratorio

En submuestras de 50 mg de suelo (tres por muestra) se determinó la concentración de Nitrógeno Total (NT) por el método de micro Kjeldahl (Bremner y Mulvaney, 1982). El método tiene como principal ventaja que requiere una pequeña cantidad de muestra y de drogas y que ofrece resultados altamente reproducibles. Esta técnica es esencialmente una oxidación húmeda del suelo y consta de tres etapas: Una digestión de la muestra para convertir las distintas formas de nitrógeno a amonio (NH_4^+), una transformación del NH_4^+ en amoníaco (NH_3) (llevando el pH de la solución a >10 con NaOH), su posterior destilación y finalmente la determinación del NH_3 destilado por titulación.

3.2.4 Análisis de datos

Para cada sitio de muestreo intensivo (transecta) se construyó una matriz conteniendo para cada punto ($n=50$) las siguientes variables: ubicación del punto de muestreo a lo largo de la transecta, Cobertura Vegetal en un segmento de 7 cm centrado en el punto, concentración de Nitrógeno Total (NT) y Microtopografía (residuo luego de la regresión). Se incluyó la cobertura en segmentos de 7 cm dado que ese era el diámetro del sacabocados de suelo y a la vez esa era la separación mínima entre el centro de dos muestras de suelo sucesivas. Emplear segmentos más grandes hubiera hecho que la cobertura asociada a una muestra de suelo pueda superponerse con la de la muestra vecina. Para analizar los datos de la Microtopografía, se descontó el posible efecto de la pendiente para lo cual se consideró en el análisis de correlación el desvío de los datos con respecto a una recta de regresión entre la cota y la posición en la transecta (residuos) (Nash et al., 2003). Se prefiere este análisis y no emplear directamente las cotas medidas porque si hay diferencias topográficas a lo largo de las transectas es posible que las áreas de suelo desnudo del extremo más alto de las transectas tengan cotas absolutas mayores que los montículos asociados a los parches de vegetación del otro extremo de la transecta. En los análisis se incluyó el módulo de esos residuos (su valor absoluto), ya que indica qué tan variable es la microtopografía en la transecta.

Se evaluó la correlación entre la Cobertura Vegetal a lo largo de la transecta y las variables de suelo (NT, Microtopografía), controlando el efecto de la autocorrelación en caso de encontrarse dependencia espacial en alguna(s) variable(s). Para cada una de las variables estudiadas (Cobertura Vegetal, NT y Microtopografía) se calculó, mediante el programa PASSAGE 2.0 (*Pattern Analysis, Spatial Statistics and Geographic Exegesis*, Rosenberg y Anderson, 2011), el índice I de Moran. Este índice determina la autocorrelación espacial comparando los valores de cada localización de una determinada variable con los valores de localizaciones vecinas de la misma variable. El índice toma valores de -1 a 1; -1 significa autocorrelación negativa, 1 indica autocorrelación positiva y 0 significa que no hay autocorrelación a la escala considerada.

Posteriormente, y siguiendo la fórmula [3.1] se calculó el tamaño efectivo de la muestra (Dale y Fortin, 2002) para poder así comparar mediante análisis de la varianza (ANOVA) las diferencias entre los sitios en las variables estudiadas. En esos ANOVAS en vez del número de muestras (n=50) se consideró el tamaño efectivo de la muestra (n'). En este análisis, y solo en este análisis, se incluyó el módulo (valor absoluto) de los residuos de la microtopografía. En el caso de encontrarse diferencias significativas se realizaron contrastes a posteriori del tipo LSD.

$$n' = n \left(\frac{1 - \rho}{1 + \rho} \right) \quad [3.1]$$

n': tamaño efectivo de la muestra, ρ: índice de Moran.

Utilizando el mismo software se determinó el coeficiente de correlación de Pearson entre todos los pares de variables posibles y las pruebas de su significación contemplando la dependencia espacial corrigiendo los grados de libertad del análisis. Para esto se utilizó una modificación del procedimiento de Clifford, Richardson y Hémon (1989) (CRH), propuesta por Dutilleul (1993).

Por otra parte, para evaluar la distribución espacial de los parches de vegetación a lo largo de la transecta se utilizó el índice 3TLQV (fórmula [3.2]). Este índice proporciona información sobre el patrón espacial de una serie de datos. Particularmente indica la escala de heterogeneidad, esto es la distancia

promedio entre el centro de dos fases, parche de vegetación y suelo desnudo. El análisis está basado en el cálculo de la varianza entre bloques de datos sucesivos de tamaño creciente. A diferencia de otros índices similares como el TTLQV, este es menos sensible a la tendencia de los datos, no se ve tan afectado por cambios en la escala de heterogeneidad a lo largo de la transecta. El índice 3TLQV calcula la varianza en función del tamaño de bloque. Primeramente se calcula para un tamaño de bloque=1 (o sea con la serie de datos original), posteriormente para un tamaño de bloque=2 (esto es sumando los valores de pares de datos sucesivos) y así sucesivamente. La varianza es máxima cuando el tamaño del bloque es equivalente a la distancia media entre el centro de los parches vegetados y el centro de las áreas contiguas de suelo desnudo; de esta manera depende de la densidad de parches y es independiente del tamaño medio de los parches (Dale, 1999; Fortin y Dale, 2005). Ese tamaño de bloque se corresponde a la escala de heterogeneidad. Para el cálculo de este índice también se utilizó el programa PASSAGE 2.0. Para el cálculo del índice en cada transecta (sitio) se utilizaron vectores de presencia/ausencia (1/0) de cobertura con una resolución de 1 cm (5000 puntos por transecta).

$$3TLQV = \left(\frac{\sum_{i=1}^{n+1-3b} \left(\sum_{j=i}^{i+b-1} X_j - 2 \sum_{j=i+b}^{i+2b-1} X_j + \sum_{j=i+2b}^{i+3b-1} X_j \right)^2}{8b(n+1-3b)} \right) \quad [3.2]$$

Donde b= tamaño del bloque, n= número de bloques en la transecta, X valor de la variable, j= número de bloques.

Finalmente, para cada comunidad se evaluó el cambio en composición florística entre el sitio menos pastoreado y los demás, a través del índice de Jaccard cuantitativo (fórmula [3.3]). El índice toma valores de 1 cuando los sitios son idénticos en términos de composición florística, y 0 para sitios que no comparten ninguna especie. Se realizaron las regresiones lineales y no lineales (logarítmico e inverso) entre el valor del índice y la densidad de boñigas. Dado que se contaba con datos de composición florística y densidad de boñigas para los 38 sitios (Figura 1.4), se decidió incluirlos a todos y no restringirse a

los 15 sitios de muestreo intensivo. Luego, se empleó el criterio de información de Akaike corregido (AICc por sus siglas en inglés) para comparar el modelo lineal con los no lineales. Para ello se utilizó la interface Rkteaching/Rkward del programa R y posteriormente se compararon los modelos con la función “aictab” del paquete “AICcmodavg”.

$$J = \sum_i \min(q_i^A, q_i^B) / \sum_i \max(q_i^A, q_i^B) \quad [3.3]$$

Donde q_i^A y q_i^B representan la cobertura de la especie i en los censos A y B , respectivamente.

3.3 Resultados

3.3.1 Correlaciones entre las variables:

Para la comunidad de *Nassauvia ulicina* los extremos del gradiente de pastoreo (Nasuli I y Nasuli V) no mostraron correlaciones significativas entre las variables estudiadas (NT vs. Microtopografía; Microtopografía vs. Cobertura Vegetal y NT vs. Cobertura Vegetal) (Nasuli I: $p=0,27$; $p=0,12$; $p=0,39$ y Nasuli V: $p=0,75$; $p=0,67$; $p=0,44$ respectivamente). En cambio, los tres sitios de pastoreo intermedio (Nasuli II, Nasuli III y Nasuli IV) mostraron correlaciones significativas positivas en todas las combinaciones de variables ($p<0,05$) (Figura 3.2).

En el caso de la comunidad de *Chuquiraga avellanadae*, se observó que la Cobertura Vegetal y el NT estuvieron positiva y significativamente correlacionados en los sitios de pastoreo intermedio (Chuave III y Chuave IV, $p<0,05$). Mientras que la Microtopografía y el NT sólo mostraron una correlación significativa en el sitio con pastoreo bajo (Chuave I, $p<0,05$). Finalmente, la Cobertura Vegetal y la Microtopografía sólo mostraron una correlación positiva en el sitio Chuave IV ($p<0,05$) (Figura 3.2).

Cuando se analizó la comunidad de *Nassella tenuis* casi no se encontraron correlaciones significativas a lo largo del gradiente de pastoreo ($p>0,05$). La única correlación significativa se registró para la combinación NT vs. Cobertura Vegetal en el sitio de pastoreo intermedio (Nasten III, $p<0,05$).

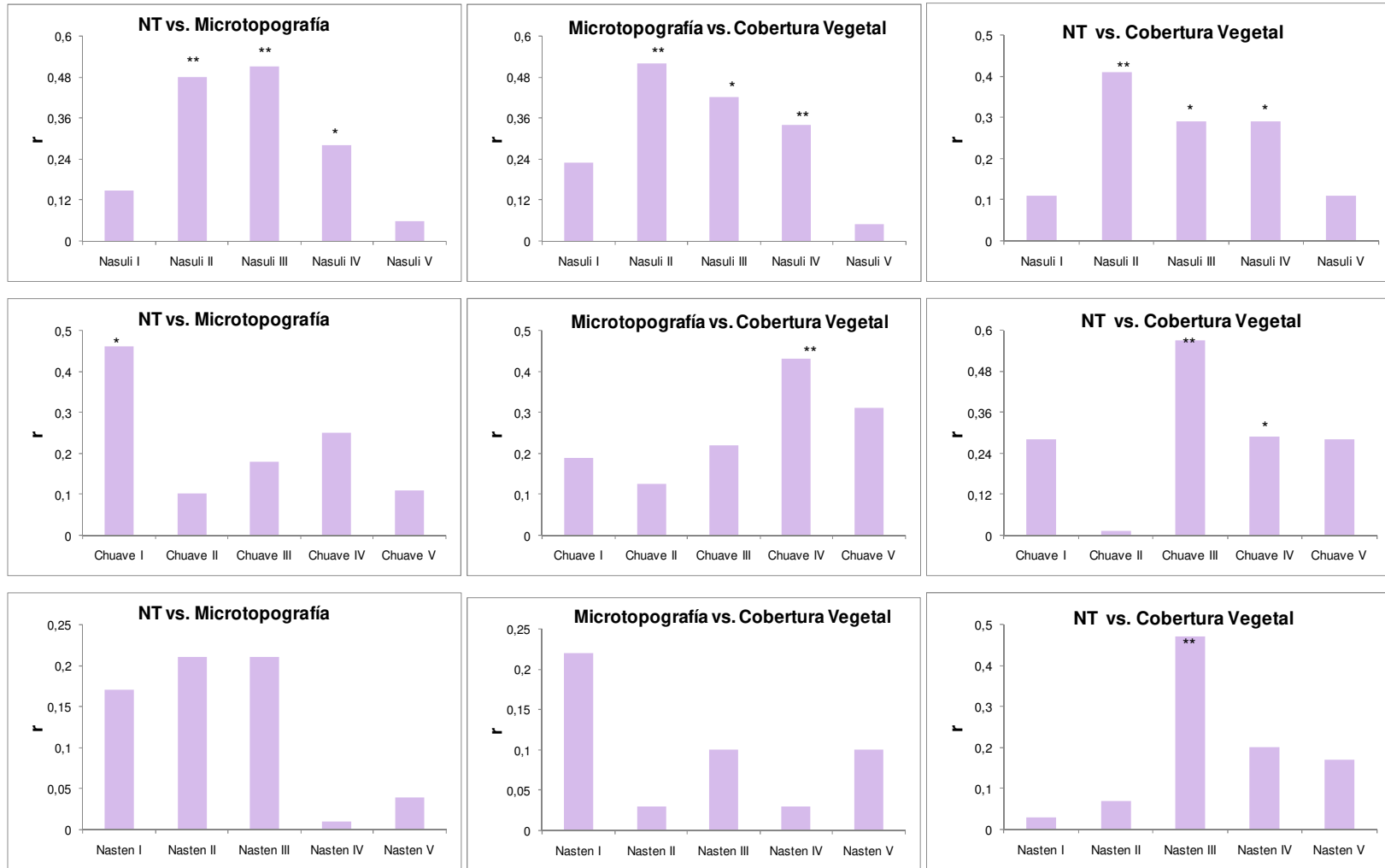


Figura 3.2: Coeficiente de correlación (r) en cada sitio de muestreo intensivo para las correlaciones estudiadas (NT vs. Microtopografía, Microtopografía vs. Cobertura Vegetal y NT vs. Cobertura Vegetal) y su nivel de significancia (*= $p < 0,05$ **= $p < 0,01$). Los acrónimos de los sitios indican la comunidad vegetal (Nasuli =Comunidad de *Nassauvia ulicina*, Chuave =Comunidad de *Chuquiraga avellanadae* y Nasten =Comunidad de *Nassella tenuis*) y la intensidad de pastoreo (aumentando de I a V). La escala de los ejes y cambia entre comunidades.

3.3.2 Diferencias en las variables a lo largo de los gradientes de pastoreo:

Cobertura Vegetal:

Esta variable no mostró diferencias significativas a lo largo del gradiente de pastoreo en ninguna de las tres comunidades vegetales estudiadas ($p > 0,05$). A pesar de esto, algunos resultados interesantes pueden resaltarse. La comunidad de *Nassauvia ulicina* mostró los mayores valores de Cobertura Vegetal (entre 41,71 y 54,28%), siendo máxima en el sitio de pastoreo intermedio (Nasuli III). Por otra parte, se encontró un aumento no significativo de la Cobertura Vegetal con el gradiente de pastoreo en la comunidad de *Chuquiraga avellanadae* (de 22,85% a 31,71%) y en la comunidad de *Nassella tenuis* (26,28% a 37,4%) (Figura 3.3).

Nitrógeno Total (NT):

El suelo superficial en las comunidades arbustivas presentó en promedio una concentración de NT equivalente a la mitad de la del suelo en la comunidad de *Nassella tenuis* (0,06 % vs. 0,13%). Cuando se analizó dentro de cada comunidad se observaron diferencias significativas ($p < 0,05$) entre sitios en todas ellas. En la comunidad de *Nassauvia ulicina*, la concentración de NT fue menor en los extremos del gradiente de pastoreo (Figura 3.3). Mientras que cuando se realizaron los contrastes a posteriori en la comunidad de *Chuquiraga avellanadae* las diferencias se relacionaron directamente con el sitio Chuave II, el que presentó mayores valores que los demás. Finalmente, en la comunidad de *Nassella tenuis* la concentración de NT fue mayor en el sitio con baja intensidad de pastoreo (Nasten I).

Microtopografía:

Ninguna de las tres comunidades vegetales presentes en el área de estudio presentó diferencias significativas entre sitios respecto al módulo de los residuos de la Microtopografía ($p > 0,05$). La comunidad de *Chuquiraga avellanadae* mostró los mayores residuos y la de *Nassella tenuis* los más bajos.

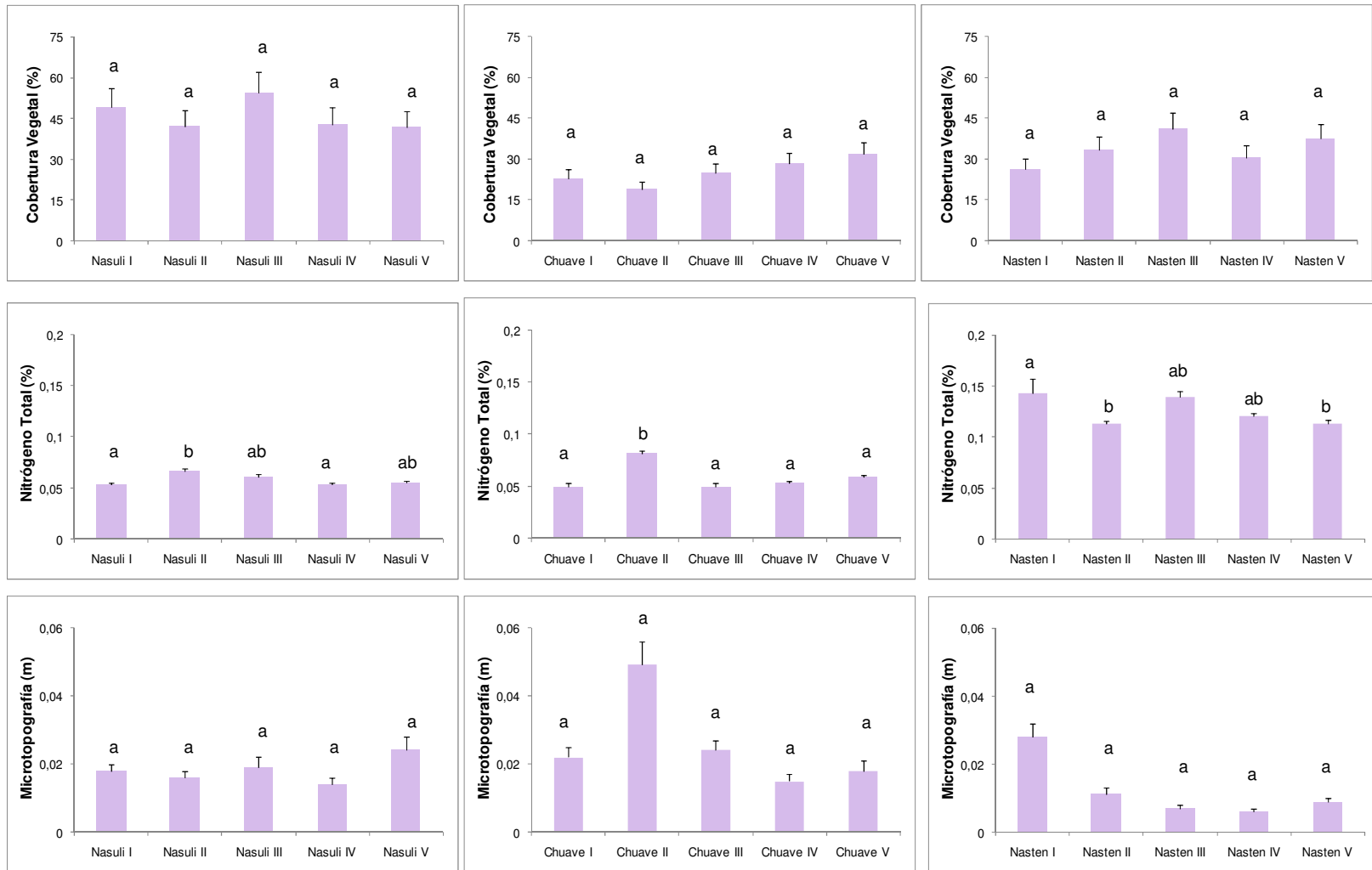


Figura 3.3: Cobertura Vegetal, NT y Microtopografía (media \pm error estándar) vs. sitios de muestreo. Los acrónimos de los sitios indican la comunidad vegetal (Nasuli =Comunidad de *Nassauvia ulicina*, Chuave =Comunidad de *Chuquiraga avellanadae* y Nasten =Comunidad de *Nassella tenuis*) y la intensidad de pastoreo (aumentando de I a V). Letras distintas indican diferencias significativas entre las barras de un mismo panel.

3.3.3 Cambio en la composición florística a lo largo de los gradientes de pastoreo:

El cambio en composición florística (estimado con el índice de Jaccard cuantitativo) a lo largo del gradiente fue mayor en la comunidad de *Nassella tenuis*, intermedio en la de *Nassauvia ulicina* y menor en la de *Chuquiraga avellanae*. En las dos primeras comunidades la respuesta no fue lineal (en ambos casos el menor AICc fue para la función inversa, AICc=-3,83; Wt=0,73 y AICc=12,31; Wt=0,41, respectivamente), ya que pequeños cambios en la intensidad de pastoreo (densidad de boñigas) se asocian a grandes cambios en la composición florística (Figura 3.4). La composición florística en la comunidad de *C. avellanae* fue especialmente variable ($r^2=0,143$) independientemente de la intensidad de pastoreo, lo que hizo que existan sitios muy pastoreados y sitios poco pastoreados muy distintos al de referencia (menos pastoreado). En esta comunidad el menor AICc estuvo asociado a una función lineal no significativa (AICc=-19,77; Wt=0,42).

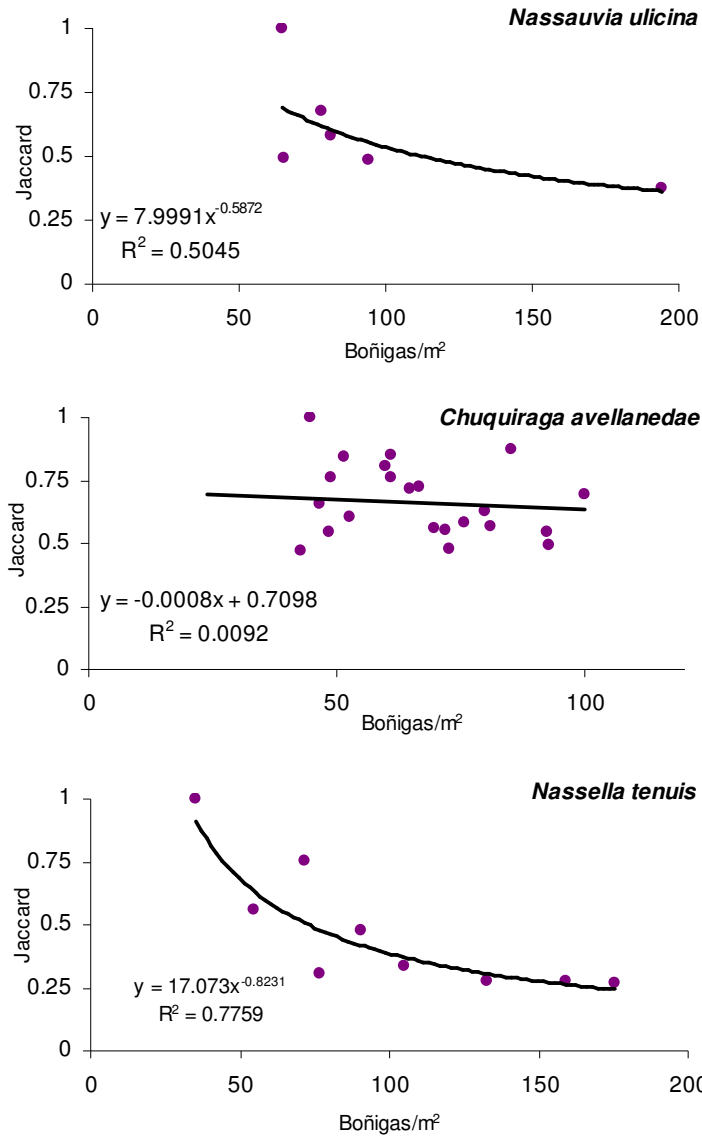


Figura 3.4: Índice cuantitativo de Jaccard vs. Intensidad de pastoreo (Boñigas/m²). Cada punto corresponde a la similitud en composición florística entre un sitio en particular y el sitio menos pastoreado de esa comunidad.

3.3.4 Escala de heterogeneidad de la vegetación:

No se encontró relación entre la escala de heterogeneidad y la intensidad de pastoreo (i.e. la densidad de boñigas) en ninguna de las comunidades (Tabla 3.1). Sin embargo, la escala de heterogeneidad en los sitios de muestreo intensivo de la comunidad de *N. tenuis* fue menor que en los sitios de las restantes comunidades.

Sitios de Muestreo	Escala de Heterogeneidad (cm)
Chuave I	114
Chuave II	95
Chuave III	114
Chuave IV	78
Chuave V	146
Nasuli I	82
Nasuli II	110
Nasuli III	50
Nasuli IV	50
Nasuli V	82
Nasten I	21
Nasten II	22
Nasten III	36
Nasten IV	28
Nasten V	16

Tabla 3.1: Escala de heterogeneidad espacial de la vegetación en cada sitio de muestreo intensivo. La escala de heterogeneidad espacial se corresponde con la distancia media entre el centro de los parches vegetados y el centro del suelo desnudo circundante.

3.4 Discusión

A través del análisis de los cambios en composición florística y de la covariación espacial entre el Nitrógeno Total del suelo, la cobertura vegetal y la microtopografía se evaluó la existencia de respuestas no lineales al pastoreo y su relación con la pérdida de recursos (nitrógeno). Los resultados de este capítulo muestran que, en mayor o menor medida, en todas las comunidades la intensidad de pastoreo se reflejó en diferencias en la vegetación y/o en el suelo. Los resultados encontrados dejan expuesto que 2 comunidades

(dominadas por *Nassella tenuis* y *Nassauvia ulicina*) sufren grandes cambios en composición florística a lo largo del gradiente de intensidad de pastoreo, pero no se encontraron evidencias de umbrales de tolerancia al pastoreo (rechazando la H6) (Figura 3.4). Por otro lado se encontró covariación espacial positiva entre cobertura, microtopografía y nitrógeno en las comunidades arbustivas (Figura 3.2), lo que permite aceptar la H4. Sin embargo, esa covariación no fue siempre mayor a intensidades medias de pastoreo, lo que no permite aceptar la H5 (Figura 3.2).

Muchos autores señalan como un gran desafío estudiar las relaciones entre la vegetación, el suelo y la topografía, dada su complejidad (Solon et al., 2007; Xu et al., 2008). Cuando en el presente trabajo se analizaron las correlaciones entre las variables (NT, Cobertura Vegetal y Microtopografía) resultó interesante que, a pesar de la no-significancia de algunas de ellas, todas fueron positivas. Este resultado estaría indicando la existencia de una retroalimentación positiva entre las variables estudiadas y coinciden con los resultados de Bestelmeyer et al. (2006) quienes se preguntaron si la distribución en parches de la vegetación respondía a un legado histórico de pastoreo o si era inherente a las propiedades del suelo o al azar. Esos autores concluyeron que las propiedades del suelo no pueden explicar por si solas el patrón observado en la vegetación y proponen una visión ecogeomorfológica de los patrones de vegetación que se basa en las interacciones ecológicas (por ejemplo, efectos del pastoreo sobre la vegetación y las interacciones espaciales) y los procesos geomorfológicos (por ejemplo, cambios en las propiedades del suelo). También, Solon et al. (2007) señalaron a la vegetación como un componente fácilmente discernible y lábil a los cambios del entorno, resaltando que uno de los factores más importantes que controlan los cambios en la cobertura vegetal es el suelo, y que ambos están influenciados por la microtopografía, entre otros.

De esta manera, en la comunidad de *Nassauvia ulicina*, la significancia de las correlaciones en los sitios de pastoreo intermedio (Nasuli II, III y IV) sugieren que en estos sitios se produjo una acumulación de sedimentos debajo

de los arbustos y un consecuente aumento de la disponibilidad de recursos (NT) en esos micrositios. Estos resultados apoyan los encontrados por Mazzarino y colaboradores (1998) quienes señalaron una relación positiva entre el tamaño de los parches de vegetación y la acumulación de nitrógeno. Por su parte, Bisigato et al. (2009) resaltaron que los montículos de suelo son impulsados por procesos abióticos y bióticos, tales como el pastoreo.

Cuando analizamos los resultados correspondientes a la otra comunidad arbustiva (*Chuquiraga avellanadae*), no se observa un patrón claro, algunas correlaciones fueron significativas, pero no todas fueron máximas a intensidades medias de pastoreo, lo que no permite aceptar la H5 (Dependiendo de su intensidad, el pastoreo favorece el desarrollo o la destrucción de las islas de fertilidad. El pastoreo leve, a través de su efecto sobre la composición de especies y la cobertura del suelo, favorece el desarrollo de islas de fertilidad, mientras que el pastoreo intenso las destruye). Por último, en la comunidad de *Nassella tenuis* los recursos siguen una distribución más al azar y el tamaño de los montículos fue menor en los sitios con mayor intensidad de pastoreo (Microtopografía). De esta manera los resultados apoyan la H4 (la presencia de arbustos, al entrapar sedimentos, favorece el desarrollo de islas de fertilidad). Nash et al. (2003) observaron que la homogenización de la Microtopografía se debería al pastoreo y el consecuente aumento de los procesos de erosión que contribuyen a la pérdida de las propiedades funcionales de pastizales del desierto. La Microtopografía suave característica de los pastizales reduce la conectividad de los parches de suelo desnudo, favorece la infiltración de agua y previene el transporte de sedimentos finos (Chartier y Rostagno, 2006; Turnbull et al., 2010; Jin et al., 2013).

A pesar de los esfuerzos teóricos para explicar los mecanismos subyacentes a transiciones de pastizales a arbustales (Tiedemann y Klemmedson, 1986; Walter et al., 1981; Van de Koppel y Rietkerk, 2004) y la variación de la resiliencia del ecosistema (Gunderson, 2000), algunos autores sostienen que seguimos teniendo una escasa comprensión de los factores que

determinan el patrón espacial de la vegetación y su capacidad de recuperación a través del tiempo (Bestelmeyer et al., 2006). Según Chartier y Rostagno (2006), la disminución en la cobertura vegetal y un aumento de la erosión del suelo marcan una transición reversible entre fases de un mismo estado potencialmente estable. Cuando las tasas de erosión son elevadas y se mantienen en el tiempo, los procesos abióticos se vuelven dominantes y el horizonte A del suelo disminuye generando un umbral estructural irreversible, al menos en una escala de tiempo práctica para el manejo del pastoreo. En otras palabras, aumenta la escorrentía, se pierden los primeros centímetros de suelo, disminuye la infiltración y se dificulta el establecimiento de pastos. El cálculo del índice de Jaccard permitió analizar el cambio en la composición florística a lo largo del gradiente de uso. Aquí quedó claro que dos de las comunidades presentes en el área de estudio mostraron cambios no lineales, esto es, pequeños cambios en la intensidad de uso estuvieron asociados a grandes cambios en la composición florística. Sin embargo, no se pudo identificar umbrales en ninguna de las tres comunidades, por lo que los resultados de este capítulo no apoyan la hipótesis 6 (Las comunidades tienen una limitada resistencia al pastoreo. Cuando la intensidad de pastoreo supera cierto límite se producen grandes cambios en composición florística). Por otra parte, este resultado en la comunidad de *Nassella tenuis* estaría indicando una disminución en la diversidad de especies con el gradiente de pastoreo. Schlesinger et al. (1990), Maestre et al. (2009), Eldridge et al. (2011), y Eldridge et al. (2013) señalan que el pastoreo conduce a un cambio marcado en la composición florística, aunque en estos casos se trata principalmente del reemplazo de especies palatables por especies no palatables. Así, la invasión de arbustos ha sido reconocida por muchos autores como uno de los problemas ecológicos y económicos más importantes de pastizales semiáridos.

Durante los últimos 20 años, el reemplazo de los pastizales por arbustales no fue visto siempre como algo perjudicial e incluso se ha resaltado el aumento de las concentraciones de recursos (C y N) como consecuencia de la arbustización (Maestre et al., 2009). Contrario a las observaciones de estos

autores, la concentración de Nitrógeno Total a escala de comunidad fue mayor en la comunidad de *Nassella tenuis*, aproximadamente el doble de la concentración registrada en las comunidades arbustivas (*Chuquiraga avellanadae* y *Nassauvia ulicina*). Igualmente, Kieft y colaboradores (1998) encontraron en Nuevo México que los recursos disponibles (C y N) fueron mayores en el pastizal que en el arbustal. Ellos enuncian que la degradación del pastizal original dio lugar a la redistribución de los recursos en islas de fertilidad, y también a una ligera reducción de los recursos disponibles en el sitio. Asimismo, esos autores sostuvieron que la reducción de los recursos disponibles podría haberse producido por el viento y/o erosión laminar, o por cambios en la calidad de los recursos posteriores al disturbio. Cuando analizamos la concentración de NT dentro de cada comunidad, en la comunidad de *Nassella tenuis* se observan diferencias significativas entre el sitio menos y el más pastoreado; apoyando las ideas de Tongway y colaboradores (2003) quienes señalaron que los parches de vegetación pierden la capacidad de retener recursos al ser pastoreados. En cuanto a las comunidades arbustivas, no se encuentran diferencias entre los extremos del gradiente, lo que indicaría que estas comunidades tienen baja capacidad de retener recursos, independientemente de la intensidad de pastoreo. Estos resultados rechazan la hipótesis 5 (Dependiendo de su intensidad, el pastoreo favorece el desarrollo o la destrucción de las islas de fertilidad. El pastoreo leve, a través de su efecto sobre la composición de especies y la cobertura del suelo, favorece el desarrollo de islas de fertilidad, mientras que el pastoreo intenso las destruye)

3.5 Conclusiones

Los resultados de este capítulo apoyan la idea que los cambios en la composición florística se encuentran asociados a la intensidad del pastoreo, pero de modo gradual en vez de abrupto. También muestran evidencias de que la presencia de arbustos se relaciona con las islas de fertilidad y que el pastoreo no siempre se relaciona con su desarrollo y destrucción.

Capítulo IV
Capacidad de las Comunidades
Vegetales para Conservar
Recursos

4.1 Introducción:

En las regiones desérticas, el suelo se encuentra fuertemente influenciado por las interacciones entre los procesos biológicos y geomorfológicos (Buis, 2010). La baja disponibilidad de recursos a menudo encuentra su correlato en un patrón espacial de la vegetación que se muestra como parches con alta cobertura vegetal inmersos en una matriz de baja cobertura (Noy-Meir, 1985; Aguiar y Sala, 1999). Generalmente, los parches de arbustos están asociados a zonas de relieve positivo (montículos de suelo). En la actualidad, todavía son ampliamente discutidos los procesos de desarrollo de los montículos. Algunos autores sostienen que el desarrollo de los montículos depende de condiciones locales, tales como el clima, la posición en el paisaje, la textura del suelo y las características de la vegetación (por ejemplo, la arquitectura) (Buis et al., 2010). Por otro lado, se ha destacado la importancia de los procesos físicos (procesos eólicos e hídricos) (Rostagno y Del Valle, 1988; Parsons et al., 1992; Ravi et al., 2007), aunque otros autores destacan la importancia de los mecanismos bióticos (el desarrollo de la vegetación y la actividad de animales como roedores) (Rietkerk et al., 2002; Du et al., 2013).

En los ecosistemas desérticos, la microtopografía, estaría determinada principalmente por la presencia de montículos asociados a arbustos, con marcada influencia en el funcionamiento de estos ecosistemas. La microtopografía y las características de la superficie del suelo son muy importantes para la germinación de las semillas y el establecimiento de nuevas plantas (Busso et al., 2012). Los montículos generalmente albergan más especies que los intermontículos, y actúan como barreras físicas, lo que reduce las tasas de erosión (Du et al., 2013). Como consecuencia de la actividad ganadera, el impacto del pisoteo de las ovejas y otros herbívoros en el suelo provoca el desprendimiento de partículas de suelo superficial y su compactación, disminuyendo las tasas de infiltración y aumentando la escorrentía superficial, acelerando las pérdidas de suelo por erosión (Stavi et al., 2008). Por otra parte, se observó que el pastoreo también modifica la

forma, la altura y el tamaño de los parches de vegetación (Nash et al., 2003; Bisigato et al., 2005) y como consecuencia de ello, origina cambios en la microtopografía.

Los suelos sirven como buffer entre la atmósfera y la vegetación, regulando la transferencia de agua, energía y nutrientes, que en definitiva controlan la producción primaria. Asimismo, las condiciones de la superficie del suelo controlan cuánto de la precipitación infiltra y cuál es la fracción desplazada por escorrentía. La actividad microbiana del suelo, la germinación de las semillas y el desarrollo de las plantas dependen también, fundamentalmente, del contenido de agua en el suelo. Es por esto que muchos autores hicieron y hacen grandes esfuerzos para entender la variabilidad en los flujos de agua y nutrientes y en los mecanismos que tienen las plantas en este tipo de ambientes para conservar y aprovechar los recursos (Nash, 2000). Para ello realizan ambiciosos experimentos a gran y mediana escala (Desconnets et al., 1997; Abu-Awwad y Shatanawi, 1997), o desarrollan modelos que permiten explicar su comportamiento (Gore et al., 1998).

Algunos trabajos destacan la existencia de distintas vías por las cuales el sistema puede perder recursos (N y agua), siendo las principales la escorrentía superficial, el drenaje profundo y la erosión hídrica y eólica (Ludwig et al., 2007). En el caso de la erosión hídrica resulta importante no sólo la cobertura vegetal sino también la posición de las áreas de suelo desnudo dentro de la pendiente (Ludwig et al., 2007). En cambio, las pérdidas por drenaje profundo dependen de la presencia de costras biológicas (Withney et al., 2017) y de la cobertura y del balance entre distintas formas biológicas (pastos y leñosas) (Scanlon, 1991; Lin et al., 2013; Adane y Gates, 2015), no existiendo hasta el presente evidencias de que el patrón espacial de los parches de vegetación sea relevante. De esta manera, la capacidad del sistema para retener recursos ha sido relacionada no sólo con la cobertura vegetal, sino también con la distribución espacial de los parches de vegetación (Okin et al., 2006; Wilcox et al., 2003).

Al mismo tiempo, muchos autores intentando explicar la dinámica asociada a la desertificación propusieron que la sequía y el pastoreo son factores claves que afectan las relaciones competitivas entre las plantas. Schlesinger et al. (1990) agregaron a esos factores la redistribución de recursos y los procesos de retroalimentación positiva entre la vegetación y el suelo. Según este modelo, la sequía y el pastoreo favorecen a los arbustos, mientras que la ocurrencia de periodos húmedos y la exclusión del pastoreo favorecen a los pastos. El modelo planteado por estos autores ha resultado muy exitoso para explicar el funcionamiento de amplias extensiones de pastizales y arbustales, pero no considera propiedades emergentes a escalas intermedias entre parche y paisaje y asume que los efectos de la sequía y el pastoreo son uniformemente importantes a todas las escalas (Peters et al., 2006). Por esta razón resulta interesante la mirada de Peters y colaboradores (2006) quienes incorporan tres elementos (el contexto espacial, los legados históricos y la geomorfología) que permiten profundizar en el conocimiento de los mecanismos detrás de los procesos de degradación. Estos autores sostienen que aquellas propiedades características de escalas intermedias tales como los procesos de transferencia y la heterogeneidad espacial determinan el modo en que los procesos de escalas mayores y menores se relacionan.

Los ecosistemas exhiben un comportamiento no lineal cuando experimentan cambios abruptos y no predecibles en el tiempo y en el espacio. Esto ocurre cuando ciertos umbrales críticos son superados y el ecosistema transita hacia estados alternativos de equilibrio (Scheffer et al., 2001; Groffman et al., 2006). Esta transición se manifiesta como un cambio en la dominancia de los retro controles (*feedbacks*) opuestos (positivos y negativos) (Groffman et al., 2006). De aquí que la extrapolación de resultados de una escala pequeña a una escala grande está severamente restringida por la ocurrencia de respuestas no-lineales que emergen al saltar sucesivamente desde escalas menores a mayores (Miller et al., 2004). Se han reportado numerosos ejemplos de procesos vinculados a la desertificación (Reynolds et al., 2007), los

incendios y la erosión de suelos (Allen, 2007) en los cuales se disparan cambios no-lineales. En nuestro país existen diversos ejemplos de dinámicas no lineales desencadenadas por la actividad antrópica, específicamente por el incremento de la intensidad de pastoreo (Williams, 2004). Otro ejemplo interesante es la expansión de leñosas en el ecosistema del Caldenal a partir de un umbral crítico que se desbordó cuando el ganado ovino dominante fue sustituido por el ganado bovino en la década de 1940 (Dussart et al., 1998). La probabilidad de cambios no-lineales por aumento en la intensidad de pastoreo se incrementaría en gran parte de la diagonal árida (Williams, 2004; Viglizzo, 2008).

El objetivo de este capítulo fue *evaluar la existencia de respuestas no lineales al pastoreo y su relación con la pérdida de recursos (agua)*. En este capítulo se pusieron a prueba las siguientes Hipótesis:

H5. Dependiendo de su intensidad, el pastoreo favorece el desarrollo o la destrucción de las islas de fertilidad. El pastoreo leve, a través de su efecto sobre la composición de especies y la cobertura del suelo, favorece el desarrollo de islas de fertilidad, mientras que el pastoreo intenso las destruye.

P5.1. La covariación espacial entre cobertura, microtopografía y N será mayor a intensidades medias de pastoreo.

P5.2. El volumen y la superficie de los montículos de suelo asociados a la vegetación será mayor a intensidades medias de pastoreo, mientras que, fruto de la fragmentación, su número será mayor a altas intensidades de pastoreo.

H7. Altas intensidades de pastoreo, a través de cambios en la cobertura y en la microtopografía, conducen a una reducción de la capacidad del sistema para retener agua de lluvia.

P7. Los sitios más pastoreados mostrarán mayores pérdidas de agua por escorrentía y drenaje profundo.

4.2 Materiales y Métodos

Para cumplir con este objetivo en los 15 sitios de muestreo intensivo se simuló la escorrentía superficial con el modelo Runoff (del programa Idrisi Kilimanjaro™ 14.02) y se midió el número, la superficie y el volumen de los montículos de suelo como un estimador de la capacidad del sistema para retener los sedimentos ricos en nutrientes. Asimismo, se realizaron calicatas en dos sitios por comunidad, aquellos con la máxima y mínima densidad de boñigas (extremos del gradiente de pastoreo), con el objeto de trazar los perfiles de cloruros para cuantificar hasta qué profundidad infiltra el agua de lluvia y si existen evidencias de pérdidas de agua por drenaje profundo. Las descripciones de estas calicatas se encuentran en el Anexo I.

4.2.1 Número, superficie y volumen de los montículos de suelo:

Para evaluar el número, la superficie y el volumen de los montículos de suelo asociados a la vegetación se trazaron grillas regulares en los 15 sitios de muestreo intensivo. Ellas fueron de 4 m x 4 m en la comunidad de *Nassauvia ulicina* y de 10 m x 10 m en el caso de las comunidades de *Chuquiraga avellanadae* y *Nassella tenuis*. El distinto tamaño de las grillas se debió a diferencias en el tamaño de las especies asociadas a los montículos de suelo en cada comunidad (por ejemplo, en los sitios de *Nassella tenuis* son los individuos de *Chuquiraga avellanadae* los que se encuentran de manera frecuente sobre los montículos de suelo). Cada una de las grillas incluyó 441 puntos, resultantes de 21 filas x 21 columnas. El espaciamiento entre puntos fue de 0,50 m en las comunidades de *Chuquiraga avellanadae* y *Nassella tenuis* y de 0,20 m en la comunidad de *Nassauvia ulicina*. Por otra parte, también se trazó una diagonal en cada grilla usando $\frac{1}{4}$ del espaciamiento entre puntos empleado en la grilla (12,5 cm y 5 cm) (Figura 4.1). En cada punto de la grilla y de la diagonal se registró la cota con una estación total Pentax V-227 (ver sección 2.2).

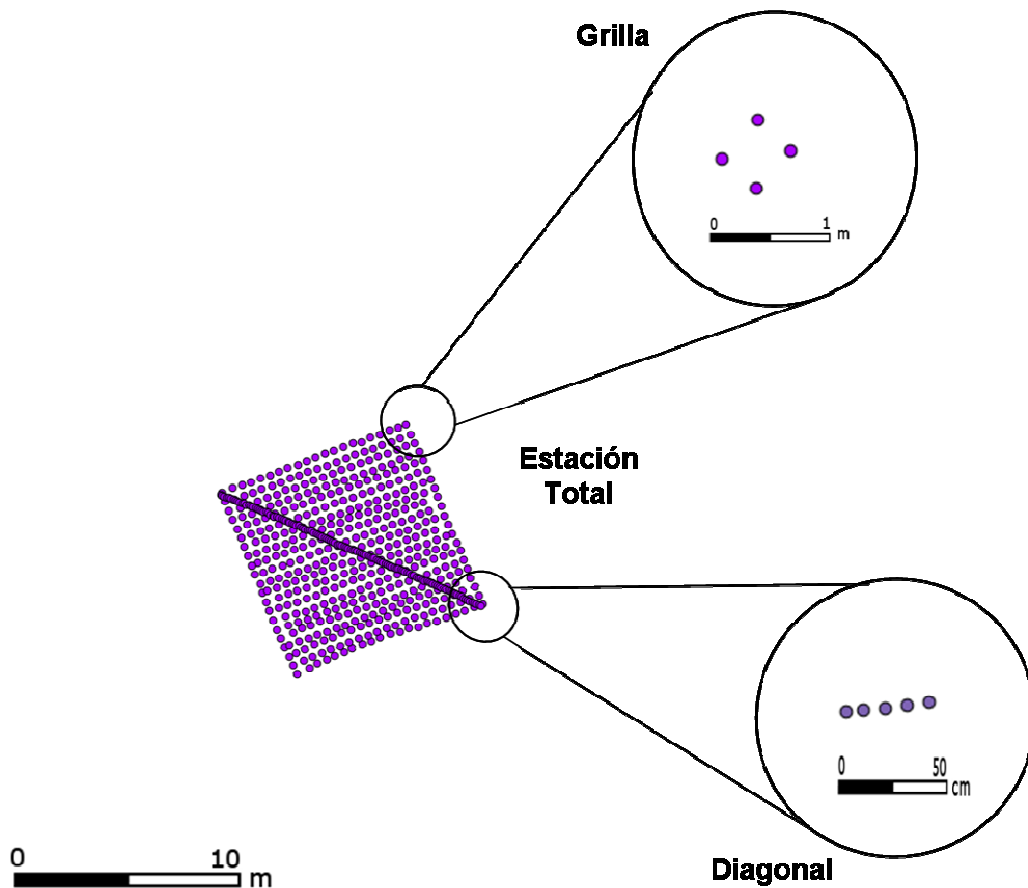


Figura 4.1: Diagrama de diseño de muestreo. Los círculos violetas representan la grilla de 441 puntos y la diagonal con sus correspondientes espaciamentos (ver detalle). El ejemplo corresponde a las comunidades de *Chuquiraga avellanadae* y de *Nassella tenuis*.

4.2.2 Capacidad de las comunidades para conservar agua: Estimación de la escorrentía superficial

A partir del MDT (modelo digital de Terreno) generado con la estación total (Figura Anexo IV.1) e información de trabajos realizados en el área de estudio (Parizek et al., 2002; Chartier y Rostagno, 2006; Chartier et al., 2011) se simuló un evento de lluvia correspondiente a una intensidad de $62,5 \text{ mm h}^{-1}$, durante 1 hora. Estudios previos mostraron que esa intensidad de lluvia genera escorrentía en similares condiciones de pendiente y cobertura vegetal en el NE de la Patagonia (Rostagno et al., 1999). La tasa de infiltración para cada comunidad vegetal fue extraída de Chartier y colaboradores (2011), ese trabajo

provee datos para distintas comunidades vegetales del área. A partir de estos valores se pudo simular la cantidad de agua incorporada en el suelo mediante la generación de una capa de infiltración. Por otra parte, el modelo permite incorporar datos de textura, estos datos se obtuvieron de muestreos de campo (Capítulo 2, Figura 2.7). La técnica utilizada para el análisis de las texturas fue el método de la pipeta que se realizó posteriormente a la eliminación de la materia orgánica con H₂O₂ 30% (Kilmer y Alexander, 1949).

4.2.3 Capacidad de las comunidades para conservar agua: Profundidad de infiltración del agua de lluvia y pérdidas por drenaje profundo

Por otra parte, la profundidad de infiltración del agua de lluvia y la existencia de pérdidas de agua por drenaje profundo se evaluaron realizando calicatas en los sitios con mayor y menor densidad de boñigas de cada una de las tres comunidades vegetales bajo estudio y trazando perfiles de cloruros (Scanlon, 1991), entendiendo a la profundidad en la que se encuentra el pico de concentración de cloruros como un indicador de la profundidad hasta la que infiltra el agua de lluvia. Las mediciones se focalizaron en el cloruro de origen atmosférico, ya que este ión es muy escaso en los minerales primarios del suelo y es de relativamente bajo consumo y reciclado por la vegetación (Cook et al., 1989; Jobbágy y Jackson, 2003). Ello hace que el agua de lluvia lave los cloruros hasta aquella profundidad en la que las raíces consumen totalmente el agua de lluvia, rechazando los cloruros los que se acumulan a esa profundidad (Scanlon et al., 2002; Magliano et al., 2016). Para este punto se tomaron muestras de suelo a lo largo de las calicatas cada 25 cm de profundidad. La concentración de cloruros fue determinada según la técnica de titulación con nitrato de plata (Reitemeier, 1943).

4.2.4 Análisis de Datos:

Los datos de las posiciones x,y,z de las grillas medidas con la estación total fueron procesados utilizando el software libre R-project (<http://www.r-project.org>). Para cada sitio, mediante el paquete “geoR” (Diggle y Ribeiro,

2007), los datos de la grilla y la diagonal fueron utilizados para confeccionar un variograma experimental y luego uno teórico (las funciones utilizadas fueron “variog”, “eyefit” y “variofit” respectivamente). Con esta información se interpolaron por *kriging* los datos de la grilla a un *raster* de 80 x 80 píxeles (función “krige.cov”), generándose un MDT (Modelo Digital del Terreno) de cada sitio (Figura Anexo IV.1). De este modo el tamaño de los píxeles de los *rasters* coincidió con el espaciamiento de los registros de la cota lo largo de la diagonal. En una primera etapa del análisis, con el paquete “raster” (Hijmans, 2014) y las funciones “terrain” y “reclassify” se diferenciaron los montículos (áreas convexas) de los intermontículos (áreas cóncavas). Posteriormente se realizó una recategorización y se independizaron los montículos con la función “clump”, finalizándose con un filtrado de los montículos identificados según el tamaño mínimo de un montículo de la especie dominante en esa comunidad (dato obtenido en un muestreo de campo) (Figura Anexo IV.2). Con esta información y dentro del mismo Software se extrajo información sobre la cantidad y el área de los montículos (Figura 4.2). Para finalizar se calculó el volumen de cada uno de los montículos de suelo en cada sitio. Se utilizó el paquete “spatial” (Venables y Ripley, 2002) y las funciones, “boundaries”, para delimitar los bordes de los montículos y diferenciarlos de los bordes del raster; “surf.ls”, para ajustar una superficie de tendencia; “cellStats”, para sumar las alturas de todos los píxeles que formaban parte de montículos. Aunque son variables relacionadas, el volumen y la superficie de los montículos brindan información complementaria. Por ejemplo podría disminuir el volumen pero no lo superficie si los montículos se hacen más planos.

La existencia de respuestas no lineales mencionadas en el objetivo se evaluaron para cada comunidad analizando la relación entre el volumen de los montículos y la intensidad de pastoreo estimada a través de la densidad de boñigas. Se tuvo en cuenta el ajuste de una curva logarítmica, una curva inversa y de una recta, considerándose como evidencia de una respuesta no lineal que el ajuste de las logarítmicas o inversas sea significativamente mejor que el lineal. Para esto se utilizó la interfaz Rkteaching/Rkward de R-project

para hacer regresiones lineales y no lineales y posteriormente se compararon los modelos con la función “aictab” del paquete “AICcmodavg” (Mazerolle, 2017) para ponderar el mejor modelo con AICc.

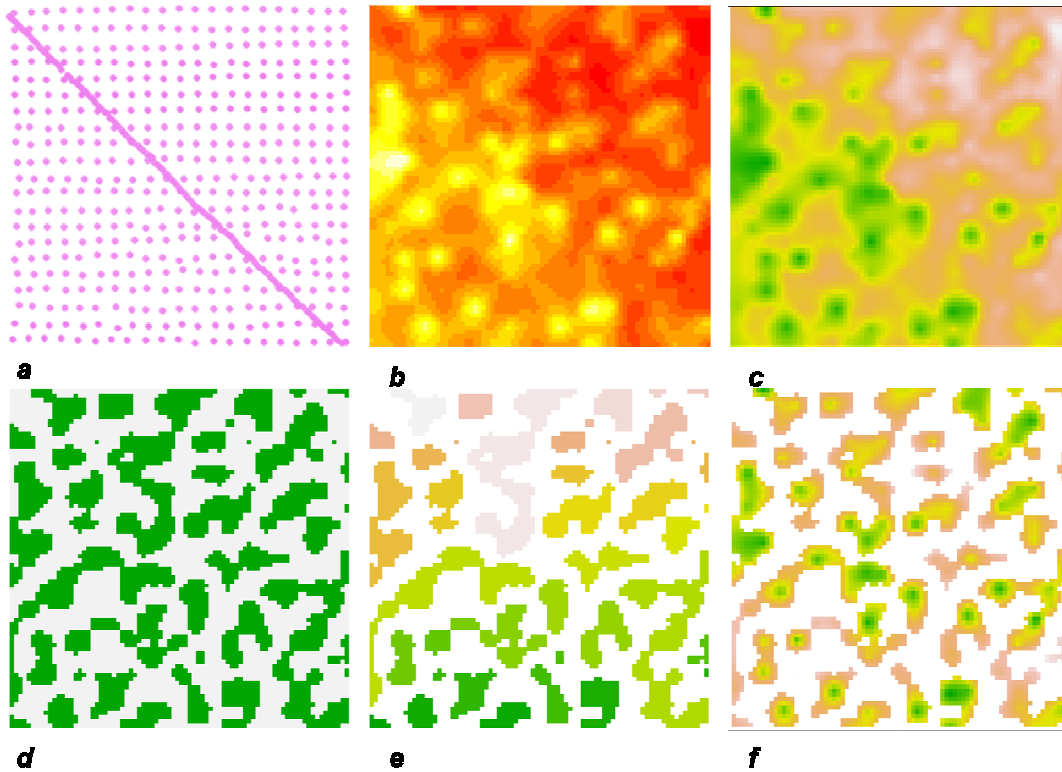


Figura 4.2: Etapas del proceso de análisis y diferenciación de montículos de suelo en R-project. **a.** Puntos de muestreo con la estación total. **b.** Resultado de la interpolación por kriging. **c.** Raster resultante. **d.** Montículos identificados. **e.** Individualización de los montículos. **f.** Volumen de cada montículo luego de la reclasificación de acuerdo al tamaño mínimo de un montículo de suelo.

Para calcular el escurrimiento se utilizó el módulo Runoff del programa Idrisi Kilimanjaro™ 14.02. El modelo generado por este módulo, aplicado sobre el MDT y sin incorporar especificaciones, resulta adecuado para definir en detalle la red de drenaje superficial. La incorporación de las variables precipitación (intensidad) y tasa de infiltración permite obtener un valor estimado de la lámina de agua escurrida. La salida del modelo consiste en una imagen raster con la misma resolución que el MDT y en la que cada pixel contiene información de cuántos mm de agua pasaron por él. Ese raster fue grabado como una imagen TIFF (Figura Anexo IV.3) y posteriormente se

sumaron los valores correspondientes a los píxeles de los bordes de la imagen. Dado que esos píxeles solo pueden recibir agua desde adentro de la parcela, se utilizó ese valor como un estimador de la cantidad de agua de lluvia que la abandona. Ese valor fue expresado como porcentaje del agua de lluvia simulada. Para ello se utilizaron las funciones “raster”, “mask” y “cellStats” del paquete “raster” mencionado más arriba.

Para las estimaciones de escurrimiento se evaluó la existencia de respuestas no lineales de igual modo que en el punto anterior, analizando la relación entre el porcentaje del agua de lluvia que abandona las parcelas y la densidad de boñigas. Para este punto se realizaron las regresiones lineales y no lineales con la interface Rkteaching/Rkward del programa R y posteriormente se evaluó la comparación de los modelos con la función “aictab” del paquete “AICcmodavg” para ponderar el mejor modelo con AICc por tener un bajo tamaño muestral.

4.3 Resultados

4.3.1 Capacidad de las comunidades para conservar los recursos

Los resultados de los perfiles de cloruros en los extremos del gradiente de pastoreo para cada comunidad mostraron algunas diferencias para resaltar. Tanto en la comunidad de *Nassauvia ulicina* como en la de *Chuquiraga avellanae* el pico de cloruros del sitio con mayor densidad de boñigas se encontró a menos profundidad que el del sitio con menor densidad de boñigas (75-100 vs. 100-125 y 25-50 vs. 100-125, respectivamente). Por su parte, los perfiles de *Nassella tenuis* mostraron muy bajas concentraciones en comparación con las comunidades arbustivas (Figura 4.3).

Por otra parte, cuando se analizaron las simulaciones de lluvia, se observó que las comunidades arbustivas retienen menos agua que la comunidad de *Nassella tenuis* (esto es, un porcentaje mayor del agua de lluvia abandona la parcela) (Figura 4.4 y Figura Anexo IV.3). Se observa en la comunidad de *Nassauvia ulicina* una tendencia a que esas pérdidas aumenten

con la intensidad de pastoreo, mientras que en las restantes comunidades se observa una tendencia opuesta.

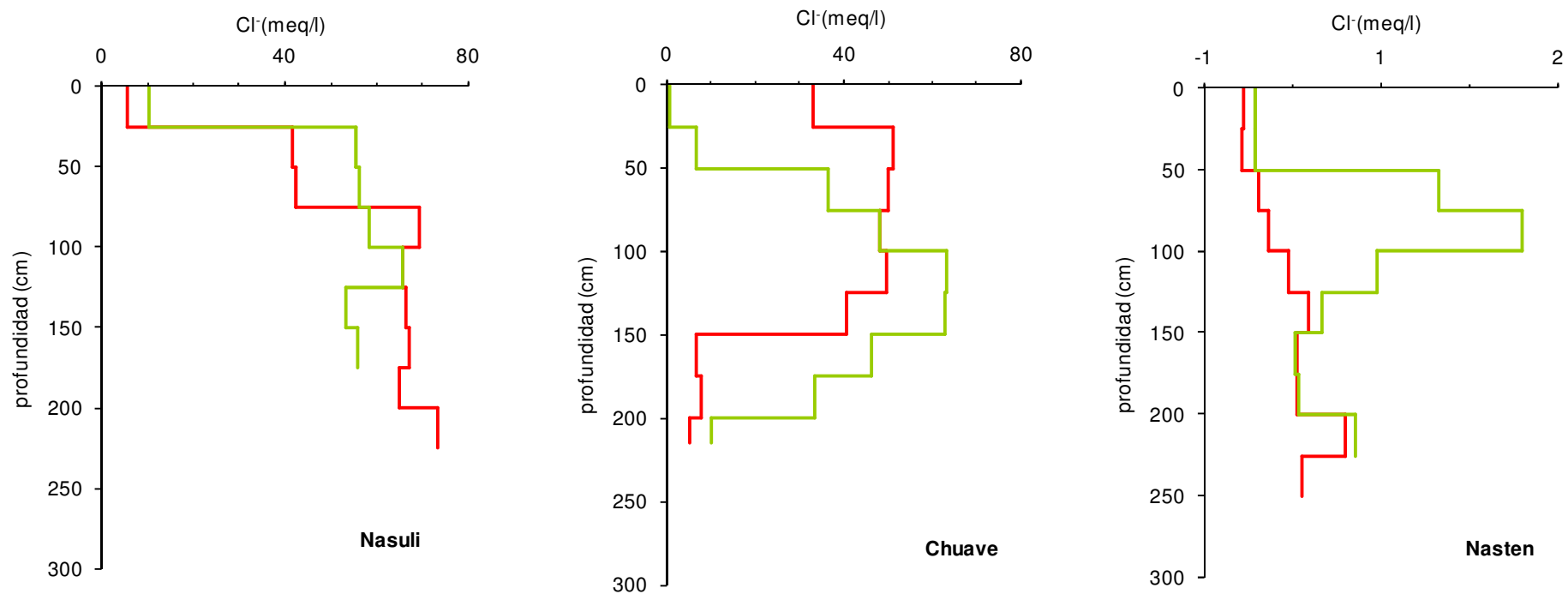


Figura 4.3: Concentraciones de Cloruro en los sitios más y menos pastoreados en las tres Comunidades vegetales vs. Profundidad del suelo. La línea verde indica sitio menos pastoreado y la línea roja sitio más pastoreado. La escala del eje x difiere entre las comunidades.

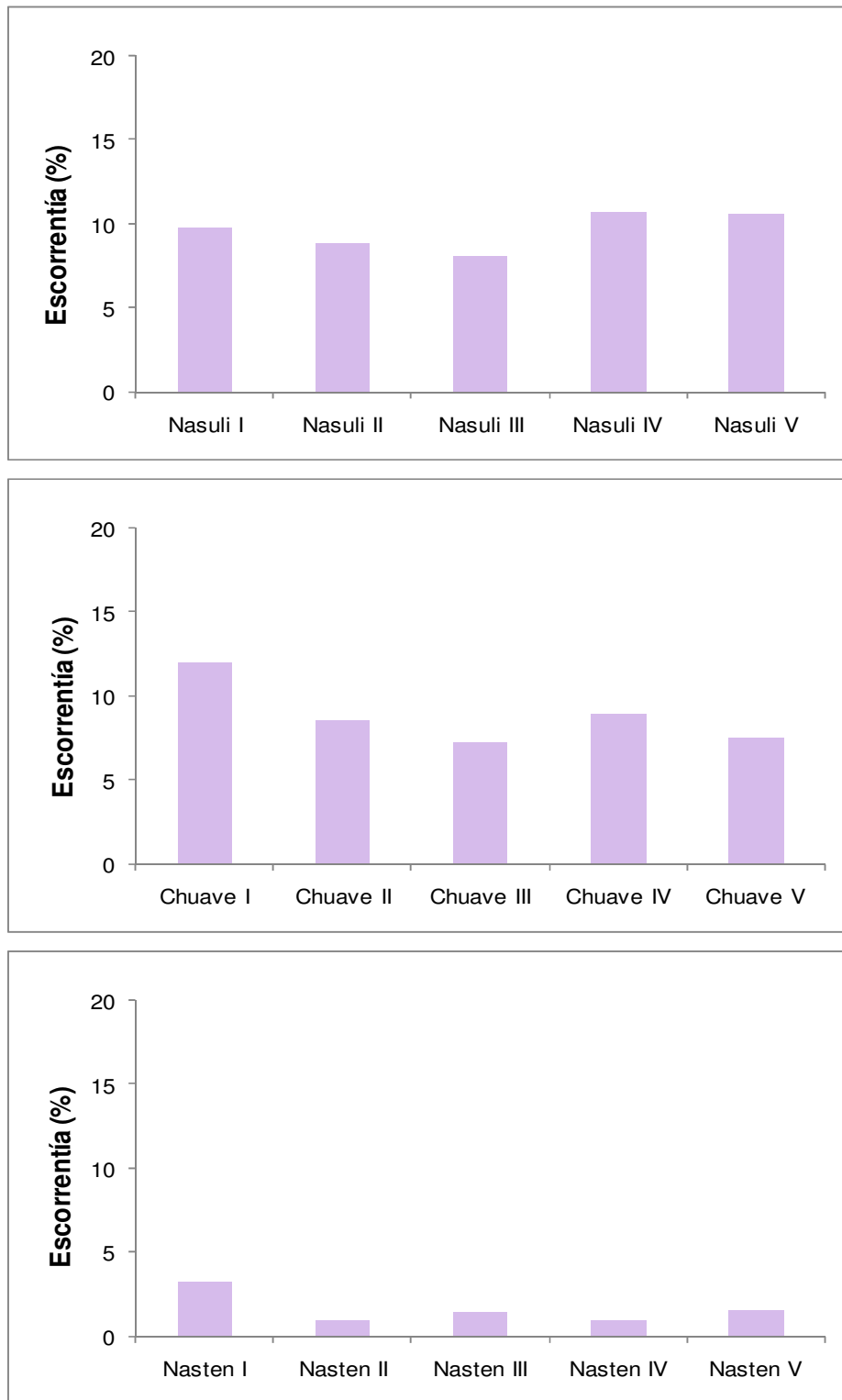


Figura 4.4: Porcentaje del agua de lluvia simulada (62,5 mm) que abandona las parcelas por escorrentía en los sitios de muestreo. Las simulaciones se hicieron con el módulo Runoff del programa Idrisi Kilimanjaro™ 14.02. Los acrónimos de los sitios indican la comunidad vegetal (Nasuli=Comunidad de *Nassauvia ulicina*, Chuave =Comunidad de *Chuquiraga avellanadae* y Nasten=Comunidad de *Nassella tenuis*) y la intensidad de pastoreo (aumentando de I a V).

4.3.2 Número, superficie y volumen de los montículos de suelo:

Los resultados de este análisis mostraron para ambas comunidades arbustivas (*Chuquiraga avellanadae* y *Nassauvia ulicina*) una tendencia a aumentar el número de montículos con la intensidad de pastoreo. En la comunidad de *Chuquiraga avellanadae* este resultado fue acompañado con una disminución del volumen cuando se compara el sitio menos pastoreado con el más pastoreado (Anexo IV.2; Figura 4.5). Por otra parte, la comunidad de *Nassella tenuis*, cuyos montículos estuvieron asociados en su mayoría a arbustos, mostró un número constante de montículos (entre 25 y 30), pero su volumen disminuyó y su superficie aumentó con el aumento de pastoreo (Figura 4.5). Solo para el volumen de los montículos en la comunidad de *Nassella tenuis* se encontró que el modelo inverso fue mejor que el lineal (modelo inverso con parámetros $y = 38,60 + 24155,46/x$ y modelo lineal con $y = 559,93 - 2,32x$; los AICc para los respectivos modelos fueron 76,1 vs. 81,18). En las otras comunidades no se encontraron diferencias significativas entre el modelo lineal y los restantes.

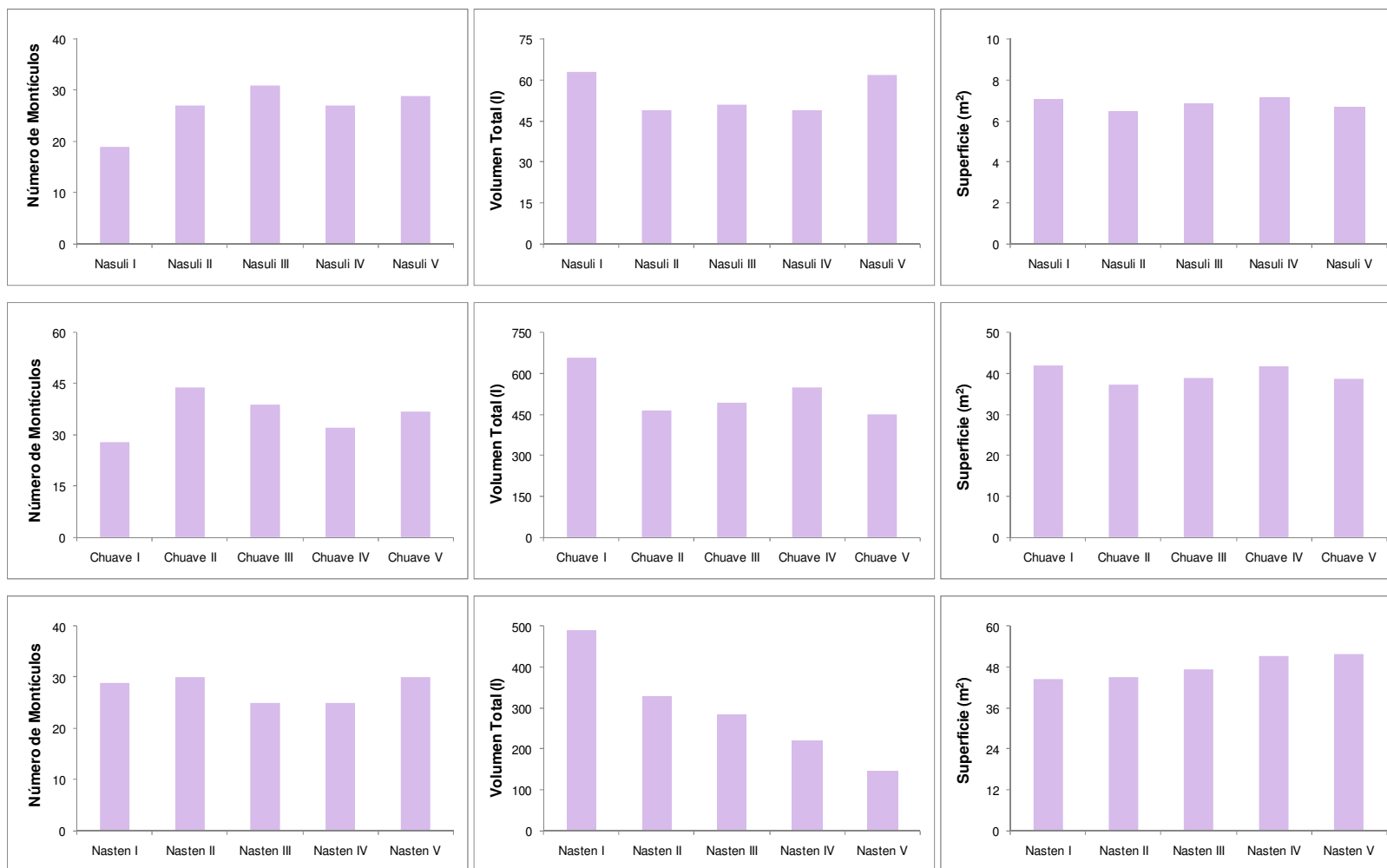


Figura 4.5: Número, Volumen y Superficie de los Montículos para las tres comunidades vegetales en los sitios de muestreo intensivo. Las parcelas difirieron en su tamaño, en la comunidad de *Nassauvia ulicina* fueron de 16 m² y en las restantes comunidades de 100 m². Los acrónimos utilizados en los ejes horizontales de los gráficos son los mismos que en la figura 4.4.

4.4 Discusión

Este capítulo tuvo como objetivo evaluar la existencia de respuestas no lineales al pastoreo y su relación con la pérdida de recursos (agua), así, mediante el análisis de la microtopografía y la construcción de modelos digitales del terreno, se delimitaron los montículos presentes en los sitios de muestreo intensivo de cada comunidad. Además se estudiaron las principales vías de pérdida de agua: la escorrentía (lluvia simulada) y el drenaje profundo (perfil de cloruros). Los resultados de este capítulo no permitieron aceptar la H5, si bien conforme aumentó la intensidad de pastoreo todas las comunidades modificaron el número, la superficie o el volumen de los montículos de suelo, sólo en la comunidad de *Nassauvia ulicina* se observa fragmentación de los montículos en el sitio más pastoreado (Figura 4.5). Por otra parte, en las 3 comunidades presentes en el área de estudio se observó una reducción en la capacidad de retener recursos conforme aumenta la intensidad de pastoreo, apoyando así la H7 (Figuras 4.3 y 4.4).

En el área de estudio las tres comunidades vegetales (dominadas por *Nassauvia ulicina*, *Chuquiraga avellanadae* y *Nassella tenuis*) mostraron distinta aptitud para retener recursos. En esta estructura mosaicista característica de los sistemas desérticos, cada parche agregado o eliminado debe ser considerado, ya que proporciona información útil para el funcionamiento del paisaje (Sánchez y Puigdefábregas, 1994). Kéfi y colaboradores (2007), trabajando con diferentes presiones de pastoreo en España, concluyeron que el tamaño y la distribución de los parches de vegetación pueden ser muy buenos indicadores de desertificación. Por otro lado, algunos autores (Mayor et al., 2008; Chartier et al., 2013) remarcan la importancia entre la distancia de los parches de pastos y el tamaño y la conectividad de las áreas de suelo desnudo.

Así, la comunidad de *Nassauvia ulicina*, una de las comunidades arbustivas presentes en el área, mostró un aumento en el número de montículos de suelo, pero su volumen se mantuvo constante, indicando una fragmentación de los montículos de suelo y una consecuente redistribución de recursos. Por otro lado, se observó una escorrentía mayor en los sitios más intensamente pastoreados (Nasuli IV y V). Esto se relaciona con el hecho de

que la concentración máxima de cloruros se encontró a menor profundidad en el sitio más pastoreado. Estos resultados indican que en los sitios más pastoreados el sistema ha perdido parte de su capacidad de retener el agua, la que en vez de infiltrar en el suelo se pierde por escorrentía. Además, algunos autores señalan que un aumento en la cantidad de rocas en superficie y costras biológicas superficiales contribuye a la baja infiltración y en ocasiones se transforman en superficies hidrófobas que acentúan la escorrentía (Mücher et al., 1988).

Para la comunidad de *Chuquiraga avellanae* se encontró un aumento en el número y una disminución en el volumen de los montículos de suelo con el aumento del pastoreo, indicando la fragmentación de los montículos y la pérdida de recursos conforme aumenta la intensidad de pastoreo. La profundidad a la que infiltra el agua de lluvia (esto es, la profundidad del pico de cloruros) fue menor en el sitio más pastoreado. Por su parte, el escurrimiento fue alto en el sitio menos degradado y disminuyó conforme aumentó la intensidad de pastoreo. Este resultado contradictorio podría deberse al hecho de que el modelo utilizado para estimar la escorrentía no contempla la intercepción de lluvia por el canopeo (Imeson y Prinsen, 2004), la que puede ser importante en esta comunidad dada la estructura compacta de *Chuquiraga avellanae* y su alto índice de área foliar (Campanella y Bertiller, 2008). En ese sentido, resultados del capítulo 2 de esta tesis (Figura 2.4) muestran que la cobertura vegetal aumenta a lo largo del gradiente de pastoreo en esta comunidad, por lo que podría esperarse una mayor intercepción del canopeo en los sitios más pastoreados.

Por último, en la comunidad herbácea, dominada por *Nassella tenuis*, el número de montículos no varió a lo largo del gradiente de pastoreo pero su volumen se redujo a la cuarta parte. La concentración de cloruros en ambos extremos del gradiente fue uniformemente baja a lo largo de todo el perfil, indicando que la vegetación no llega a absorber toda el agua de lluvia y que percola la cantidad suficiente para impedir la acumulación de cloruros en los primeros metros del perfil. La diferencia entre esta comunidad y las restantes se debería en parte a la ausencia de horizontes argílicos (ver apéndice I) y a una textura más arenosa, y también al hecho de que los pastos no tienen raíces muy profundas (Bertiller et al., 2004). Estos resultados apoyan la

Hipótesis 7 (Altas intensidades de pastoreo, a través de cambios en la cobertura y en la microtopografía, conducen a una reducción de la capacidad del sistema para retener agua de lluvia) ya que todas las comunidades mostraron pérdida de agua con el aumento en la intensidad de pastoreo, ya sea por el aumento en la escorrentía (*N. ulicina*), por una menor infiltración del agua (*N. ulicina* y *C. avellanadae*) o por un drenaje excesivo (*N. tenuis*).

La morfología de la vegetación influye en los procesos de formación de los montículos. En particular, dentro de la organización del canopeo de las distintas especies, la densidad de los tallos afecta a los procesos de sedimentación e influye directamente en la formación de los montículos. Meyer et al. (1995) afirmaron que existe una correlación positiva entre el área del montículo y la longitud del canopeo de la especie que se desarrolla perpendicular a la pendiente. Las tres comunidades presentes en el área de estudio mostraron diferentes volúmenes de montículos que podrían estar, muy probablemente, vinculados a la forma de sus especies dominantes y por ende a la manera en que atrapan los sedimentos.

Algunos autores consideran que los diferentes patrones espaciales de la vegetación se deben a las actividades humanas (Hemming, 1965), de modo que cualquiera de estos tipos de distribución en mosaico observados son consecuencia de la degradación de una vegetación continua. Mientras que otros atribuyen la distribución de la vegetación en parches a una redistribución de los recursos como consecuencia de procesos geomorfológicos (Puigdefábregas et al., 1999). En cualquier caso, ante este tipo de distribución espacial en parches, cuando se sobrepasan ciertos umbrales críticos, por ejemplo por sobrepastoreo, la distribución espacial de los parches cambia y el sistema pierde la capacidad de retener recursos indispensables (agua y nutrientes) y muchas veces los sistemas llegan a procesos de degradación irreversibles (Escribano Velasco et al., 2008). En la comunidad de *Chuquiraga avellanadae* se observó una pérdida de recursos con el aumento de la intensidad de pastoreo (más montículos de menor volumen), mientras que en la otra comunidad arbustiva (*Nassauvia ulicina*) se observó redistribución de recursos, pero no pérdida (más montículos con igual volumen total), pero una baja infiltración y una alta escorrentía. Por último, la comunidad herbácea se mostró también afectada por el pastoreo ya que el número de montículos en los

extremos del gradiente se mantuvo, pero su volumen disminuyó notablemente indicando pérdida neta de sedimentos. Estos resultados indicarían que las comunidades presentes en el área de estudio no apoyan la H5 (Dependiendo de su intensidad, el pastoreo favorece el desarrollo o la destrucción de las islas de fertilidad. El pastoreo leve, a través de su efecto sobre la composición de especies y la cobertura del suelo, favorece el desarrollo de islas de fertilidad, mientras que el pastoreo intenso las destruye.), dado que aunque todas las comunidades modificaron el número, la superficie o el volumen de los montículos de suelo, sólo en la comunidad de *Nassauvia ulicina* se observa fragmentación de los montículos en el sitio más pastoreado (Figura 4.5).

Por otra parte, cuando se analizó la profundidad de infiltración del agua de lluvia se observó que las comunidades arbustivas (dominadas por *Nassauvia ulicina* y *Chuquiraga avellanadae*) mostraron concentraciones muy altas del anión cloruro en relación con la comunidad herbácea (*Nassella tenuis*). Estos resultados concuerdan con los encontrados por diferentes autores (Scanlon 1991; McMahon et al., 2003; Gates et al., 2008b; Lin et al., 2013; Adane y Gates, 2015), quienes observan diferencias en las concentraciones de cloruro en los diferentes tipos de vegetación siendo siempre menores en comunidades herbáceas comparadas tanto con sitios con escasa vegetación o con vegetación leñosa. Además, la textura del suelo influye en el drenaje profundo y a los patrones de acumulación de sales en el perfil. Así, el bajo contenido hídrico, a capacidad de campo, de los suelos arenosos limita el uso de toda el agua de lluvia por parte de la vegetación, lo que se manifiesta en frentes de mojado más profundos y un consecuente lavado de las sales (Santoni et al., 2010). Coincidentemente, los suelos de la comunidad de *Nassella tenuis* tienen los más altos contenidos de arenas y mostraron concentraciones de cloruros uniformemente bajas hasta más de 2 m de profundidad, lo que también podría deberse a que las raíces de *N. tenuis* son más superficiales que las de *C. avellanadae* y *N. ulicina*. Los resultados de este capítulo para las comunidades arbustivas coinciden, ambas tuvieron la máxima concentración de cloruros a menor profundidad en los sitios más pastoreados. Estos resultados se contradicen con los encontrados por Meglioli y colaboradores (2014) quienes hallaron una menor concentración de cloruros en el suelo y evidencias de lavado de sales por percolación profunda alrededor

de los puestos donde se concentra el ganado en el Monte Central. Sin embargo, merece destacarse que las áreas cercanas a los puestos tenían un cuarto de la cobertura vegetal que las áreas menos pastoreadas, mientras en esta tesis la diferencia es mucho menor, y opuesta en el caso de *Chuquiraga avellanadae* (Capítulo 3, Tabla 3.1). La menor infiltración de agua en las áreas más pastoreadas de las comunidades arbustivas también se opone a los resultados de Bisigato y Lopez Laphitz (2009) quienes observaron un aumento en el drenaje profundo como consecuencia de la reducción de la vegetación a lo largo de un gradiente de pastoreo en la comunidad dominante del Monte austral. Sin embargo, esa aparente contradicción podría deberse a que los suelos del Monte austral carecen de horizontes argílicos lo que permitiría que el agua percole más fácilmente. En cambio, los suelos de las comunidades arbustivas de este estudio presentan horizontes argílicos a menos de 25 cm de la superficie (Anexo I). Por otro lado, en la comunidad de *Nassauvia ulicina*, la menor infiltración puede deberse a que los sitios más pastoreados mostraron más escorrentía.

La escasez de precipitaciones y su distribución irregular en el espacio y en el tiempo dificultan el desarrollo de una cubierta vegetal que proteja el suelo. También la topografía del terreno condiciona los efectos de los agentes erosivos. En los suelos desarrollados en pendiente, estos efectos suelen aparecer con mayor rapidez e intensidad. La degradación de los suelos por erosión hídrica es uno de los procesos más importantes en la pérdida de la capacidad productiva de la tierra. Varios autores señalan al proceso como de gran importancia en algunas regiones de Patagonia (Rostagno, 1989; Ares et al., 1990; Rostagno, 1999; Chartier y Rostagno, 2006; Mazzonia y Vazquez, 2010; Kröpfl et al., 2013; Morales et al., 2013, La Manna et al., 2016). A pesar de la importancia de la erosión hídrica en la zona se desconocen los mecanismos básicos de generación de escorrentía y existen muy pocas mediciones de procesos básicos como son la infiltración, la generación de escorrentía y la pérdida de suelo.

Por lo tanto, muchos autores creen que la microtopografía desempeña un papel importante en los procesos hidrológicos en los ecosistemas desérticos (Thompson et al., 2010). Bestelmeyer y colaboradores (2006) demostraron que los procesos geomorfológicos pueden producir diferencias ecológicas

significativas en el suelo que pueden influir en la dinámica de la vegetación. Estas diferencias, tan sutiles como una elevación pocos centímetros o pequeños cambios en la textura, pueden determinar la vulnerabilidad de la vegetación a los cambios. El modelo utilizado en este capítulo tiene algunas limitaciones, por ejemplo, no contempla ni el tipo, ni la distribución de la vegetación, elementos claves en el uso y distribución del agua en las comunidades vegetales áridas y semiáridas.

4.5 Conclusiones

Los resultados de este capítulo muestran que el pastoreo se asocia a una menor infiltración de agua de lluvia. También muestran que en solo una comunidad el pastoreo se relaciona con la fragmentación de los montículos.

Capítulo V
Modelo Conceptual del proceso de
degradación por Sobrepastoreo.
Discusión General.

5.1 Introducción:

La información obtenida en esta tesis se integró junto a los antecedentes previos del área de estudio en modelos conceptuales del proceso de degradación por sobrepastoreo. Los modelos conceptuales constituyen una representación simplificada de objetos, fenómenos o situaciones reales. Se eligió este tipo de modelo y no un modelo más cuantitativo porque los modelos conceptuales requieren menos recursos y no necesitan experiencia previa en modelado (Heemskerk et al., 2003). Sin embargo, su poder predictivo es limitado y algunos autores los consideran una etapa previa al desarrollo de modelos cuantitativos (Jackson et al. 2000). Dada la complejidad del problema de la desertificación, los modelos conceptuales han sido utilizados por numerosos autores. Así, Whitford (1993) analizó el papel de los animales como generadores de parches de recursos que incrementan la heterogeneidad del suelo como el primer paso de la desertificación. Por su parte, Milton et al. (1994) propusieron un modelo conceptual sobre las diferentes etapas del proceso de degradación de las tierras de pastoreo, en el que muestran como el potencial de recuperación está relacionado con los componentes del sistema afectado. Golluscio y Mercau (1994) identificaron a los cambios ocurridos en la estructura de los suelos y las comunidades vegetales como los más útiles para analizar la factibilidad de revertir la desertificación, en vez de cambios en la productividad. Por su parte, Reynolds y colaboradores (1997) analizaron el uso de modelos a diferentes escalas espacio temporales, empleando la distribución de los recursos del suelo como un índice de la estructura y función de los ecosistemas. De igual forma, Breshears y Barnes (1999) relacionaron la humedad del suelo con las diferentes formas en que las plantas pueden hacer uso de ella en sistemas desérticos, concluyendo que la cobertura de arbustos se incrementa conforme aumenta la humedad en el suelo profundo. Ludwig y Tongway (2000) presentaron un modelo conceptual para describir como los pastizales conservan los recursos a escala de paisaje, lo cual les permite evaluar el impacto de los diferentes usos de los pastizales. Por último, King y Hobbs (2006) realizaron una síntesis de tres modelos conceptuales que relacionan la degradación de un pastizal con su capacidad de recuperación, centrándose primero en encontrar conexiones entre componentes estructurales

y funcionales de las comunidades pastoreadas y después entre componentes bióticos y abióticos del ecosistema. Los modelos conceptuales ecológicos proveen la base a partir de la cual se define e intenta comprender el fenómeno de desertificación (Paruelo y Aguiar, 2003).

Los modelos conceptuales presentados en esta tesis se basaron en el análisis de toda la información presentada a lo largo de los capítulos que la forman, esto es, análisis de NT, descripción de la vegetación y las condiciones superficiales de suelo, Microtopografía, escorrentía y drenaje profundo. Para la comunidad de *Nassauvia ulicina* se pudo construir un modelo que logra integrar la mayoría de los resultados de esta tesis. En el caso de *Chuquiraga avellanadae*, fue más difícil integrar todos los resultados en un único modelo y algunos puntos, destacados más abajo, permanecen poco claros y requerirán futuros estudios. Por último, en el caso de la comunidad herbácea *Nassella tenuis* no se pudo construir un modelo ya que, como se mencionó en Capítulo 3 de esta tesis, la heterogeneidad de la vegetación no parece ser consecuencia del pastoreo, sino todo lo contrario. En esta comunidad las áreas más pastoreadas son aquellas con más forraje, no las más degradadas.

5.2 Modelos Conceptuales del Proceso de degradación por Sobrepastoreo

Comunidad de *Nassauvia ulicina*

Como primer paso para desarrollar el Modelo Conceptual del Proceso de Degradación por Sobrepastoreo para la comunidad de *Nassauvia ulicina* (Figura 5.1) se buscaron similitudes entre sitios a lo largo del gradiente de pastoreo, con el objeto de simplificarlo y sólo incluir etapas cualitativamente diferentes. Este análisis mostró que los sitios Nasuli II, III y IV mostraron algunas características en común y que los diferencian de los sitios Nasuli I y Nasuli V. Por ello se proponen 3 etapas: Etapa 1 (pastoreo leve, correspondiente al sitio Nasuli I), Etapa 2 (pastoreo moderado, correspondiente a los sitios Nasuli II, III, y IV) y Etapa 3 (pastoreo intenso, correspondiente al sitio Nasuli V).

Al recorrer las tres etapas que componen este modelo (Figura 5.1) se observa que el número de montículos aumenta conforme aumenta la intensidad de pastoreo, pero el volumen total permanece constante, indicando la fragmentación de los montículos (Figura 4.5). El aumento del número de montículos junto al mantenimiento del volumen total de los montículos sugiere que los sedimentos removilizados durante la fragmentación son atrapados por los montículos remanentes. Por otra parte la cobertura vegetal se mantiene constante (Figura 3.3) y los sitios de pastoreo moderado mostraron una correlación positiva entre la cobertura vegetal, la microtopografía y la concentración de Nitrógeno Total (Figura 3.2). Cuando se analizaron el contenido de Nitrógeno Total y la microtopografía no se observaron diferencias significativas entre los sitios (Tabla 3.2).

Con respecto a la profundidad de infiltración del agua de lluvia, resultó ser alta en los ambientes con pastoreo leve y baja en los ambientes más pastoreados, resultado que se relacionó con una baja escorrentía en el sitio menos pastoreado (Figuras 4.3 y 4.4). Posiblemente, cuando la intensidad de uso aumenta se produce compactación del suelo; anegándolo, disminuyendo la infiltración y aumentando la escorrentía. El sellado superficial del suelo favorece la escorrentía superficial e incrementa la pérdida de material fino y nutrientes.

Cuando se analizan las condiciones superficiales de suelo, la frecuencia de pavimentos de desierto aumenta en desmedro del suelo desnudo y de los montículos intactos, indicando en todos los sitios pérdida de recursos por erosión (Figuras 2.6 y 2.10). El aumento de la frecuencia de los pavimentos de desierto es una señal de pérdida de los primeros centímetros de suelo (Bouza y Del Valle, 1997; Rostagno y Degorgue, 2011).

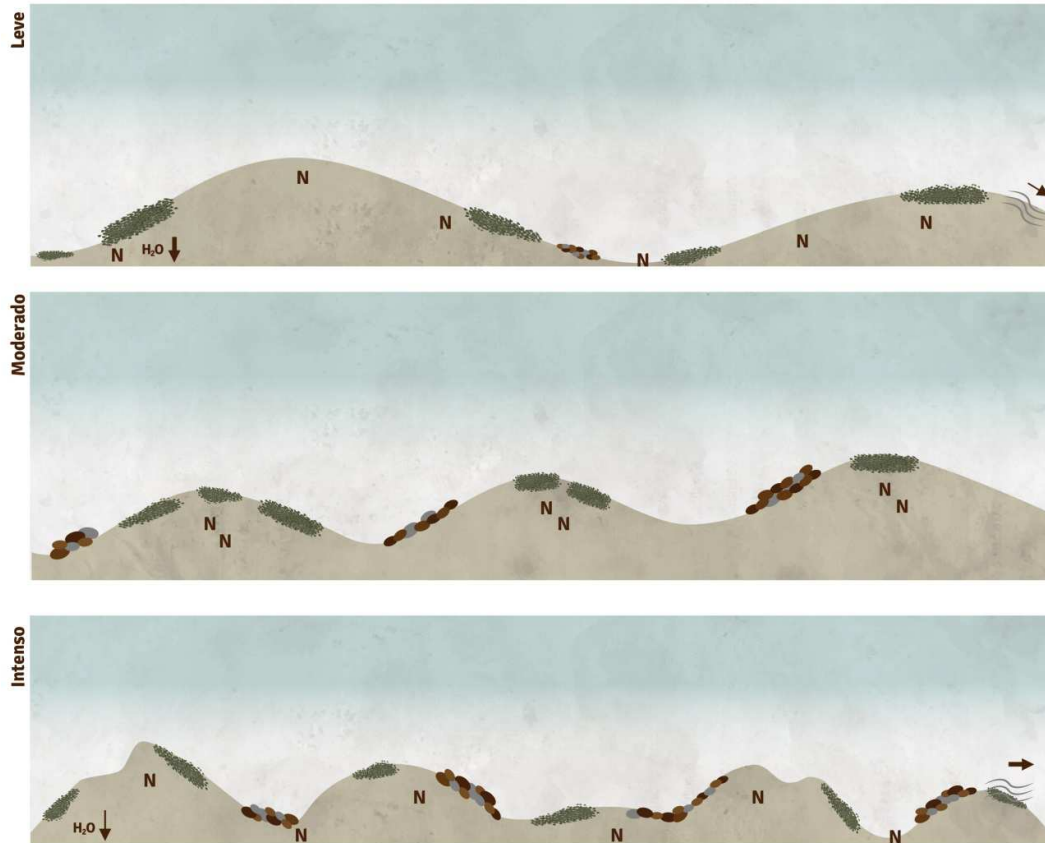



Figura 5.1: Modelo conceptual del proceso de degradación por sobrepastoreo para la estepa arbustiva de *Nassauvia ulicina*. El grosor de las flechas verticales al lado de "H₂O" indica la profundidad de infiltración del agua de lluvia. Asimismo, el grosor de las flechas que acompañan a  indica la magnitud relativa de las pérdidas por escorrentía. La letra N representa la concentración de Nitrógeno Total, la cantidad de letras se encuentra asociada con el valor numérico y su ubicación si está asociado a parches vegetados (manchas verdes), suelos desnudos (espacio vacío sobre y entre los montículos) o la microtopografía (montículos). Los pavimentos de desierto se indican con óvalos marrones y grises.

Comunidad de *Chuquiraga avellanadae*

Para poder realizar el Modelo Conceptual del Proceso de Degradación por Sobrepastoreo de la comunidad arbustiva de *Chuquiraga avellanadae* (Figura 5.2), también se agruparon algunos sitios en función de sus características. Los sitios Chuave I y Chuave II conformaron la Etapa 1 o de pastoreo leve; los sitios Chuave III y Chuave IV integraron la Etapa 2, o de pastoreo moderado; y por último la Etapa 3 o de pastoreo intenso quedó representada por el sitio Chuave V.

Cuando analizamos estas tres etapas observamos que el número de montículos no cambia, pero si disminuye el volumen total al avanzar en el

gradiente de uso (Figura 4.5). Por otra parte, aumenta la cobertura de *Chuquiraga avellanedae* y se observa una tendencia a la disminución de la cobertura de pastos (Figuras 2.4 y 3.3). También se observa un aumento de la frecuencia de montículos degradados y una disminución de la de los montículos intactos (Figura 2.6), indicando un empobrecimiento de los sitios conforme aumenta la intensidad de uso.

En cuanto a la conservación de recursos por parte de esta comunidad se puede decir que tanto la concentración de Nitrógeno Total como la microtopografía no variaron a lo largo del gradiente, pero se encontraron asociados a la vegetación en los sitios de pastoreo moderado (Figura 3.2). De esta forma, tanto la comunidad de *Nassauvia* como la de *Chuquiraga* mostraron resultados similares en cuanto a la conservación de los recursos.

Con respecto a la infiltración, esta fue mayor en el sitio de pastoreo leve y menor en el sitio de pastoreo intenso (Figura 4.3), este resultado sería coherente en términos del aumento de carga que sufren los sitios más visitados por el ganado donde la compactación del suelo y la disminución de la porosidad suelen ser resultado de esta actividad. Sin embargo, los resultados del análisis de la escorrentía indican la misma tendencia, lo cual genera el interrogante de cuál es el destino del agua no infiltrada ni escurrida en el sitio bajo pastoreo intenso. Tal vez, sea interceptada por los canopeos, ya que una de las estimaciones de cobertura realizadas en esta tesis (Figura 3.3) mostró un aumento de la cobertura total a medida que aumentaba la intensidad de pastoreo. Futuros estudios deberían aclarar este punto.

Cuando se analizan las condiciones superficiales del suelo se observa una disminución de la frecuencia de los pavimentos de desierto y un aumento de la de suelo desnudo (Figura 2.6). Cabe destacar que cuando se realizaron los análisis de erosión (Capítulo 2), el sitio Chuave V, correspondiente en este modelo a la etapa de pastoreo intenso, mostró deposición de suelo en todas las condiciones superficiales estudiadas (Figuras 2.9 y 2.10). Este resultado podría ayudar a entender la disminución observada en el volumen de los montículos de este sitio, si los intermontículos acumularan más suelo que los montículos. Esa acumulación también explicaría el reemplazo de pavimentos de desierto por suelo desnudo, ya que las gravas serían sepultadas.

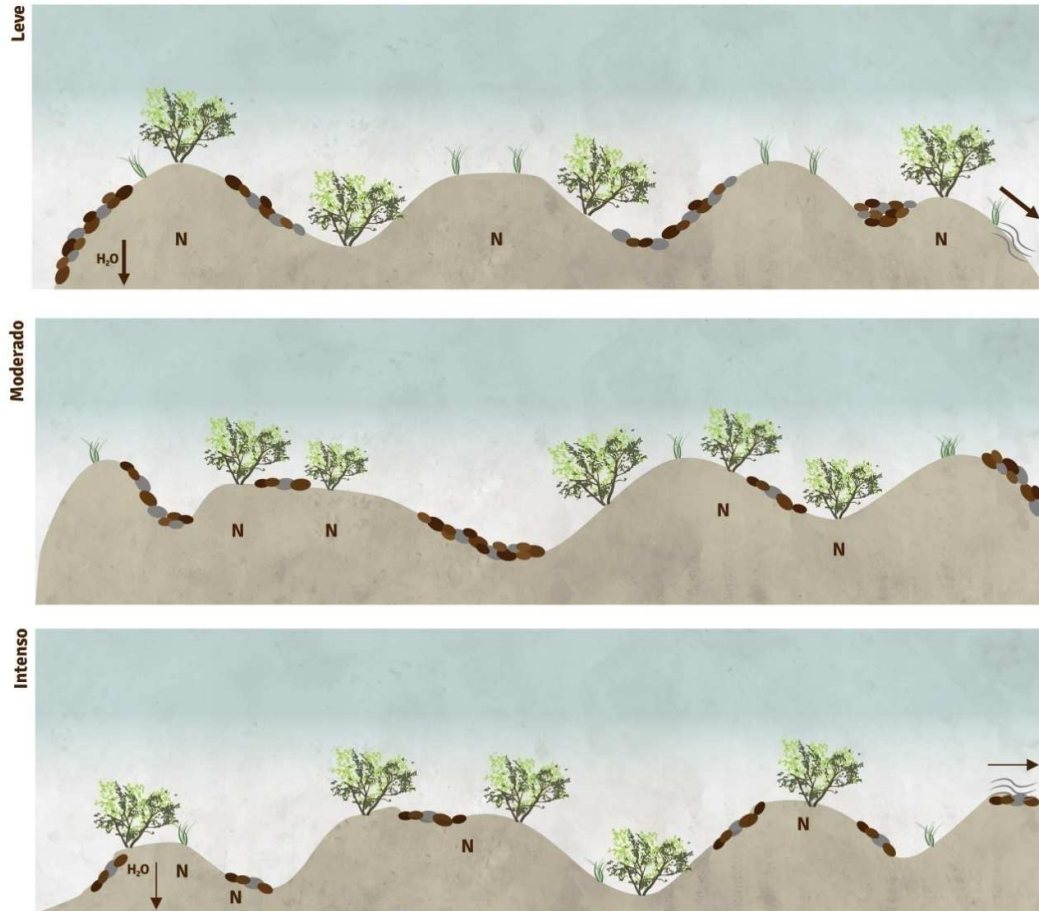



Figura 5.2: Modelo conceptual del proceso de degradación por sobrepastoreo para la estepa arbustiva de *Chuquiraga avellanae*. El grosor de las flechas verticales al lado de "H₂O" indica la profundidad de infiltración del agua de lluvia. Asimismo, el grosor de las flechas que acompañan a  indica la magnitud relativa de las pérdidas por escorrentía. La letra N representa la concentración de Nitrógeno Total, la cantidad de letras se encuentra asociada con el valor numérico y su ubicación si está asociado a parches vegetados (manchas verdes), suelos desnudos (espacio vacío sobre y entre los montículos) o la microtopografía (montículos). Los pavimentos de desierto se indican con óvalos marrones y grises.

5.3 Discusión General

Los cambios en el uso de la tierra como consecuencia de la intensificación productiva han ocasionado, en muchos casos, una aceleración de los procesos de degradación o incluso a la desertificación. Como en el resto del mundo, en la Patagonia la introducción del ganado ovino, aceleró los procesos erosivos que naturalmente ocurrían en la región (Ares et al., 1990; Golluscio et al., 1998). De esta manera, el pastoreo ovino y la variabilidad climática fueron identificados como las principales causas de desertificación. Sin embargo, no toda el área se encuentra igualmente afectada. Esto indicaría, por un lado, que no toda el área ha sufrido la misma intensidad de uso, pero también que algunas características de la vegetación podrían determinar diferente susceptibilidad a la desertificación.

Uno de los principales objetivos del manejo de los ecosistemas desérticos es preservar su integridad ecológica, conservando su capacidad para responder y adaptarse a las perturbaciones y/o cambios, manteniendo la provisión de bienes y servicios (Folke et al., 2004; Reza y Abdullah, 2011). Dos propiedades importantes de los ecosistemas relacionados con este objetivo son la resiliencia y la resistencia (Walker et al., 1981; Müller et al., 2000; Scheffer et al., 2000) y una de las perturbaciones más importantes en relación con las actividades humanas es el sobrepastoreo (Reynolds y Stafford Smith, 2002; Lopez et al., 2013).

El objetivo general de esta tesis fue evaluar si las distintas comunidades vegetales del NE de la Patagonia son igualmente susceptibles a la degradación por sobrepastoreo. Para esto trabajé con tres comunidades vegetales, dos arbustivas y una herbácea, y analicé la capacidad de cada una de ellas para conservar recursos (Nitrógeno y Agua), así como también el tipo de respuestas que presentaban en torno al sobrepastoreo y la dinámica espacial de la pérdida de recursos.

Los resultados de esta tesis mostraron poca evidencia de cambios no lineales de la vegetación con el pastoreo (solamente los cambios en composición florística en las comunidades de *N. ulicina* y *N. tenuis*). En cambio, en muchos casos no se encontró una relación significativa (cambios en composición florística en la comunidad de *C. avellanadae* y cobertura de pastos

y arbustos en las estepas arbustivas) o los cambios fueron lineales (cobertura de pastos y arbustos en la comunidad de *N. tenuis*). A diferencia de estudios previos los resultados señalan que la estepa herbácea, a pesar de ser la comunidad más intensamente pastoreada, es menos afectada por el pastoreo que las estepas arbustivas. Ello indica que los resultados encontrados a lo largo de gradientes climáticos (Perelman et al., 1997; Oñatibia et al., 2018) no siempre pueden aplicarse a estudios locales.

Es oportuno mencionar que la escasa evidencia de cambios no lineales sea probablemente consecuencia del bajo número de sitios de muestreo intensivo por comunidad (n=5). La elección de ese número de sitios, que en vista de los resultados puede parecer pequeño, se debió a que al momento de diseñar el muestreo se priorizó trabajar en todas las comunidades vegetales presentes en el área de estudio. Futuros estudios podrían concentrarse en algunas variables y comparar la estepa herbácea con una de las dos estepas arbustivas, ya que en general las dos estepas arbustivas mostraron resultados parecidos. Al reducir el número de variables y comunidades podrían incluirse más sitios por comunidad y evidenciarse relaciones no lineales no evidenciadas en los muestreos de esta tesis.

Por otra parte sería oportuno comprobar que los resultados de esta tesis se repiten en otros sitios donde convivan en un área pequeña distintas comunidades. Ello se debe a dos cuestiones. Por un lado, las muestra tomadas en un mismo potrero comparten el mismo ganado, por lo que no serían totalmente independientes desde un punto de vista estadístico. El diseño está pseudoreplicado a esta escala. Por otro lado, aunque al realizar los muestreos en un área relativamente pequeña puede asumirse que no hay un efecto directo del clima, si puede haber una interacción clima/pastoreo. Para evaluar la existencia de esta interacción deben incluirse sitios de muestreo a lo largo de un gradiente climático.

Esta tesis constituye un aporte en la construcción del conocimiento del funcionamiento de los ecosistemas desérticos de la Patagonia. Al estudiar diferentes comunidades vegetales coexistentes en similares condiciones climáticas permitió separar los efectos del clima de los del pastoreo. Por otra parte, este tipo de resultados contribuyen a tomar decisiones de manejo cada vez más acertadas comprendiendo los procesos involucrados.

5.4 Conclusiones:

- Se encontraron pocas evidencias de respuestas no lineales al pastoreo en las tres comunidades.
- Los micrositios no vegetados sufren pérdida de suelo por erosión. Sin embargo, la presencia de vegetación a escala de micrositio no garantiza la ausencia de erosión.
- La presencia de arbustos se relaciona con las islas de fertilidad.
- El rol del pastoreo en la creación/destrucción/fragmentación de las islas de fertilidad no es claro.
- A pesar de ser la comunidad más intensamente pastoreada, la comunidad de *Nassella tenuis* es la que muestra menos evidencia de degradación.
- La menor susceptibilidad a la degradación de la estepa herbácea en comparación a las estepas arbustivas contradice a estudios previos realizados a lo largo de gradientes climáticos e indica que no sería correcto extrapolar los resultados obtenidos en estudios regionales a situaciones locales.

Referencias:

- Abensperg-Tarun M, Smith GT, Arnold GW, Steven DE. 1996. The effects of habitat fragmentation and livestock-grazing on animal communities in remnants of gimlet *Eucalyptus salubris* woodland in the Western Australian Wheatbelt I . Arthropods. *Journal of Applied Ecology*. **33**: 1281-1301.
- Abrahams AD, Parsons AJ, Wainwright J. 1995. Effects of vegetation change on interrill runoff and erosion, Walnut Gulch, southern Arizona. *Geomorphology*. **13**: 37-48.
- Abu-Awwad AM, Shatanawi MR. 1997. Water harvesting and infiltration in arid areas affected by the surface crust: examples from Jordan. *Journal of Arid Environments*. **37**(3): 443-452.
- Adane ZA, Gates JB. 2015. Determining the impacts of experimental forest plantation on groundwater recharge in the Nebraska Sand Hills (USA) using chloride and sulfate. *Hydrogeology Journal*. **23**(1): 81-94.
- Adler PB, Raff DA, Lauenroth WK. 2001. The effect of grazing on the spatial heterogeneity of vegetation. *Oecologia*. **128**: 465-479.
- Adler P, Milchunas D, Sala O, Burke I, Lauenroth W. 2005. Plant traits and ecosystem grazing effects: comparison of U.S. Sagebrush steppe and Patagonian steppe. *Ecological Applications*. **15**(2): 774-792.
- Aguiar MR, Sala OE. 1999. Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*. **14**: 273-277.
- Allen CD. 2007. Interactions across spatial scales among forest dieback, fire, and erosion in northern New Mexico landscapes. *Ecosystems*. **10**: 797-808.
- Allington GRH, Valone TJ .2010. Reversal of desertification: the role of physical and chemical soil properties. *Journal of Arid Environments*. **74**: 973-977.
- Ares J, Beeskov AM, Bertiller M, Rostagno M, Irisarri M, Anchorena J, Defossé G, Merino C. 1990. Structural and dynamic characteristics of overgrazed lands of

- nortern Patagonia, Argentina, in: Breymeyer, A. (Ed.), *Managed Grasslands*. Elsevier Science, Amsterdam. 149-175.
- Ares J, Bertiller MB, Bisigato A. 2003a. Modeling and measurement of structural changes at a landscape scale in dryland areas. *Environmental Modeling and Assessment*. **8**: 1-13.
- Ares J, del Valle HF, Bisigato AJ. 2003b. Detection of process-related changes in plant patterns at extended spatial scales during early dryland desertification. *Global Change Biology*. **9**: 1643-1659.
- Austin TA, Yahdjian ML, Stark JM, Belnap J, Porporato A, Burke IC, Choromanska U, Ravetta D, Schaeffer SM .2004. Water pulses and biogeochemical cycles in arid and semiarid ecosystems. *Oecologia*. **142**: 221-235.
- Bahamonde H. Gargaglione V, Peri PL. 2017. Sheep faeces decomposition and nutrient release across an environmental gradient in Southern Patagonia. *Ecología Austral*. **27**: 18–28.
- Bailey DW, Gross JE, Laca EA, Rittenhouse LR, Coughenour MB, Swift DM, Sims PL. 1996. Mechanisms that result in large herbivore grazing distribution patterns. *Journal of Range Management*. **49**:386–400
- Bautista S, Mayor AG, Bourakhouadar J, Bellot J. 2007. Plant spatial pattern predicts hillslope runoff and erosion in a semiarid Mediterranean landscape. *Ecosystems*. **10**: 987-998.
- Beeskow AM, Elissalde NO, Rostagno CM. 1995. Ecosystem change associated with grazing intensity on the Punta Ninfas rangelands of Patagonia, Argentina. *Journal of Range Management*. **48**: 517-522.
- Beider A. 2008. Fichas INTA de la flora nativa de Patagonia en elaboración, comunicación personal.
- Belnap J, Gillette DA. 1998. Vulnerability of desert biological soil crusts to wind erosion: the influences of crust development, soil texture, and disturbance. *Journal of Arid Environments*. **39**: 133-142.

- Bertiller MB. 1998. Spatial patterns of the germinable soil seed bank in northern Patagonia. *Seed Science Research*. **8**:39-45.
- Bertiller MB, Bisigato AJ. 1998. Vegetation dynamics under grazing disturbance. The state-and-transition model for the Patagonian steppes. *Ecología Austral*. **8**:191-199.
- Bertiller MB, Sain CL, Carrera AL. 2002. Effect of fine-scale spatial variation of soil nitrogen on the performance of the sexes of *Poa ligularis* in patchy ecosystems of northern Patagonia. *International Journal of Plant Sciences*. **163**: 419-425.
- Bertiller MB, Bisigato AJ, Carrera AL, Del Valle HF. 2004. Estructura y funcionamiento de los ecosistemas del Monte Chubutense. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*. **39**:139-158.
- Bertiller MB, Ares JO. 2008. Sheep spatial grazing strategies at the arid Patagonian Monte, Argentina. *Rangeland Ecology & Management*. **6**: 38-47.
- Bestelmeyer BT, Trujillo DA, Tugel AJ, Havstad KM. 2006. A multi-scale classification of vegetation dynamics in aridlands: what is the right scale for models, monitoring, and restoration?. *Journal of Arid Environments*. **65**: 296-318.
- Bhark EW, Small EE. 2003. Association between plant canopies and the spatial patterns of infiltration in shrubland and grassland of the Chihuahuan Desert, New Mexico. *Ecosystems*. **6**:185-196.
- Bisigato AJ, Bertiller MB. 1997. Grazing effects on patchy dryland vegetation in northern Patagonia. *Journal Arid Environment*. **36**: 639-653.
- Bisigato AJ, Bertiller MB. 1999. Seedling emergence and survival in contrasting soil microsites in Patagonian Monte shrubland. *Journal of Vegetation Science*. **10**: 335-342.
- Bisigato AJ, Ares J, Bertiller MB. 2002. Assessment of pristine vegetation structure in semiarid shrublands based on spatial explicit modeling. *Phytocoenologia*. **32**: 581-594.
- Bisigato AJ, Bertiller MB, Ares JO, Pazos GE. 2005. Effect of grazing on plant patterns in arid ecosystems of Patagonian Monte. *Ecography*. **28**: 561-572.

- Bisigato AJ, Lopez Laphitz RM, Carrera AL. 2008. Non-linear relationships between grazing pressure and conservation of soil resources in Patagonian Monte shrublands. *Journal Arid Environment*. **72**: 1464-1475.
- Bisigato AJ, Lopez Laphitz RM. 2009. Ecohydrological effects of grazing-induced degradation in the Patagonian Monte, Argentina. *Austral Ecology*. **34**: 545-557.
- Bisigato A, Villagra PE, Ares J, Rossi BE. 2009. Vegetation heterogeneity in Monte Desert ecosystems: A multi-scale approach linking patterns and processes. *Journal of Arid Environments*. **73**: 182-191.
- Bisigato AJ, Hardtke LA, del Valle HF, Bouza PJ, Palacio RG. 2016. Regional-scale vegetation heterogeneity in northeastern Patagonia: Environmental and spatial components. *Community Ecology*. **17**(1): 8-16.
- Bochet E, Rubio JL, Poesen J. 1999. Modified topsoil islands within patchy Mediterranean vegetation in SE Spain. *Catena*. **38**: 23-44.
- Boeken B, Shachak M. 1994. Desert plant communities in human-made patches-implications for management. *Ecological Applications*. **4**: 702-716.
- Bouza PJ, del Valle HF. 1997. Génesis de pavimentos de desierto en el ambiente pedemontano del Bajo de la Suerte, noreste del Chubut extrandino. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*. **52**(2):157-168.
- Bouza PJ, Del Valle HF.1998. Propiedades micromorfológicas del suelo superficial y subsuperficial en un ambiente pedemontano árido de Patagonia, Argentina. *Ciencia del Suelo*. **16**: 30-38.
- Bouza PJ. 2012. Génesis de las acumulaciones de carbonatos en ardisoles nordpatagónicos: su significado paleopedológico. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*. **69**(2): 300-315.
- Branson FA, Gifford GF, Renard KG, Hadley RF. 1981. Rangeland Hydrology. 2nd edn. Society for Range Management. Denver, Colorado. 339 pp.
- Bremner JM, Mulvaney CS. 1982. Nitrogen-total. In Methods of Soil Analysis, Part 2, 2nd edn. In: Page AL, Miller RH, Keeney DR. (eds.). American Society of Agronomy, Madison. 595-624.

- Breshears DD, Barnes FJ. 1999. Interrelationships between plant functional types and soil moisture heterogeneity for semiarid landscapes within the grassland/forest continuum: a unified conceptual model. *Landscape Ecology*. **14**:465-478.
- Breshears DD, Whicker JJ, Johansen MP, Pinder JE. 2003. Wind and water erosion and transport in semi-arid shrubland, grassland and forest ecosystems: quantifying dominance of horizontal wind-driven transport. *Earth Surface Processes and Landforms*. **28**: 1189-1209, DOI: 10.1002/esp.1034.
- Briske DD, Fuhlendorf SD, Smeins FE. 2006. A unified framework for assessment and application of ecological thresholds. *Rangeland Ecology and Management*. **59**(3): 225-236.
- Briske DD, Bestelmeyer BT, Stringham TK, Shaver PL. 2008. Recommendations for development of resilience-based state-and-transition models. *Rangeland Ecology and Management*. **61** (4): 359-367.
- Brodie C, Houle G, Fortin M. 1995. Development of a *Populus balsamifera* clone in subarctic Quebec reconstructed from spatial analyses. *Journal of Ecology*. **83**: 309-320.
- Buis ML. 2010. Stata tip 87: Interpretation of interactions in non-linear models. *Stata Journal*. **10**(2): 305-308.
- Burri K, Gromke C, Graf F. 2013. Mycorrhizal fungi protect the soil from wind erosion: a wind tunnel study. *Land Degradation & Development*. **24**: 385-392. DOI:10.1002/ldr.1136.
- Busso CA, Bonvissuto GL, Torres YA. 2012. Seedling recruitment and survival of two desert grasses in the Monte of Argentina. *Land Degradation & Development*. **23**:116-129.
- Cabrera AL. 1978. La vegetación de Patagonia y sus relaciones con la vegetación Altoandina y Puneña. In: C. Troll and Lauer (eds.). *Geological Relations between the Southern temperate zone and the tropical mountains*. Erdwissen schaftliche Forschung, XI Franz Seiner Verlag, Wiesbaden. 329-343.
- Cammeraat LH, Imeson AC. 1999. The evolution and significance of soil-vegetation patterns following land abandonment and fire in Spain. *Catena*. **37**: 107-127.

- Campanella MV, Bertiller MB. 2008. Plant phenology, leaf traits and leaf litterfall of contrasting life forms in the arid Patagonian Monte, Argentina. *Journal of Vegetation Science*. **19**: 75-85.
- Canfield RH. 1941. Application of the line interception method in sampling range vegetation. *Journal of Forestry* **39**: 388-394.
- Cerdà A. 1997. The effect of patchy distribution of *Stipa tenacissima* L. on runoff and erosion. *Journal of Arid Environments*. **36**: 37-51.
- Cerdà A. 1998. The influence of aspect and vegetation on seasonal changes in erosion under rainfall simulation on a clay soil in Spain. *Canadian Journal of Soil Science*. **78**: 321-330.
- Cerdà A. 2001. Effects of rock fragment cover on soil infiltration, interrill runoff and erosion. *European Journal of Soil Science* **52**: 59-68.
- Chartier MP, Rostagno CM. 2006. Soil erosion thresholds and alternative states in northeastern Patagonian rangelands. *Rangeland Ecology & Management*. **59**: 616-624.
- Chartier MP, Rostagno CM, Pazos, GE. 2011. Effects of soil degradation on infiltration rates in grazed semiarid rangelands of northeastern Patagonia, Argentina. *Journal of Arid Environments*. **75**: 656-661.
- Chartier MP, Rostagno CM, Videla LS. 2013. Selective erosion of clay, organic carbon and total nitrogen in grazed semiarid rangelands of northeastern Patagonia, Argentina. *Journal of Arid Environments*. **88**: 43-49.
- Cheli GH, Pazos GE, Flores GE, Corley JC. 2016. Efecto de los gradientes de pastoreo ovino sobre la vegetación y el suelo de Península Valdés, Patagonia, Argentina. *Ecología Austral*. **26**: 200-211.
- Cingolani AM, Anchorena J, Stoffella S, Collantes MB. 2002. A landscape-scale model for optimal management of sheep grazing in the Magellanic steppe. *Applied Vegetation Science*. **5**: 159-166.
- Cingolani AM, Noy-Meir I, Díaz S. 2005. Grazing effects on rangeland diversity: a synthesis of contemporary models. *Ecological Applications*. **15**: 757-773.

- Clifford P, Richardson S, Hemon D. 1989. Assessing the Significance of the Correlation between Two Spatial Processes. *Biometrics*. **45**: 123-34.
- Cohen J. 1969. Statistical power analysis for the behavioral sciences. New York. Academic Press.
- Cook PG, Walker GR, Jolly ID. 1989. Spatial variability of groundwater recharge in a semiarid region. *Journal of Hydrology*. **111**:195-212.
- Coronato A, Coronato F, Mazzoni E, Vázquez M. 2008. Physical geography of Patagonia and Tierra del Fuego. En: Late cenozoic of Patagonia and Tierra del Fuego. Development in quaternary sciences. Rabassa J. (ed.), Elsevier. Amsterdam. The Netherlands. 13-56.
- Coronato FR, Fasioli E, Schweitzer AF, Tourrand JF. 2015. Rethinking the role of sheep in the local development of Patagonia, Argentina. *Livestock Farming & Local Development*. **68**(2-3):129-133.
- Coughenour MB. 1991. Spatial components of plant-herbivore interactions in pastoral, ranching and native ungulate ecosystems. *Journal of Range Management*. **44**:530–542.
- Dale, MRT. 1999. *Spatial pattern analysis in plant ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Dale MRT, Fortin MJ. 2002. Spatial Autocorrelation and Statistical Tests in Ecology. *Écoscience*. **9**: 162-67.
- Deblauwe V, Barbier N, Couteron P, Lejeune O, Bogaert J. 2008. The global biogeography of semi-arid periodic vegetation patterns. *Global Ecology and Biogeography*. **17**: 715-723.
- de Knegt HJ, Hengeveld GM, van Langevelde F, de Boer WF, Kirkman KP. 2007. Patch density determines movement patterns and foraging efficiency of large herbivores. *Behavioral Ecology*. **18**:1065-1072.
- Desconnets, JC, Taupin JD, Lebel T, Leduc C. 1997. Hydrology of the HAPEX-Sahel Central Super Site: surface water drainage and aquifer recharge through the pool systems. *Journal of Hydrology*. **189**: 155-178.

- del Valle HF, Elissalde NO, Gagliardini DA, Milovich J. 1998. Status of desertification in the Patagonian region: assessment and mapping from satellite imagery. *Arid Soil Research and Rehabilitation*. **12**: 95-122.
- del Valle HF, Rostagno CM, Coronato FR, Bouza PJ, Blanco PD. 2008. Sand dune activity in north-eastern Patagonia. *Journal of Arid Environments*. **72**: 411-422.
- Diggle PJ, Ribeiro JPJ. 2007. Model Based Geostatistics Springer, New York.
- Dodd JL. 1994. Desertification and Degradation of Africa' s Rangelands. *Rangelands*. **16**: 180-183.
- Dregne HE. 1996. Desertification: Challenges Ahead. *Annals of Arid Zone*. **35**: 305-311.
- Du TS, Kang SZ, Yan BY, Zhang JH. 2013. Alternate furrow irrigation: a practical way to improve grape quality and water use efficiency in arid Northwest China. *Journal of Integrative Agriculture*.**12**(3):509-519.
- Dufrene M, Legendre P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*. **67**(3):345-366.
- Dutilleul P.1993. Spatial heterogeneity and the design of ecological field experiments. *Ecology*. **74**: 1646-1658.
- Dutilleul P, Legendre P. 1993. Spatial heterogeneity against heteroscedasticity: An ecological paradigm versus a statistical concept. *Oikos*. **66**: 152-171.
- Dussart E, Lerner P, Peinetti R. 1998. "Long-term dynamics of two populations of *Prosopis caldenia* Burkart". *Journal of Range Management*. **51**: 685-691.
- Eldridge DJ, Bowker MA, Maestre FT, Roger E, Reynolds JF, Whitford WG. 2011. Impacts of shrub encroachment on ecosystem structure and functioning: towards a global synthesis. *Ecology Letters*. **14**: 709-722.
- Eldridge DJ, Soliveres S, Bowker MA, Val J. 2013. Grazing dampens the positive effects of shrub encroachment on ecosystem functions in a semi-arid woodland. *Journal of Applied Ecology*. **50**(4): 1028-1038, DOI: 10.1111/1365-2664.12105.

- Escribano Velasco P, Palacios Orueta A, Oyonarte Gutiérrez C. 2008. Cuantificación y distribución espacial de los tipos de cubierta en los ecosistemas semiáridos con imágenes hiperespectrales, caso práctico en el Parque Natural Cabo de Gata-Níjar (Almería). *Ecosistemas*. **17**(3):79-88.
- Fernández RJ, Nuñez AH, Soriano A. 1992. Contrasting demography of two Patagonian shrubs under different conditions of sheep grazing and resource supply. *Oecologia*. **91**: 39-46.
- Fernández Gálvez J. 2010. El recurso suelo-agua en medios áridos y semiáridos. In: C4 y CAM Características generales y uso en programas de desarrollo de tierras áridas y semiáridas Homenaje al doctor Julio López Gorgé. Gonzalez Rebollar JL y Chueca Sancho A (eds.) 143-149.
- Fidalgo F, Riggi JC. 1970. Consideraciones geomórficas y sedimentológicas sobre los Rodados Patagónicos. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*. **25**: 430-443.
- Folke C, Carpenter SR, Walker BH, Scheffer M, Elmqvist T, Gunderson LH, Holling CS. 2004. Regime shifts, resilience and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology and Systematics*. **35**:557-581.
- Fortin MJ, Dale M. 2005. Spatial Analysis: A guide for Ecologists. Cambridge University Press.
- Friedel MH. 1991. Range condition assessment and the concept of thresholds: A viewpoint. *Journal of Range Management*. **44**: 422-426.
- Gabarrón-Galeote MA, Martínez-Murillo JF, Ruiz-Sinoga JD. 2012. Relevant effects of vegetal cover and litter on the soil hydrological response of two contrasting Mediterranean hillslopes at the end of the dry season (south of Spain). *Hydrological Processes*. **26**: 1729-1738, DOI: 10.1002/hyp.8254
- García Martínez GC, Ciari G, Gaitán J, Caruso C, Nagahama N, Opazo W, Nakamatsu V, Lloyd C, Cotut C, Irisarri G, Escobar J. 2017. Análisis de la evolución del clima y los pastizales naturales en el noroeste de la provincia de Chubut, Argentina, durante el período 2000-2014: identificación de variables asociadas a la disminución de las existencias ganaderas en la región. *Agriscientia*. **34**(1): 59-69 DOI: <http://dx.doi.org/10.31047/1668.298x.v34.n1.17466>

- Gates JB, Edmunds WM, Darling WG, Ma J, Pang Z, Young AA. 2008b. Conceptual model of recharge to southeastern Badain Jaran Desert groundwater and lakes from environmental tracers. *Applied Geochemistry*. **23**:3519-3534.
- Gee GW, Bauder JW. 1986. Particle-size analysis. En: Klute, A. (Ed.), *Methods of Soil Analysis, Part 1. Physical and Mineralogical Methods*. 2nd Edition. Agronomy, vol. 9. Soil Sci. Soc. Am., Madison. 383-411.
- Geist H, Lambin EF. 2004. Dynamic causal patterns of desertification. *BioScience*. **54**: 817-829.
- Golodets C, Boeken B. 2006. Moderate sheep grazing in semiarid shrubland alters small-scale soil surface structure and patch properties. *Catena*. **65**: 285-291, DOI: 10.1016/j.catena.2005.12.005.
- Golluscio R, Mercau J. 1994. Cambios en la biodiversidad ante distintos grados de desertificación provocada por el pastoreo. Taller Internacional sobre Recursos Fitogenéticos, Desertificación y Uso Sustentable.
- Golluscio RA, Deregibus VA, Paruelo JM. 1998. Sustainability and range management in the Patagonian steppes. *Ecología Austral*. **8**: 265-284.
- Gordon IJ, Hester AJ, Festa-Bianchet M. 2004. The management of wild large herbivores to meet economic, conservation and environmental objectives. *Journal of Applied Ecology*. **41**: 1021–1031.
- Gore KP, Pendke MS, Gurunadha R, Gupta CP. 1998. Groundwater modeling to quantify the effect of water harvesting structures in Wagarwadi watershed, Parbhani district, Maharashtra, India. *Hydrological Processes*. **12**: 1043-1052.
- Groffman PM, Baron JS, Blett T, Gold AJ, Goodman I, Gunderson LH, Levinson BM, Palmer MA, Paerl HW, Peterson GD, Poff NL, Rejeski DW, Reynolds JF, Turner MG, Weathers KC, Weins JA. 2006. Ecological thresholds: the key to successful environmental management or an important concept with no practical application?. *Ecosystems*. **9**(1):1–13.
- Gunderson LH. 2000. Resilience in theory and practice. *Annual Review of Ecology and Systematics*. **31**: 425-439.

- Heemskerk M, Wilson K, Pavao-Zuckermann M .2003. Conceptual models as tools for communication across disciplines. *Ecology and Society*. **7**: 1-8.
- Hemming CF. 1965. Vegetation arcs in Somaliland. *Journal of Ecology*. **53**: 57-67.
- Hijmans RJ. 2014. Raster: raster: Geographic data analysis and modeling. R package version 2.3-12. <http://cran.R-project.org/package=raster>.
- Hodgson J.1979. Nomenclature and definitions in grazing studies. *Grass and Forage Science*. **34**: 11-18.
- Hoover DL, Knapp AK, Smith MD. 2014. Resistance and resilience of a grassland ecosystem to climate extremes. *Ecology*. **95**(9): 2646-2656.
- Imeson AC, Prinsen HAM. 2004. Vegetation patterns as biological indicators for identifying runoff and sediment source and sink areas for semi-arid landscapes in Spain. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. **104**: 333-342.
- Jackson LJ, Trebitz AS, Cottingham KL. 2000. An introduction to the practice of ecological modeling. *BioScience*. **50**:694-706.
- Jin Z, Dong YS, Qi YC, Liu WG, An ZS. 2013. Characterizing variation in soil particles-size distribution along a grass-desert shrub transition in the Ordos Plateau in Inner Mongolia China. *Land Degradation & Development*. **24**: 141-146, DOI: 10.1002/ldr.1112.
- Jobbágy EG, Jackson RB. 2003. Patterns and mechanisms of soil acidification in the conversion of grasslands to forests. *Biogeochemistry*. **64**: 205- 229.
- Kakembo V, Ndlela S, Cammeraat E. 2012. Trends in vegetation patchiness loss and implications for landscape function: the case of *Pteronia incana* invasion in the Eastern Cape Province, South Africa. *Land Degradation & Development*. **23**: 548-556, DOI: 10.1002/ldr.2175
- Kéfi S, Rietkerk M, Alados CL, Pueyo Y, Papanastasis VP, ElAich A, de Ruiter PC. 2007a. Spatial vegetation patterns and imminent desertification in Mediterranean arid ecosystems. *Nature*. **449**: 213-217.

- Kieft TL, White CS, Loftin SR, Aguilar R, Craig JA, Skaar DA. 1998. Temporal dynamics in soil carbon and nitrogen resources at a grassland-shrubland ecotone. *Ecology*. **79**:671–683.
- Kilmer VJ, Alexander LT. 1949. Methods of making mechanical analysis of soils. *Soil Science*. **68**: 15-24.
- King EG, Hobbs RJ. 2006. Identifying linkages among conceptual models of ecosystem degradation and restoration: towards an integrative framework. *Restoration Ecology*. **14**: 369-378.
- King EG, Franz TE, Caylor KK. 2011. Ecohydrological interactions in a degraded two-phase mosaic dryland: Implications for regime shifts, resilience and restoration, *Ecohydrology*. **5**:733-745. DOI: 10.1002/eco.260.
- Kröpfl AI, Cecchi GA, Villasuso NM, Distel RA. 2013. Degradation and recovery processes in Semi-Arid patchy rangelands of northern Patagonia, Argentina. *Land Degradation & Development*. **24**: 393–399, DOI: 10.1002/ldr.1145
- Laliberté E, Wells J, Declerck F, Metcalfe DJ, Catterall CP, Queiroz C, Aubin I, Bonser SP, Ding Y, Fraterrigo JM, McNamara S, Morgan JW, Merlos DS, Vesk P, Mayfield MM. 2010. Land-use intensification reduces functional redundancy and response diversity in plant communities. *Ecology Letters*. **13**: 76-86, DOI: 10.1111/j.1461-0248.2009.01403.x
- La Manna L, Buduba C, Rostagno, CM. 2016. Soil erodibility and quality of volcanic soils as affected by pine plantations in degraded rangelands of NW Patagonia. *European Journal of Forest Research*. **135**(4):643-655.
- Lange RT. 1969. The Piosphere: Sheep track and dung patterns. *Journal of Range Management*. **2**: 396-400.
- Larreguy C, Carrera AL, Bertiller MB., 2011. Production and turnover rates of shallow fine roots in rangelands of the Patagonian Monte, Argentina. *Ecological Research*. **27**: 61-68.
- Launchbaugh KL, Howery LD. 2005. Understanding landscape use patterns of livestock as a consequence of foraging behavior. *Rangeland Ecology and Management*. **58**: 99-108.

- Legendre P. 1993. Spatial autocorrelation: a trouble or new paradigm?. *Ecology*. **74**:1659-1673.
- Lezama F, Baeza S, Altesor A, Cesa A, Chaneton E J, Paruelo JM. 2014. Variation of grazing-induced vegetation changes across a large-scale productivity gradient. *Journal of Vegetation Science*. **25**: 8–21.
- Li XJ, Li XR, Song WM, Gao YP, Zheng JG, Jia RL. 2008. Effects of crust and shrub patches on runoff, sedimentation, and related nutrient (C, N) redistribution in the desertified steppe zone of the Tengger Desert, northern China. *Geomorphology*. **96**: 221-232. DOI: 10.1016/j.geomorph.2007.08.006.
- Lin D, Jin M, Liang X, Zhan H. 2013. Estimating groundwater recharge beneath irrigated farmland using environmental tracers fluoride, chloride and sulfate. *Hydrogeology Journal*. **21**:1469-1480.
- León RJC, Aguiar MR. 1985. El deterioro por uso pastoril en estepas herbáceas patagónicas. *Phytocoenologia*. **13**:181-196.
- Lopez D, Brizuela M, Willems P, Aguiar M, Siffredi G, Bran D. 2013. Linking ecosystem resistance, resilience, and stability in steppes of North Patagonia. *Ecological Indicators*. **24**:1-11.
- López DR, Cavallero L, Easdale MH, Carranza CH, Ledesma M, Peri PL. 2017. Resilience management at the landscape level: An approach to tackling social-ecological vulnerability of agroforestry systems. En F. Montagnini (ed.), *Integrating landscapes: Agroforestry for biodiversity conservation and food sovereignty*. Estados Unidos: Springer. *Advances in Agroforestry*. 12.
- Lozano FJ, Soriano M, Martínez S, Asensio C. 2013. The influence of blowing soil trapped by on fertility in Tabernas District. *Land Degradation & Development*. **24**: 575-581, DOI 10.1002/ldr.2186.
- Ludwig, J. A., and D. J. Tongway. 2000. Viewing rangelands as landscape systems. In: O. Arnalds and S. Archer, editors. *Rangeland desertification*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. 39-52.

- Ludwig JA, Wilcox BP, Breshears DD, Tongway DJ, Imeson AC. 2005. Vegetation patches and runoff-erosion as interacting ecohydrological processes in semiarid landscapes. *Ecology* **86**: 288–297, DOI: 10.1890/03-0569
- Ludwig JA, Bartley R, Hawdon AA, Abbott BN, McJannet D. 2007. Patch configuration non-linearly affects sediment loss across scales in a grazed catchment in north-east Australia. *Ecosystems*. **10**: 839-845.
- Maestre FT, Reynolds JF, Huber-sannwald E, Herrick J, Smith MS. 2006. Understanding global desertification: Biophysical and socioeconomic dimensions of hydrology. In D´Odorico P, Porporato A (eds.), *Dryland Ecohydrology*. Springer, Dordrecht, The Netherlands. 315-332.
- Maestre FT, Bowker MA, Puche MD, Hinojosa MB, Martinez I, Garcia- Palacios P, *et al.* 2009. Shrub encroachment can reverse desertification in semiarid Mediterranean grasslands. *Ecology Letters*. **12**: 930-941.
- Magliano PN, Breshears DD, Fernández RJ, Jobbágy E G. 2015. Rainfall intensity switches ecohydrological runoff/runon redistribution patterns in dryland vegetation patches. *Ecological Applications* **25**: 2094-100.
- Magliano PN, Fernández RJ, Giménez R, Marchesini VA, Páez RA, Jobbágy E G. 2016. Cambios en la partición de flujos de agua en el Chaco Árido al reemplazar bosques por pasturas. *Ecología Austral*. **26**: 95-106.
- Massara Paleto V. 2010. Tesis Efecto de la variabilidad interanual de las precipitaciones sobre la productividad primaria neta aérea en una estepa gramínea pastoreada por ovinos. Escuela para Graduados Alberto Soriano. Facultad de Agronomía UBA.
- Mayor AG, Bautista S, Small EE, Dixon M, Bellot J. 2008. Measurement of the connectivity of runoff source areas as determined by vegetation pattern and topography: A tool for assessing potential water and soil losses in drylands. *Water Resources Research*. **44**: 10 W10423.
- Mayor AG, Kéfi S, Bautista S, Rodríguez F, Cartení F, Rietkerk M. 2013. Feedbacks between vegetation pattern and resource loss dramatically decrease ecosystem resilience and restoration potential in a simple dryland model. *Journal of Landscape Ecology*. **28**: 931-942, DOI:10.1007/s10980-013-9870-4.

- Mazerolle MJ . 2017 . AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c). R package version 2.1-1. <https://cran.r-project.org/package=AICcmodavg>.
- Mazzarino MJ, Bertiller MB, Sain C, Satti P, Coronato F. 1998. Soil nitrogen dynamics in northeastern Patagonia steppe under different precipitation regimes. *Plant and Soil*. **202**: 125-131.
- Mazzonia E, Vazquez M. 2010. Desertification in Patagonia. Natural Hazards and Human- exacerbated Disasters in Latin American. Elsevier. *Developments in Earth Surface Processes*. **13**: 351–377.
- McMahon PB, Dennehy KF, Michel RL, Sophocleous MA, Ellett KM, Hurlbut DB . 2003. Water movement through thick unsaturated zones overlying the Central High Plains Aquifer, southwestern Kansas, 2000–2001. US Geol Surv Water Resour Invest Rep. 03–4171:32.
- Meglioli PA, Araniba JN, Villagra PE, Alvarez JA, Jobbágy EG. 2014. Livestock stations as foci of groundwater recharge and nitrate leaching in a Sandy Desert of the Central Monte, Argentina. *Ecohydrology*. **7**:600-611. <http://dx.doi.org/10.1002/eco.1381>.
- Mercer JH. 1976. Glacial history of southernmost South America. *Quaternary Research*. **6**: 125-166.
- Meyer GA, Wells SG, Jull AJT. 1995. Fire and alluvial chronology in Yellowstone National Park: climatic and intrinsic controls on Holocene geomorphic processes. *Geological Society of America Bulletin*. **107**: 1211-1230.
- Milchunas DG, Sala OE, Lauenroth WK. 1988. A generalized model of the effect of grazing by large herbivores on grasslands community structure. *The American Naturalist*. **130**: 168-198.
- Miller JR, Turner MG, Smithwick EAH, Dent CL, Stanley EH. 2004. Spatial extrapolation: the science of predicting ecological patterns and processes. *BioScience*. **54**: 310-320.
- Milton SJ, Dean WR, du Plessis MA, Siegfried WR. 1994. A conceptual model of arid rangeland degradation. *Bioscience*. **44**:70-6.

- Morales D, Rostagno CM, La Manna L . 2013. Runoff and erosion from volcanic soils affected by fire: the case of *Austrocedrus chilensis* forests in Patagonia, Argentina. *Plant and Soil*. **370**(1–2): 367-380. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-013-1640-1>.
- Moreno-de las Heras M, Saco PM, Willgoose GR, Tongway DJ. 2011. Assessing landscape structure and pattern fragmentation in semiarid ecosystems using patch-size distributions. *Journal of Applied Ecology*. **21**(7):2793-2805.
- Mücher HJ, Chartres CJ, Tongway DJ, Greene RS. 1988. Micromorphology and significance of the surface crust of soil in rangeland near Cobar, Australia. *Geoderma*. **42**:227-244.
- Müller F, Hoffman-Kroll R, Wiggering H. 2000. Indicating ecosystem integrity-theoretical concepts and environmental requirements. *Ecological Modelling*. **130**: 13-23.
- Mueller-Dombois D, Ellenberg H. 1974. Aims and Methods of Vegetation Ecology. Wiler & sons, New York.
- Mysterud A. 2006. The concept of overgrazing and its role in management of large herbivores. *Wildlife Biology*. **12**: 129-141.
- Nash DJ. 2000. Arid geomorphology. *Progress in Physical Geography*. **24**(3): 425-443.
- Nash MS, Jackson E, Whitford WG. 2003. Soil microtopography on grazing gradients in Chihuahuan desert grasslands. *Journal of Arid Environments*. **55**: 181-192.
- Noy-Meir I. 1973. Desert ecosystems: environment and producers. *Annual Review of Ecological Systems*. **4**: 25–51.
- Noy-Meir I. 1985. Desert ecosystem structure and function. In M. Evenari, I. Noy-Meir & D. W. Woodall (eds.), *Hot deserts and shrublands*. Elsevier, New York. 93-104.
- Okin GS, Gillette DA, Herrick JE. 2006. Multi-scale controls on and consequences of aeolian processes in landscape change in arid and semi-arid environments. *Journal Arid Environment*. **65**: 253-275.

- Okin GS, Parsons AJ, Wainwright J, Herrick JE, Bestelmeyer BT, Peters DC, Fredrickson EL. 2009. Do changes in connectivity explain desertification? *BioScience* **59**: 237-244. DOI: 10.1525/bio.2009.59.3.8.
- Oñatibia GR, Aguiar MR. 2018. Paddock Size Mediates the Heterogeneity of Grazing Impacts on Vegetation. *Rangeland Ecology & Management* **71**(4): 470-480. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2018.03.002>.
- Oñatibia GR, Boyero L, Aguiar MR. 2018. Regional productivity mediates the effects of grazing disturbance on plant cover and patch-size distribution in arid and semi-arid communities. *Oikos* **127**(8): 1205-1215. <https://doi.org/10.1111/oik.05104>.
- Parizek B, Rostagno CM, Sottini R. 2002. Soil erosion as affected by shrub encroachment in north-eastern Patagonia. *Journal Range Management*. **55**: 43-48.
- Parsons AJ, Abrahams AD, Simanton JR. 1992. Microtopography and soil-surface material on semi-arid piedmont hillslope, southern Arizona. *Journal of Arid Environments*. **22**: 107–115.
- Parsons AJ, Brazier RE, Wainwright J, Powell DM. 2006. Scale relationships in hillslope runoff and erosion. *Earth Surface Processes and Landforms*. **31**: 1384–1393, DOI:10.1002/esp1345.
- Paruelo JM, Beltrán A, Jobbágy E, Sala OE, Golluscio RA. 1998. The climate of Patagonia: General patterns and controls on biotic processes. *Ecología Austral*. **8**: 85-101.
- Paruelo JM, Aguiar MR. 2003. Impacto humano sobre los ecosistemas: el caso de la desertificación. *Ciencia Hoy*. **13**: 48-59.
- Pazos GE, Bisigato AJ, Bertiller MB. 2007. Abundance and spatial patterning of coexisting perennial grasses in grazed shrublands of the Patagonian Monte. *Journal of Arid Environments*. **70**: 316-328.
- Pelliza A, Bonino NA, Bonvissuto GL, Amaya JN. 1984. Composición botánica de la dieta de herbívoros silvestres y domésticos en el área de Pilcaniyeu, Río Negro. I. Resultados de un año de muestreo. IDIA: 429-432.

- Perelman SB, León R, Bussaca J. 1997. Floristic changes related to grazing intensity in a Patagonian shrub steppe. *Ecography*. **20**: 400-406.
- Peters DPC, Havstad KM. 2006. Nonlinear dynamics in arid and semi-arid systems: Interactions among drivers and processes across scales. *Journal Arid Environment*. **65**:196-206.
- Peters DPC, Bestelmeyer BT, Herrick JE, Fredrickson EL, Monger HC, Havstad KM. 2006. Disentangling complex landscapes: new insights into arid and semiarid system dynamics. *BioScience*. **56**: 491-501.
- Peters DPC, Sala OE, Allen CD, Covich A, Brunson M. 2007. Cascading events in linked ecological and socioeconomic systems: Predicting change in an uncertain world. *Frontiers in Ecology and the Environment*. **5**: 221-224.
- Poesen J, Torri D, Bunte K.1994. Effects of rock fragments on soil erosion by water at different spatial scales: a review. *Catena*. **23**: 141-166.
- Pockman WT, Small EE. 2010. The influence of spatial patterns of soil moisture on the grass and shrub responses to a summer rainstorm in a Chihuahuan desert ecotone. *Ecosystems*. **13**:511-525.
- Puigdefábregas J, Sole A, Gutierrez L, Del Barrio G, Boer M. 1999. Scales and processes of water and sediment redistribution in drylands: results from the Rambla Honda field site in southeast Spain. *Earth-Science Reviews* **48**: 39–70, DOI: 10.1016/S0012-8252(99)00046-X
- Puigdefábregas J. 2005. The role of vegetation patterns in structuring runoff and sediment fluxes in drylands. *Earth Surface Processes and Landforms* **30**: 133–147, DOI: 10.1002/esp.1181
- Putfarken D, Dengler J, Lehmann S, Härdtle W. 2007. Site use of grazing cattle and sheep in a large-scale pasture landscape: a GPS/GIS assessment. *Applied Animal Behaviour Science*. **111**: 54-67
- Pye K. 1987. *Aeolian Dust and Dust Deposits*. Academic Press, London.
- Pye K. 1995. The nature, origin and accumulation of loess. *Quaternary Science*. **14**: 653–667.

- R Core Team. 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Ravi S, D'Odorico P, Okin GS. 2007. Hydrologic and aeolian controls on vegetation patterns in arid landscapes. *Geophysical Research Letters*. **34**:L24S23. <http://dx.doi.org/10.1029/2007GL031023>.
- Ravi S, Breshears DD, Huxman TE, D'Odorico P. 2010. Land degradation in drylands: Interactions among hydrologic–aeolian erosion and vegetation dynamics. *Geomorphology*. **116**: 236-245, DOI:10.1016/j.geomorph.2009.11.023
- Reid DA, Graham RC, Southard RJ, Amrhein C. 1993. Slickspot soil genesis in the Carrizo Plain, California. *Soil Science Society of America Journal* **57**: 162-168.
- Reitemeier RF. 1943. Semimicroanalysis of saline soil solutions. *Industrial and Engineering Chemistry*. **5**: 393-402.
- Reynolds JF, Virginia RA, Schlesinger WH. 1997. Defining functional types for models of desertification. In: Smith TM et al. (Eds.). *Plant functional types: Their relevance to ecosystem properties and global change*. Cambridge Univ. Press, New York. 195-216.
- Reynolds JF, Stafford Smith DM. 2002. *Do humans cause deserts?* Dahlem University. Berlin. Alemania.
- Reynolds JF, Stafford Smith DM, Lambin EF, Turner BL II, Mortimore M, Batterbury SPJ, Downing TE, Dowlatabadi H, Fernandez RJ, Herrick JE, Huber-Sannwald E, Jiang H, Leemans R, Lynam T, Maestre FT, Ayarza M, Walker B. 2007. Global desertification: Building a science for dryland development. *Science*. **316**: 847-851.
- Reza MIH, Abdullah SA. 2011. Regional Index of Ecological Integrity: a need for sustainable management of natural resources. *Ecological Indicator*. **11**: 220-229.
- Richter M, Massen G, Mizuno I. 1975. Total organic carbon and oxidable organic carbon by Walkley- Back procedure in some soil of the Argentine Pampa. *Agrochimica*. **17**: 462-472.

- Rietkerk M, Ketner P, Stroosnijder L, Prins HHT. 1996. Sahelian rangeland development: a catastrophe?. *Journal of Range Management*. **49**: 512-519.
- Rietkerk M, Van de Koppel J. 1997. Alternate stable states and threshold effects in semi-arid grazing systems. *Oikos*. **78**: 69-76.
- Rietkerk M, Van de Bosch F, Van de Koppel J. 1997. Site specific properties and irreversible vegetation changes in semi-arid grazing systems. *Oikos*. **80**: 241-252.
- Rietkerk M, Boerlijst MC, van Langevelde F, HilleRisLambers R, Van de Koppel J, Kumar L, Prins HHT, de Roos AM. 2002. Self-organization of vegetation in arid ecosystems. *The American Naturalist*. **160**(4): 524-530.
- Rosenberg MS, Anderson CD. 2011. PASSaGE: Pattern Analysis, Spatial Statistics and Geographic Exegesis. Version 2 *Methods in Ecology and Evolution*. **2**: 229-232.
- Rostagno CM, del Valle HF. 1988. Mounds associated with shrubs in aridic soils of northeastern Patagonia: characteristics and probable genesis. *Catena*. **15**: 347-359.
- Rostagno CM, 1989. Infiltration and sediment production as affected by soil surface conditions in a shrubland of Patagonia, Argentina. *Journal of Range Management*. **42**: 382-385.
- Rostagno CM, del Valle HF, Videla L. 1991. The influence of shrubs on some chemical and physical properties of an aridic soil in north-eastern Patagonia, Argentina. *Journal of Arid Environments*. **20**: 179-188.
- Rostagno CM, Coronato F, Puebla D, del Valle HF. 1999. Runoff and erosion in five land units of a closed basin of northeastern Patagonia. *Arid Soil Research and Rehabilitation*. **13**: 281-292.
- Rostagno CM, Degorgue G. 2011. Desert pavements as indicators of soil erosion on aridic soils in north-east Patagonia (Argentina). *Geomorphology* **134**: 224–231, DOI: 10.1016/j.geomorph.2011.06.031.

- Rundel P, Villagra PE, Dillon MO, Roig-Juñent SA, Debandi G. 2007. Arid and semi-arid ecosystems. In: Veblen TT, Young K, Orme AE. (eds.). *The Physical Geography of South America*. Oxford University Press. 158–183.
- Sanchez G, Puigdefabregas J. 1994. Interactions of plant-growth and sediment movement on slopes in a semiarid environment. *Geomorphology*. 9: 243–60.
- Santoni CS, Jobbágy EG, Contreras S. 2010. Vadose transport of water and chloride in dry forests of central Argentina: the role of land use and soil texture. *Water Resources Research*. 46: W10541.
- Scanlon BR. 1991. Evaluation of moisture flux from chloride data in desert soils. *Journal of Hydrology*. 128: 137-156.
- Scanlon BR, Healy RW, Cook PG. 2002. Choosing appropriate techniques for quantifying groundwater recharge. *Hydrogeology Journal*. 10: 18-39. DOI 10.1007/s10040-001-0176-2.
- Scheffer M, Brock WA, Westley F. 2000. Mechanisms preventing optimum use of ecosystem services: an interdisciplinary theoretical analysis. *Ecosystems*. 3: 451-471.
- Scheffer M, Carpenter S, Foley J, Folke C, Walker B. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*. 413: 591-596.
- Schlesinger WH, Reynolds JF, Cunningham GL, Huenneke LF, Jarrell WM, Virginia RA, Whitford WG. 1990. Biological feedbacks in global desertification. *Science*. 247: 1043-1048.
- Schlesinger WH, Raikes JA, Hartley AE, Cross AF. 1996. On the spatial pattern of soil nutrients in desert ecosystems. *Ecology*. 77: 364–374.
- Schlesinger W, Pilmanis AM. 1998. Plant-soil interactions in deserts. *Biogeochemistry* 42: 169–187.
- Schoeneberger PJ, Wysocki DA, Benham EC, Broderson WD. 2002. Field book for describing and sampling soils, Version 2.0. Natural Resources Conservation Service, National Soil Survey Center, Lincoln. 226

- Schulze R. 2004. *Meta-analysis: A Comparison of Approaches*. Cambridge, Ashland. Hogrefe & Huber.
- Schwinning S, Sala OE. 2004. Hierarchy of responses to resource pulses in arid and semi-arid ecosystems. *Oecologia*. **141**: 211-220. DOI 10.1007/s00442- 1520-8.
- Senft RL, Coughenour MB, Bailey DW, Rittenhouse LR, Sala OE, Swift DM. 1987. Large herbivore foraging and ecological hierarchies. *BioScience*. **37**:789–799.
- Solon J, Degorski M, Roo-Zielinska E. 2007. Vegetation response to a topographicalsoil gradient. *Catena*. **71**: 309–320.
- Somlo R, Durañona C, Ortiz R. 1985. Valor nutritivo de especies forrajeras patagónicas. **5** (9- 10):589-605.
- Somlo, R, Bonvissuto GL, Mancora M, Pelliza Sbriller A, Willems P. 1997. *Atlas dietario de los herbívoros patagónicos*. EEA INTA Bariloche, Argentina. 64pp.
- Soriano A. 1983. Deserts and semideserts of Patagonia. In: West N.E. (Ed.), *Temperate deserts and semideserts*. Elsevier, Ámsterdam. 423-460.
- Soriano A, Movia CP. 1986. Erosión y desertización en la Patagonia. *Interciencia*. **11**: 77-83.
- Stavi I, Ungar ED, Lavee H, Sarah P. 2008. Surface microtopography and soil penetration resistance associated with shrub patches in a semiarid rangeland. *Geomorphology*, **94**: 69-78.
- Suzuki R, Shimodaira H. 2004. An application of multiscale bootstrap resampling to hierarchical clustering of microarray data: How accurate are these clusters?. The Fifteenth International Conference on Genome Informatics 2004.
- Tadey M. 2006. Grazing without grasses: Effects of introduced livestock on plant community composition in an arid environment in northern Patagonia. *Applied Vegetation Science*. **9**: 109-116.
- Thompson SE, Harman CJ, Heine P, Katul GG. 2010. Vegetation-infiltration relationships across climatic and soil type gradients. *Journal of Geophysical Research*. **115**: 1-12. doi:10.1029/2009JG001134.

- Tiedemann AR, Klemmedson J. 1973a. Effect of mesquite on physical and chemical properties of the soil. *Journal of Range Management*. **26**:27-29.
- Tiedemann AR, Klemmedson JO. 1986. Long-term effects of mesquite removal on soil characteristics: I. Nutrients and bulk density. *Soil Science Society of America Journal*. **50**:472-475.
- Tilman D, Downing J. 1994. Biodiversity and stability in grasslands. *Nature*. **367**:363-365.
- Tilman D, Kareiva P. 1997. Spatial ecology: the role of space in population dynamics and interspecific interactions. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.
- Tongway D, Sparrow A, Friedel M. 2003. Degradation and recovery processes in arid grazing lands of central Australia. Part 1: soil and land resources. *Journal of Arid Environments*. **55**: 301–326, DOI: 10.1016/S0140-1963(03)00025-9
- Turnbull L, Wainwright J, Brazier RE. 2010. Changes in hydrology and erosion over a transition from grassland to shrubland. *Hydrological processes*. **24**: 393-414, DOI: 10.1002/hyp.7491.
- U.S. Salinity Laboratory Staff. 1962. Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils. Handbook 60. U.S. Department of Agriculture, Washington, DC. 160 pp.
- Van Beest FM, Mysterud A, Loe LE, Milner JM. 2010. Forage quantity, quality and depletion as scale-dependent mechanisms driving habitat selection of a large browsing herbivore. *Journal of Animal Ecology*. **79**: 910-922.
- Van de Koppel J, Rietkerk M. 2004. Spatial interactions and resilience in arid ecosystems. *American Naturalist*. **163**: 113-121.
- Venables WN, Ripley BD. 2002. *Modern Applied Statistics with S*. Fourth Edition. Springer. New York. ISBN 0-387-95457-0.
- Viglizzo EF. 2008. Impacto ecológico-ambiental de los cambios en la relación ganadería-agricultura. *Revista Argentina de Producción Animal*. **28** (2): 169-172.
- Virginia RA, Jarrell WM. 1983. Soil properties in a mesquite dominated Sonoran Desert ecosystem. *Soil Science Society of America Journal*. **47**: 138-144.

- Von Hardenberg J, Kletter AY, Yizhaq H, Nathan J, Meron E. 2010. Periodic vs. scale-free patterns in dryland vegetation. *Proceedings of the Royal Society*. **277**:1771-1776.
- Walker BH, Ludwig D, Holling CS, Peterman RM. 1981. Stability of semi-arid savanna grazing systems. *Journal of Ecology*. **69**: 473-498.
- Whitford WG .1993. Animal feedbacks in desertification: An overview. *Revista Chilena de Historia Natural*. **66**: 243-251.
- Whitney KM, Vivoni ER, Duniway MC, Bradford JB, Reed SC, Belnap J. 2017. Ecohydrological role of biological soil crusts across a gradient in levels of development. *Ecohydrology*. **10**: e1875.
- Wilcox BP, Breshears DD, Allen CD. 2003. Ecohydrology of a resource-conserving semiarid woodland: effects of scale and disturbance. *Ecological Monographs*. **73**: 223-239.
- Williams M. 2004. Santa Cruz: La ganadería ovina, situación actual y perspectiva. *IDIA*: **7**: 22-25.
- Wischmeier WH, Smith DD. 1978. Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning. *Agricultural Research Service Handbook*. **537**: 58 pp.
- Xu XL, Ma KM, Fu BJ, Song CJ, Liu W. 2008. Relationships between vegetation and soil and topography in a dry warm river valley, SW China. *Catena*. **75**:138-145, DOI:10.1016/j.catena.2008.04.016.
- Yao J, Peters DPC, Havstad KM, Gibbens RP, Herrick JE .2006. Multi-scale factors and long-term responses of Chihuahuan Desert grasses to drought. *Landscape Ecology*. **21**:1217-1231.

Trabajo de respaldo

SOIL EROSION IN THREE GRAZED PLANT COMMUNITIES IN NORTHEASTERN PATAGONIA

ROMINA G. PALACIO^{1*}, ALEJANDRO J. BISIGATO^{1,2} AND PABLO J. BOUZA^{1,2}

¹Centro Nacional Patagónico, Puerto Madryn, Argentina

²UNPSJB, Puerto Madryn, Argentina

Received 3 December 2013; Revised 19 March 2014; Accepted 24 March 2014

ABSTRACT

Grazing has been identified as the main cause of land degradation in Patagonia. However, land degradation is highly variable among areas, even within the same paddock. This strongly suggests that different plant communities differ in their resistance to land degradation. In this study, we have evaluated soil erosion at both microsite and community scales in coexisting plant communities subject to sheep grazing in northeastern Patagonia. Three plant communities coexist in the area: two shrub steppes dominated by *Chuquiraga avellanedae* Lorentz and *Nassauvia ulicina* (Hook. f.) Macloskie, and a grass steppe dominated by *Nassella tenuis* (Phil.) Barkworth. At a community scale, our results indicate that shrub steppes generally experienced soil erosion, whereas the grass steppe commonly did not show signs of soil erosion/deposition. At a microsite scale, non-vegetated soil surface types and degraded mounds never accumulated sediments, regardless of plant community. In contrast, we found that in some sites, the intact mounds and grasses entrapped sediments, but in other sites, soil erosion prevailed. Our results highlight the fact that soil erosion measurements are scale dependent, because results at microsite and community scales often differ. When comparing among communities, grass steppe is more intensely grazed, but at the same time, it shows less evidence of past and present erosion. In contrast, the *N. ulicina* community showed a direct relationship between grazing and soil erosion. Finally, soil erosion was not related to grazing in the *C. avellanedae* community. Our results demonstrate that the grass steppe is more resistant to land degradation than shrub steppes. Copyright © 2014 John Wiley & Sons, Ltd.

KEYWORDS: soil texture; soil superficial types; scales; plant cover; soil erosion

INTRODUCTION

Arid and semiarid ecosystems around the world exhibit contrasting levels of land degradation and, in extreme cases, evidence of desertification (Dregne, 1996). Most authors agree that desertification processes result from a mixture of climatic variability and human actions such as grazing, cultivation, wood extraction and/or mining (Darokh, 1998; Geist & Lambin, 2004; Yan & Cai, 2013; Zhao *et al.*, 2013). In turn, desertification has local, regional and global effects such as changes in carbon and water dynamics (Maestre *et al.*, 2006), biodiversity losses, reduced productivity, species invasions and soil erosion (Ludwig *et al.*, 2007).

Desertification is commonly associated with shrub invasion, and there are many scientific research papers around the world indicating that some grasslands have become shrublands during the last century (Archer *et al.*, 1995; Schlesinger *et al.*, 1996; Turnbull *et al.*, 2010; Álvarez-Martínez *et al.*, 2013). Grass-dominated and shrub-dominated communities differ in their aptitude to retain resources. In general, grasslands exhibit lower soil erosion rates than shrublands

(Abrahams *et al.*, 1995), but severely degraded shrublands can also show low sediment losses when most of the available sediments have already been exhausted (Cerdà, 1998). As land degradation is spatially heterogeneous, different communities (grasslands and shrublands) can occur simultaneously in the same area (Bestelmeyer, 2006).

Plant cover in arid ecosystems is low and clumped leading to a spatial pattern formed by two phases: bare soil and vegetation patches (Cerdà, 1997). Both phases constitute a source-sink system where bare soil areas provide water, sediments and nutrients, which are trapped by vegetation patches. Because of this, there are different microsites – where sediments are removed and re-deposited – coexisting at the same time in a desert community. However, at community scale, most soil is retained, because removals and depositions at different microsites are roughly in equilibrium. When plant patches are disturbed, for example, by overgrazing, they partially lose their ability to retain resources, which can be lost from the system (Tongway *et al.*, 2003; Ludwig *et al.*, 2005).

Several studies have found that soil erosion rates differ among microsites. Most of these studies compared vegetated and non-vegetated microsites (Ludwig *et al.*, 2007). Vegetated microsites exhibit lower erosion rates than exposed

Correspondence to: R. G. Palacio, Centro Nacional Patagónico, Blvd Brown 2915 U9120ACD Puerto Madryn, Argentina.
E-mail: palacio@cenpat.edu.ar

microsites, showing in some cases net deposition of sediments (Rostagno, 1989; Puigdefábregas *et al.*, 1999; Kakembo *et al.*, 2012). These differences between vegetated and non-vegetated microsites have been attributed to several mechanisms such as soil entrapment (Rostagno & Degorgue, 2011), presence of biological soil crusts (Belnap & Gillette, 1998), mechanical protection by plant canopy and plant litter (Bochet *et al.*, 1999; Kröpfl *et al.*, 2013; Gabarrón-Galeote *et al.*, 2012), changes in top soil structure and/or organic matter (OM) content (Bochet *et al.*, 1999), mechanical protection by mycorrhizal fungi (Burri *et al.*, 2013) and progressive salinization (Reid *et al.*, 1993).

Beyond these differences among vegetated and non-vegetated microsites, several authors have reported that different vegetated microsites exhibit contrasting soil erosion rates. For example, Bochet *et al.* (1999) found that deciduous shrubs protect less efficiently the soil beneath them than evergreen shrubs, leading to higher erosion rates below deciduous plants. Likewise, Cerdà (2001) measured soil erosion rates in non-vegetated plots differing in gravel cover. He, as Poesen *et al.* (1994), found that as gravel cover increases, soil erosion rate generally decreases. However, depending on the type of fine porosity, the surface slope, and the position and size of rock fragments, gravels can also enhance sediment yield (Poesen *et al.*, 1994).

Arid Patagonia has been grazed by sheep since the beginning of the XX century (Ares *et al.*, 1990). Many areas were overgrazed triggering erosive processes (Soriano & Movia, 1986) and reducing forage availability which frequently causes ranch abandonment. According to del Valle *et al.* (1998), more than 80% of Patagonia exhibits signs of moderate to severe desertification. These signs include total plant cover reduction, changes in floristic composition and the spatial pattern of vegetation (Bisigato & Bertiller, 1997; Ares *et al.*, 2003; Bisigato *et al.*, 2005). In this study, we evaluated soil erosion at microsite and community scales in three coexisting plant communities subject to sheep grazing in northeastern (NE) Patagonia. Our objectives were (i) to evaluate, at microsite and community scales, the magnitude and occurrence of soil erosion in three plant communities in NE Patagonia and (ii) to evaluate the effect of grazing intensity on soil erosion.

MATERIAL AND METHODS

Study Area

The study area is located in the north-east of the Chubut province in Patagonia (42°58'S, 64°33'W). It is an undulating plateau dissected by coastal valleys and interrupted by numerous depressions with playa lakes. According to Beeskow *et al.* (1987), the pediment-like plateau is an erosional surface of low relief. The geological substratum from which soils have developed is a gravelly sand to sandy clay

alluvial stratum of which the thickness ranges between 50 and 100 cm. This deposit of Holocene age rests on the Plio-Pleistocene formation locally known as 'Patagonian Gravel' (Fidalgo & Riggi, 1970; Haller *et al.*, 2005). The climate is arid and windy with a mean annual precipitation of 258 mm (1995–2004) (Chartier & Rostagno, 2006) and a mean annual temperature of 12.5 °C. The highest mean wind velocity (6 m s⁻¹) occurs during summer when southwest winds are dominant.

In the study area, no fire has been recorded for the last 50 years (Chartier *et al.*, 2009). Wind and water erosion are important geomorphic processes structuring the patchy soil and vegetation (Chartier *et al.*, 2009). Sheep grazing for wool production is the main use of these rangelands where continuous grazing is practiced extensively from moderate to heavy intensity (0.3 sheep ha⁻¹) in paddocks commonly exceeding 2,500 ha in size (Beeskow *et al.*, 1995).

Three plant communities were identified in the area: two shrub steppes (dominated by *Chiquiraga avellanadae* Lorentz and *Nassauvia ulicina* (Hook.f.) Macloskie, respectively) and a grass steppe (dominated by *Nassella tenuis* (Phil.) Barkworth) (Beeskow *et al.*, 1995). Plant cover varies from 15% to 50% in a patchy pattern in the case of shrub steppes. At a landscape scale, vegetation is characterized by a mosaic of the aforementioned communities, formed by stands hardly ever exceeding a few hectares in area. Soils are Calcargids/Natrargids (*C. avellanadae* community), Natrargids (*N. ulicina* community) and Haplocalcids (*N. tenuis* community).

Sampling

We selected five study sites in each plant community subjected to different grazing pressure, estimated through sheep faeces density (Table I). Faeces density is frequently used as a surrogate of grazing intensity in arid and semiarid environments around the world (Lange, 1969; Abensperg-Traun *et al.*, 1996; Adler *et al.*, 2005), and it was also extensively used in NE Patagonia (Bisigato & Bertiller, 1997; Ares *et al.*, 2003; Larreguy *et al.*, 2011). Sheep faeces may persist for years upon the surface of arid soils (Lange, 1969). The density of the sheep faeces was measured in 80 quadrats (0.25 m²) placed every 2.5 m on four transects (50 m) at each site. Afterwards, sites will be named with the initials of the dominant species in that community (CA, NU and NT) and a roman number from I to V, where V indicates the site with the highest grazing pressure. Plant cover by species was estimated along two 50 m transects (N-S and E-W) by the intercept method (Canfield, 1941).

At every site, a seventh linear 50 m transect was randomly located. For every metre along the transect, we drove two iron stakes into the ground with a separation distance between them of 25 cm. Soil level was measured in the middle

SOIL EROSION IN NORTHEASTERN PATAGONIA

Table I. Faeces density (mean ± SE), plant cover, number and diameter (mean ± SE) of bare soil areas, and maximum slope at every study site

Community	<i>Nassauvia ulicina</i>					<i>Chuquiraga avellanadae</i>		
	NU-I	NU-II	NU-III	NU-IV	NU-V	CA-I	CA-II	CA-III
Site								
Faeces density (number/m ²)	64.8 ± 7.5	65.0 ± 7.5	78.0 ± 11.6	81.6 ± 12.4	93.9 ± 10.7	44.8 ± 7.4	59.8 ± 8.2	72.1 ± 13.1
Shrubs cover (%)	47.83	34.1	36.83	42.62	33.28	30.75	23.44	36.17
<i>Chuquiraga aurea</i>	0.15	0.33	0	0.41	1.28	1.07	0	0
<i>Chuquiraga avellanadae</i>	7.31	13.95	9.69	14.72	11.58	26.93	23.03	31.46
<i>Ephedra ochreatea</i>	0.36	0	0.17	0.05	0.66	0	0	0
<i>Lycium chilense</i>	0	0.10	0	0	0	0	0.35	0.05
<i>Margyricarpus pinnatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Menodora robusta</i>	0	0	0	1.51	0	0	0	3.65
<i>Mulinum spinosum</i>	0	0	0	0	0.95	0.74	0	0
<i>Nassauvia ulicina</i>	39.08	19.72	26.76	25.04	18.77	0	0	0.58
<i>Paroniquia</i> sp.	0.01	0	0	0	0	0	0.06	0
<i>Perezia recurvata</i>	0	0	0	0.02	0	0	0	0
<i>Prosopidastrum globosum</i>	0.16	0	0.21	0.12	0.04	1.21	0	0.06
<i>Prosopis denudans</i>	0.76	0	0	0.75	0	0.80	0	0.37
<i>Schinus johnstonii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
Grasses cover (%)	0.08	0.88	0.49	0.37	0.55	5.61	7.39	0.86
<i>Jarava neaei</i>	0	0	0	0	0.05	0.10	0	0
<i>Nassella tenuis</i>	0.02	0.23	0.14	0.02	0.15	3.91	6.23	0.28
<i>Pappostipa humilis</i>	0.03	0.09	0.03	0.03	0	0	0	0
<i>Pappostipa speciosa</i>	0	0.40	0.27	0.29	0.35	1.33	1.02	0.42
<i>Piptochaetium napostaense</i>	0	0	0	0	0	0.22	0	0
<i>Poa ligularis</i>	0.03	0.16	0.05	0.03	0	0.05	0.14	0.16
Bare soil areas								
Number/50 mIntercepted diameter (cm)	95 25.2 ± 2.5	75 36.0 ± 5.1	99 27.4 ± 2.0	111 28.2 ± 2.7	97 27.4 ± 2.8	120 25.2 ± 2.9	139 23.2 ± 2.9	43 76.4 ± 17.4
Maximum slope (%)	0.43	0.12	0.96	0.52	0.44	0.60	0.83	0.16

Site acronyms indicate the plant community (NU, *Nassauvia ulicina* community; CA, *Chuquiraga avellanadae* community; and NT, *Nassella tenuis* community) and grazing pressure (increasing from I to V). Bold indicates life-form totals.

between each pair of stakes with a total station Pentax V-227. This electro-optical instrument measures distances with a precision of ±3 mm within a range of 1,300 m. We also drove three 50 cm iron stakes forming a triangle containing the total station and the last transect (SM 1). These stakes were long enough to reach subsuperficial soil horizons exhibiting hard consistency (argilic and calcic horizons), what prevent their movement during the sampling period. They defined a reference plane, and the soil level measurements were always referred to it. This protocol avoids the inclusion of errors due to slight differences in the total station position in different sampling dates. Measurements were made seasonally over 2 years (eight sampling dates). However, in some sites, a sampling date was discarded because of missed or corrupted data.

Likewise, the soil surface type (modified from Bouza & del Valle, 1998, Table II and SM 2) was registered at each point where soil level was measured. We also recorded the intercepted length of each bare soil patch along the last transect.

Finally, for each site and each soil surface type, a superficial (0–2 cm) soil sample was randomly taken then combined accordingly to the proportion of each soil surface type in the site in a unique pooled sample. The soil texture

of the pooled samples was determined by the pipette method after removal of OM with H₂O₂ 30% (Kilmer & Alexander,

Table II. Soil surface types

Type	Name	Description
Non-vegetated types		
1	Bare Soil	Plane surface without gravel nor vegetation
2	Bare soil with gravel	Surface with some loose gravel
3	Desert pavement	Surface covered mostly by gravel
Vegetated types		
4	Grass	Presence of clumps of grass
5	Intact mound	Elevated area of soil on which stands a clump of shrub intact
6	Degraded mound	Elevated area of soil showing signs of erosion by water and/or wind with sparse vegetation

See supplementary material for pictures.

Table I. Continued

<i>Chusqueira avellaneda</i>		<i>Nassella tenuis</i>				
CA-IV	CA-V	NT-I	NT-II	NT-III	NT-IV	NT-V
79.8 ± 14.3	92.6 ± 16.9	54.6 ± 10.0	76.5 ± 7.2	105.0 ± 8.2	158.9 ± 18.7	175.3 ± 11.0
29.6	26.06	6.84	3.58	1.65	1.46	0
0.02	0	0	0	0	0	0
29.58	26.06	5.49	0	1.61	0.43	0
0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0.21	0
0	0	0.1	0	0.04	0.09	0
0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	3.01	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0
0	0	1.25	0.57	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0.73	0
1.07	3.92	8.25	12.93	14.46	16.21	16.12
0.02	0	0	0	0	0	0
0.46	2.91	7.40	9.65	14.46	15.79	15.99
0	0	0.03	0	0	0	0
0.50	0.63	0.61	2.88	0	0	0
0	0	0.16	0.36	0	0.42	0.13
0.09	0.38	0.05	0.04	0	0	0
64	78	174	208	227	233	280
55.3 ± 7.0	41.8 ± 4.1	18.5 ± 1.2	14.6 ± 0.8	14.0 ± 0.7	13.1 ± 0.8	11.3 ± 8.9
0.53	0.30	1.63	0.46	0.64	0.27	0.48

1949). OM content was analysed with the Walkley & Black (1934) method, and the soil erodibility (K) was estimated using the Universal Soil Loss Equation nomograph (Wischmeier & Smith, 1978). At every site, we also calculated the maximum slope of a planar trend surface adjusted to 441 soil level measurements taken with the total station in a 21 × 21 grid.

Data Analysis

The significance of the differences in plant cover, number of bare soil areas per transect, soil texture, OM content, soil erodibility and maximum slope among plant communities were evaluated by one-way analysis of variance using package 'stats' (Chambers & Hastie, 1992) of the R-Project (<http://www.r-project.org>). Before the analysis, percentages were angular transformed. Differences among communities in intercepted length of bare soil areas were evaluated by Kruskal–Wallis test, because data did not fulfil analysis of variance assumptions. Within each community, the relationship between variables and grazing pressure (as estimated by faeces density) was evaluated by regression analysis using package 'stats' (Chambers & Hastie, 1992) of the R-Project.

Temporal changes in soil level at every point in each transect were inspected by linear regression. We used correlation coefficients as effect sizes in a formal meta-analysis using the random effect DerSimonian–Laird approach

(Schulze, 2004). First, correlation coefficients were transformed using Fisher's z -transformation.

$$z_r = \frac{1}{2} \ln \left(\frac{1+r}{1-r} \right)$$

where r is the Pearson correlation coefficient.

This analysis was performed both, at a community scale (including all sampling points in each site) and at a microsite scale (for each soil surface type at every site). Meta-analysis was performed using the package 'metacor' (Laliberté *et al.*, 2010) of the R-Project (<http://www.r-project.org>).

The maximum slope of each site was analysed with the function 'surf.ls' from the R-package 'spatial' (Venables & Ripley, 2002), which fits a trend surface by least squares.

RESULTS

Sites Description

Plant communities differ in plant cover and number and size of bare soil patches (Table I). Shrub steppes (*N. ulicina* and *C. avellaneda* communities) exhibit higher total plant cover than the grass steppe (*N. tenuis* community) ($F_{2,12} = 54.5$, $p < 0.001$, $n = 15$) (Table I). Specific cover and shrub and grass covers were highly variable along grazing gradients in the shrub steppes. In contrast, grass cover increases

($n=5$, $F_{1,3}=11.6$, $p=0.042$, $r^2=0.726$) and shrub cover decreases ($n=5$, $F_{1,3}=12.1$, $p=0.040$, $r^2=0.735$) with grazing (i.e. faeces density) in the grass steppe. Shrub steppes exhibited less and bigger bare soil patches than grass steppe sites ($F_{2,12}=27.0$, $p<0.001$, $n=15$; $H_{(2)}=9.62$, $p=0.008$, $n=15$, respectively) (Table I). Along the grazing gradient, bare soil patches were smaller ($n=5$, $F_{1,3}=12.2$, $p=0.040$, $r^2=0.738$) and more numerous ($n=5$, $F_{1,3}=11.5$, $p=0.042$, $r^2=0.726$) in the grass steppe. Concerning soil surface types, *N. ulicina* community exhibits an increase in non-vegetated soil surface types and a decrease in vegetated soil surface types along the grazing gradient (Figure 1). This change was a consequence of the rise in the frequency of desert pavements and a reduction in the frequency of intact mounds. In contrast to the clear pattern found in the *N. ulicina* community, changes in the relative frequency of soil surface types in the *C. avellanadae* community were not related to

grazing pressure (Figure 1). However, it should be mentioned here that this community was the only one among the three considered in this study where the frequency of non-vegetated soil surface types exceeded that of vegetated ones. Finally, in the *N. tenuis* community, the frequency of vegetated soil surface types was the highest at intermediate grazing pressures (Figure 1). Both degraded and intact mounds are restricted to low grazing pressures, whereas soil with gravel is found at the highest grazing pressures. Plant communities did not differ in maximum slope (Table I), and no relationship between grazing pressure (i.e. sheep faeces density) and maximum slope was found within communities.

Soil Texture, Soil Erodibility and Organic Matter Content

Soil texture was sandy loam in most sites. On average, *N. tenuis* soils have more silt ($F_{2,12}=4.48$, $p=0.035$, $n=15$) and less sand ($F_{2,12}=3.9$, $p=0.05$, $n=15$) than those belonging to shrub steppes (Table III). Within communities, a clear pattern in soil texture along the grazing gradient was only evident in the case of the *N. tenuis* community, where sand content decreases ($n=5$, $F_{1,3}=10.2$, $p=0.05$, $r^2=0.697$) and silt content marginally increases ($n=5$, $F_{1,3}=9.3$, $p=0.056$, $r^2=0.674$) with grazing pressure (Table III).

Plant communities did not differ in soil erodibility (K) ($F_{2,12}=0.58$, $p=0.57$, $n=15$) but they showed significant differences in OM content ($F_{2,12}=12.10$, $p=0.001$, $n=15$) (Table III). *N. tenuis* community exhibited higher OM content than shrub steppes. Soil erodibility (K) and OM content were not related to grazing pressure within communities.

Soil Erosion at a Community Scale

We found evidence of soil losses at a community scale in most of the shrub steppes sites. All NU sites, irrespective of

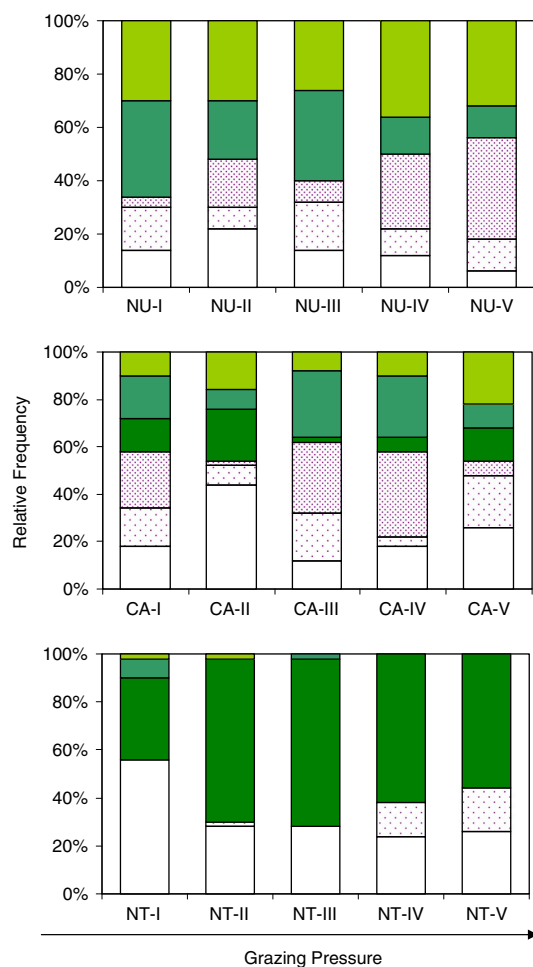


Figure 1. Relative frequency of soil surface types in each study site. Soil surface types: \square = bare soil, \square (dotted) = bare soil with gravel, \square (cross-hatched) = desert pavement, \square (green) = grass, \square (dark green) = intact mound and \square (light green) = degraded mound. Site acronyms as in Table I. This figure is available in colour online at wileyonlinelibrary.com/journal/ldr.

Table III. Superficial (0–2 cm) soil texture, organic matter content and soil erodibility (K) in every study site

Site	% sand	% clay	% silt	% OM	K
NU-I	78.71	4.27	17.01	1.65	0.56
NU-II	67.49	9.24	23.07	1.88	0.48
NU-III	72.97	3.86	23.16	1.78	0.49
NU-IV	71.36	9.25	19.38	1.58	0.55
NU-V	60.46	8.36	31.18	1.47	0.44
CA-I	68.53	5.05	26.42	1.88	0.49
CA-II	70.73	5.55	23.72	1.54	0.48
CA-III	67.62	11.4	20.98	1.93	0.52
CA-IV	67.58	11.2	21.23	1.53	0.52
CA-V	73.17	4.66	22.17	1.47	0.53
NT-I	69.44	7.64	22.92	1.90	0.54
NT-II	62.67	7.87	29.45	2.29	0.48
NT-III	61.68	7.76	30.56	2.46	0.49
NT-IV	60.41	7.72	31.87	2.55	0.45
NT-V	57.88	8.72	33.41	2.10	0.46

Site acronyms as in Table I.
OM, organic matter.

their grazing pressure, exhibited significant soil losses during the studied period, with z_r values ranging between -0.127 and -0.652 (Figure 2). Only the CA-V site exhibits net soil deposition ($z_r = 0.219$), whereas the remaining sites belonging to this community exhibited soil losses (z_r values ranging between -0.188 and -0.526 , Figure 2). Finally, three grass steppe sites did not show significant changes in soil level. Only NT-I and NT-III sites showed significant soil losses ($z_r = -0.241$ and -0.312 , respectively).

Soil Erosion at a Microsite Scale

At a microsite scale, some interesting patterns emerged. In the *N. ulicina* community, all non-vegetated soil surface types (one to three) exhibited significant soil losses in at least one site (z_r values ranging between -0.260 and -0.962 , Figure 3). In

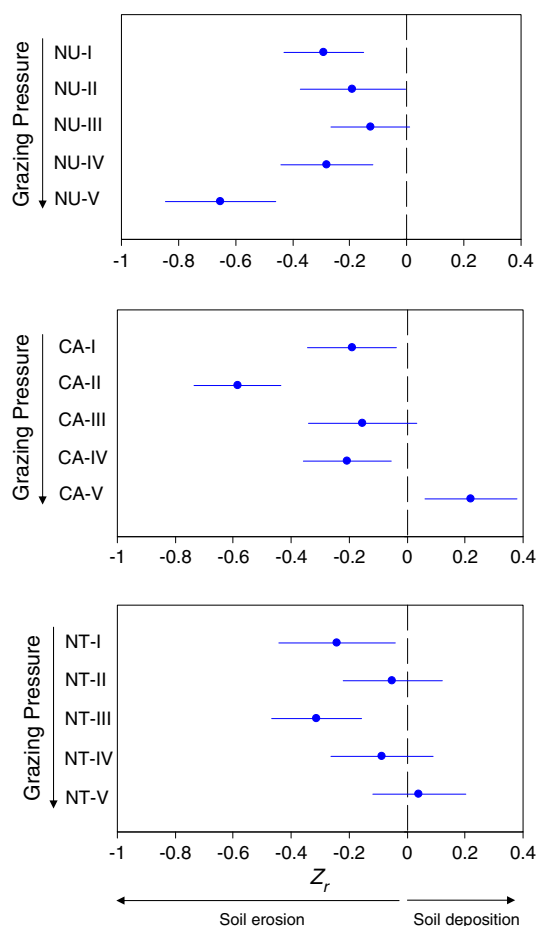


Figure 2. Soil erosion/deposition at community scale at every site. Effect sizes z_r are z -transformed Pearson correlation coefficients (r) between soil level and date, following the DerSimonian–Laird approach. A negative value of z_r indicates a significant loss of soil during the study period. Points are means $\pm 95\%$ confidence intervals. Means with confidence intervals overlapping the dotted reference line (0% change) show no significant trend of soil level in time. Site acronyms as in Table I. $n = 50$ in all cases. This figure is available in colour online at wileyonlinelibrary.com/journal/ldr. Correction added on 22 May 2014, after first online publication. The first and second panels of Figure 2 have been interchanged to correct an error in the original published version.

contrast, among vegetated soil surface types, we did not find evidence of soil level changes in intact mounds ($p > 0.05$), although in four sites degraded mounds significantly lost soil, with z_r values ranging between -0.269 and -0.677 (Figure 3).

In the *C. avellanadae* community, we found evidence of significant soil losses from non-vegetated soil surface types (one to three) but only at intermediate grazing pressures (sites CA-II to CA-IV, z_r values ranging between -0.355 and -0.647 , Figure 3). In contrast, vegetated soil surface types exhibited significant losses at low grazing pressures (sites CA-I and CA-II, z_r values -0.449 and -0.537 , respectively), whereas at sites CA-III and CA-V, significant soil deposition was found (z_r values 0.325 and 0.413 , respectively).

Finally, in the *N. tenuis* community, only bare soil and grasses (soil surface types 1 and 4) exhibited temporal changes in soil level. Bare soil areas showed soil losses in sites NT-I and NT-III (z_r values -0.647 and -0.434 , respectively). In contrast, grasses entrapped soil at both extremes of the grazing pressure gradient (NT-I and NT-V, z_r values 0.326 and 0.196) but lost it at intermediate grazing pressure (site NT-III, $z_r = -0.287$).

DISCUSSION

At the community level, most of the grass steppe sites did not show signs of soil erosion/deposition, whereas the opposite was true for shrub steppes. In general, erosion rates are lower in grasslands than in shrublands (Breshears *et al.*, 2003). Grasslands exhibit lower soil erosion rates because grasses are more effective at entrapping sandy loess (Pye, 1995) and protecting surface soil against rain drops. As well pitted microtopography and reduced connectivity of bare soil patches favours water infiltration preventing the transport of fine sediments (Okin *et al.*, 2009; Turnbull *et al.*, 2010; Jin *et al.*, 2013), which are first removed by erosion (Pye, 1987). Accordingly, our results showed that superficial soil in the grass steppe sites has more silt and less sand than the soil of shrub steppes, more OM content, and that desert pavements are absent from the former. It indicates that historical erosion rates were higher in shrub steppes than in grass steppes sites, although plant cover is lower in the latter.

At a microsite scale, our results showed that, regardless of the plant community, non-vegetated soil surface types (bare soil, bare soil with gravel and desert pavement) and degraded mounds never accumulated sediments (i.e. these microsites remained stable or underwent erosion). In contrast, when the response of intact mounds and grasses is analysed, a clear pattern did not emerge: in some sites, these microsites accumulated sediments, but they lost them in others. Some authors suggest that during the life of the shrub, the mound is raised or increased in size by the addition of organic and inorganic materials (Boeken & Shachak, 1994; Bochet *et al.*, 1999). Soil particles mobilized by wind

SOIL EROSION IN NORTHEASTERN PATAGONIA

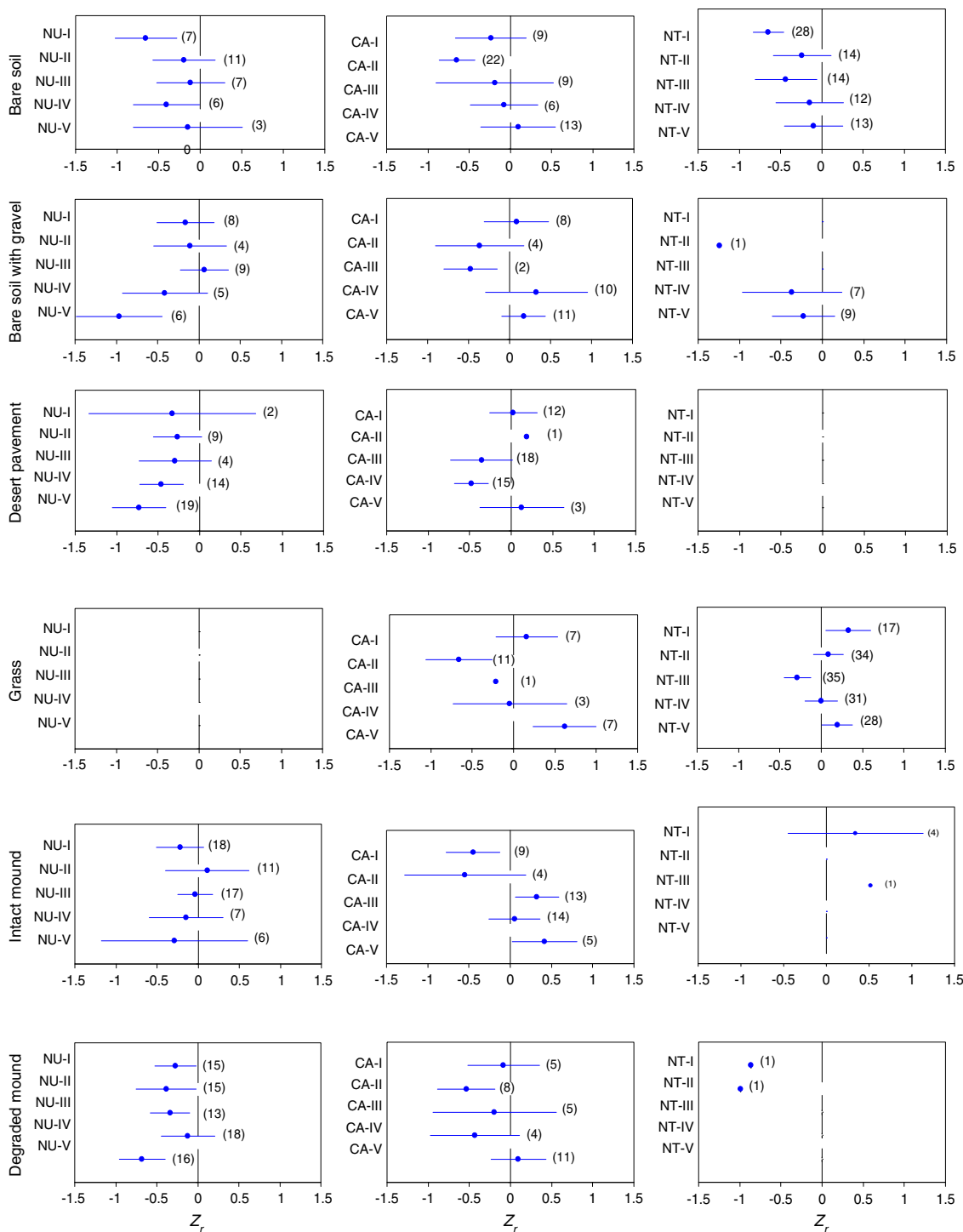


Figure 3. Soil erosion/deposition at microsite scale at every site. Effect sizes z_r are z -transformed Pearson correlation coefficients (r) between soil level and date, following the DerSimonian–Laird approach. A negative value of z_r indicates a significant loss of soil during the study period. Points are means $\pm 95\%$ confidence intervals, with number of points in parentheses. Means with confidence intervals overlapping the dotted reference line (0% change) show no significant trend of soil level in time. Site acronyms as in Table I. This figure is available in colour online at wileyonlinelibrary.com/journal/ldr.

erosion can be caught by shrub canopies and accumulate below shrubs (Schlesinger & Pilmanis, 1998; Kröpfel *et al.*, 2013; Lozano *et al.*, 2013). In contrast, water erosion does

not contribute to the deposit of sediments in the soil beneath the shrub canopies because the microtopography diverts water flow away from the higher elevation microsites under

shrubs (Ravi *et al.*, 2010). These results highlight the importance of plant cover to prevent or reduce soil erosion at a microsite scale (Breshears *et al.*, 2003; Puigdefábregas, 2005), because all non-vegetated microsites exhibited evidence of sediment loss. On the other hand, our results showed that soil erosion prevails in degraded mounds where plant cover is fragmented and soil surface is exposed, as previously reported by Tongway *et al.* (2003), Golodets & Boeken (2006) and Li *et al.* (2008), among others.

Our results also highlight the fact that soil erosion measurements are scale dependent, because results at microsite and community scales often differed. This scale dependence was previously reported in studies where the linear extrapolation of small-scale results underestimates or overestimates large-scale measurements of soil erosion (e.g. Tongway *et al.*, 2003; Puigdefábregas, 2005; Parsons *et al.*, 2006). Moreover, our results support higher scale processes because, although at a community scale most sites lost sediments, CA-V showed evidence of deposition (i.e. this site traps sediments from outside the site).

These results agree with previous studies carried out in NE Patagonia, which found that bigger bare soil spaces accelerate erosion rates (Beeskow *et al.*, 1995; Parizek *et al.*, 2002). Likewise, Chartier & Rostagno (2006) applied simulated rainfall on runoff experimental plots (1 m² in area) and found that soil erosion rates were higher in shrub steppes (*C. avellanadae* community) than in grass steppes (*N. tenuis* community). This was partially attributed to a greater erodibility in the former community (Chartier & Rostagno, 2010). In addition, Parizek *et al.* (2002) found that infiltration rates in the *N. tenuis* community were higher than those of the *C. avellanadae* community. However, infiltration rates strongly differed between microsites inside the latter community: non-vegetated areas showed the lowest infiltration rate, while infiltration rates at soil mounds below shrubs exceeded that of the grass steppe.

Soil erosion was present in all NU sites, but it was highest in the site exhibiting the most intense grazing pressure (NU-V). Coincidentally, this site had the lowest plant cover among NU sites and showed the highest proportion of soil superficial type 3 (desert pavement) and the lowest proportion of soil superficial type 5 (intact mounds). At a microsite scale, soil erosion was evident (and highest among NU sites) in bare soil with gravel, desert pavement and degraded mounds (soil superficial types 2, 3 and 6). These results indicate that in some circumstances, gravel cover can be ineffective to prevent soil erosion, as previously reported by Poesen *et al.* (1994). In contrast, soil level changes were highly variable among CA sites. Although most of the sites exhibited significant soil losses, the site with the highest grazing pressure showed soil deposition. This difference among sites cannot be related to changes in the frequency of superficial soil types or total plant cover because the

remaining CA sites showed similar values of these variables. Among microsites, soil deposition took place in grass and intact mounds (soil superficial types 4 and 5). Finally, although NT sites exhibited the lowest plant cover among plant communities, most of NT sites did not show evidence of soil erosion/deposition. Only two lightly grazed sites (NT-I and NT-III) exhibited signs of soil erosion. Coincidentally, silt content (an indicator of historical soil erosion) and number of bare soil areas were highest at sites exhibiting the most intense grazing pressure. At a microsite scale, soil losses are mainly the consequence of bare soil erosion. Surprisingly, we did not find a relation between soil erosion and soil erodibility within communities.

The present study, despite the fact that it is limited by a lack of true replication of grazing level within communities, indicates complex interactions among vegetation heterogeneity, grazing intensity and soil erosion. Persistence of desertified ecosystems around the world has been mainly attributed to the occurrence of two practically irreversible processes in human terms and within practical economic limitations: shrub invasion and soil erosion (Friedel, 1991; Dodd, 1994). Although it is not the case in NE Patagonia, it should be mentioned that if encroaching shrubs are palatable, a combination of grazing by goats and managerial practices (e.g. burning, trimming and clearing) can reverse the process (Álvarez-Martínez *et al.*, 2013). When comparing among vegetation communities, our results indicate that NT is the most intensely grazed, but simultaneously, it is the one that shows less evidence of past and present erosion. Shrub cover decreases and grass cover increases with grazing in this community, suggesting that vegetation heterogeneity controls sheep grazing behaviour. In both shrub steppes, the relationship between grazing intensity and plant cover was not as clear as in the grass steppe. However, grass cover was higher at CA-I and CA-II than at more intensely grazed sites belonging to this community, suggesting that in this case, preferred species (i.e. grasses) are excluded from intensely grazed sites (i.e. vegetation heterogeneity is due to grazing). Nevertheless, we did not find a relationship between grazing pressure and soil erosion in the CA community. Finally, the NU community exhibited a direct relationship between grazing pressure and soil erosion, and at the same time, a general trend of shrub cover reduction was evident. These results indicate a direct relationship among grazing, plant cover and soil erosion.

Previous studies have suggested that the most important change in the study area as a consequence of grazing is the transformation of grass steppes into shrub steppes (Beeskow *et al.*, 1995; Chartier & Rostagno, 2006). Our results showed that grass steppes exhibited lower soil erosion rates than shrub steppes, although they are under the highest grazing pressure. Also, we did not find a relationship between soil erosion and grazing pressure among grass steppe sites.

This indicates that grass steppes are more resistant to grazing disturbance than shrub steppes and suggests that this resistance could slow down the conversion of grasslands into shrublands. On the other hand, the fact that most shrub steppe sites showed evidence of soil erosion suggests that the reversion of the process is very improbable because a substantial fraction of the superficial soil is lost. Thus, our results indicate that managerial practices to prevent the grass steppe conversion into shrub steppe should be developed.

CONCLUSION

We found evidence of a direct relationship among grazing, plant cover reduction and/or soil erosion in the case of shrub steppes. In contrast, although they are under the highest grazing pressures, grass steppes seem to be more resistant to grazing. Our results also highlight the fact that soil erosion measurements are scale dependent, because results at microsite and community scales often differ.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was supported by CONICET PIP-1122008-0101238 and a CONICET fellowship to R.G.P. Lina Videla, Claudia Saín, Iván Tolaba, Ana Casalini and María V. Campanella gave us important support during field work.

REFERENCES

- Abensperg-Traun M, Smith GT, Arnold GW, Steven DE. 1996. The effects of habitat fragmentation and livestock-grazing on animal communities in remnants of gimlet *Eucalyptus salubris* woodland in the Western Australian Wheatbelt I. Arthropods. *Journal of Applied Ecology* **33**: 1281–1301.
- Abrahams AD, Parsons AJ, Wainwright J. 1995. Effects of vegetation change on interrill runoff and erosion, Walnut Gulch, southern Arizona. *Geomorphology* **13**: 37–48.
- Adler P, Milchunas D, Sala O, Burke I, Lauenroth W. 2005. Plant traits and ecosystem grazing effects: comparison of U.S. Sagebrush steppe and Patagonian steppe. *Ecological Applications* **15**(2): 774–792.
- Álvarez-Martínez J, Gómez-Villar A, Lasanta T. 2013. The use of goats grazing to restore pastures invaded by shrubs and avoid desertification: a preliminary case study in the Spanish Cantabrian Mountains. *Land Degradation & Development*. DOI: 10.1002/ldr.2230.
- Archer SR, Schimel DS, Holland EA. 1995. Mechanisms of shrubland expansion: land use, climate or CO₂? *Climatic Change* **29**: 91–99.
- Ares J, Beeskow AM, Bertiller M, Rostagno CM, Irisarri M, Anchorena J, Defossé G, Merino C. 1990. Structural and dynamic characteristics of overgrazed lands of northern Patagonia, Argentina. In *Managed grasslands: regional studies*, Breymer A (ed.). Elsevier: Amsterdam, Netherlands; 149–175.
- Ares J, Del Valle HF, Bisigato AJ. 2003. Detection of process-related changes in plant patterns at extended spatial scales during early dryland desertification. *Global Change Biology* **9**: 1643–1659. DOI: 10.1046/j.1529-8817.2003.00690.x.
- Beeskow AM, del Valle HF, Rostagno CM. 1987. Los sistemas fisiográficos de la región árida y semiárida de la Provincia del Chubut. Secretaría de Ciencia y Tecnología: Bariloche, Argentina.
- Beeskow AM, Elissalde N, Rostagno CM. 1995. Ecosystem changes associated with grazing intensity on the Punta Ninfas rangelands of Patagonia, Argentina. *Journal of Range Management* **48**: 517–522.
- Belnap J, Gillette DA. 1998. Vulnerability of desert biological soil crusts to wind erosion: the influences of crust development, soil texture, and disturbance. *Journal of Arid Environments* **39**: 133–142.
- Bestelmeyer BT. 2006. Threshold concepts and their use in rangeland management and restoration: the good, the bad, and the insidious. *Restoration Ecology* **14**: 325–329. DOI: 10.1111/j.1526-100X.2006.00140.x.
- Bisigato AJ, Bertiller MB. 1997. Grazing effects on patchy dryland vegetation in northern Patagonia. *Journal of Arid Environments* **36**: 639–653. DOI: 10.1006/jare.1996.0247.
- Bisigato AJ, Bertiller MB, Ares JO, Pazos GE. 2005. Effect of grazing on plant patterns in arid ecosystems of Patagonian Monte. *Ecography* **28**: 561–572. DOI: 10.1111/j.2005.0906-7590.04170.
- Bochet E, Rubio JL, Poesen J. 1999. Modified topsoil islands within patchy Mediterranean vegetation in SE Spain. *Catena* **38**: 23–44.
- Boeken B, Shachak M. 1994. Desert plant communities in human-made patches-implications for management. *Ecological Applications* **4**: 702–716.
- Bouza PJ, Del Valle HF. 1998. Propiedades micromorfológicas del suelo superficial y subsuperficial en un ambiente pedemontano árido de Patagonia, Argentina. *Ciencia del Suelo* **16**: 30–38.
- Breshears DD, Whicker JJ, Johansen MP, Pinder JE. 2003. Wind and water erosion and transport in semi-arid shrubland, grassland and forest ecosystems: quantifying dominance of horizontal wind-driven transport. *Earth Surface Processes & Landforms* **28**: 1189–1209. DOI: 10.1002/esp.1034.
- Burri K, Gromke C, Graf F. 2013. Mycorrhizal fungi protect the soil from wind erosion: a wind tunnel study. *Land Degradation & Development* **24**: 385–392. DOI: 10.1002/ldr.1136.
- Canfield RH. 1941. Application of the line interception method in sampling range vegetation. *Journal of Forestry* **39**: 388–394.
- Cerdà A. 1997. The effect of patchy distribution of *Stipa tenacissima* L. on runoff and erosion. *Journal of Arid Environments* **36**: 37–51.
- Cerdà A. 1998. The influence of aspect and vegetation on seasonal changes in erosion under rainfall simulation on a clay soil in Spain. *Canadian Journal of Soil Science* **78**: 321–330.
- Cerdà A. 2001. Effects of rock fragment cover on soil infiltration, interrill runoff and erosion. *European Journal of Soil Science* **52**: 59–68.
- Chambers JM, Hastie TJ. 1992. Statistical models in S. Wadsworth & Brooks/Cole: Pacific Grove, California.
- Chartier MP, Rostagno M. 2006. Soil erosion thresholds and alternative states in northeastern Patagonian rangelands. *Rangeland Ecology & Management* **59**: 616–624.
- Chartier MP, Rostagno CM. 2010. Pastizales semiáridos del noreste de la Patagonia. *Ciencia del Suelo* **28**: 91–103.
- Chartier MP, Rostagno CM, Roig FA. 2009. Soil erosion rates in rangelands of northeastern Patagonia: a dendrogeomorphological analysis using exposed shrub roots. *Geomorphology* **106**: 344–351. DOI: 10.1016/j.geomorph.2008.11.015.
- Darokh MBK. 1998. The nature, causes and consequences of desertification in the drylands of Africa. *Land Degradation & Development* **9**: 1–20. DOI: 10.1002/(SICI)1099-145X(199801/02)9:1<1::AID-LDR263>3.0.CO;2-8.
- Del Valle H, Elissalde NO, Gagliardini DA. 1998. Status of desertification in the Patagonian region: assessment and mapping from satellite imagery. *Arid Soil Research & Rehabilitation* **12**: 1–27.
- Dodd JL. 1994. Desertification and degradation of Africa's rangelands. *Rangelands* **16**: 180–183.
- Dregne H. 1996. Desertification: challenges ahead. *Annals of Arid Zone* **35**: 305–311.
- Fidalgo F, Riggi JC. 1970. Consideraciones geomórficas y sedimentológicas sobre los Rodados Patagónicos. *Revista de la Asociación Geológica Argentina* **25**: 430–443.
- Friedel MH. 1991. Range condition assessment and the concept of thresholds: a viewpoint. *Journal of Range Management* **44**: 422–426.
- Gabarrón-Galeote MA, Martínez-Murillo JF, Ruiz-Sinoga JD. 2012. Relevant effects of vegetal cover and litter on the soil hydrological response of two contrasting Mediterranean hillslopes at the end of the dry season (south of Spain). *Hydrological Processes* **26**: 1729–1738. DOI: 10.1002/hyp.8254.

- Geist H, Lambin EF. 2004. Dynamic causal patterns of desertification. *BioScience* **54**: 817–829.
- Golodets C, Boeken B. 2006. Moderate sheep grazing in semiarid shrubland alters small-scale soil surface structure and patch properties. *Catena* **65**: 285–291. DOI: 10.1016/j.catena.2005.12.005.
- Haller M, Meister CM, Monti AJ, Weiler N. 2005. Hoja Geológica 4366-II, "Puerto Madryn", Provincia del Chubut. Instituto de Geología y Recursos Minerales (SEGEMAR), Boletín 289, Buenos Aires, 39.
- Jin Z, Dong YS, Qi YC, Liu WG, An ZS. 2013. Characterizing variation in soil particles-size distribution along a grass-desert shrub transition in the Ordo Plateau in Inner Mongolia China. *Land Degradation & Development* **24**: 141–146. DOI: 10.1002/ldr.1112.
- Kakembo V, Ndlela S, Cammeraat E. 2012. Trends in vegetation patchiness loss and implications for landscape function: the case of *Pteronia incana* invasion in the Eastern Cape Province, South Africa. *Land Degradation & Development* **23**: 548–556. DOI: 10.1002/ldr.2175.
- Kilmer VJ, Alexander LT. 1949. Methods of making mechanical analysis of soils. *Soil Science* **68**: 15–24.
- Kröpfl AI, Cecchi GA, Villasuso NM, Distel RA. 2013. Degradation and recovery processes in semi-arid patchy rangelands of northern Patagonia, Argentina. *Land Degradation & Development* **24**: 393–399. DOI: 10.1002/ldr.1145.
- Laliberté E, Wells J, Declerck F, Metcalfe DJ, Catterall CP, Queiroz C, Aubin I, Bonser SP, Ding Y, Fraterrigo JM, McNamara S, Morgan JW, Merlos DS, Vesik P, Mayfield MM. 2010. Land-use intensification reduces functional redundancy and response diversity in plant communities. *Ecology Letters* **13**: 76–86. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2009.01403.x.
- Lange RT. 1969. The piosphere: sheep track and dung patterns. *Journal of Range Management* **2**: 396–400.
- Larreguy C, Carrera AL, Bertiller MB. 2011. Production and turnover rates of shallow fine roots in rangelands of the Patagonian Monte, Argentina. *Ecological Research* **27**: 61–68. DOI: 10.1007/s11284-011-0869-5.
- Li XI, Li XR, Song WM, Gao YP, Zheng JG, Jia RL. 2008. Effects of crust and shrub patches on runoff, sedimentation, and related nutrient (C, N) redistribution in the desertified steppe zone of the Tengger Desert, northern China. *Geomorphology* **96**: 221–232. DOI: 10.1016/j.geomorph.2007.08.006.
- Lozano FJ, Soriano M, Martínez S, Asensio C. 2013. The influence of blowing soil trapped by on fertility in Tabernas District. *Land Degradation & Development* **24**: 575–581. DOI: 10.1002/ldr.2186.
- Ludwig JA, Wilcox BP, Breshears DD, Tongway DJ, Imeson AC. 2005. Vegetation patches and runoff-erosion as interacting ecohydrological processes in semiarid landscapes. *Ecology* **86**: 288–297. DOI: 10.1890/03-0569.
- Ludwig JA, Bartley R, Hawdon AA, Abbott BN, McJannet D. 2007. Patch configuration non-linearly affects sediment loss across scales in a grazed catchment in north-east Australia. *Ecosystems* **10**: 839–845. DOI: 10.1007/s10021-007-9061-8.
- Maestre FT, Reynolds JF, Huber-sannwald E, Herrick J, Smith MS. 2006. Understanding global desertification: biophysical and socioeconomic dimensions of hydrology. In *Dryland ecohydrology*, D'Odorico P, Porporato A (eds). Springer: Dordrecht, The Netherlands; 315–332.
- Okin GS, Parsons AJ, Wainwright J, Herrick JE, Bestelmeyer BT, Peters DC, Fredrickson EL. 2009. Do changes in connectivity explain desertification? *BioScience* **59**: 237–244. DOI: 10.1525/bio.2009.59.3.8.
- Parizek B, Rostagno CM, Sottini R. 2002. Soil erosion as affected by shrub encroachment in north-eastern Patagonia. *Journal of Range Management* **55**: 43–48.
- Parsons AJ, Brazier RE, Wainwright J, Powell DM. 2006. Scale relationships in hillslope runoff and erosion. *Earth Surface Processes & Landforms* **31**: 1384–1393. DOI: 10.1002/esp.1345.
- Poesen J, Torri D, Bunte K. 1994. Effects of rock fragments on soil erosion by water at different spatial scales: a review. *Catena* **23**: 141–166.
- Puigdefábregas J. 2005. The role of vegetation patterns in structuring runoff and sediment fluxes in drylands. *Earth Surface Processes & Landforms* **30**: 133–147. DOI: 10.1002/esp.1181.
- Puigdefábregas J, Sole A, Gutierrez L, Del Barrio G, Boer M. 1999. Scales and processes of water and sediment redistribution in drylands: results from the Rambla Honda field site in southeast Spain. *Earth-Science Reviews* **48**: 39–70. DOI: 10.1016/S0012-8252(99)00046-X.
- Pye K. 1987. *Aeolian Dust and Dust Deposits*. Academic Press: London.
- Pye K. 1995. The nature, origin and accumulation of loess. *Quaternary Science* **14**: 653–667.
- Ravi S, Breshears DD, Huxman TE, D'Odorico P. 2010. Land degradation in drylands: interactions among hydrologic-aeolian erosion and vegetation dynamics. *Geomorphology* **116**: 236–245. DOI: 10.1016/j.geomorph.2009.11.023.
- Reid DA, Graham RC, Southard RJ, Amrhein C. 1993. Slickspot soil genesis in the Carrizo Plain, California. *Soil Science Society of America Journal* **57**: 162–168.
- Rostagno CM. 1989. Infiltration and sediment production as affected by soil surface conditions in a shrubland of Patagonia, Argentina. *Journal of Range Management* **42**: 382–385.
- Rostagno CM, Degorgue G. 2011. Desert pavements as indicators of soil erosion on arid soils in north-east Patagonia (Argentina). *Geomorphology* **134**: 224–231. DOI: 10.1016/j.geomorph.2011.06.031.
- Schlesinger W, Pilmanis AM. 1998. Plant-soil interactions in deserts. *Biogeochemistry* **42**: 169–187.
- Schlesinger WH, Raikes JA, Hartley AE, Cross AF. 1996. On the spatial pattern of soil nutrients in desert ecosystems. *Ecology* **77**: 364–374.
- Schulze R. 2004. *Meta-analysis: a comparison of approaches*. Hogrefe & Huber: Cambridge, Ashland.
- Soriano A, Movia CP. 1986. Erosión y desertización en la Patagonia. *Interciencia* **11**: 77–83.
- Tongway D, Sparrow A, Friedel M. 2003. Degradation and recovery processes in arid grazing lands of central Australia. Part 1: soil and land resources. *Journal of Arid Environments* **55**: 301–326. DOI: 10.1016/S0140-1963(03)00025-9.
- Turnbull L, Wainwright J, Brazier RE. 2010. Changes in hydrology and erosion over a transition from grassland to shrubland. *Hydrological Processes* **24**: 393–414. DOI: 10.1002/hyp.7491.
- Venables WN, Ripley BD. 2002. *Modern applied statistics with S*. 4th edn. Springer: New York.
- Walkley A, Black IA. 1934. An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science* **37**: 29–37.
- Wischmeier WH, Smith DD. 1978. Predicting rainfall erosion losses. USDA Agricultural Handbook N° 537.
- Yan X, Cai YL. 2013. Multi-scale anthropogenic driving forces of karst rocky desertification in Southwest China. *Land Degradation & Development*. DOI: 10.1002/ldr.2209.
- Zhao G, Mu X, Wen Z, Wang F, Gao P. 2013. Soil erosion, conservation and eco-environment changes in the loess plateau of China. *Land Degradation & Development*. DOI: 10.1002/ldr.2246.

SUPPORTING INFORMATION

Additional supporting information may be found in the online version of this article at the publisher's web-site.

Anexo I

Anexo I

Descripción de Perfiles de Suelo

En esta tesis se realizaron dos calicatas para cada una de las tres Comunidades vegetales presentes en el área de Estudio. Las mismas se realizaron en los sitios pertenecientes a los extremos del gradiente de pastoreo en cada comunidad. Los objetivos fueron describir y clasificar los suelos y establecer una asociación entre éstos con la vegetación de las diferentes comunidades y a su vez en cada estado de degradación.

El estudio morfológico y la clasificación de suelos se realizaron en el marco del proyecto (PIP 11220080101238) por personal del Laboratorio de Suelos de Ecosistemas Patagónicos -IPEEC-CCT CENPAT- según las normas establecidas en Schoeneberger et al. (2002) y en la Soil Survey Staff (1999), respectivamente. Las muestras de los perfiles fueron secadas al aire a temperatura ambiente dentro del laboratorio. Una vez secas, se desagregaron con rodillo de madera y luego se pasaron por un tamiz de 2 mm de abertura de malla. La fracción de suelo menor a 2 mm fue utilizada para los análisis físicos y químicos. Se determinó además el porcentaje en peso de la fracción mayor a 2 mm (gravas).

La distribución del tamaño de partículas (arenas, limos y arcillas) se determinó por el método de la pipeta luego de remover la materia orgánica con H_2O_2 al 30% y carbonatos con solución buffer de acetato de sodio a pH 5,0 (Gee y Bauder, 1986). El pH se determinó en la suspensión suelo-agua en la relación 1:2,5 y en el extracto de saturación del suelo (ESS). En dicho extracto se midió además la conductividad eléctrica (CE) y se determinó el contenido de cationes y aniones solubles. El Ca^{2+} y el Mg^{2+} se determinaron por titulación con EDTA (U.S. Salinity Laboratory Staff, 1962, pp. 100), mientras que el Na^+ y el K^+ por fotometría de llama (U.S. Salinity Laboratory Staff, 1962, pp. 102 a 104). El Cl^- se determinó por titulación con nitrato de plata (U.S. Salinity Laboratory Staff, 1962, pp. 105), SO_4^{2-} por conductividad eléctrica (U.S. Salinity Laboratory Staff, 1962, pp. 106) y la alcalinidad carbonática por titulación ácida con H_2SO_4 0,01 N (U.S. Salinity Laboratory Staff, 1962, pp. 155). La capacidad de intercambio catiónico (CIC) fue determinada por saturación de las muestras con acetato-Na 1N a pH 8,2 U.S. Salinity Laboratory Staff, 1962, pp. 108). El Na^+ intercambiable fue extraído con acetato- NH_4 1N a

pH 7 y posteriormente fue medido con fotómetro de llama (U.S. Salinity Laboratory Staff, 1962, pp. 104).

El nitrógeno total se determinó mediante el método micro-Kjedhal (Bremner y Mulvaney, 1982) mientras que el carbono orgánico se determinó por oxidación húmeda, Walkley y Black modificado (Richter, 1975). El contenido de carbonatos equivalentes se midió por neutralización ácida y gravimetría (U.S. Salinity Laboratory Staff, 1962, pp 112)

La relación de adsorción de sodio (RAS) fórmula [I.1] y Porcentaje de sodio intercambiable (PSI) fórmula [I.2] se estimaron a partir de la concentración de cationes solubles en el ESS (U.S. Salinity Laboratory Staff, 1962), de acuerdo con las siguientes ecuaciones:

$$RAS = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}} \quad [I.1]$$

$$PSI = \frac{(-0,0126 + 0,01475 * x)}{1 + (0,10126 + 0,01475 * x)} * 100 \quad [I.2]$$

Siendo x= RAS; Ca²⁺, Mg²⁺ y Na⁺ en el extracto suelo-agua.

Características morfológicas y determinaciones analíticas de los perfiles estudiados:

En las Tablas 1, 2 y 3 se muestran las descripciones morfológicas de los perfiles estudiados para cada una de las tres comunidades vegetales y para los dos estados de degradación por pastoreo.

Los suelos de las comunidades de *Chuquiraga avellanadae* y *Nassauvia ulicina* presentan desarrollo de horizontes argílicos, es decir, reúnen las condiciones de acumulación de arcillas de iluviación, presentan recubrimientos arcillosos y una estructura prismática y en bloques subangulares de fuerte desarrollo. Además, dado su elevado PSI (> 15 %), estos horizontes cumplen con la condición de horizontes nátricos. Por otra parte, los horizontes nátricos

de los suelos de la comunidad de *Nassauvia ulicina* presentan acumulación de yeso pedogenético evidenciado por la presencia de abundantes agregados cristalinos de pocos milímetros (20 % vol.). La presencia de yeso se manifiesta además en la composición de los extractos de saturación del suelo que superan los 30 mmol L⁻¹ en SO₄⁻² y Ca²⁺, que es aproximadamente la solubilidad del yeso en agua e indicaría por tanto la solubilidad de este mineral durante la preparación de extracto. Asumiendo esta premisa, las soluciones que superan los 100 mmol L⁻¹ y 40 mmol L⁻¹ en SO₄⁻² y Ca²⁺ respectivamente, contendrían como mínimo un 5% en peso de yeso, hecho que se manifiesta en las descripciones morfológicas, donde se visualiza un 20 % en volumen de agregados cristalinos. Los importantes espesores de los horizontes de acumulación de yeso (entre 85 y 175 cm) y los contenidos del mismo cumplen con los requisitos para definir a estos horizontes como gypsicos (Soil Survey Staff, 1999). Por tanto, los suelos de las comunidades de *Chuquiraga avellanedae* son clasificados como Natrargides típicos, mientras que los suelos de la comunidad de *Nassauvia ulicina* corresponderían a Natrigypsidés típicos. Los suelos de la comunidad de *Nassella tenuis* corresponden a Calciargides típicos, caracterizados por horizontes subsuperficiales cálcicos y argílicos, sobre los cuales, mediante un límite abrupto y neto se desarrolla la secuencia de horizontes A-C de escasa evolución pedológica.

Una de las características más importantes que asocian a las comunidades vegetales y al suelo es la profundidad a la que se encuentran los horizontes argílicos y cálcicos, restrictivos para la infiltración del agua. Así la comunidad herbácea (*Nassella tenuis*) presenta las mejores condiciones debido a que estos horizontes se encuentran en el metro de profundidad, favoreciendo una mejor aireación interna, menor contenido de sales solubles y de Na⁺ intercambiable. Por otra parte, en la comunidad arbustivas de *Chuquiraga avellanedae* se encuentran subsuperficialmente, a los 12 cm en promedio y en la comunidad de *Nassauvia ulicina* prácticamente se encuentran en superficie.

La concentración o pico de cloruros se asocia a la profundidad a la que llega el agua, este valor fue alrededor de los 110 cm de profundidad en *Nassella tenuis* y con una baja concentración del anión (2-2,5 mmol L⁻¹) mientras que en la comunidad de *Chuquiraga avellanedae* el pico varió entre

los estados de degradación entre 160 y 67 cm con una concentración más alta (153-175 mmol L⁻¹). Por último, en la comunidad de *Nassauvia ulicina* el pico varió entre los extremos de pastoreo de 23 y 114 cm con una concentración de 189 y 203 mmol L⁻¹, respectivamente).

H	Prof cm	NT %	CO %	CO ₃ %	pH 1:2,5	CE dSm ⁻¹	Cationes solubles				Aniones solubles				textura					
							Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	RAS	PSI	limf	limg	arcilla	arena
							mmolL ⁻¹				mmolL ⁻¹				%					
Nasuli I: Natrigypsid típico																				
A	0-3	0,05	0,36	1,2	7,74	8,75	10,36	9,76	82,61	2,26	55,70	10,06	5,30	5,98	26,05	37,53	14,0	15,6	10,2	60,2
Btn	3-15	0,08	0,72	0,8	8,26	2,94	1,08	1,38	32,35	0,68	22,50	19,56	0,73	0,00	29,17	42,18	12,4	5,3	42,2	40,0
Bkn1	15-23	0,07	0,64	4,1	8,8	7,52	2,64	3,08	100,00	0,51	63,95	29,43	2,29	3,12	59,13	86,82	16,1	0,7	38,4	44,8
Bkn2	23-61		0,15	10,5	8,78	20,26	32,62	22,16	177,26	1,42	189,05	54,34	0,00	1,04	33,87	49,18	6,0	0,0	30,0	64,0
2Bkny1	61-120		0,08	8,9	8,22	22,11	31,10	22,95	213,64	1,40	164,90	116,12	0,00	0,94	41,10	59,95	13,7	3,2	41,2	41,9
2Bkny2	120-146		0,05	7,9	8,12	21,15	29,45	24,75	173,91	1,00	152,75	109,89	0,00	0,88	33,41	48,50	54,0	6,9	1,4	37,6
Cky	>146		0,04	7,8	8,26	20,79	29,60	20,50	189,44	1,26	142,90	107,81	0,00	0,83	37,85	55,11	62,7	0,0	1,2	36,1
Nasuli V: Natrigypsid típico																				
A	0-7	0,04	0,55	0,2	6,98	1,44	1,45	4,40	12,79	0,11	7,35	0,00	0,00	4,21	7,48	9,87	18,7	17,3	9,9	54,1
2Btn	7-19	0,06	0,75	0,3	8,33	2,57	0,95	1,45	24,84	0,18	17,70	0,00	0,00	6,55	22,68	32,51	8,3	3,3	52,2	36,2
2Bkn1	19-37		0,36	12,1	9,63	9,75	5,10	5,62	93,17	0,49	88,80	3,37	0,00	2,86	40,24	58,68	4,7	84,5	3,6	7,1
2Bkn2	39-64		0,09	8,6	8,41	20,21	21,18	17,74	183,23	0,59	202,30	23,72	0,00	1,30	41,54	60,61	23,9	31,8	9,4	34,9
2Bkny1	64-114		0,06	5,5	8	22,80	38,96	23,26	198,76	0,79	190,90	98,47	0,00	1,04	35,63	51,81	15,9	21,7	27,5	35,0
2Bkny2	114-154		0,10	18,9	8,02	20,14	41,25	23,65	204,01	0,67	203,90	103,14	0,00	1,51	35,81	52,08	20,5	8,8	36,8	33,8
2Bkny3	154-213		0,13	19,3	8,09	21,87	40,65	25,00	196,69	1,60	200,65	108,85	0,00	1,04	34,33	49,87	12,5	8,2	41,3	37,9
3Cky	213-230		0,06	8,3	8,06	22,78	42,50	28,55	196,69	1,37	200,75	110,41	0,00	1,40	33,00	47,89	19,9	4,3	31,8	44,0
3C	>230		0,02	1,3	8,16	17,34	34,30	21,90	186,34	1,14	170,75	101,06	0,00	1,30	35,15	51,09	23,2	6,3	24,5	46,0

Tabla 1: Características físicas y químicas de los perfiles de suelos para la comunidad de *Nassauvia ulicina*.

H	Prof cm	NT %	CO %	CO ₃ %	pH 1:2,5	CE dSm ⁻¹	Cationes solubles					Aniones solubles			RAS	PSI	limf	textura			
							Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻				limg	arcilla	arena	
							mmol L-1					mmol L-1			%						
Chuave I: Natrargid típico																					
A1	0-5	0,05	1,66	1,0	5,87	1,30	3,14	5,13	8,67	0,77	8,30	2,97	0,00	4,75	4,27	5,08	7,7	23,6	2,1	66,6	
A2	5-22	0,06	0,79	0,8	6,92	0,63	1,08	1,48	5,78	0,36	2,78	3,39	5,50	1,75	5,11	6,33	13,7	15,7	3,5	67,2	
2Bt	22-37		0,91	0,5	8,25	1,28	0,91	2,91	11,57	0,24	8,75	2,95	4,50	1,25	8,37	11,20	7,0	9,2	22,7	61,0	
2Bt _{n1}	37-57		0,94	0,9	8,86	3,77	3,19	11,63	34,70	0,36	26,70	2,61	0,00	10,75	12,75	17,72	7,6	8,7	28,8	55,0	
2Bt _{kn2}	57-70		0,55	7,8	8,85	7,12	3,42	26,22	41,63	0,41	55,50	2,55	0,00	10,25	10,82	14,84	9,4	4,7	22,4	63,5	
2Bt _{kn3}	70-92		0,25	15,5	8,74	15,85	9,35	27,36	173,48	0,92	146,80	39,04	0,00	7,50	40,49	59,05	25,5	4,4	5,8	64,3	
2B _{kn4}	92-131		0,25	15,7	8,41	14,58	14,02	12,31	91,94	1,08	145,70	53,93	0,00	7,50	25,34	36,48	38,8	7,2	0,0?	54,1	
2B _{kn5}	131-160		0,22	14,9	8,44	13,57	10,15	27,59	116,23	0,87	131,85	20,25	4,50	0,25	26,76	38,59	41,4	6,1	0,0?	52,5	
2By	160-189		0,10	0,9	7,74	17,50	35,45	35,91	76,33	0,82	153,10	128,07	5,50	0,25	12,78	17,76	39,4	33,5	12,1	15,0	
3Cy1	189-205		0,05	0,5	7,37	13,30	27,36	21,43	111,03	0,21	75,00	137,10	3,50	5,25	22,48	32,21	14,9	17,3	11,1	56,8	
3Cy2	>205		-	0,8	7,61	10,93	24,40	28,39	89,05	-	46,85	130,05	4,00	1,75	17,33	24,55	12,2	8,2	4,0	75,6	
Chuave V: Natrargid típico																					
Av	0-2	0,03	1,00	1,1	7	2,63	4,45	9,06	8,62	0,44	8,30	2,26	12,50	7,75	3,32	3,67	25,2	15,6	10,0	49,2	
A	2-5	0,05	0,70	1,0	7,34	1,07	5,81	3,88	4,05	0,17	8,20	4,43	4,50	2,25	1,84	1,47	24,1	14,5	7,2	54,2	
2Bt	5-19		1,60	0,6	8,35	7,30	10,03	22,46	26,09	0,87	64,05	2,18	6,50	2,50	6,47	8,37	17,5	10,2	39,7	32,6	
2Bt _{kn}	19-27		0,94	11,0	8,75	13,22	8,55	28,27	95,65	1,54	134,90	2,58	2,00	9,75	22,29	31,94	17,9	5,8	28,1	48,2	
2B _{kn1}	27-37		0,66	21,8	8,72	11,68	7,52	19,38	85,22	1,23	119,15	24,59	2,50	7,00	23,23	33,34	9,3	3,7	33,2	53,8	
2B _{kn2}	37-67		0,33	26,1	8,85	13,07	7,41	22,80	76,52	0,82	125,20	6,76	5,00	0,00	19,69	28,06	3,8	67,9	8,9	19,4	
2B _{kny1}	67-94		0,27	29,8	8,23	16,84	36,14	32,38	106,09	1,33	175,45	117,41	0,00	7,25	18,13	25,73	3,7	68,9	9,7	17,7	
2B _{kny2}	97-122		0,13	28,8	8,5	14,77	37,51	29,53	113,04	1,44	122,05	114,53	6,00	0,00	19,53	27,82	3,9	70,1	8,7	17,4	
3C _{ky1}	122-157		0,16	2,7	8,07	16,11	30,10	35,91	67,83	0,92	119,10	145,06	0,00	7,25	11,81	16,32	22,0	15,3	8,8	53,9	
3C _{ky2}	157-196		-	14,8	8,43	10,30	26,68	34,09	93,91	1,13	66,70	107,82	3,50	4,00	17,04	24,11	5,8	10,6	8,2	75,5	
3Cy2	>196		-	2,4	8,34	6,41	25,08	17,10	56,52	0,82	22,20	107,25	8,50	0,00	12,31	17,06	1,2	5,0	2,8	91,0	

Tabla 2: Características físicas y químicas de los perfiles de suelos para la comunidad de *Chuquiraga avellanadae*.

H	Prof cm	NT %	CO %	CO ₃ %	pH 1:2,5	CE mS	Cationes solubles				Aniones solubles				Textura					
							Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	RAS	PSI	limf	limg	arcilla	Arena
							mmOLL-1				mmOLL-1				%					
Nasten I: Calciargid típico																				
A1	0-7	0,04	0,44	0,3	7,24	0,72	3,84	1,86	1,83	0,61	1,13	0,00	1,63	4,45	1,08	0,34	5,3	25,0	7,5	62,2
A2	7-30	0,03	0,3	0,3	7,17	0,26	0,86	1,14	1,22	0,37	0,40	0,00	0,00	3,04	1,22	0,54	8,2	14,4	10,0	67,3
C	30-49		0,01	0,3	7,39	0,28	0,84	0,84	1,57	0,31	0,21	0,00	0,00	3,04	1,71	1,27	13,8	22,3	1,9	62,0
2Bk1	49-90		0,07	29,4	8,74	0,54	1,12	1,18	3,04	0,21	2,51	0,00	0,00	2,54	2,84	2,96	41,8	10,1	7,1	41,0
2Bk2	90-110		0,13	29,7	8,77	0,53	0,84	1,22	3,28	0,12	2,58	0,00	0,00	3,00	3,23	3,54	22,6	11,6	26,5	39,3
3Btkb	110-138		0,16	17,0	8,82	0,5	0,54	1,06	3,97	0,11	1,64	0,00	0,00	3,31	4,43	5,33	23,5	5,6	22,7	48,1
3Ck	138-159		0,12	16,5	9,13	0,48	0,46	0,86	4,04	0,10	1,27	0,00	0,00	3,18	4,98	6,14	13,4	8,4	9,2	69,0
3C	159-210		0,05	0,6	9,16	0,56	0,54	0,92	4,65	0,08	1,78	0,00	0,00	3,22	5,45	6,84	8,2	4,3	11,9	75,5
3Cy	>218		0,02	3,6	8,21	3,87	25,78	8,74	16,02	0,30	2,72	46,04	0,00	1,86	3,86	4,47	10,3	7,9	0,8	81,0
Nasten V: Calciargid típico																				
A1	0-11	0,06	0,93	0,4	6,84	0,524	2,05	2,7	2,11	0,37	1,45	0,00	2,09	3,22	1,37	0,77	15,7	21,0	10,7	52,6
A2	11-23	0,04	0,37	0,6	7,43	0,27	0,84	0,64	1,79	0,34	0,10	0,00	0,00	3,54	2,08	1,83	18,7	16,8	11,4	53,1
C	23-41		0,2	0,4	7,77	0,464	2,12	1,32	2,17	0,37	0,56	0,00	1,82	3,50	1,66	1,20	14,8	24,1	5,1	56,0
2Bk	41-59		0,11	14,2	8,64	0,287	1,44	0,6	1,34	0,28	0,24	0,00	0,73	2,22	1,33	0,71	17,6	17,0	9,6	55,8
3Btk1	59-92		0,14	19,0	8,64	0,303	1,52	0,82	1,15	0,19	0,72	0,00	0,00	2,22	1,06	0,31	24,2	18,4	29,1	28,3
3Bk2	92-113		0	14,4	8,84	0,343	1,64	0,58	1,34	0,21	1,34	0,00	0,00	2,22	1,27	0,63	5,1	1,5	6,6	86,7
3Ck	113-155		0,06	4,2	8,7	0,378	1,82	0,8	1,53	0,23	2,05	0,00	0,00	2,22	1,34	0,72	10,9	10,7	6,8	71,6
4C	155-200		0,03	0,5	8,97	0,211	0,74	0,76	1,09	0,19	0,59	0,00	0,00	1,73	1,26	0,60	0,0	0,0	3,0	97,0
5Ck	>200		0	0,7	8,55	0,294	1,14	0,7	1,34	0,19	1,27	0,00	0,00	1,86	1,40	0,81	15,5	26,0	3,7	54,9
5Ck	>240		0	14,3	8,67	0,408	1,74	1,3	1,60	0,24	2,10	0,00	0,00	2,18	1,30	0,66	12,2	11,8	1,6	74,4

Tabla 3: Características físicas y químicas de los perfiles de suelos para la comunidad de *Nassella tenuis*.

horizonte	Profundidad (cm)	Descripción
A	0-3	7.5YR5/4 castaño (seco). Areno franco. Laminar gruesa débil. Ligeramente dura. Gravas en superficie (50% vol. en pedestal, parches de suelo desnudo con vegetación). Raíces finas abundantes en el límite. Límite abrupto y suave.
2Btn	3-15	7.5YR4/4 castaño oscuro (seco). Arcilloso. Bloques subangulares medianos fuertes. Moderadamente dura. Raíces finas y muy finas abundantes. Límite abrupto ondulado y suave
2Bkn1	15-23	7.5YR5/6 castaño oscuro (húmedo). Franco arcilloso. Bloques subangulares medianos débiles. Blanda. Carbonatos y/o sales solubles. Raíces finas escasas. Límite gradual y suave
2Bkn2	23-61	7.5YR5/6 castaño oscuro (húmedo). Areno franco arcilloso. Bloques subangulares medianos débiles. Consistencia blanda. Raíces finas escasas. Límite abrupto y ondulado
2 Bkny1	61-120	7.5YR5/4 castaño (húmedo). Arcilloso. Masiva firme. Abundantes nódulos alargados de yeso (20 % vol.) de de hasta 1 cm. Carbonatos en la matriz. Sin raíces. Límite gradual e irregular
2Bkny2	120-146	7.5YR5/4 castaño (húmedo). Arcilloso. Sin estructura, masiva firme. Sin gravas. Abundantes nódulos de yeso de mayor tamaño. Carbonatos en la matriz. Sin raíces. Límite gradual e irregular
2Cky	>146	7.5YR5/4 castaño (seco). Franco limoso, sin estructura, masivo, firme. Nódulos de yeso comunes a escasos

Tabla 4: Descripción morfológica del Perfil *Nassauvia ulicina* menos pastoreada (Nasuli I)

Horizonte	Profundidad (cm)	Descripción
A	0-7	10YR6/4 marrón amarillento (seco). Franco arenoso. Laminar fina a mediana con poros vesiculares, los primeros 1,5 cm laminar gruesa débil. Ligeramente dura. Gravas en superficie (50% vol.). Raíces finas frecuentes. Límite abrupto y suave
2Btn	7-19	7.5YR4/4 castaño oscuro (húmedo). Arcilloso. Bloques subangulares medianos fuertes. Dura. Recubrimientos arcillosos delgados y abundantes. Raíces finas-muy finas abundantes, medianas comunes. Límite gradual y suave
2Bkn	19-39	7.5YR5/4 castaño claro (húmedo). Limoso. Bloques subangulares medianos moderados. Ligeramente dura. Gravas finas escasas. Carbonatos en matriz y formando nódulos gruesos con bordes difusos. Límite abrupto y suave
2Bknss	39-64	7.5YR5/4 castaño claro (húmedo). Franco limoso. Cuneiforme mediana moderada. Frágil. Recubrimientos arcillosos de tensión abundantes (slickensides). Gravas finas escasas. Nódulos de carbonatos gruesos comunes. Límite gradual y ondulado.
2Bknyss	64-114	7.5YR5/4 castaño claro (húmedo). Franco arcilloso. Cuneiforme mediana moderada. Frágil. Recubrimientos arcillosos de tensión abundantes (slickensides). Ligeramente duro. Nódulos de carbonatos comunes, de yeso abundantes formando agregados irregulares a tubulares. Límite gradual y transicional
2Bkny1	114-154	7.5YR6/4 castaño claro (húmedo). Franco arcilloso. Bloques subangulares medianos débil. Consistencia moderadamente dura. Nódulos gruesos de yeso abundantes, de carbonatos comunes. Carbonatos en matriz y en nódulos de consistencia moderadamente dura. Límite transicional y ondulado
2Bkny2	154-213	7.5YR6/4 castaño claro (húmedo). Arcilloso. Bloques subangular medianos a moderados. Recubrimientos arcillosos escasos. Nódulos de carbonatos con marcas de raíces finas y muy finas. Recubrimientos arcillosos delegados en marcas de raíces. Nódulos de carbonatos muy gruesos comunes. Raíces finas comunes. . Límite abrupto y suave
3Cky	213-230	5YR5/4 castaño rojizo (húmedo). Franco arcilloso. Depósitos de gravas con matriz arcillosa con evidencias de iluviación entre gravas. Límite gradual y ondulado
3C	>230	5YR5/4 castaño rojizo (húmedo). Franco. Depósito de gravas con matriz arcillosa con evidencias de iluviación entre gravas

Tabla 5: Descripción morfológica del Perfil *Nassauvia ulicina* más pastoreada (Nasuli V)

Horizonte	Profundidad (cm)	Descripción
A1	0-5	10YR5/3 castaño (seco) y 10YR3/2 pardo grisáceo muy oscuro (húmedo). Franco arenoso. Laminar mediana, débil y granular fina débil. Suelta. Gravitas eb superficie 20 %. Raíces finas abundantes. Límite abrupto y suave
A2	5-22	10YR5/3 castaño (seco) y 10YR3/2 pardo grisáceo muy oscuro (húmedo). Franco arenoso. Bloques subangular grueso moderada (rompe a bloques). Moderadamente dura. Raíces comunes. Límite abrupto y ondulado.
2Bt	22-37	10YR4/4 castaño amarillento oscuro (seco) y 10YR3/3 pardo oscuro (húmedo). Franco arcillo arenoso. Columnar gruesa fuerte. Muy dura. Recubrimientos de arcillas en paredes de peds (rompe a bloques moderados a moderados fuertes). Raíces medianas comunes y finas a escasa. Límite gradual y ondulado
2Btn	37-57	10YR5/4 castaño amarillento (seco) y 10YR4/6 castaño amarillento muy oscuro (húmedo). Franco arcillo arenoso. Bloques subangulares medianos fuertes. Recubrimientos arcillosos abundantes en caras de peds. Raíces medianas frecuentes. Límite gradual y ondulado
2Btkn1	57-70	10YR6/3 castaño pálido (seco) y 10YR5/6 castaño amarillento (húmedo). Franco arenoso. Bloques subangulares medianos moderados. Recubrimientos abundantes arcillosos en peds. Nódulos de carbonatos medianos comunes. Raíces finas escasas. Límite gradual y ondulado
2Btkn2	70-92	10YR6/3 castaño pálido (seco) y 10YR5/6 castaño amarillento (húmedo). Franco arenoso. Bloques subangulares medianos moderados. Recubrimientos arcillosos abundantes en peds. Carbonatos en la matriz y en nódulos medianos abundantes. Raíces finas escasas. Límite gradual y ondulado
2Bkn1	92-131	10YR7/3 pardo rojizo (seco) y 10YR6/4 pardo amarillento claro (húmedo). Franco arenoso. Bloques subangulares pequeños débiles. Carbonatos en la matriz y en nódulos medianos comunes Gravitas (10 % vol.). límite abrupto y ondulado
2Bkn2	131-160	10YR8/3 castaño muy pálido (seco) y 10YR7/4 pardo amarillento (húmedo). Franco arenoso. Sin estructura, masiva que rompe en bloques subangulares gruesos. Gravitas (15% vol.) medianas a gruesas. Carbonatos en la matriz y en nódulos medianos comunes, Nódulos de yeso y/o concreciones. Carbonatos y/o sales solubles
2By	160-189	10YR7/3 pardo rojizo (seco) y 10YR7/4 pardo amarillento (húmedo). Franco limoso. Sin estructura, masiva. Nódulos de yeso finos y medianos abundantes Límite abrupto y suave
3Cy1	189-205	10YR8/2 grisáceo blanquecino (seco) y 10YR6/4 pardo amarillento claro (húmedo). Franco arenoso. Depósito de gravitas con yeso. Límite abrupto y suave
3Cy2	>205	10YR7/3 pardo rojizo (seco) y 10YR5/4 castaño amarillento (húmedo). Areno arcilloso. Depósito de gravitas

Tabla 6: Descripción morfológica del Perfil *Chuquiraga avellanadae* menos pastoreada (Chuave I)

Horizonte	Profundidad (cm)	Descripción
Av	0-2	10YR6/3 castaño pálido (seco) y 10YR3/3 pardo oscuro (húmedo). Franca. Laminar mediana débil. Vesicular. 60 % gravas en superficie. Límite abrupto y suave
A	2- 5	10YR5/3 pardo (seco) y 10YR3/4 pardo amarillento oscuro (húmedo). Areno franco. Masiva ligeramente dura. Raíces muy finas frecuentes. Gravass (10% vol.). Límite abrupto y suave
2Bt	5-19	10YR4/3 (seco) y 10YR3/4 pardo amarillento oscuro (húmedo). Franco arcilloso. Bloques subangulares finos y fuertes. Recubrimientos arcillosos delgados y comunes en agregados. Raíces finas y medianas abundantes.
2Btkn	19-27	10YR6/4 castaño amarillento claro (seco) y 10YR5/4 castaño amarillento (húmedo). Areno franco arcilloso. Bloques subangulares medianos moderados. Recubrimientos arcillosos delgados y comunes en agregados. Raíces comunes. Límite gradual y ondulado
2Bkn1	27-37	10YR8/1 blanco rosáceo (seco) y 10YR6/4 castaño amarillento claro (húmedo). Areno franco arcilloso. Bloques subangulares medianos moderados. Sin raíces. Nódulos de carbonato medianos comunes. Gravass escasas (< 15 % vol.). Límite gradual y ondulado
2Bkn2	37-67	10YR7/3 pardo rojizo (seco) y 10YR6/6 naranja amarillento oscuro (húmedo). Franco limoso. Bloques subangulares gruesos. Raíces finas escasas. Gravass escasas (<5 % vol.). Límite transicional y ondulado
2Bkny1	67-94	5YR8/1 blanco rosáceo (seco) y 10YR8/4 blanco (húmedo). Franco limoso. Masivo que rompe en bloques subangulares gruesos. Gravass escasas (> 5 % vol.). Nódulos de yeso finos abundantes . Límite transicional y ondulado
2Bkny2	94-122	5YR8/1 blanco rosáceo (seco) y 10YR7/4 rosado (húmedo). Franco limosa. Estructura prismática mediana moderada. Nódulos de carbonato medianos comunes. Límite abrupto y suave
3Cky1	122-158	10YR7/3 pardo rojizo (seco) y 10YR7/4 rosado (húmedo). Depósito de gravass con matriz franco arenosa. Nódulos de carbonato y yeso finos comunes. Límite abrupto y suave
3Cky2	158-196	10YR8/1 blanco rosáceo (seco) y 10YR7/4 rosado (húmedo). Depósito de gravass con matriz franco arenosa. Estructura sedimentaria. Límite abrupto y ondulado
3Cy	>196	10YR7/2 gris claro (seco) y 10YR5/2 pardo grisáceo (húmedo). Gravass en matriz arenosa y nódulos de yeso finos comunes, suelto sin estructura

Tabla 7: Descripción morfológica del Perfil *Chuquiraga avellanadae* más pastoreada (Chuave V)

Horizonte	Profundidad (cm)	Descripción
A1	0-7	10YR6/3 castaño pálido. Areno franca. Bloques subangulares medianos débiles; consistencia blanda. Raíces finas frecuentes. Límite abrupto y ondulado
A2	7-30	10YR6/3 castaño pálido. Franco arenosa. Bloques subangulares gruesos moderados. Moderadamente dura. Raíces finas frecuentes. Límite abrupto y ondulado
C	30-49	10YR5/4 castaño amarillento. Franco arenosa. Bloques subangulares medianos débiles. Ligeramente dura. Se observan frecuentes cuevas de fauna excavadora (krotovinas). Límite abrupto e irregular a ondulado
2Bk1	49-90	7.5YR7/2 rosa -10YR8/2 grisáceo blanquecino. Franco limosa. Bloques subangulares medianos fuertes con abundantes marcas de raíces muy finas. Muy dura. Carbonatos en matriz de suelo y en nódulos gruesos abundantes. Raíces muy finas muy escasas. Límite difuso y ondulado
2Bk2	90-110	10YR7/4 rosa. Franca. Bloques subangulares medianos a finos fuertes. Carbonatos muy abundantes en matriz. Límite abrupto y ondulado
3Btkb	110-138	7.5YR7/4-6/4 castaño claro. Franca. Bloques subangulares finos, fuertes. Abundantes recubrimientos arcillosos en y entre gravas. Carbonatos en la matriz. Gravas (75% vol.). Límite abrupto y ondulado
3Ck	138-159	7.5YR7/4 rosa. Arenoso. Sin estructura. Ligeramente dura. Raíces finas a medianas escasas y comunes. Lentes de carbonatos 7.5 YR8/2 blanco rosáceo comunes. Límite abrupto y ondulado
3C	159-210	10YR5/6 castaño amarillento. Depósito de gravas con matriz arenosa Franco arenoso. Raíces finas y escasas. Límite abrupto y ondulado
3Cy	>210	10YR5/6 castaño amarillento. Areno arcilloso. Depósito de gravas en matriz arenosa con yeso pulverulento y módulos medianos y finos de nódulos entre gravas comunes

Tabla 8: Descripción morfológica del Perfil de *Nassella tenuis* menos pastoreada (Nasten I)

Horizonte	Profundidad (cm)	Descripción
A1	0-11	10YR6/3 castaño pálido (seco). Franco arenosa. Estructura en bloques subangulares medianos débil. Consistencia ligeramente dura a blanda. Gravas (25% vol.). Raíces finas y muy finas abundantes. Límite abrupto y suave
A2	11-23	10YR5/4 castaño amarillento (seco-húmedo). Franco arenosa. Estructura en bloques medianos a gruesos moderados. Consistencia muy dura. Gravas (10% vol.). Raíces finas a muy finas frecuentes. Límite abrupto y ondulado
2C	23-41	10YR6/4 castaño amarillento claro (seco). Franco arenosa, Sin estructura, masivo. Dura, raíces finas escasas. Gravas (10% vol.). Límite abrupto y ondulado.
2Bk	41-59	10YR6/4 castaño amarillento claro (seco). Franco arenosa. Estructura en bloques subangulares finos y medianos moderados. Moderadamente dura. Gravas finas (10% vol.). Pedotúbulos rellenos con material de horizontes superiores, secciones circulares frecuentes. Carbonatos en la matriz. Raíces finas escasas. Límite abrupto y suave
3Btk1	59-92	7.5YR6/4 castaño claro (húmedo) con nódulos 7.5YR8/2 blanco rosáceo. Franco arcillosa. Estructura bloques angulosos medianos fuertes. Consistencia moderadamente dura. Recubrimientos finos arcillosos en gravas y paredes de pedrs. Marcas de raíces finas en la matriz arcillosa. Gravas gruesas a finas (25% vol.). Nódulos calcíticos gruesos con bordes difusos comunes. Raíces finas y muy finas escasas. Límite gradual suave
3Bk2	92-113	7.5YR6/4 castaño claro (húmedo) con nódulos 7.5YR8/2 blanco rosáceo. Areno franca. Estructura en bloques angulosos medianos fuertes. Consistencia ligeramente dura. Recubrimientos arcillosos en gravas y paredes de pedrs. Recubrimientos calcíticos en y entre gravas. Gravas (75% vol.). Nódulos de carbonatos pulverulentos a moderadamente duros comunes. Límite abrupto y ondulado
3Ck	113-155	7.5YR6/4 castaño claro (húmedo). Franco arenosa. Sin estructura. Depósitos de gravas. Gravas con alteración avanzada con patinas verdosas. Gravas finas a gruesas (75 % vol.). Nódulos y lentes de carbonatos pulverulentos medianos comunes. Límite abrupto y ondulado
4C	155-200	10YR5/2-5/3 castaño (húmedo). Franco arenosa. Depósito de gravas y arenas. Sin estructura. Gravas gruesas a finas (mala selección). Nódulos de carbonatos medianos escasos y recubrimientos de carbonatos entre gravas y lentes. Rizoconcreciones de carbonatos escasas. Límite abrupto y quebrado
5Ck	200-260	10YR6/4 castaño amarillento claro (húmedo). Franco arenoso. Depósito de gravas finas. Frecuentes a comunes lentes de carbonato pulverulentos. Estructura sedimentaria del material parental. Límite abrupto y suave
>5Ck	>260	10YR6/4 castaño amarillento claro (húmedo). Areno arcilloso. Gravas gruesas

Tabla 9: Descripción morfológica del Perfil de *Nassella tenuis* más pastoreada (Nasten V)

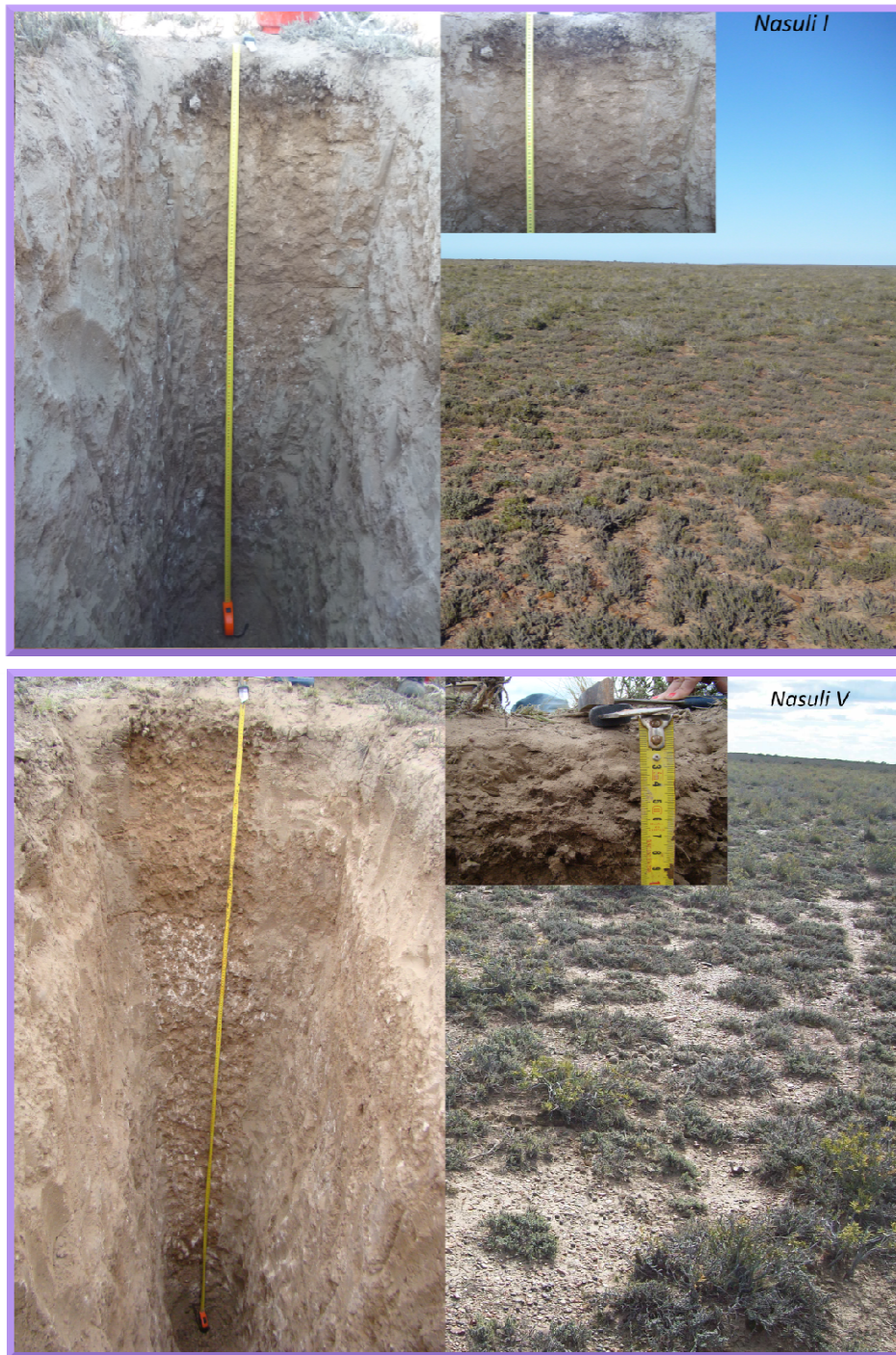


Figura 1: Perfiles *Natrigypsides* típicos de Nasuli I y Nasuli V. Horizontes superficiales de suelo y ambiente circundante.

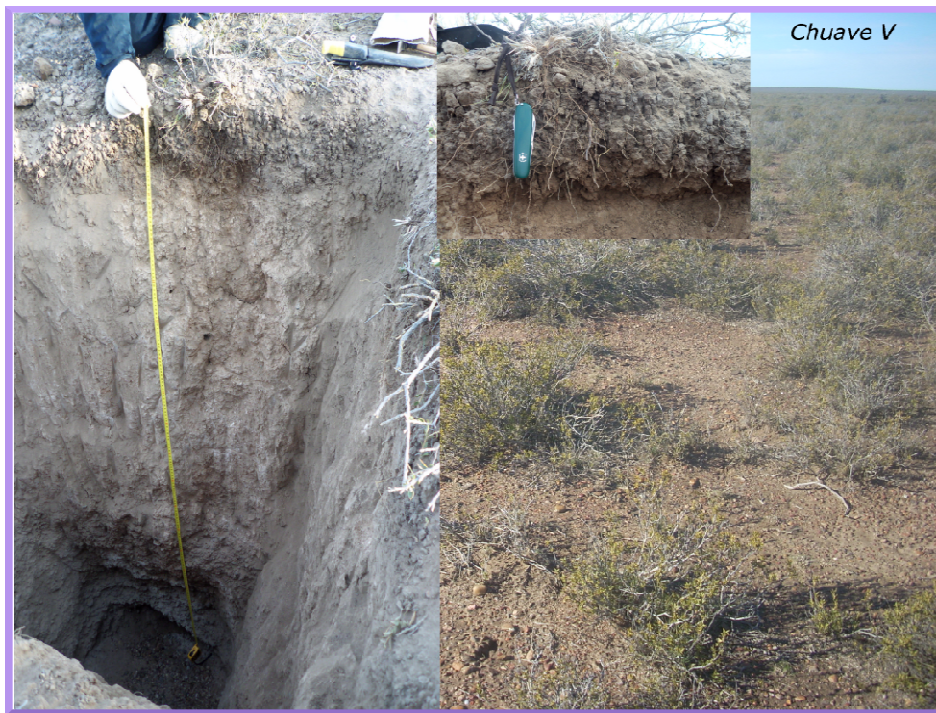
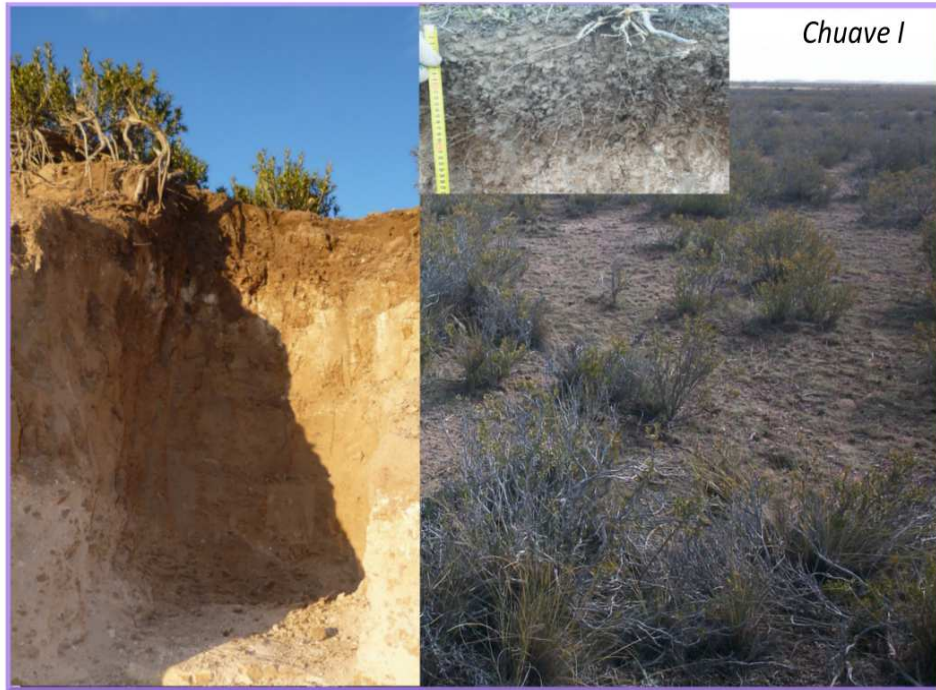


Figura 2: Perfiles *Natrargides* típicos de Chuave I y Chuave V. Horizontes superficiales de suelo y ambiente circundante.

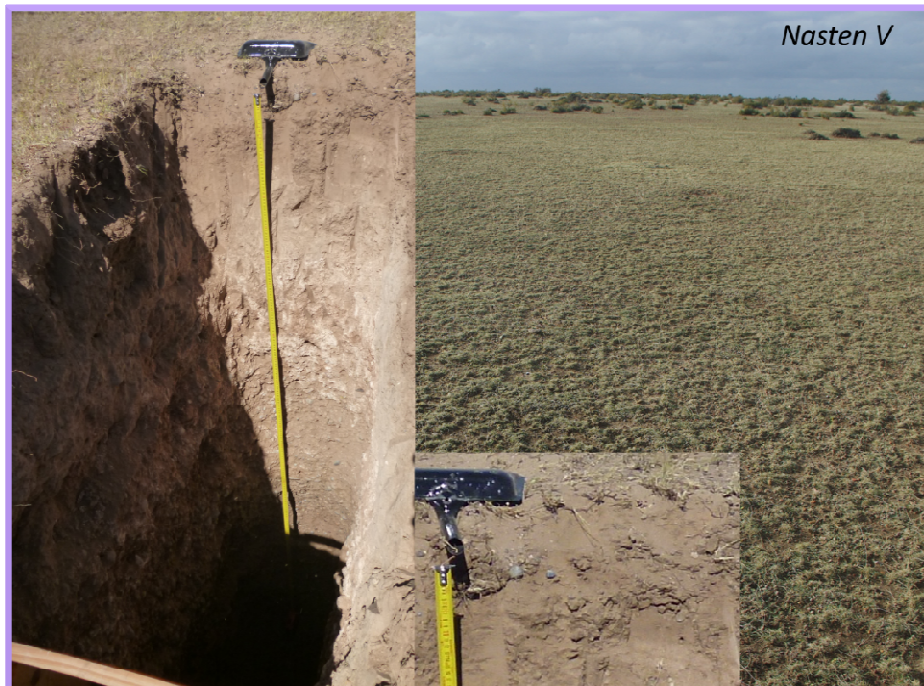


Figura 3: Perfiles *Calcargides* típicos de Nasten I y Nasten V. Horizontes superficiales de suelo y ambiente circundante.

Anexo II

ANEXO II: Descripción de las especies que dominan las tres comunidades:

Nassella tenuis: Es una gramínea perenne de hojas finas, blandas y pilosas. Tiene una altura de hasta 15 cm en ausencia de pastoreo. Las semillas poseen un extremo punzante que facilita la penetración en el suelo y una larga arista retorcida, que les permite introducirse en lugares con humedad propicia para su germinación. En los corderos provoca heridas en el cuero, con lesiones en los tejidos y vasos (Massara Paletto, 2010). Es una de las principales especies forrajeras en la provincia del Monte (Beider, 2008). Las raíces se distribuyen principalmente en los primeros 30 cm del suelo, pero alcanzan una profundidad de hasta 0,5 m (Bertiller, 1998).

Chuquiraga avellanadae: Es un arbusto endémico de la estepa patagónica. Es de forma redondeada, de 0,5 a 1 m de altura, aunque en el área de estudio rara vez supera el medio metro de altura. Las hojas son verdes y de consistencia dura y terminan en una espina color marrón rojiza (Massara-Paletto, 2010). Es de bajo valor forrajero. El ganado consume sus flores y frutos en verano cuando la oferta de las mejores especies forrajeras disminuye. Durante el invierno las ovejas consumen los frutos que recogen del suelo (Beider, 2008). La distribución vertical de sus raíces alcanza una profundidad de 1,5 – 1,7 m (Bertiller, 1998).

Nassauvia ulicina: Este sub-arbusto es una especie endémica de Argentina. Su hábitat son arbustales fríos, en áreas y costas rocosas. Esta especie es propia de la Patagonia, se la encuentra frecuentemente en la Provincia Fitogeográfica Patagónica (Río Negro, Chubut y Santa Cruz). Es un sub-arbusto muy ramoso, de 6–20 cm de altura, y ramas primarias alargadas, con ramillas axilares cortas, a veces glomeruliformes. Tiene hojas con vainas cortas y anchas y terminación en punta espinosa (<http://www.floraargentina.edu.ar/>).

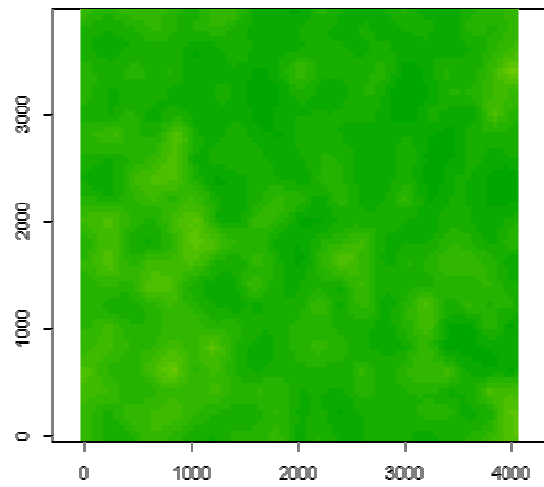
Anexo III

Comunidad	<i>Nassauvia ulicina</i>					<i>Chuquiraga avellanadae</i>					<i>Nassella tenuis</i>				
	Sitio	Nasuli I	Nasuli II	Nasuli III	Nasuli IV	Nasuli V	Chuave I	Chuave II	Chuave III	Chuave IV	Chuave V	Nasten I	Nasten II	Nasten III	Nasten IV
Densidad de Boñigas (número/m ²)	64,85±7,87	65,60±7,57	78,50±11,63	81,60±12,41	93,95±10,71	44,8±7,2	59,6±4,0	72,0±12,8	79,6±14,0	92,65±16,9	54,6±10,0	76,5±7,2	105,0±8,2	158,9±18,7	175,3±11,0
Arbustos															
<i>Azorella prolifera</i>	0	0	0	0	0,95	0,74	0	0	0	0	0	3,01	0	0	0
<i>Chuquiraga aurea</i>	0,15	0,33	0	0,41	1,28	1,07	0	0	0,02	0	0	0	0	0	0
<i>Chuquiraga avellanadae</i>	7,31	13,95	9,69	14,72	11,58	26,93	23,03	31,46	29,58	26,06	5,49	0	1,61	0,43	0
<i>Ephedra ochreatea</i>	0,36	0	0,17	0,05	0,66	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lycium chilense</i>	0	0,10	0	0	0	0	0,35	0,05	0	0	0	0	0	0,21	0
<i>Margyricarpus pinnatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0,04	0,09	0
<i>Menodora robusta</i>	0	0	0	1,51	0	0	0	3,65	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nassauvia ulicina</i>	39,08	19,72	26,76	25,04	18,77	0	0	0,58	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paroniquia</i> sp.	0,01	0	0	0	0	0	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Perezia recurvata</i>	0	0	0	0,02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Prosopidastrum striatum</i>	0,16	0	0,21	0,12	0,04	1,21	0	0,06	0	0	1,25	0,57	0	0	0
<i>Prosopis denudans</i>	0,76	0	0	0,75	0	0,80	0	0,37	0	0	0	0	0	0	0
<i>Schinus johnstonii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,73	0
Pastos															
<i>Jarava neaei</i>	0	0	0	0	0,05	0,10	0	0	0,02	0	0	0	0	0	0
<i>Nassella tenuis</i>	0,02	0,23	0,14	0,02	0,15	3,91	6,23	0,28	0,46	2,91	7,40	9,65	14,46	15,79	15,99
<i>Pappostipa humilis</i>	0,03	0,09	0,03	0,03	0	0	0	0	0	0	0,03	0	0	0	0
<i>Pappostipa speciosa</i>	0	0,40	0,27	0,29	0,35	1,33	1,02	0,42	0,50	0,63	0,61	2,88	0	0	0
<i>Piptochaetium napostaense</i>	0	0	0	0	0	0,22	0	0	0	0	0,16	0,36	0	0,42	0,13
<i>Poa ligularis</i>	0,03	0,16	0,05	0,03	0	0,05	0,14	0,16	0,09	0,38	0,05	0,04	0	0	0

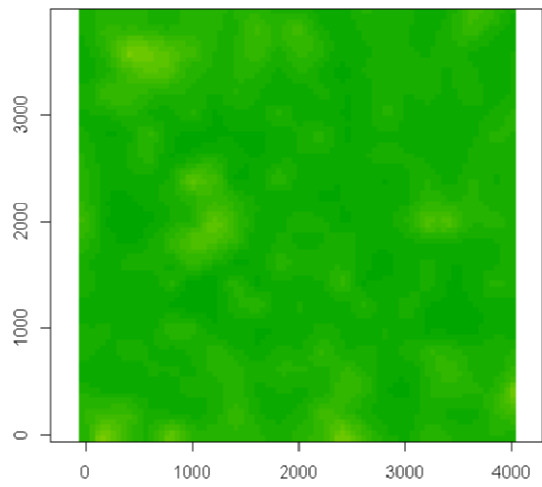
ANEXO III: Densidad de Boñigas (media ± error estándar), Cobertura Vegetal por especie, en cada sitio de muestreo intensivo. Los acrónimos de los sitios indican la comunidad vegetal (Nasuli =Comunidad de *Nassauvia ulicina*, Chuave =Comunidad de *Chuquiraga avellanadae* y Nasten =Comunidad de *Nassella tenuis*) y la intensidad de pastoreo (aumentando de I a V).

Anexo IV

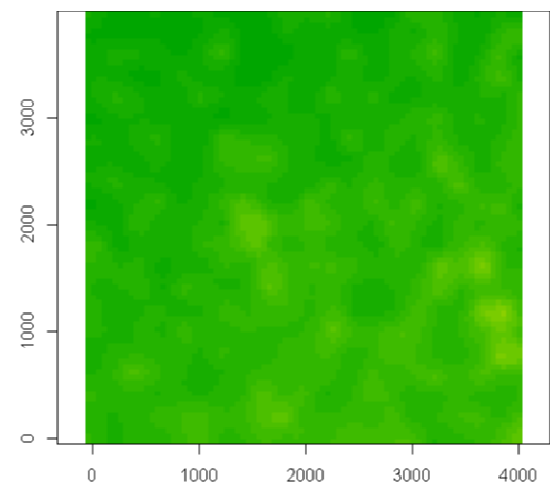
Nasuli I



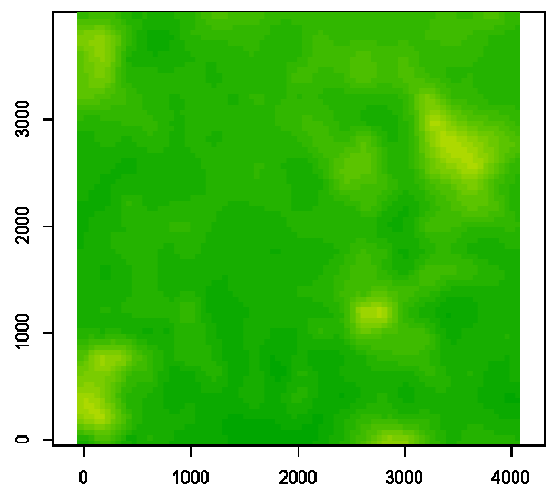
Nasuli II



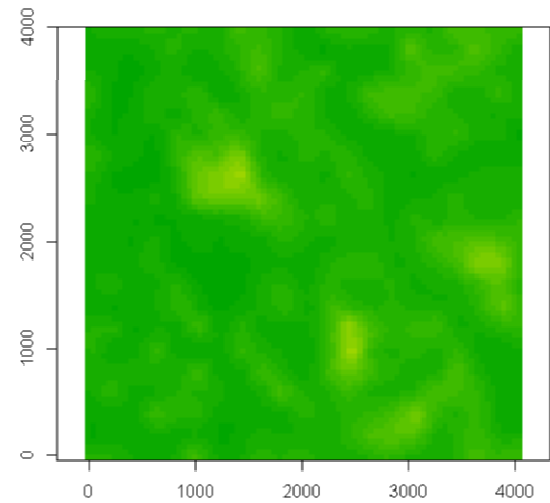
Nasuli III

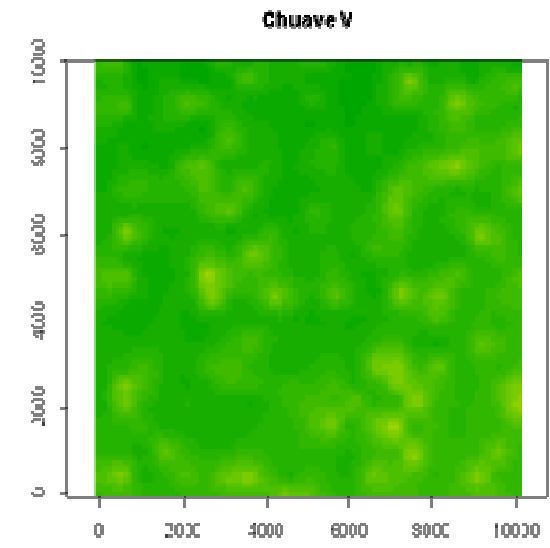
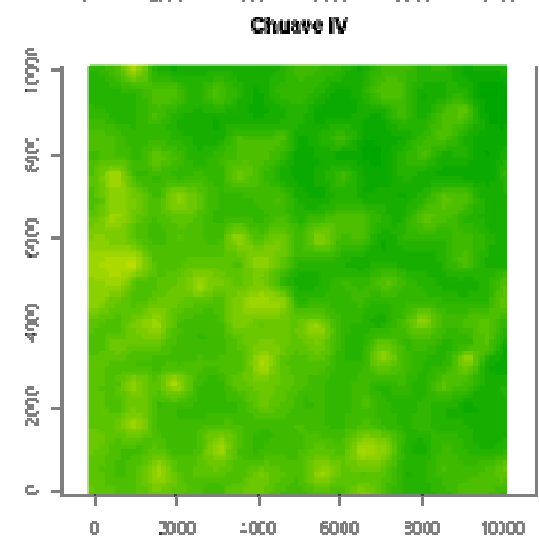
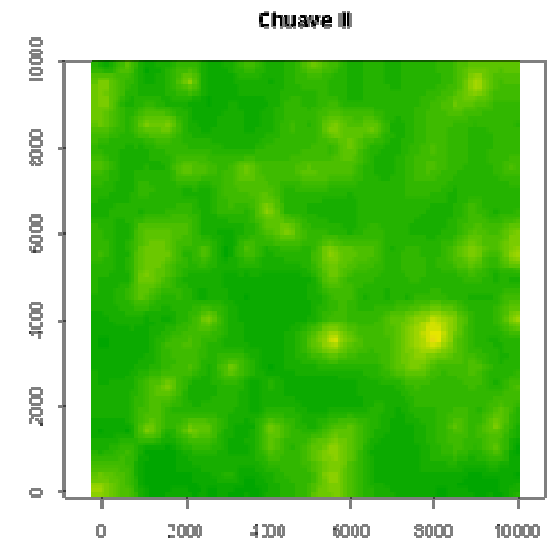
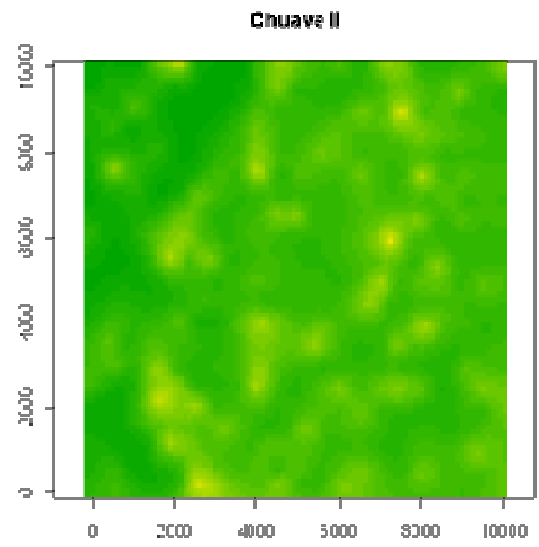
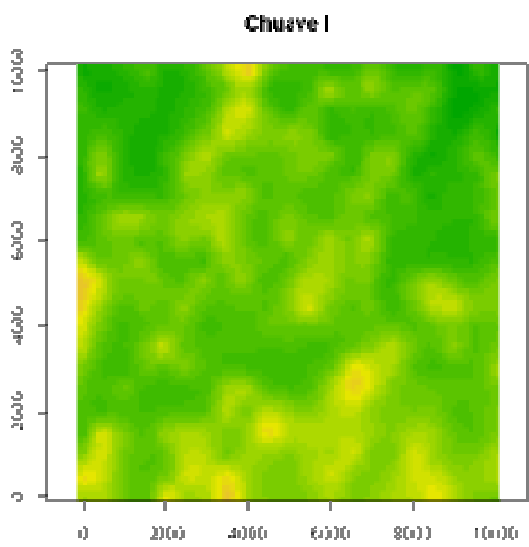


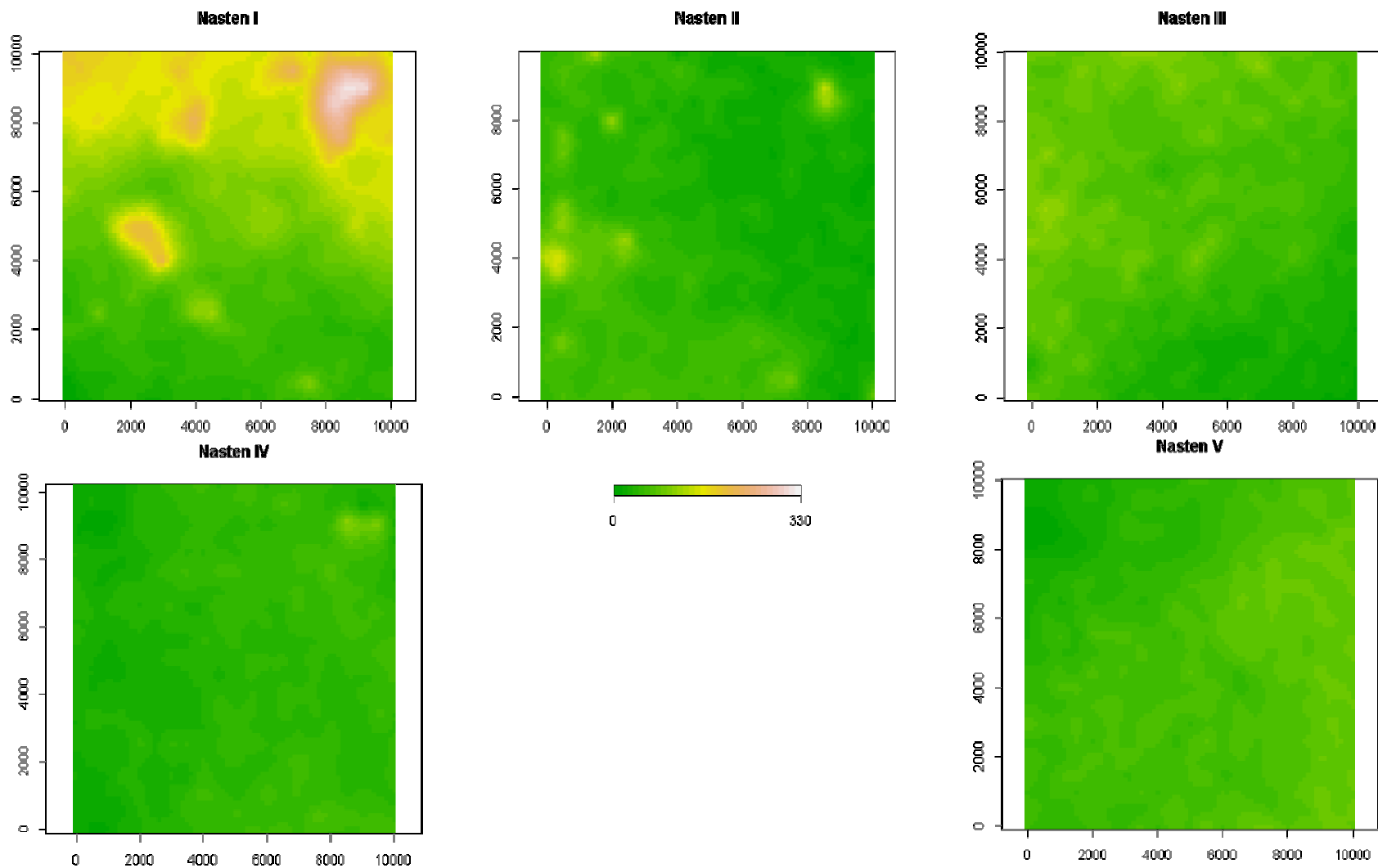
Nasuli IV



Nasuli V

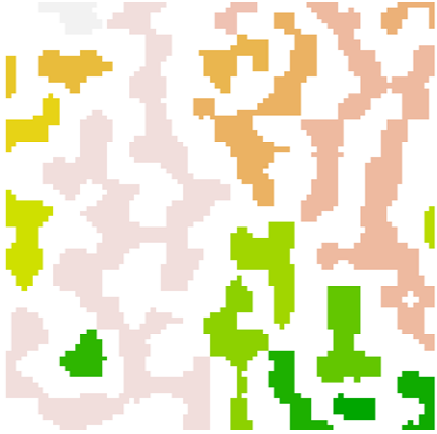




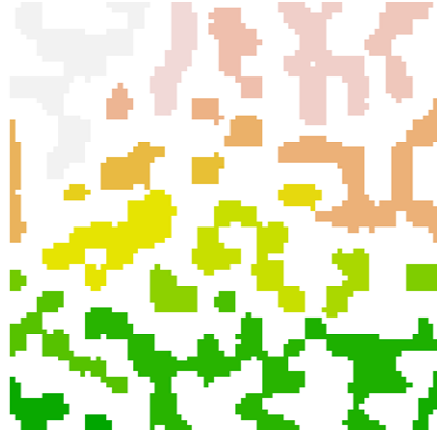


AnexoIV.1: MDT de los 15 sitios de muestreo intensivo. Todas las medidas están expresadas en mm.

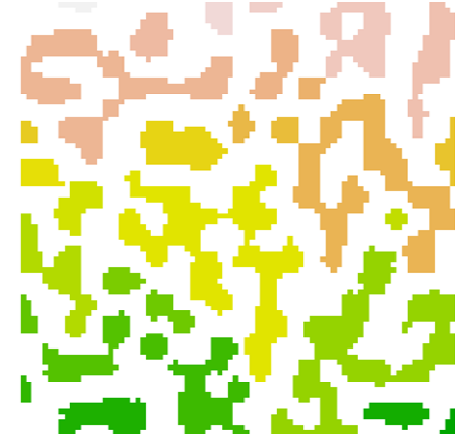
Nasuli I



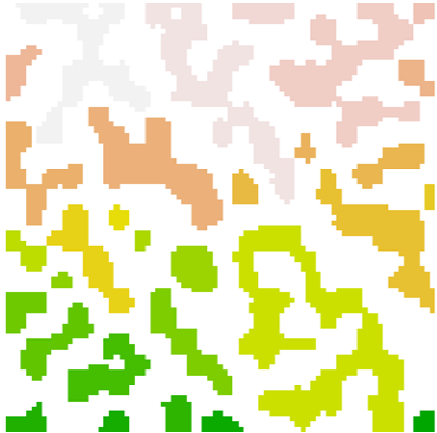
Nasuli II



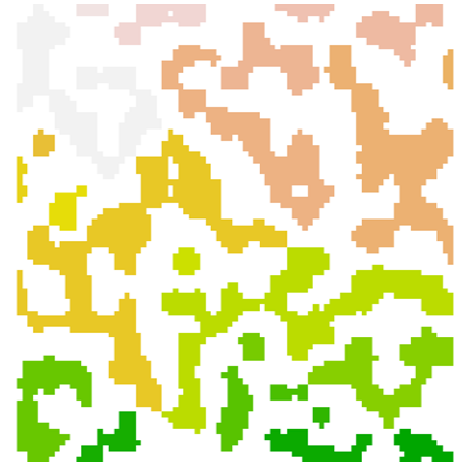
Nasuli III



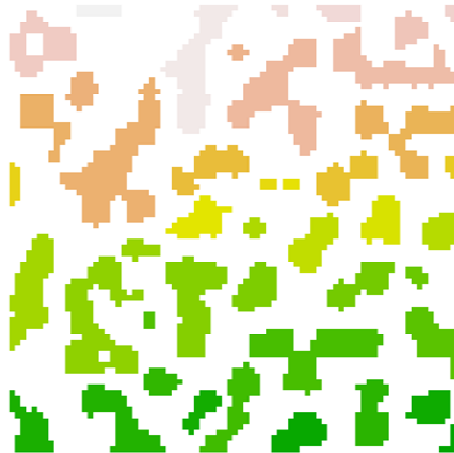
Nasuli IV



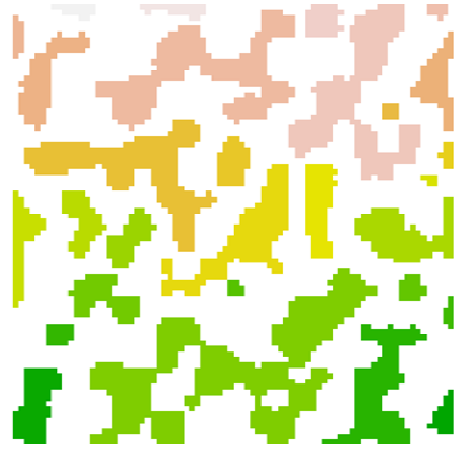
Nasuli V



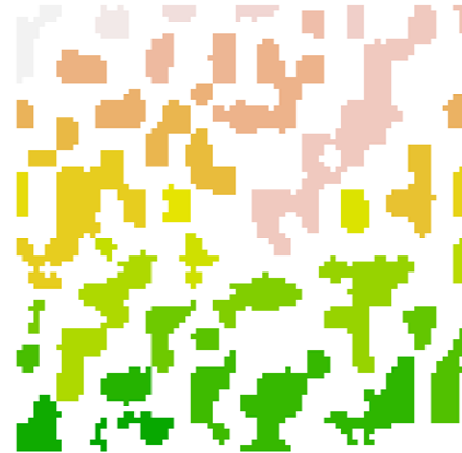
Chuave I



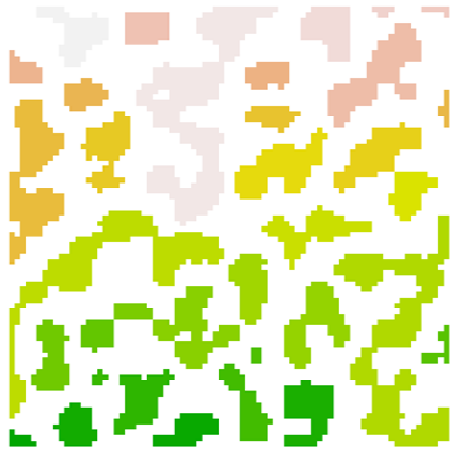
Chuave II



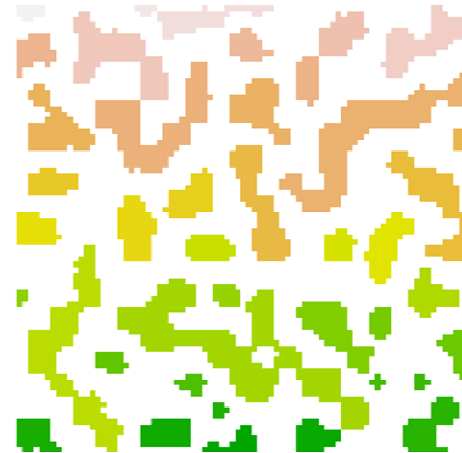
Chuave III

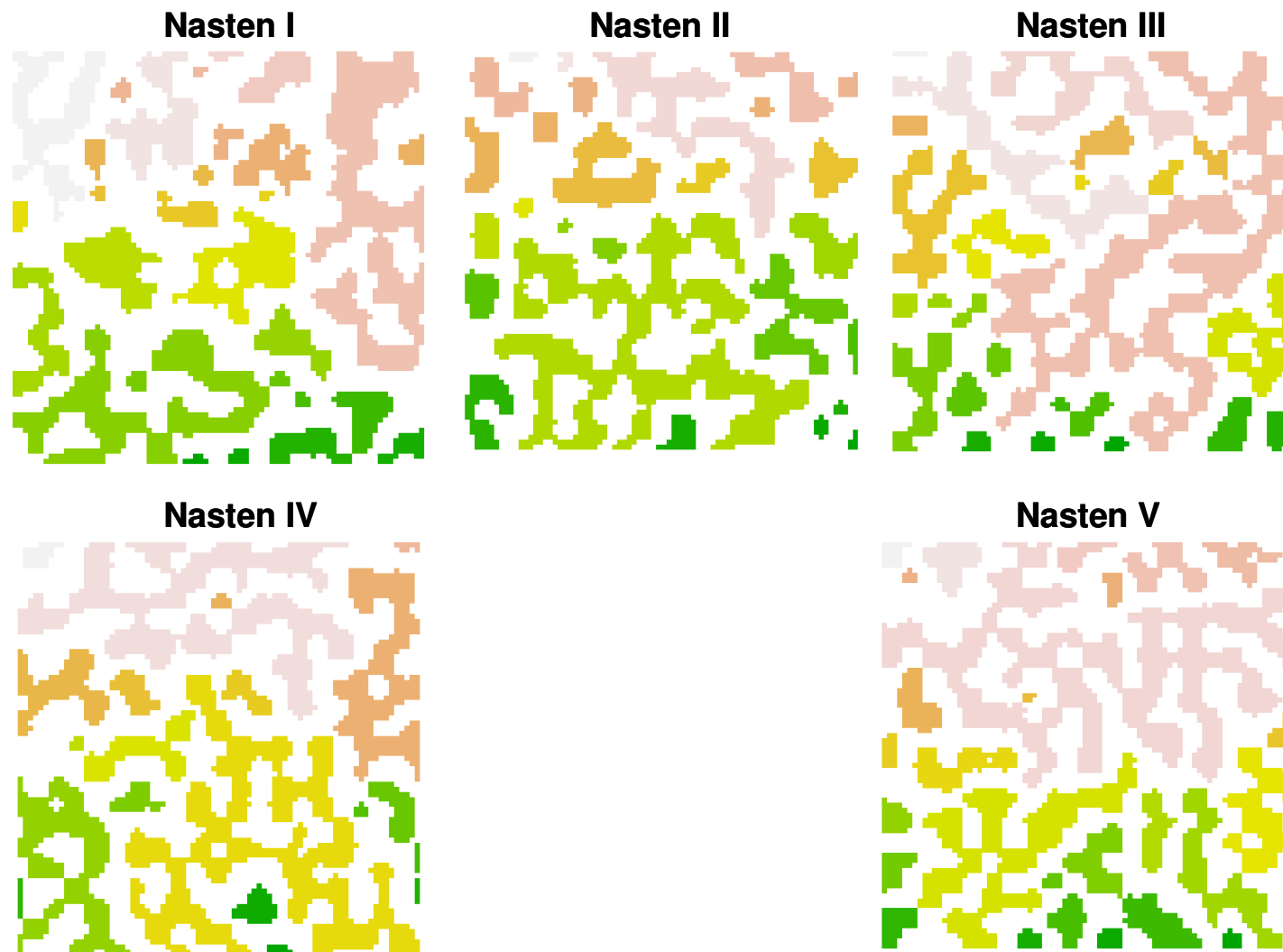


Chuave IV



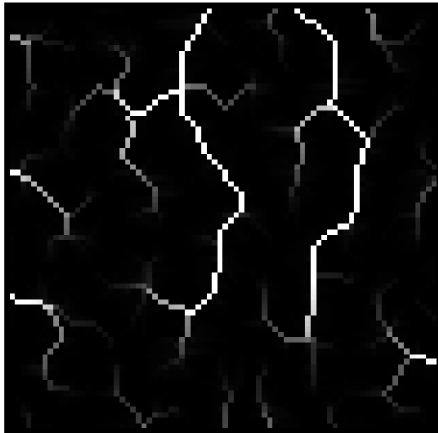
Chuave V





Anexo IV.2: Montículos de suelo de los 15 sitios de muestreo intensivo.

Nasuli I



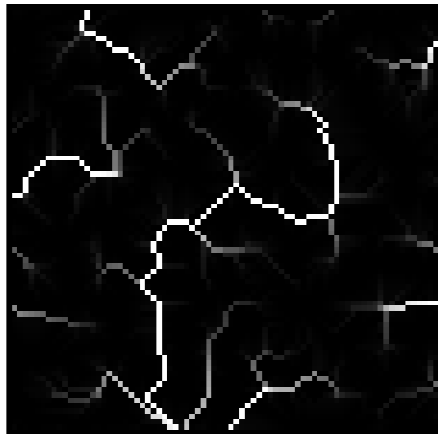
Nasuli II



Nasuli III



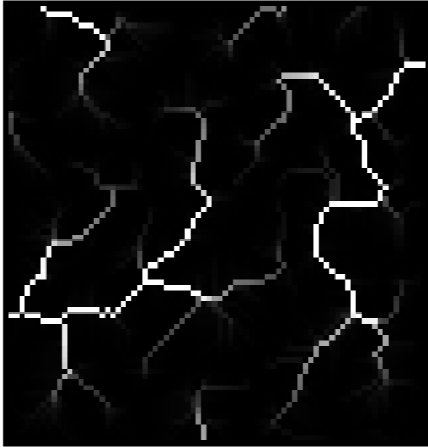
Nasuli IV



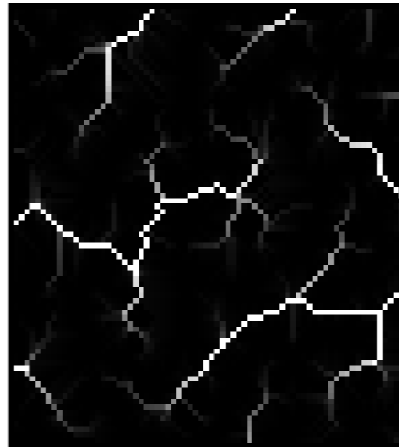
Nasuli V



Chuave I



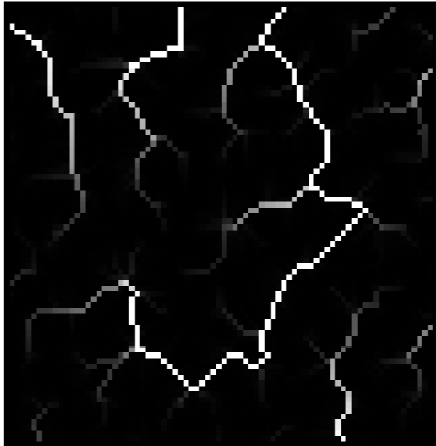
Chuave II



Chuave III

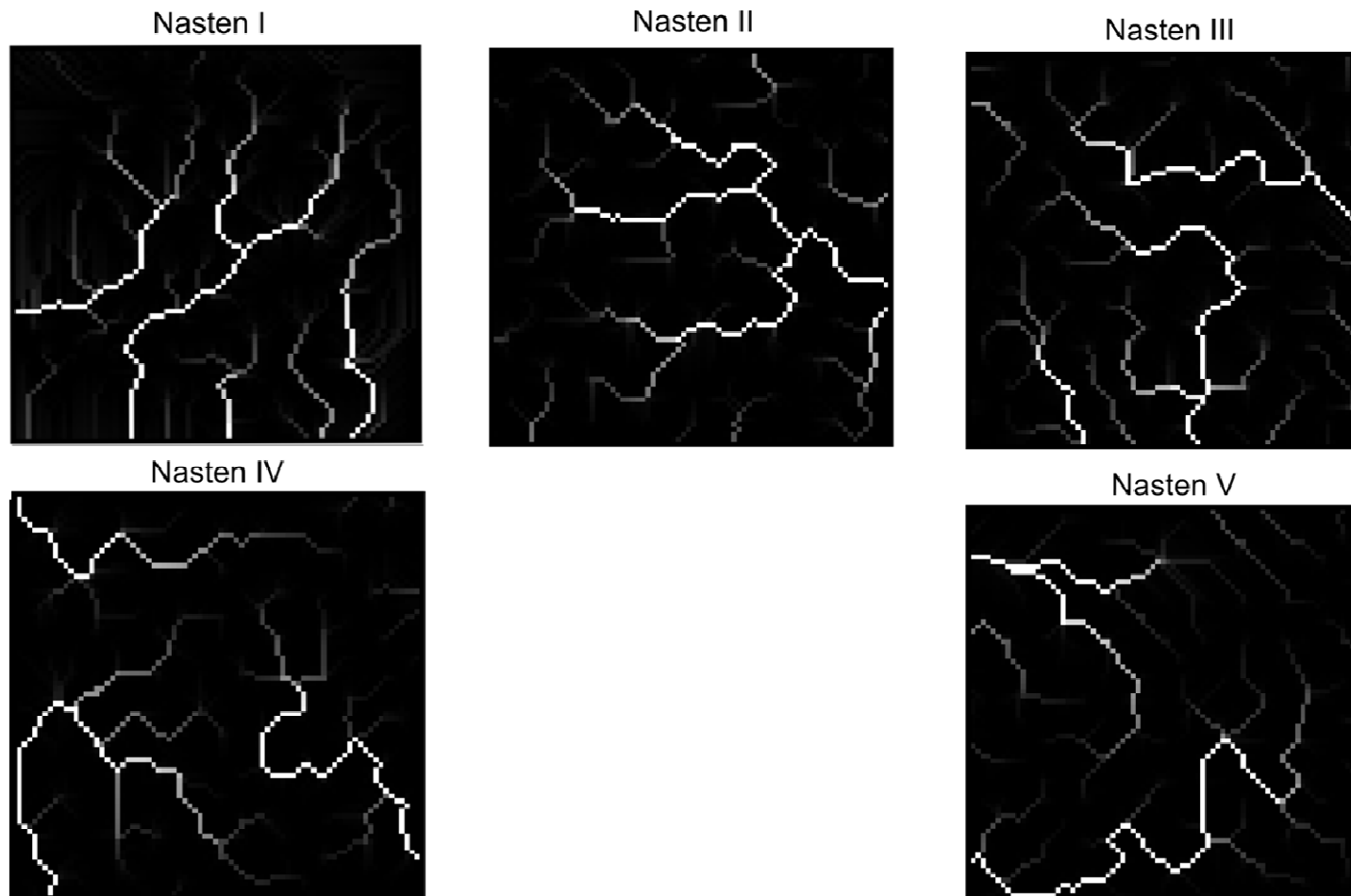


Chuave IV



Chuave V





ANEXO IV.3: Superficie de acumulación de flujo a partir de los MDT a lo largo de un gradiente de pastoreo para cada comunidad. Las áreas blancas son píxeles con muy alta acumulación de flujo (áreas de flujo concentrado). La escala de colores es relativa a cada mapa.

