



UNCUYO
UNIVERSIDAD
NACIONAL DE CUYO



PROBIOL
PROGRAMA DE POSGRADO
EN BIOLOGÍA

Tesis de Doctorado

**INTERRELACIÓN ENTRE FACTORES
AMBIENTALES, PUESTOS GANADEROS
TRADICIONALES Y FUNCIONAMIENTO DE
ECOSISTEMAS ACOPLADOS A LA FREÁTICA EN
EL DESIERTO DEL MONTE (NE DE MENDOZA)**

Doctorado en Biología, orientación Ecología

Ing. Agr. Silvana Beatriz Goirán

Directora: Dra Julieta N. Aranibar

Co-directora: Solana Tabeni

Mendoza, Argentina

2017

DEDICATORIA Y AGRADECIMIENTOS

Este trabajo esta dedicado a Ignacio y a Agustín, quienes son los pilares de mi vida y la alegría diaria que me sostuvo en esta etapa.

Agradezco a la Universidad Nacional de Cuyo, a la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales UNCuyo y a la Secretaría de Ciencia y Tecnología de la Nación por el apoyo económico e institucional. Al Dr. Manuel Tovar, por su apoyo a los becarios y gestiones para obtener el financiamiento necesario para la finalización de este proyecto. Al Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias Ambientales y al Dr. Ricardo Villalba por la infraestructura, los recursos y vinculación brindados, con los cuales fue posible la realización de esta tesis.

A mi directora Julieta Aranibar por el estímulo constante, por su guía en todo el proceso de creación de ideas y la realización de la investigación, por el apoyo y la comprensión en los momentos difíciles.

A mi co-directora Solana Tabeni, y a mi comité asesor Juan Álvarez, María del Rosario Prieto y Ernesto Abril, por sus consejos y asesoramiento.

Al Dr. Eduardo Bringa por su dedicación y asesoramiento. A Emmanuel Millán por su invaluable trabajo en la construcción del código para el modelo de puestos, ¡por tantas horas invertidas!

A Pablo Villagra, Erica Cesca y a todo grupo de trabajo del IANIGLA y de la UNCuyo, por los valiosos aportes y discusiones que enriquecieron mi trabajo.

A Alejandro Tonolli, por su predisposición y por responder siempre a todas mis preguntas. A todas las personas que consulté y que me ayudaron a comprender la complejidad del NE de Mendoza desde otros enfoques desconocidos para mi. A Sebastián Crespo por su ayuda en los análisis estadísticos.

Al personal de la biblioteca de la Dirección de Estadísticas e Investigaciones Económicas de Mendoza, María del Carmen González y Alejandra Santos.

A los pobladores del NE Mendocino, a los puesteros que me abrieron las puertas de sus casas, a Doña Vicenta Sosa por preocuparse por nosotros y esperarnos siempre con unos mates al final del día, a Eulogio Sosa, Sosante, Carmen e Isabel. Agradezco también a la Secretaría de Medio Ambiente Mendoza, y a los guardaparques de la Reserva Telteca: Ricardo, Yahir, Jairo,

Leonardo y Romina.

A mis amigos y compañeros, por sus consejos, discusiones y aportes, por compartir el trabajo duro y transformarlo en buenos momentos, por los días inolvidables en Telteca, por estar siempre presentes siendo amigos, consejeros, niñeras; por seguir estando en la distancia. A Cecilia Vega Riveros, Florencia Spirito, Laura Gomez, Pablo Meglioli, Victoria García, Pamela Natali, Gabriel Gatica, Bárbara Vera, Eugenia Marcotti, Paula Narváez, Carmen Sartor, Verónica Chillo, Mariano Amoroso, Alejandrina, Panky, Mati, Sergio, Fer.

A todas las personas que conocí y fueron parte de mi vida durante estos años, gracias a todos porque desde el lugar de cada uno me dieron la fuerza necesaria para llevar adelante este proyecto.

A todos los profesores y directores que tuve a lo largo de mi carrera que sembraron en mi la curiosidad y el amor por la investigación y los ecosistemas naturales, los agroecosistemas “marginales”: Marta Ojeda, Ula Karlin, Rubén Coirini, Eduardo Ruiz Posse, Susana Bautista, Ángeles García Mayor, Ramón Vallejo.

A mis padres por el apoyo constante, por inculcarme el amor por el conocimiento, por la vida que me dieron. A mis hermanos, a Adriana y a Valentina.

A Agustín, por todo, por tu apoyo incondicional, por tu sacrificio, por creer en mi. Porque este logro también es tuyo. A Ignacio, por cada minuto de tu vida.

A la vida, que me dio esta oportunidad.



ÍNDICE

Dedicatoria y Agradecimientos.....	I
Índice.....	III
Índice de Tablas y Figuras.....	VII
Resumen.....	XVII
Capítulo 1: Introducción general.....	1
1.1 Introducción.....	2
1.2 Objetivo de la tesis.....	6
1.3 Descripción del área de estudio.....	8
1.3.1 Ubicación geográfica, geología y geomorfología.....	8
1.3.2 Clima.....	10
1.3.3 Recursos hídricos, acuífero libre y ecosistema acoplado.....	11
1.3.4 Vegetación.....	14
1.3.5 Población local.....	16
1.4 Hipótesis y estructura de la tesis.....	18
Capítulo 2: Distribución espacial de puestos tradicionales y sus efectos en la cobertura vegetal del NE mendocino.....	23
2.1 Introducción.....	24
2.2 Hipótesis y objetivos.....	26
2.3 Metodología.....	27
2.3.1 Breve descripción del área de estudio.....	27
2.3.2 Distribución espacial de los puestos ganaderos.....	29
2.3.3 Elección de sitios y puestos. Muestreo en campo.....	28
2.3.4 Detección remota de la vegetación.....	33
2.4 Resultados.....	37
2.5 Discusión.....	45
2.5.1 Distribución espacial de los puestos ganaderos.....	45
2.5.2 Efecto de la actividad de los puestos en la vegetación.....	48
2.6 Conclusiones.....	51

Capítulo 3: Efecto de la actividad de los puestos ganaderos tradicionales sobre la resiliencia del ecosistema del NE mendocino.....	53
3.1 Introducción.....	54
3.2 Hipótesis y objetivos.....	60
3.3 Metodología.....	61
3.3.1 Elección de los puestos y delimitación de las áreas de influencia.....	61
3.3.2 Delimitación de zonas de referencia para el análisis de resiliencia de la cobertura vegetal.....	65
3.3.3 Delimitación de los valles intermédanos y médanos.....	66
3.3.4 Identificación de períodos de alta y baja disponibilidad de agua.....	67
3.3.5 Elección de las imágenes a analizar.....	70
3.3.6 Estimaciones de resiliencia, índice <i>R</i>	73
3.3.7 Análisis estadísticos.....	76
3.4 Resultados.....	77
3.4.1 Índices SATVI y <i>R</i> en valles intermédanos y médanos en las áreas de influencia de los puestos.....	77
3.4.2 Índice <i>R</i> en valles intermédanos y flancos de médanos a lo largo de la serie temporal. Tendencias.....	77
3.5 Discusión.....	85
3.5.1 Cobertura vegetal en valles y médanos a lo largo de los gradientes de uso....	85
3.5.2 Respuesta de la vegetación a períodos húmedos y secos. Resiliencia de los gradientes de uso.....	86
3.5.3 Consideraciones finales.....	93
3.6 Conclusiones.....	95
Capítulo 4: Respuesta de la estructura espacial de la vegetación y la retención de recursos a las diferentes presiones de uso asociadas a puestos ganaderos en el NE de Mendoza.....	97
4.1 Introducción.....	98
4.2 Hipótesis y objetivos.....	102
4.3 Metodología.....	103
4.3.1 Obtención de los datos de estructura de la vegetación y cálculo del índice de reciclado de nutrientes.....	103

4.3.2 Análisis estadísticos.....	109
4.4 Resultados.....	110
4.4.1 Variables de estructura.....	110
4.4.2 Variable funcional: IRN.....	113
4.5 Discusión.....	119
4.5.1 Variables de estructura.....	119
4.5.2 Función ecosistémica: retención de recursos.....	122
4.5.3 Consideraciones finales.....	124
4.6 Conclusiones.....	124
Capítulo 5: Evaluación de la importancia de factores ambientales en la distribución espacial de puestos ganaderos en el NE de Mendoza con un modelo basado en Monte Carlo.....	127
5.1 Introducción.....	128
5.2 Hipótesis y objetivos.....	131
5.3 Metodología.....	132
5.3.1 Breve descripción del área de estudio.....	132
5.3.2 Descripción del modelo para el NE de Mendoza.....	134
5.3.2.1 Funcionamiento del modelo.....	134
5.3.2.2 Grillas de entrada.....	141
5.3.2.3 Parámetros de entrada.....	145
5.3.2.4 Salidas del modelo.....	147
5.3.2.5 Evaluación de la importancia relativa de los factores ambientales con un barrido de parámetros.....	151
5.4 Resultados.....	151
5.5 Discusión.....	161
5.6 Direcciones futuras.....	167
5.7 Conclusiones.....	168
Capítulo 6: Conclusiones generales.....	171
6.1 Relación entre recursos naturales, puestos ganaderos y tendencias de degradación.....	173
6.2 Herramientas para la evaluación y gestión del territorio.....	175
6.3 Implicancias.....	176
6.4 Recomendaciones.....	178
6.5 Direcciones futuras.....	179

ANEXOS.....	183
Anexo I.....	184
Anexo II.....	186
Anexo III.....	192
Anexo IV.....	194
IV.1 Descripción de una simulación del modelo de asentamiento de puestos en código serial para CPU.....	194
IV.2 Parámetros de entrada y variables derivadas.....	195
IV.3 Evaluación del modelo utilizando condiciones iniciales simplificadas.....	198
IV.4 Aplicaciones del modelo y consideraciones generales.....	203
IV.5 Consideraciones computacionales.....	205
IV.6 Glosario.....	207
Publicaciones.....	208
Bibliografía.....	213

ÍNDICE DE TABLAS Y FIGURAS

TABLAS

Tabla 2.1. Clases de cobertura vegetal en la planicie eólica, área, número y densidad de puestos en cada una.....	43
Tabla 3.1. Datos de las estaciones meteorológicas utilizadas, precipitación media anual y precipitación media en el período estival (octubre - marzo) de cada una (1980 - 2014).....	70
Tabla 3.2. Modelos lineales mixtos evaluados, valor del delta del criterio de Akaike corregido ($\Delta AICc$) y ponderación relativa (w). En negrita se resaltan los modelos con mejor ajuste. Los modelos cuyo factor fijo es (-) son los modelos nulos.....	79
Tabla 3.3. Resultados del análisis de varianza (ANOVA) para los factores fijos de los modelos con mejor ajuste para SATVI como variable respuesta. Porcentaje de varianza para los factores aleatorios (puesto y fecha) de cada modelo. En negrita se muestran los resultados significativos ($p < 0,05$).....	79
Tabla 3.4. Resultados del análisis de varianza (ANOVA) para los factores fijos de los modelos corridos para R hasta 1 y 2 km en los períodos húmedos y secos. Porcentaje de varianza para los factores aleatorios (puesto y fecha) de cada modelo. En negrita se muestran los resultados significativos ($p < 0,05$).....	80
Tabla 4.1. Criterios de evaluación de la hojarasca y costras biológicas en los parches de vegetación. La descripción más detallada de los criterios para determinar cada nivel se muestra en las tablas III.1, III.2 y III.3 del anexo III.....	109
Tabla 4.2. Modelos lineales mixtos evaluados, delta del valor del criterio de Akaike corregido ($\Delta AICc$) y ponderación relativa (w). En negrita se resaltan los modelos con mejor ajuste. Los modelos cuyo factor fijo es (-) son los modelos nulos.....	112
Tabla 4.3. Resultados del análisis de varianza (ANOVA) para los factores fijos de los modelos con mejor ajuste. Varianza y desvío estándar para el factor aleatorio (puesto) de cada modelo. En negrita se indican los variables con valor de significancia p menor o igual a 0,05.....	114
Tabla 4.4. Modelos lineales mixtos evaluados para la variable IRN con la variable largo de interparches como factor fijo, delta del valor del criterio de Akaike corregido ($\Delta AICc$) y	

ponderación relativa (w), en negrita se resalta el modelo con mejor ajuste. El modelo cuyo factor fijo es (-) es el modelo nulo..... 118

Tabla 5.1. Parámetros de entrada y valores usados en las simulaciones. Los valores marcados en negrita corresponden a los valores optimizados, seleccionados por el barrido de parámetros... 140

Tabla 5.2. Criterio utilizado en la elaboración del mapa de vegetación de salida, al final de las simulaciones. El mapa de vegetación de entrada tiene solamente cuatro clases de vegetación, con los valores de P_{Veg} iniciales que se presentaron en la Tabla 5.1. El establecimiento de un nuevo puesto disminuye P_{Veg} en cada paso de tiempo en las celdas, de acuerdo a $VegRate$. El mapa de vegetación final está elaborado con las clases de vegetación iniciales y las P_{Veg} resultantes al final de la simulación, reasignando clases de vegetación como se describe a continuación..... 141

Tabla II.1. Datos de las áreas de influencia de cada caso analizado en el capítulo 3 y zonas de referencia. Superficies de las áreas de influencia y de las zonas de referencia por unidad de paisaje..... 187

Tabla II.2. Número de cabezas por tipo de ganado para el departamento de Lavalle, datos de los censos agropecuarios de 1988, 2002 y 2008. INDEC, 1988, 2002, 2008..... 187

Tabla II.3. Datos de población total, población rural del departamento de Lavalle y población de los distritos donde se encuentra el área de estudio: Asunción, Laguna del Rosario, San Miguel y San José. La población rural corresponde a la población que vive en localidades de menos de 2000 habitantes y dispersa en forma aislada. El cuadro indica la población total del departamento en número de habitantes, la población rural total en porcentaje de la población total y en número de habitantes, y la población de los distritos donde se encuentra el área de estudio (población rural en su totalidad) en porcentaje de la población total y en número de habitantes. Información elaborada a partir de los datos disponibles de los censos de población de los años 1991, 2001, y 2010. Censo Nacional de Población y Vivienda, INDEC 1991, 2001, y 2010. Disponibles es www.deie.mendoza.gov.ar 188

Tabla III.1. Cobertura de hojarasca..... 192

Tabla III.2. Origen de la hojarasca, este atributo se refiere a la procedencia del material bajo los parches de vegetación y la presencia de signos de transporte..... 192

Tabla III.3. Grado de descomposición/incorporación al suelo de la hojarasca..... 193

Tabla IV.1. valores de los parámetros para las diferentes simulaciones realizadas en la prueba del modelo..... 205

FIGURAS

- Figura 1.1.** Área de estudio. Unidades geomorfológicas graficadas sobre un mosaico realizado a partir de dos imágenes pancromáticas del sensor OLI de Landsat 8 (path 231, rows 082 y 083), obtenidas el 16 de marzo de 2014. Fuente: modificación de Gomez *et al.*, 2014..... 9
- Figura 1.2.** Precipitación media mensual y temperatura media mensual del área de estudio. Gráfico generado a partir de las estaciones meteorológicas cercanas al área de estudio (series incompletas 1971 – 2014). Los sitios de registro fueron: El Retamo (32°35' S, 67°28' O), Encón (32°15' S, 67° 47' O) El Mateo (32°14' S, 67°41' O) y El Pichón (32°22' S, 68°03' O)..... 11
- Figura 1.3.** Representación esquemática de una transecta de corte entre la cordillera de los Andes y el río Desaguadero. Se esquematizan los flujos hidrológicos principales. El acuífero no confinado que se encuentra bajo la llanura medanosa del área de estudio es recargado por el río Mendoza. La vegetación de los médanos del área de estudio se sostiene por las precipitaciones locales, mientras que la vegetación de las zonas bajas (valles intermédanos) consume la precipitación local y el agua subterránea recargada en zonas remotas (Jobbagy *et al.*, 2011). La zona medanosa además exporta parte del agua subterránea en el río Desaguadero. Esta figura fue elaborada y publicada por Jobbagy *et al.*, 2011, se modificó para la presentación en este trabajo..... 12
- Figura 1.4.** Representación esquemática del acceso de la vegetación al agua subterránea en un corte transversal de dos unidades de paisaje de la llanura eólica: médano y valle intermédano. 13
- Figura 1.5** Fotografía tomada en la planicie eólica donde se observa un médano en la parte inferior izquierda de la imagen y un bosque de Algarrobos en la parte media de la imagen que corresponde a un valle intermédano. Foto: Cecilia Vega Riveros..... 15
- Figura 1.6.** Fotografía tomada en la planicie eólica, donde se observa la vegetación de los médanos. Foto Cecilia Vega Riveros..... 16
- Figura 1.7.** Fotografía tomada en un puesto donde se aprecia un corral construido con ramas y troncos de *P. flexuosa*. Foto Cecilia Vega Riveros..... 18
- Figura 2.1.** Área de estudio, indicando los ríos, la ruta pavimentada (RN 142) y unidades geomorfológicas. Las estrellas indican los lugares de evaluación de la cobertura vegetal para la calibración de los índices de vegetación..... 29

Figura 2.2. Mapa de los puestos ganaderos detectados con Google Earth y registros estatales. Los puntos indican los puestos.....	32
Figura 2.3. Puestos seleccionados para el análisis de los efectos de su actividad en la cobertura vegetal. (LP) La Primavera, (LD) Las Delicias, (EC) El Calabozo, (EA) El Aljibe, (SL) Santa Luisa, (P28) Puesto 28, (P6) Puesto 6.....	35
Figura 2.4. Distribución regional de las áreas de densidad de puestos, obtenido con un modelo Kernel, calculada con ventana móvil de 8 celdas (6 km). La escala de colores indica los valores de densidad normalizada, correspondiendo a una densidad máxima absoluta de 2,3 puestos/km ² y una densidad mínima absoluta de 0,08 puestos/km ² . La línea punteada indica el área de paleocauce principal.....	37
Figura 2.5. Índices de análisis espacial: $L(r)$ y $g(r)$. Las líneas grises continuas muestran el intervalo de confianza de 95% de un modelo heterogéneo de Poisson, obtenido con 199 simulaciones de Monte Carlo. Los puntos negros indican $L(r)$ y $g(r)$ calculados a partir de los datos de distribución de los puestos en el área de estudio.....	38
Figura 2.6. Correlaciones entre los índices obtenidos con teledetección (NDVI, SAVI y SATVI) y la cobertura vegetal estimada con registros en el campo. Los coeficientes de determinación y valores p se indican en la figura.....	40
Figura 2.7. (a): Imagen SATVI que incluye varios puestos, mostrando las reducciones de cobertura vegetal alrededor de puestos dispersos (1, 2, y 3), y baja cobertura vegetal en un área con puestos más agregados (4). 1, 2, 3, y 4 son La Primavera, Las Delicias, El Aljibe, y Las Hormigas, respectivamente. En esta imagen, las áreas rojas indican baja cobertura vegetal y las áreas verdes alta cobertura vegetal. (b): Imagen NDVI, los colores muestran que los valores de NDVI no presentan un patrón definido asociado a los puestos. La línea negra indica el límite de la reserva Telteca.....	41
Figura 2.8. Cambios de la cobertura vegetal alrededor de puestos ganaderos ubicados en la planicie eólica, a) La Primavera, Las Delicias, El Aljibe y El Calabozo; b) Santa Luisa, Puesto 6 y Puesto 28. El cambio en la cobertura vegetal con la distancia al puesto muestra el área de influencia de la actividad de los puestos. La cobertura vegetal fue calculada con la ecuación de calibración de SATVI obtenida para la región.....	42
Figura 2.9. Correlación entre la cobertura media de la vegetación (estimada con SATVI en cuadrados de 9 x 9 km) y el número de puestos que ejercen influencia en cada cuadrado,	

incluyendo aquellos localizados en el cuadrado y hasta 1,5 km de sus bordes, r es el coeficiente de la correlación de Spearman. La línea negra indica el mejor ajuste obtenido con los parámetros del MLGM..... 43

Figura 2.10. Clases de cobertura vegetal en el área de estudio. Rojo: menos de 30% de cobertura, crema: 30 a 50% de cobertura, verde más de 50% de cobertura. Las áreas rojas extensas en el NE, SE y NO de la región corresponden a vegetación asociada con las planicies aluviales y lacustres, las áreas crema alrededor de los puestos en la llanura eólica son indicadores de cambios inducidos por el hombre. Las áreas que comprenden paleocauces, planicies aluviales y lacustres no fueron calibradas..... 44

Figura 2.11. Imagen SATVI de una porción de la reserva Natural y Cultura Telteca, mostrando la cobertura vegetal fuera y dentro del área cercada en 2005 (izquierda) y 2011 (derecha). Las flechas indican la línea del cercado (A) y un puesto ubicado fuera del cercado (B)..... 45

Figura 3.1. Ejemplo de recuperación entre un período seco y un período húmedo del gradiente de cobertura vegetal de un puesto hipotético, a) no degradado, recuperación completa en el período húmedo, b) degradado, no recuperación del gradiente en el período húmedo. Los datos mostrados corresponden al valor medio del índice de vegetación (SATVI) relativo al valor medio de un área de referencia en cada clase de distancia al puesto..... 60

Figura 3.2. Arriba derecha: área de estudio de la presente tesis con todos los puestos ganaderos tal como se presentan en el capítulo 2. Abajo izquierda parte del área de estudio donde se ubica la reserva Telteca y alrededores, los colores indican la distancia mínima a un puesto como lo indica la referencia, los puntos negros son puestos y los puntos rojos son los puestos seleccionados para el análisis, también se indica la zona de alta densidad de puestos seleccionada para el análisis. Abajo derecha, áreas de influencia de cada puesto hasta 2 km desde el puesto, área de alta densidad de puestos y zonas de referencia..... 64

Figura 3.3. Precipitaciones de la estación de crecimiento estandarizadas por estación meteorológica desde 1981 a 2016. Con la línea roja se muestra el índice de precipitación estival (PER)..... 71

Figura 3.4. Valores de Σ NDVI octubre – marzo estandarizados y PER (índice de precipitación estival regional). Los valores de Σ NDVI fueron estandarizados por separado en cada serie temporal. Las flechas indican las fechas de las imágenes seleccionadas..... 73

Figura 3.5. Valores de R para las áreas de influencia hasta 2 km de los puestos EC, SL, SI, P6, P28, LD, LP y ED, en las diferente imágenes correspondientes a períodos húmedos (círculos

rojos) y períodos secos (círculos negros) en valles intermédanos (círculos sólidos) y médanos (círculos abiertos).....	82
Figura 3.6. Valores de R para las áreas de influencia hasta 1 km de los puestos EC, SL, SI, P6, P28, LD, LP y ED, en las diferente imágenes correspondientes a períodos húmedos (círculos rojos) y períodos secos (círculos negros) en valles intermédanos (círculos sólidos) y médanos (círculos abiertos).	84
Figura 3.7. Valores de R para la zona de alta densidad de puestos en las diferentes imágenes correspondientes a períodos húmedos (círculos rojos) y secos (círculos negros), en valles (círculos sólidos) y médanos (círculos abiertos).....	85
Figura 4.1. Área de estudio, mostrando los 4 puestos seleccionados, las líneas de punto de la figura de la derecha indican la dirección desde el puesto donde se trazaron las transectas.....	106
Figura 4.2. Esquema de una transecta con las medidas efectuadas de acuerdo a la metodología LFA. Fuente: Tongway y Hindley, 2004.....	108
Figura 4.3. Valores medios de las variables de estructura por transecta y unidad de paisaje (valles intermédanos y médanos) vs distancia al puesto. Las líneas rectas corresponden a los modelos con mejor ajuste y valor p significativo para los factores fijos.....	115
Figura 4.4. Histogramas de frecuencias acumuladas de tamaño de parches para los parches con especies leñosas en valles, para los puestos La Primavera (LP), Las Delicias (LD) y Santa Lucía (SL). La distancia al puesto media de la transecta se explicita en el gráfico.....	116
Figura 4.5. Histogramas de frecuencias acumuladas de tamaño de parches para los parches con especies leñosas en médanos, para los puestos La Primavera (LP), Las Delicias (LD) y Santa Lucía (SL). La distancia al puesto media de la transecta se explicita en el gráfico.....	117
Figura 4.6. Valores medios por transecta y unidad de paisaje para el índice de retención de nutrientes en parches con especies leñosas (IRN) vs distancia al puesto, Las líneas rectas corresponden a los parámetros del modelo con mejor ajuste y valor p significativo para los factores fijos.....	117
Figura 4.7. Relación entre la variable largo interparche (log) y la variable indicadora de función IRN. Las líneas representan los parámetros para valles y médanos en el modelo con mejor ajuste.....	118
Figura 5.1. Área de estudio. Se representan los puestos, ríos, ruta 142, paleocanales, áreas irrigadas y sistemas lacustres, el área dentro de los ríos sin relleno o color es la planicie eólica.....	135

Figura 5.2. Diagrama de los pasos realizados por el modelo para la simulación de asentamientos de puestos. *en la simulaciones para el NE de Mendoza la ruta ingresa en el paso 1000.....	139
Figura 5.3. Residuos promedio vs número de simulación, con $Pset=0,14$; $Ppaleo=Privermed=Proadmed=PVeg2= Pwatertab2=0,5$; $Privermin=0,1$ y los valores de los demás parámetros como se indica en la Tabla 5.1.....	151
Figura 5.4. Residuos resultantes de las simulaciones del barrido de parámetros con diferentes valores de $Pset$. Se graficaron solamente las combinaciones de parámetros que resultaron en un número promedio de asentamientos entre 400 y 550 (similar al número real de puestos), y un desvío estándar menor a 80.....	154
Figura 5.5. Residuos del barrido de parámetros con diferentes valores de $Privermed$, $Privermin$, $Ppaleo$, $PVeg2$, $Proadmed$, $Pwatertab2$. Sólo se incluyeron las combinaciones de parámetros que resultaron en un número promedio de asentamientos entre 400 y 550, desvío estándar menor a 80, $Pset=0,12$ y $0,14$	155
Figura 5.6. Residuos del barrido de parámetros con diferentes valores de $PVeg2$, $Proadmed$ y $Pwatertab2$. En este gráfico se incluyeron las combinaciones de parámetros con las mismas restricciones que en las figuras 5.4 y 5.5 ($400 < \text{número de puestos} > 550$, desvío estándar < 80) y los valores optimizados para $Privermed=0,5$; $Privermin=0,3$; $Ppaleo=0,2$ y $Pset=0,14$	156
Figura 5.7. Histogramas de correlación de pares para las distancias entre puestos (1- puesto-puesto), puestos a los ríos (2- puesto-río) y puestos a la ruta (3- puesto-ruta), con los parámetros optimizados; (a) simulaciones con todos los factores, (b) sin los paleocauces, (c) sin los ríos, (d) sin la ruta, (e) sin vegetación y (f) sin agua subterránea. r es la distancia en celdas, donde una celda = 750 m.....	157
Figura 5.8. Residuos totales, promedio de 100 simulaciones, para los casos presentados en la figura 5.7. (todos) simulaciones con todos los factores; (paleo) sin paleocauces; (ríos) sin los ríos; (ruta) sin la ruta; (veg) sin la vegetación; y (freat) sin agua subterránea.....	158
Figura 5.9. (a) Distribución real de los puestos, (b) Distribución de puestos simulada utilizando los parámetros optimizados con el barrido de parámetros. Para esta figura se eligió una corrida representativa de las $N = 100$ simulaciones.....	158
Figura 5.10. Histogramas de correlación de pares de las distancias entre puestos para áreas cerca (a) y lejos (b) de los ríos, sistemas lacustres y paleocauces, resultado de las simulaciones con los parámetros optimizados.....	159
Figura 5.11 Mapas de vegetación del área de estudio, (a) vegetación al inicio de la simulación,	

100 años atrás, construido a partir de distribuciones potenciales e históricas de la vegetación. (b) Vegetación real en el presente, de acuerdo a una clasificación no supervisada de imágenes Landsat TM. (c) Mapa de vegetación simulada incluyendo los efectos de la degradación de la vegetación alrededor de los puestos simulados, para la misma simulación mostrada en la figura 5.9..... 160

Figura 6.1. Esquema hipotético de la caracterización de los niveles de productividad y estabilidad de la productividad de estados degradados y no degradados en valles intermédanos y médanos del área de estudio..... 180

Figura I.1. Puesto activo (a) y puesto abandonado (b) en el área de estudio, como se pueden observar en imágenes de alta resolución disponibles en Google Earth..... 184

Figura I.2. Firmas espectrales de la vegetación verde, vegetación senescente y suelo desnudo. Como se explica en el texto del capítulo 2, los índices como NDVI y SAVI utilizan la forma característica de la vegetación verde para su detección (baja reflectancia en la banda 3 y alta en la banda 4). El índice SATVI, en cambio, utiliza la relación entre las bandas 3, 5 y 7 para detectar la vegetación verde y senescente. Esta figura fue elaborada y publicada por Marsett y colaboradores (Marsett et al., 2008), se modificó para la presentación de este trabajo..... 185

Figura II.1. Valores del índice de vegetación SATVI medio en cada clase de distancia al puesto y unidad de paisaje, en la imagen correspondiente al 19 de marzo de 2015 (período húmedo). Se muestran 2 de los puestos analizados a modo de ejemplo. Con el recuadro rojo se indica las áreas seleccionadas en cada uno como posibles zonas de referencia. En esta etapa, se seleccionaron áreas que se encuentren fuera de la mayor influencia del puesto (a distancias mayores a 2500 m) y que los valores del índice indiquen que las áreas están fuera del gradiente provocado por el puesto. Posteriormente, estas áreas fueron controladas visualmente en imágenes de alta definición, descartando las que presentaron características geomorfológicas o estructurales diferentes al resto del área de influencia del puesto. 186

Figura II.2. Regresión lineal entre los valores de precipitación acumulada de octubre a marzo disponibles de estaciones meteorológicas del área de estudio y el índice de precipitación estival regional (PER), calculado a partir de los datos de precipitación mensual de estaciones meteorológicas de la región. Los datos corresponden a los períodos 2006; 2007; 2008; 2009, 2010, 2012, 2013 y 2014..... 188

Figura II.3. Regresión lineal entre los valores medios de precipitación acumulada de octubre a

- marzo para el área de estudio estimados con sensores remotos con la misión TRMM y el índice PER. Los datos corresponden a los períodos 1999 a 2015..... 189
- Figura II.4.** Valores medios del índice de vegetación SATVI en cada clase de distancia al puesto (250 metros) hasta 3000 metros, para los puestos EC, SL, SI, y P6, en las imágenes correspondientes a los dos últimos períodos de la serie temporal, seco (9-5-2013) y húmedo (16-3-2014). Los valores fueron normalizados por el valor medio de la zona de referencia elegida para cada puesto (tabla I.1 y figura 3.1). 190
- Figura II.5.** Valores medios del índice de vegetación SATVI en cada clase de distancia al puesto (250 metros) hasta 3000 metros, para los puestos P28, LD, LP, y ED, en las imágenes correspondientes a los dos últimos períodos de la serie temporal, seco (9-5-2013) y húmedo (16-3-2014). Los valores fueron normalizados por el valor medio de la zona de referencia elegida para cada puesto (tabla I.1 y figura 3.1)..... 191
- Figura IV.1.** Representación de las celdas vecinas a un puesto (celda en negro) hasta el 5^{to} vecino, en las cuales la probabilidad dada por la vegetación disminuye en cada paso de tiempo de acuerdo a los parámetros *VegRate 1* a *VegRate5*. Los números indican el grado de vecino..... 195
- Figura IV.2.** Figura IV.2 Simulaciones con condiciones iniciales simples para probar el modelo. El tamaño de celda es de 0,75 km. (a) prueba inicial, con una ruta (línea) cruzando la grilla y un puesto simple (punto negro). (b) distancia entre puestos (*PSettDist*) como único factor para establecer un puesto. *Psettlmax*=1 entre *SettlSqrmin* y *SettlSqrmax*=6 celdas². (c) igual a (b) pero con *Psettlmax*=1 entre *SettlSqrmin*=8 y *SettlSqrmin*=24 celdas². (d) también se incluye la distancia de los puestos a la ruta (*PRoadDist*) como factor controlador. *Psettlmax*=1 entre *SettlSqrmin*=1 y *SettlSqrmax*=8 celdas², intervalos de distancia desde la ruta correspondientes a *RoadSqrmin*=0; *RoadSqrmed*=15 y *RoadSqrmax*=50 celdas², *Proadmax*=1; *Proadmed*=0,5 y *Proadmin*=0,1, respectivamente. (e) similar a (d) pero con *Psettlmax*=1 entre *SettlSqrmin*=8 y *SettlSqrmax*=24 celdas². (f) *SettlSqrmin*, *SettlSqrmax* y *PRoadDist* igual que en (d), pero agregando puestos por azar con *Pset*=0,5 y *Pthresh*=0,1. (g) *Psettlmax*=1 entre *SettlSqrmin*=0 y *SettlSqrmax*=30 celdas², agregando un tipo de vegetación constante en toda la grilla y con *VegRate1* y *VegRate2*=0,010, y *VegRate3*, *VegRate4* y *VegRate5*=0,005. (h) asentamiento de puestos solamente por la disminución de la vegetación (disminución de *PVeg* dada por *VegRate*), anulando todos los demás factores. (i) se incluyeron todos los factores anteriores (ruta, distancia entre puestos, asentamiento de puestos por azar, vegetación), con *SettlSqrmin*=1, *SettlSqrmax*=24

celdas² e intervalos de distancia desde la ruta $RoadSqrmin=0$, $RoadSqrmed=15$ y $RoadSqrmax=178$ celdas²..... 199

Figura IV.3. Histogramas de la correlación de pares de la distribución entre puestos (puesto-puesto), para las mismas simulaciones mostradas en la figura IV.2, r es la distancia entre los puestos en celdas..... 201

Figura IV.4. Histogramas de la correlación de pares de la distribución de los puestos y la ruta (puesto-ruta), para las mismas simulaciones mostradas en la figura IV.2, r es la distancia a la ruta en celdas..... 201

Figura IV.5. (a) Degradación de la vegetación para la simulación de la figura I.2g, mostrando la degradación alrededor de los puestos agregados. **(b)** Degradación de la vegetación para la simulación de la figura I.2h, mostrando degradación de la vegetación en los puestos dispersos. La escala de colores indica valores de $PVeg$ finales, resultantes de la disminución gradual de $PVeg$ alrededor de los puestos de acuerdo a $VegRate$. Las celdas negras indican degradación severa alrededor de los puestos ($PVeg$ final 0,3 o menor). Un valor de 1 indica no degradación..... 202

Figura IV.6. Residuos promedio de la distribución puesto-puesto y puesto-ruta vs número de simulación, N , para simulaciones con los parámetros del caso i (Tabla IV.1; figura IV.2)..... 203

RESUMEN

Las zonas áridas sostienen a la tercera parte de la población mundial, siendo la ganadería extensiva la actividad económica principal en estas regiones. El crecimiento de la población, los cambios en los patrones de consumo, el crecimiento de la economía y la urbanización modelan a la producción ganadera provocando cambios en el uso de la tierra y degradación de los ecosistemas. El NE de la provincia de Mendoza presenta un alto riesgo de desertificación y no está exento de las presiones y cambios en el uso de la tierra que pueden aumentar aún más los riesgos de degradación, afectando la conservación del sistema ecológico y el desarrollo de las poblaciones locales. La gestión y desarrollo sostenible del territorio requiere el entendimiento de las interacciones entre los componentes ecológico y socio-productivo de este sistema complejo. El objetivo general de esta tesis fue evaluar la interrelación entre el establecimiento y funcionamiento de puestos ganaderos tradicionales y el ecosistema del NE de la provincia de Mendoza, analizando la importancia de factores ambientales en la distribución espacial de los puestos y el efecto de los mismos en la estructura, funcionamiento y resiliencia del ecosistema.

El efecto de la actividad de los puestos sobre el ecosistema fue analizado a diferentes escalas. Primero se evaluaron índices espectrales de vegetación (NDVI, SAVI, SATVI) para analizar la cobertura vegetal y su relación con la distribución y agregación de puestos ganaderos. En las áreas de influencia de los puestos se analizó la evolución en la resiliencia de la vegetación, mediante la respuesta de la cobertura vegetal en períodos secos y húmedos de una serie temporal de 28 años. A una escala de mayor detalle, se analizaron los cambios en la estructura espacial de la vegetación y la función de retención y reciclado de nutrientes a diferentes presiones de uso generadas por la distancia a los puestos. Los análisis se realizaron por separado en las dos unidades de paisaje principales: médanos y valles intermédanos. Por su parte, el estudio del efecto del ambiente sobre los puestos ganaderos se abordó evaluando la distribución espacial de los puestos en el territorio y, mediante un modelo, los factores ambientales más importantes en el establecimiento de los puestos en el área.

Se encontró que los índices comúnmente utilizados, como NDVI y SAVI, no son indicadores robustos de la cobertura vegetal en esta región. Por el contrario el índice SATVI

mostró mejor correlación que los anteriores con los valores de cobertura vegetal total medidos en terreno. A nivel regional, las áreas con baja cobertura se asociaron a altas densidades de puestos, mientras que la influencia de los puestos individuales en la cobertura vegetal se manifestó hasta una distancia aproximada de 2 km desde el puesto. A este nivel de observación, el área de estudio muestra bajos niveles de degradación. El mayor impacto de la actividad de los puestos en la vegetación se debe a su distribución espacial, en zonas de alta agregación de puestos ganaderos.

No obstante, a una escala de análisis de mayor detalle, los resultados muestran signos de degradación en las áreas afectadas por la actividad de los puestos (puestos individuales y zona de alta densidad de puestos). La mayoría de los casos analizados mostraron pérdidas de resiliencia de la cobertura vegetal y aumento de la presión sobre el sistema en los últimos 28 años. Sin embargo, también se encontraron situaciones donde las presiones de uso sobre el sistema disminuyeron, respondiendo con aumento de la resiliencia de la cobertura vegetal. Lo que pone de manifiesto un potencial de recuperación del sistema.

Las dos unidades de paisaje predominantes en el área de estudio mostraron diferentes sensibilidad al disturbio provocado por la actividad de los puestos. En general los médanos, con vegetación no freatófita, pendientes más pronunciadas y texturas más gruesas que los valles, presentaron mayor sensibilidad al disturbio, reflejada por las mayores pérdidas de resiliencia de la cobertura vegetal en esta unidad de paisaje a lo largo del tiempo. Esta mayor sensibilidad se manifestó también en la relación estructura-función entre la distribución espacial de la vegetación y la función de retención y reciclado de nutrientes.

Por su parte, los análisis de la distribución espacial de los puestos en el NE de Mendoza mostraron que estos presentan grandes diferencias de densidad en el área, con zonas de alta agregación asociadas a características del paisaje como los ríos, ruta y paleocauces. Los resultados del modelo de asentamiento de puestos señalaron que de los factores ambientales, aquellos relacionados a la disponibilidad de agua superficial (ríos y paleocanales) fueron los más influyentes. También, se evidenció la presencia de otros factores influyentes, no analizados, posiblemente relacionados a presiones demográficas o socio-políticas.

Los resultados corroboran en líneas generales la hipótesis que ha guiado este trabajo. La disponibilidad de recursos en el territorio condiciona la instalación y subsistencia de puestos, siendo la disponibilidad de agua superficial el factor de mayor importancia. A su vez, la actividad de los puestos afecta el ecosistema, reflejándose en alteraciones a diferentes escalas. La interrelación entre el recurso agua y las presiones sobre el ecosistema ejercidas por la actividad

de los puestos y su distribución espacial subrayan la importancia de una planificación integral para alcanzar un desarrollo sostenible. Cambios y mejoras en la disponibilidad de agua en el territorio, acciones cruciales para el desarrollo de la población rural, deberían considerar los efectos de un incremento en la densidad de puestos en las áreas cercanas a las fuentes de provisión de agua (ej. acueductos) y las presiones sobre el ecosistema, para asegurar la sostenibilidad a largo plazo, y estar acompañados de estrategias alternativas para mejorar la productividad e ingresos de los pobladores.

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN GENERAL



CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN GENERAL

1.1 Introducción

Los ecosistemas áridos y semiáridos cubren el 40 % de la superficie de la tierra y sostienen a la tercera parte de la población mundial, siendo la ganadería la actividad económica principal en estas regiones (Reynolds *et al.*, 2007; Asner *et al.*, 2004; Corvalán *et al.*, 2005). Globalmente, la actividad ganadera está experimentando cambios relacionados al cambio climático y presiones generadas por el hombre (Schneider, 2010). La tendencia a mayor demanda de productos animales por el crecimiento de la población y la economía, la urbanización y patrones de consumo modelan a la producción ganadera, con impactos en las sociedades y ecosistemas que deben ser evaluados (Herrero y Thornton, 2013). En las zonas áridas, esto puede reflejarse en cambios en los patrones de uso y ocupación del suelo como la privatización y cercado de tierras que limitan la migración y disminuyen la movilidad del ganado, el incremento en la cantidad y densidad de pozos de agua y carga animal, entre otros, lo cual puede ocasionar procesos de degradación de la tierra en el largo plazo (Davies *et al.* 2010, Toutain *et al.* 2010, Vanderpost *et al.* 2011).

Por otra parte las zonas áridas son sistemas socio-ecológicos, producto de complejas interacciones entre factores biofísicos (por ej. ciclos biogeoquímicos, dinámicas poblacionales, variabilidad climática), factores sociales (por ej. resolución de conflictos, rol de la cultura en la toma de decisiones) y factores económicos (por ej. demanda, estratificación económica, fuerzas de trabajo) (Reynolds *et al.*, 2002). Estos sistemas no son estáticos, sino que cambian constantemente por la dinámica de controladores externos e internos. Estas características se corresponden con atributos de sistemas complejos, que además presentan propiedades emergentes producto de las interacciones locales y de menor escala, y trayectorias no lineales frente a cambios en sus componentes e interacciones (Levin, 1998). Así, alcanzar un manejo sustentable exige un entendimiento integral del funcionamiento de los sistemas, tanto de sus componentes ecológicos como productivos, de las interrelaciones entre las actividades humanas y el ecosistema, y de cómo éstas se afectan mutuamente.

La Convención de Lucha Contra la Desertificación (Naciones Unidas, 1994) define a la

degradación de la tierra como la reducción o pérdida de complejidad, productividad biológica y económica de los ecosistemas terrestres; incluyendo suelos, vegetación, otros componentes de la biota, y los procesos ecológicos, biogeoquímicos e hidrológicos que operan en el sistema. En las zonas áridas esto involucra procesos de erosión y sedimentación del suelo, cambios en los regímenes de incendios, interrupción de ciclos biogeoquímicos, reducción de la vegetación nativa, microorganismos y animales asociados (Reynolds *et al.*, 2007).

Desde otro enfoque, cuando un ecosistema es sometido a un disturbio, pueden verse alterados su estructura (por ej. composición y distribución de especies vegetales, características del suelo) y funcionalidad (por ej. ciclado de nutrientes, fijación de CO₂, retención de sedimentos) (Briske *et al.*, 2006). Esta alteración en la estructura y función del ecosistema puede ser transitoria o permanente una vez eliminado el factor de disturbio (por ej. sequías, pastoreo, incendios).

Dos propiedades permiten describir la respuesta de un ecosistema a las perturbaciones: la resiliencia y la resistencia. En esta tesis, se utilizan estos términos en base al concepto elaborado por Holling (1973); la resiliencia es la capacidad de un ecosistema de recuperarse luego de que un disturbio, o la intensidad del mismo, haya disminuido (Lake, 2013). Cuando los disturbios son intensos o se mantienen en el tiempo la resiliencia del ecosistema puede disminuir debido a cambios y/o deterioro en la estructura y funciones que sostienen los mecanismos de recuperación del mismo; aumentando la vulnerabilidad del ecosistema a alcanzar estados degradados estables, difíciles de revertir (Scheffer *et al.*, 2001). Por otro lado, se define a la resistencia como la capacidad de un ecosistema de resistir a las perturbaciones, es decir sin sufrir cambios en su estructura y funciones (Lake, 2013).

Frecuentemente se considera a la desertificación como sinónimo de degradación en zonas áridas. Para diferenciar estos dos términos, en este trabajo se considera el concepto según Reynolds y colaboradores (2002) quienes definen a la desertificación como una propiedad emergente a escala regional de la degradación local, con consecuencias sociales y económicas a escalas superiores al proceso de degradación de la tierra, como migraciones, cambios en los patrones de uso del suelo, pérdida de conocimientos locales, entre otros.

Numerosos trabajos han encarado el estudio de los efectos de las actividades humanas sobre la estructura y funcionamiento de los sistemas ecológicos; sin embargo no es tan común el análisis de los factores ambientales (como disponibilidad de agua, acceso o vegetación) sobre la distribución espacial de las actividades humanas y los procesos de retroalimentación entre ambos.

El patrón de distribución espacial de un grupo de organismos puede resultar de diferentes procesos y fuerzas interactuantes, como competencia, facilitación, disturbios, heterogeneidad ambiental, etc. Por tanto, el análisis de la distribución de diferentes elementos en un espacio determinado permite inferir la existencia de procesos subyacentes, como interrelaciones entre pares o con el medio que los rodea (Wiegand y Moloney 2004). En el caso de poblaciones y actividades humanas, su distribución también afecta los patrones de degradación de la tierra, por lo que su análisis además permite identificar las áreas más afectadas por la presión de uso y sus posibles consecuencias, como degradación, desertificación e incluso cambios en la ocupación del territorio.

En las zonas áridas, el agua es el principal determinante no solo de los procesos ecológicos sino también de las actividades culturales, sociales y económicas (Noy-Meir, 1973; Abraham, 2000). Por lo tanto, la distribución de las poblaciones humanas se relacionaría en primera instancia con la posibilidad de acceder a este recurso esencial y, en forma subordinada, a la disponibilidad de otros recursos. Por último, sobre esta base de determinantes ambientales, las relaciones sociales construidas históricamente en una determinada área condicionan la forma y uso de los recursos, complejizando la ocupación del espacio.

Por lo anteriormente expuesto, se destaca la necesidad de evaluar los factores regionales que influyen la ocupación del territorio, y los efectos locales de las actividades humanas en el funcionamiento de los ecosistemas. En los siguientes apartados se describen las características generales del desierto del Monte, de las poblaciones humanas que lo ocupan e historia de uso. Se exponen el objetivo general, se describe en más detalle el área de estudio, y por último se explicitan las hipótesis que guían este trabajo, así como el marco metodológico general.

El desierto del Monte

El desierto del Monte es una de las regiones más áridas de Sudamérica, con precipitaciones que varían de menos de 100 a 450 mm anuales (Labraga y Villalba, 2009). En el NE de la provincia de Mendoza, el agua subterránea se encuentra cerca de la superficie, favoreciendo el desarrollo de bosques de algarrobo (*Prosopis flexuosa*), que conforman focos de alta actividad biológica (Álvarez et al., 2006, Villagra et al., 2004) con una productividad muy superior a la esperada por las precipitaciones locales (Contreras et al., 2011; 2012; Jobágy et al., 2011).

Los bosques del NE mendocino han sido utilizados por el hombre desde tiempos pre-hispánicos cambiando el tipo de explotación y ocupación de la tierra a lo largo de la historia. En un principio, las poblaciones aborígenes utilizaban la región para caza, pesca y recolección de vainas de algarrobo, con un patrón predominantemente estacional de ocupación de la tierra (García Llorca y Cahiza, 2007). Este patrón se ve alterado en la época colonial, pasando a una ocupación permanente, cuando se asientan grupos e individuos desplazados por los colonizadores desde otras áreas más productivas (Escolar, 2007; Prieto, 2000). En el siglo XIX y principios del siglo XX, los bosques fueron talados para la construcción del ferrocarril y viñedos (Rojas *et al.*, 2009), pero las dunas de gran tamaño dificultaron el acceso e impidieron la tala en ciertas áreas, donde actualmente se pueden encontrar individuos de *Prosopis flexuosa* de gran porte (Álvarez *et al.*, 2006).

En la actualidad, la actividad principal de la población local es la ganadería extensiva de subsistencia, principalmente caprina, que se desarrolla en puestos permanentes, los cuales, gracias al fácil acceso al agua subterránea y a los recursos que brinda este ecosistema, se distribuyen en todo el territorio.

La historia de uso y la explotación actual de los recursos en el Monte han provocado variados efectos sobre el ecosistema, analizados en las diferentes subregiones y bajo diversos enfoques (Villagra *et al.*, 2009). Los efectos del pastoreo en la heterogeneidad, patrones espaciales de la vegetación y funciones ecosistémicas asociadas fueron más estudiados en el Monte Patagónico (ej. Bisigato y Bertiller, 1997; Bisigato *et al.*, 2005; Ares *et al.*, 2003b; Bisigato *et al.*, 2008; Bisigato y Laphitz, 2009; Campanella y Bisigato, 2010), encontrando que el pastoreo genera cambios en la distribución espacial de la vegetación relacionados a procesos de degradación como el aumento de las áreas de suelo desnudo, cambios en la cobertura, tamaño y forma de los parches vegetados, alteraciones en el balance hídrico del suelo y el aporte de nutrientes por la cantidad y calidad del mantillo.

Por su parte, en el Monte Central los efectos de las actividades humanas fueron analizados en variados componentes del ecosistema como estructura y conservación de los bosques de *Prosopis flexuosa* (Álvarez *et al.*, 2006), estructura de las diferentes comunidades vegetales, fracciones fotosintéticas y no fotosintéticas de la vegetación, y propiedades biogeoquímicas del suelo (Asner *et al.*, 2003), presencia y recuperación de costras biológicas (Gómez *et al.*, 2012; Tabeni *et al.*, 2014), ensambles de mamíferos y de aves (Tabeni *et al.*, 2013; Tabeni *et al.*, 2007; Milesi *et al.*, 2002), poblaciones de polinizadores, riqueza y composición de la vegetación y

ciclado de nutrientes (Vázquez *et al.*, 2011) entre otros. Estos estudios evidencian la complejidad de las respuestas del ecosistema a los disturbios, mostrando alteraciones a diferentes escalas, componentes y procesos.

Dentro del Monte Central, el NE de la provincia de Mendoza, ha sido clasificado como un área de muy alto riesgo de desertificación (Abraham, 2002, Roig *et al.*, 1991), considerándose a la actividad ganadera de esta región como altamente degradante por su modalidad y tipo de producción (Torres, 2010). En esta región se han llevado a cabo estudios para evaluar el estado de los componentes del socio-ecosistema con un enfoque multidisciplinario mediante análisis multicriterio, donde se evidenció deterioro del capital natural (Soria *et al.*, 2011).

A pesar de los resultados de este trabajo y de la particularidad de este ecosistema acoplado a la freática, son aún escasos los estudios que cuantifiquen los efectos de las actividades humanas en el funcionamiento y estructura del ecosistema, evaluando indicadores de degradación a lo largo del tiempo y escalas regionales. Esta región no está exenta de las presiones y cambios que pueden aumentar aún más los riesgos de degradación. Mejoras estructurales en el territorio como la provisión de agua potable a través de un acueducto, tendido eléctrico y asfaltado de caminos pueden cambiar la dinámica de asentamiento de los puestos, lo que podría aumentar la concentración de los mismos en ciertas áreas con consecuencias desconocidas sobre el ecosistema.

1.2 Objetivo de la tesis

El objetivo general de esta tesis es *evaluar la interrelación entre el establecimiento y funcionamiento de puestos ganaderos tradicionales y el ecosistema del NE de la provincia de Mendoza, analizando la importancia de factores ambientales en la distribución espacial de los puestos y el efecto de los mismos en la estructura, funcionamiento y resiliencia del ecosistema*. Para lograrlo se plantean dos enfoques: El primero se centra en evaluar el impacto de la actividad de los puestos en el ecosistema, a través del análisis de cambios en la cobertura, estructura, funcionalidad y resiliencia de la vegetación en áreas de distinta densidad y cercanía a los puestos.

Los cambios en la cobertura y organización espacial de la vegetación pueden ocurrir antes que la degradación tenga lugar y pueden ser usados para evaluar el grado de daño de un ecosistema. Es bien conocida la conexión que existe entre la falta de cobertura vegetal y la

degradación (Elwell y Stocking, 1986; Francis y Thornes, 1990). Pero, dado que una reducción de la cobertura vegetal puede no ser suficiente para indicar una disminución en la condición del sitio en sistemas pastoriles (Bastin *et al.*, 1993; Pickup *et al.*, 1998), la evaluación del estado de degradación de un ecosistema puede analizarse basándose en la capacidad de recuperación de la cobertura vegetal o resiliencia de esta variable (Pickup *et al.*, 1998; Washington-Allen *et al.*, 2008).

La pérdida de resiliencia en la cobertura de la vegetación de un ecosistema es resultante de diferentes procesos como erosión, disminución de la capacidad de retención de agua del suelo, disminución del banco de semillas, entre otras (Pickup *et al.*, 1994). Basándose en este enfoque, Pickup *et al.* (1998) analizaron exitosamente los efectos de la presión de uso en sistemas pastoriles semiáridos, utilizando como indicador la capacidad de recuperación de la cobertura vegetal luego de altas disponibilidades de agua, a lo largo de gradientes de pastoreo.

En ambientes áridos, el análisis de los efectos del pastoreo y uso de la tierra también puede basarse en otro aspecto importante de la vegetación: su organización espacial. La vegetación de ecosistemas áridos y semiáridos se caracteriza por estar organizada en patrones espaciales formados por parches de alta cobertura vegetal insertos en una matriz de baja o nula cobertura (Aguiar y Sala 1999). Esta particular organización de la vegetación es consecuencia, y a su vez causa, de mecanismos de redistribución de recursos en el paisaje (Aguiar y Sala, 1999; Puigdefábregas, 2005). Así, los parches de vegetación constituyen “islas de fertilidad” con mayor acumulación de materia orgánica y nutrientes que en la matriz, como consecuencia de procesos bióticos y abióticos de acumulación (Burke *et al.*, 1998; Schlesinger y Pilmanis, 1998). A escala de paisaje, esta redistribución de recursos no supone pérdidas y un ecosistema saludable sería aquel capaz de retenerlos dentro de sus límites (Tongway y Ludwig, 1997).

Paralelamente, se ha demostrado que los procesos de degradación de un ecosistema llevan asociados cambios en la cobertura y estructura espacial de la vegetación, alterando así el equilibrio de retención de recursos (Tongway y Hindley, 2004; Ludwig *et al.*, 2005; Bautista *et al.*, 2007). Este enfoque es ampliamente utilizado en el desarrollo de indicadores de degradación y evaluación de numerosos ambientes áridos y semiáridos del mundo (Tongway y Hindley, 2000 y 2004, Ares *et al.* 2003a y b, Imeson y Pensen, 2004; Herrick *et al.*, 2005; Barbier *et al.*, 2006).

El segundo enfoque para alcanzar el objetivo planteado es modelar el asentamiento de puestos para evaluar cómo los recursos disponibles (ej. agua, bosques, rutas) condicionan su distribución espacial en el territorio.

Existen varios ejemplos de simulación de crecimiento, migración y cambio de asentamientos humanos, como los modelos basados en Agentes (ABM, por sus siglas en inglés) donde se simulan las dinámicas y paisajes de asentamientos prehistóricos (Barton *et al.*, 2010a y b) o sociedades antiguas como los Anasazi (Axtell *et al.*, 2002; Dean *et al.*, 2000; Kohler *et al.*, 2012). Por medio de un modelo, se intenta crear, como en un laboratorio, experimentos controlados que pueden llevarse a cabo para identificar resultados posibles, dados distintos valores iniciales y sistemas de retroalimentación (Bankes, 2002; Bankes *et al.*, 2002). Así, los modelos ambientales surgen como herramienta para simular paisajes y probar hipótesis sobre interacciones entre los humanos y el medioambiente y, con suficientes datos para delimitar los parámetros, éstos pueden ser usados como herramienta de predicción y gestión.

Se espera que los resultados de esta tesis sean de utilidad para plantear estrategias sostenibles en la gestión del territorio permitiendo el análisis de diferentes escenarios posibles. Un mayor conocimiento de los procesos intervinientes en este sistema permitiría anticiparse a las posibles consecuencias de cambios en el territorio, facilitando el planteo y la elección de soluciones alternativas factibles.

1.3 Descripción del área de estudio

1.3.1 Ubicación geográfica, geología y geomorfología

El área de estudio se ubica en la zona no irrigada del NE de la provincia de Mendoza, Argentina, enmarcada al oeste, norte y este por los ríos Mendoza, San Juan y Desaguadero respectivamente, y delimitada al sur por el paralelo 32°51'21" (Figura 1.1). Se estableció este límite sur para descartar un área (desde aproximadamente este límite hasta el río Tunuyán) donde se ubican unidades de producción con estructuras diferentes a los puestos tradicionales (definidos en el apartado 1.3.5), como unidades con límites definidos, división de potreros, perforaciones para la extracción de agua a mayor profundidad y utilización de bombas. Los diferentes factores (físicos, ambientales, sociales, de mercado) posiblemente influyen de forma diferente en la relación humano-ambiente de estos sistemas más orientados al mercado, por lo que el análisis de estas interrelaciones debería abordarse con otras metodologías diferentes a las planteadas en este trabajo.

El área de estudio se encuentra dentro de la denominada Gran Llanura de la Travesía, cuenca sedimentaria entre la cordillera de los Andes al oeste, y las Sierras Pampeanas al este. Corresponde a un área de descarga natural, donde el agua subterránea cargada en los Andes fluye hacia el este y es recolectada por el río Desaguadero, el cual integra el sistema regional del océano Atlántico.

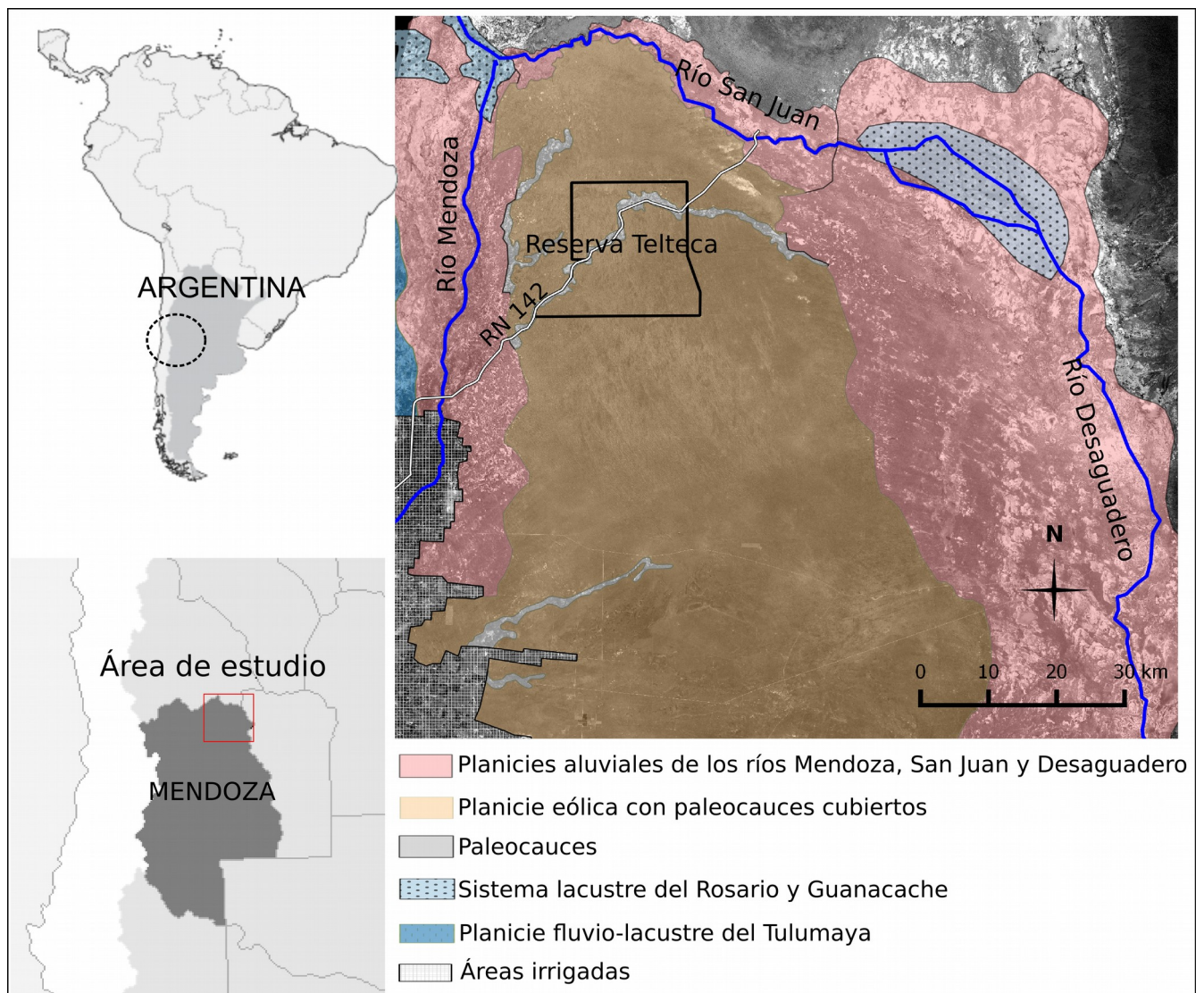


Figura 1.1. Área de estudio. Unidades geomorfológicas graficadas sobre un mosaico realizado a partir de dos imágenes pancromáticas del sensor OLI de Landsat 8 (path 231, rows 082 y 083), obtenidas el 16 de marzo de 2014. Fuente: modificación de Gomez *et al.*, 2014.

Los materiales aflorantes están constituidos por sedimentos cuaternarios, con depósitos eólicos y fluviales del Holoceno (Sepúlvera, 2001). Los sedimentos finos (principalmente arena muy fina y limo) han sido transportados desde los Andes desde el período terciario por los vientos y ríos, y fueron removilizados por los vientos dominantes y depositados formando dunas de arena o médanos (Gomez *et al.*, 2014).

Se distinguen diferentes unidades geomorfológicas en el área (Figura 1.1), incluyendo a la planicie eólica con paleocauces, planicie fluvio-lacustre del Tulumaya, planicies aluviales de los ríos Desaguadero, San Juan y Mendoza y sistema lacustre del Rosario y Guanacache (Gomez *et al.*, 2014).

La planicie eólica con paleocauces abarca la mayor proporción del área y presenta un relieve ligeramente inclinado, con una pendiente general hacia el NE-E con un valor promedio de 0,47%. Esta unidad está caracterizada por grandes extensiones medanosas, con médanos orientados NNO - SSE de hasta 30 metros de altura y valles intermédanos discontinuos, generando gradientes de elevación de 10 a 30 m (Gomez *et al.*, 2010). En algunos sectores de la planicie eólica los médanos están interrumpidos por antiguos cauces de ríos o paleocauces, caracterizados por sedimentos finos y relieve plano. Uno de éstos atraviesa la región de SO a NEE proveyendo fácil acceso al territorio. La ruta nacional N° 142 fue construida en su mayor parte sobre este paleocauce (Figura 1.1), los otros paleocauces son más cortos e interrumpidos por médanos.

Las planicies aluviales de los ríos Desaguadero y Mendoza y la planicie fluvio-lacustre del Tulumaya se caracterizan por procesos de salinización, mientras que el sistema lacustre del Rosario y Guanacache, y la planicie aluvial del río San Juan están caracterizadas por humedales y lagunas a lo largo de sus cursos que en la actualidad se encuentran secos, o cubriendo áreas mínimas y temporales (Sosa, 2014).

1.3.2 Clima

El clima en esta área es árido, con precipitaciones medias anuales de 156 mm (Figura 1.2), las cuales se concentran en más del 80% en primavera - verano (octubre – marzo) (Agosta y Compagnucci, 2006). La temperatura media anual es de 18,5°C, y la amplitud térmica anual de 17°C, con temperaturas absolutas que varían de -10°C en invierno a 48°C en verano (Álvarez, 2008, Labraga y Villalba, 2009) (Figura 1.2). La evapotranspiración potencial (Penman-

Monteith) alcanza los 1300 mm/año y el índice de aridez 0,12 (precipitación/evapotranspiración potencial, serie 1960 – 1990, base de datos *Climate Research Unit, New et al., 2002*), indicando un marcado déficit hídrico.

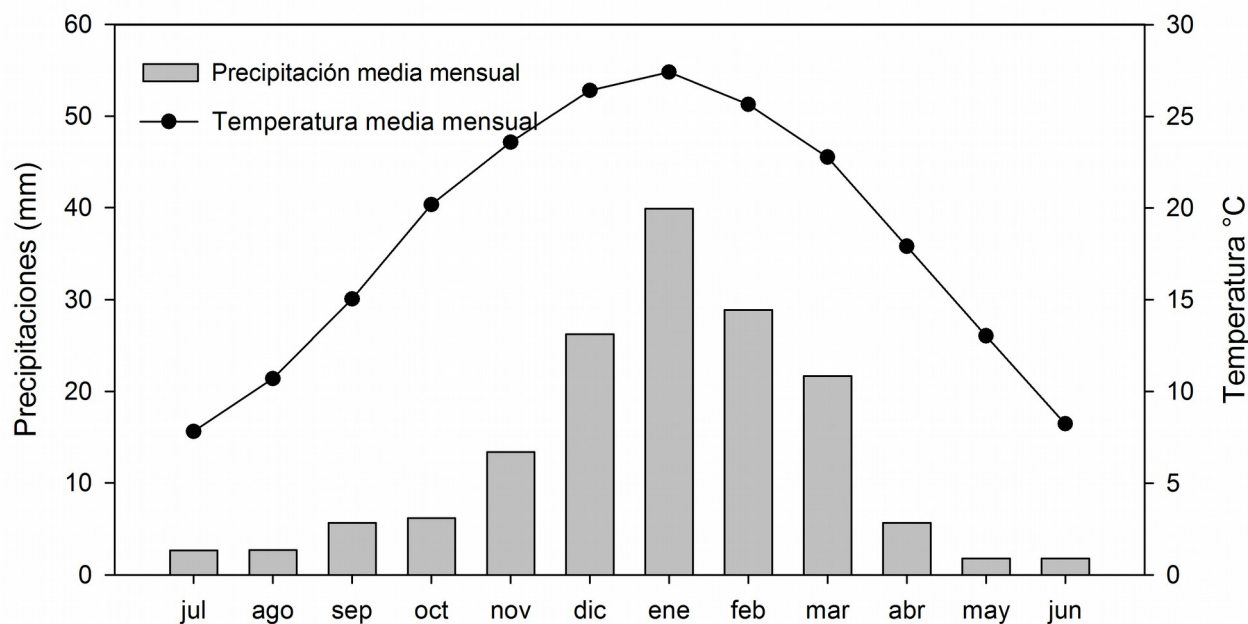


Figura 1.2, precipitación media mensual y temperatura media mensual del área de estudio. Gráfico generado a partir de las estaciones meteorológicas cercanas al área de estudio (series incompletas 1971 – 2014). Los sitios de registro fueron: El Retamo (32° 35' S, 67° 28' O), Encón (32° 15' S, 67° 47' O), El Mateo (32° 14' S, 67° 41' O) y El Pichón (32° 22' S, 68° 03' O).

1.3.3 Recursos hídricos, acuífero libre y ecosistema acoplado

El área de estudio presenta limitados recursos de agua superficial, siendo los ríos y sistemas lacustres que rodean la zona, y la acumulación temporal de agua de lluvia en los paleocauces (figura 1.1), las únicas fuentes de este recurso. Debido a la utilización del agua de los ríos Mendoza y San Juan en los centros urbanos y oasis agrícolas en las porciones más altas de las cuencas, estos ríos presentan caudales muy limitados, temporales en el caso del Mendoza, y los sistemas lacustres se ven reducidos a pequeñas lagunas en épocas de lluvia o excedentes de caudales en los ríos (Gomez *et al.*, 2014). Debido a esto, y a la lejanía de estas fuentes en el

interior de la región, el agua subterránea juega un papel fundamental en el desarrollo de las actividades económicas de la zona, siendo prácticamente el único recurso para la producción ganadera y en muchos casos también para el consumo humano (Torres, 2010).

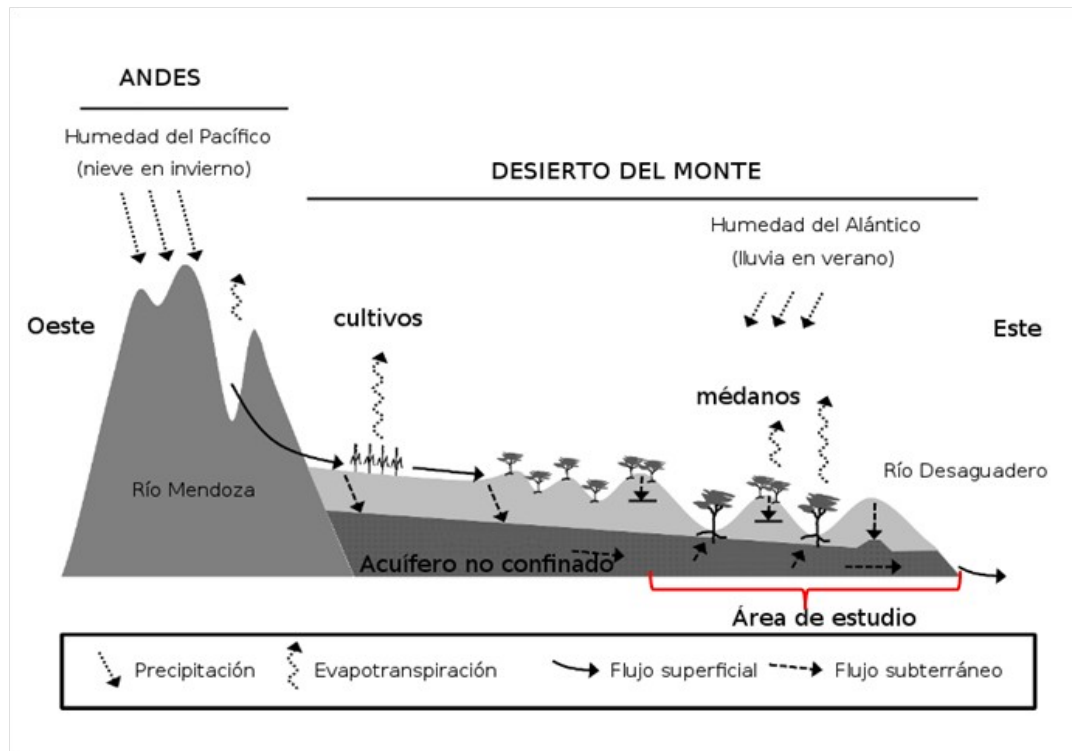


Figura 1.3 Representación esquemática de una transecta de corte entre la cordillera de los Andes y el río Desaguadero. Se esquematizan los flujos hidrológicos principales. El acuífero no confinado que se encuentra bajo la llanura medanosa del área de estudio es recargado por el río Mendoza. La vegetación de los médanos del área de estudio se sostiene por las precipitaciones locales, mientras que la vegetación de las zonas bajas (valles intermédanos) consume la precipitación local y el agua subterránea recargada en zonas remotas (Jobbagy *et al.*, 2011). La zona medanosa además exporta parte del agua subterránea en el río Desaguadero. Esta figura fue elaborada y publicada por Jobbagy *et al.*, 2011, se modificó para la presentación en este trabajo.

El agua subterránea del área de estudio proviene del acuífero libre, cuyo origen es remoto, estando sus fuentes de recarga en la cordillera de los Andes (Jobbagy *et al.*, 2011; Gomez *et al.*, 2014. Figura 1.3). El nivel freático es poco profundo y estable a lo largo de los años y de las estaciones del año, encontrándose entre los 5 a 15 metros en las zonas bajas del paisaje, como los valles intermédanos de la planicie eólica. En las zonas cercanas a los ríos y lagunas (unidades de

planicies aluviales y lacustres), la freática es aún más superficial, a menudo con menos de 6 metros de profundidad (Gomez *et al.*, 2014). La calidad del agua subterránea es en general pobre, con altas concentraciones de arsénico y sales. En los paleocauces se pueden encontrar parches de agua de mejor calidad, debido a recarga antigua por los ríos que circulaban y a las precipitaciones que pueden infiltrar y confinarse por las capas de sedimentos finos (Aranibar *et al.*, 2011; Gomez *et al.*, 2014; Joggáby *et al.*, 2011).

Además de ser fuente de agua para la población humana, la presencia del acuífero poco profundo también imprime características particulares al ecosistema local. Este recurso tiene una importante contribución al balance hídrico del ecosistema, resultando en comunidades vegetales con productividad superior a la esperada por las precipitaciones locales (Contreras *et al.*, 2011, 2012). A causa de la topografía de la región, con médanos de gran tamaño, el acceso al agua subterránea por parte de la vegetación se da en las áreas donde el nivel freático está más cercano a la superficie (Figura 1.4). En éstas áreas se desarrollan algarrobales (*Prosopis flexuosa*), clasificados como azonales ya que su presencia en esta región está fuera de su rango distribución dado por las precipitaciones (Villagra *et al.*, 2004), con tasas de crecimiento superior a los algarrobos de otras regiones cercanas sin aporte de agua subterránea (Villagra *et al.*, 2005). Debido a la dependencia de este ecosistema del subsidio de agua aportado por el acuífero libre, en este trabajo lo denominamos como un ecosistema acoplado a la freática.

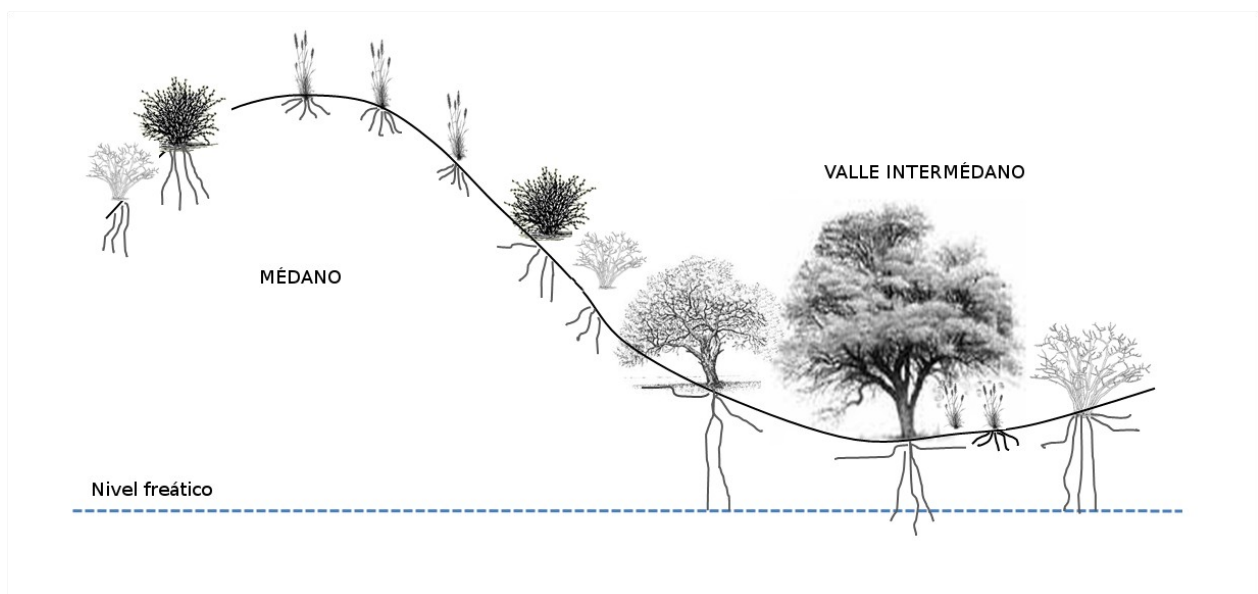


Figura 1.4 Representación esquemática del acceso de la vegetación al agua subterránea en un corte transversal de dos unidades de paisaje de la llanura eólica: médano y valle intermédano.

1.3.4 Vegetación

El área de estudio pertenece a la provincia fitogeográfica del Monte Central (Cabrera, 1976), caracterizada por ser un mosaico de tres tipos de comunidades vegetales: el matorral de Zigofiláceas, asociación dominante y vinculada a las condiciones climáticas; el bosque de algarrobos (*Prosopis flexuosa*), en las zonas con disponibilidad extra de agua como cauces de ríos o en zonas de freática cercana a la superficie; y las comunidades vinculadas a condiciones edáficas particulares, como médanos o zonas bajas arcillosas.

En la planicie eólica del área de estudio, este mosaico se presenta en función a la posición topográfica. En los valles intermédanos y bases de médanos, donde el nivel freático está más cercano a la superficie, se desarrollan los bosques de algarrobos (Villagra *et al.*, 2004, Figuras 1.4 y 1.5). Estos bosques presentan diferentes estados de conservación, existiendo aún bosquecillos cerrados con coberturas del estrato arbóreo del 90 a 100%, encontrándose también otras variantes que pueden presentar coberturas de este estrato de 5 a 75% (Álvarez *et al.*, 2006). *P. flexuosa* puede estar acompañada en el estrato arbustivo por *Capparis atamisquea*, por *Atriplex lampa* y *Suaeda divaricata*, o por *Tricomaria usillo* en los casos de bosques más abiertos. Todos estos bosques presentan un segundo estrato arbóreo de *Bulnesia retama* con coberturas variables. La vegetación de los paleocauces consiste en bosques degradados muy abiertos de *P. flexuosa* y *Larrea divaricata* con coberturas de 5 – 10%. (Villagra *et al.*, 2004)

También pueden encontrarse en esta zona pequeños bosques de *Geoffroea decorticans* acompañado por *P. flexuosa* en lugares con mayor disponibilidad hídrica como bordes de paleocauces y pie de médanos (Villagra *et al.*, 2004).

Las zonas más altas del paisaje están representadas por los médanos, en los cuales la distancia a la freática es mayor y la vegetación está desconectada del recurso hídrico subterráneo (Jobbágy *et al.*, 2011, figura 1.4); presentando menores coberturas vegetales y productividad que los valles intermédanos cercanos (Contreras *et al.*, 2012, Jobbágy *et al.*, 2011). La vegetación de los flancos de médanos y crestas está dominada por arbustos como *L. divaricata*, *T. usillo*, *Prosopidastrum globosum*, *B. retama*; *Mimosa ephedroides*; *Ximenia americana* entre otros, acompañados por individuos pequeños de *P. flexuosa* y un estrato herbáceo disperso dominado por *Panicum urvilleanum* (Jobbágy *et al.*, 2011, Figura 1.6).



Figura 1.5. Fotografía tomada en la planicie eólica donde se observa un médano en la parte inferior izquierda de la imagen y un bosque de algarrobos en la parte media de la imagen que corresponde a un valle intermédano. Foto: Cecilia Vega Riveros.

Como se menciona en la sección 1.1, la vegetación de esta región ha sido utilizada por el hombre desde tiempos remotos, con períodos de fuerte explotación de los bosques a fines del s.XIX y primeras décadas del s.XX, dando como resultado áreas de bosques con diferentes estados de conservación (Álvarez *et al.*, 2006). En la actualidad existen diferentes niveles de protección y reglamentación en la utilización de los bosques dados por leyes contra la deforestación, el ordenamiento de los bosques nativos de la provincia de Mendoza (Gobierno de la República Argentina, 2009; Villagra *et al.*, 2010) y la creación de la Reserva Natural y Cultural Telteca en 1985 (Gobierno de la provincia de Mendoza, 1985), la cual abarca 20400 has en el centro del área de estudio (Figura 1.1).



Figura 1.6. Fotografía tomada en la planicie eólica, donde se observa la vegetación de los médanos. Foto Cecilia Vega Riveros.

1.3.5 Población local

La actividad económica principal de las tierras de secano del NE mendocino es la ganadería extensiva, principalmente caprina. Los pobladores locales viven en puestos distribuidos en todo el territorio, presentándose también algunos pequeños caseríos que en ningún caso superan las 60 viviendas (Torres *et al.*, 2005). La tenencia de la tierra en esta región es compleja, en la actualidad una proporción del territorio es de propiedad comunitaria (propiedad de comunidades Huarpes), existiendo un proceso para la restitución de tierras a las comunidades por la provincia de Mendoza en un área más amplia, no obstante existen numerosos conflictos para terminar el proceso por superposición de títulos y posesiones (Latino, 2015). El manejo y explotación de los recursos por los pobladores locales se realiza de forma comunitaria, independientemente de la posesión de la tierra. Como lo describe Torres (2008) en esta región tierra no es igual a puesto, en referencia a que la primera señala una parcela definida bajo un régimen de tenencia determinado, mientras que el segundo refiere a los usos de los recursos naturales y mantiene límites difusos, más allá del tipo de propiedad, litigios o tenencias, y en ningún caso incluye una porción de tierra definida. El establecimiento de un puesto se realiza en

la mayoría de los casos mediante la autorización de la propia comunidad. Cada puesto tiene en sus cercanías un área de pastoreo difusa, sin divisiones ni cerramientos por cercos o alambrados. Los animales pastorean en todos los casos a campo abierto. En los casos de puestos muy próximos existen solapamientos de las áreas de pastoreo, sin implicar conflictos entre vecinos (Soria *et al.* 2011, Alejandro Tonolli, comunicación personal).

El puesto constituye la unidad económica más típica de la zona, denominado como unidad doméstica de producción debido a que, además de las actividades productivas, tiene la función de vivienda familiar y a menudo constituye la principal fuente de alimentos para la familia (Goirán *et al.*, 2013). Dentro del puesto se completa todo el ciclo productivo, la mano de obra generalmente es la familiar y la orientación económica es predominantemente de subsistencia. (Torres *et al.*, 2005). Dentro de las principales actividades productivas de un puesto se encuentran la producción de cabritos y capones, producción de bovinos, elaboración de artesanías con cuero, recolección de junquillo (*Sporobolus rigens*) y venta de guano de cabra. Además, en los meses de enero a abril algunos integrantes de la familia (principalmente jóvenes solteros) migran hacia el oasis agrícola para trabajos temporales con fines de complementar el ingreso anual (Goirán *et al.*, 2013).

En general, en cada puesto viven entre 1 a 3 familias, aunque en algunos casos éste solo es habitado por una persona encargada del cuidado de los animales. Las instalaciones se componen de las viviendas, corrales para los animales y el pozo de agua.

La construcción y posterior actividad productiva de un puesto dependen en gran medida de los recursos naturales locales. La principal fuente de agua, tanto para los animales como para las personas, es la freática, a la cual se accede por un pozo construido manualmente y en la mayoría de los casos también se extrae manualmente o con la ayuda de un animal. Se utiliza la madera de *P. flexuosa* para calzar los pozos, construcción de corrales (Figura 1.7) y viviendas donde también se emplea madera de *B. retama*, *Larrea spp* y otras especies. El ganado generalmente pasta en las zonas cercanas al puesto, siendo mínimo el manejo de los rodeos. Los animales regresan al puesto para beber agua y son encerrados durante la noche en los corrales (Torres, 2010, A. Tonolli, comunicación personal). En este trabajo se hace referencia a puestos tradicionales a aquellos que presentan las características anteriormente explicadas; para diferenciarlos de otras explotaciones orientadas al mercado, con mayor tecnología como delimitación de potreros con alambrados, perforaciones profundas para extracción de agua, implantación de pasturas, etc. más frecuentes al sur de la región, zona que no fue incluida dentro

del área de estudio.

Desde el punto de vista social, la región muestra indicadores de altos niveles de pobreza y déficit de infraestructura y servicios, y una constante migración hacia las ciudades u otras actividades productivas en los oasis irrigados (Abraham *et al.*, 2009). La mayor proporción del área no tiene acceso a recursos básicos como agua potable, energía eléctrica y comunicaciones. La única vía de acceso asfaltada es la ruta nacional N° 142, a los puestos del interior del área se accede por huellas que atraviesan los médanos. Los productores locales enfrentan serias dificultades en la comercialización de sus productos debido a problemas de mercado, largas distancias y difícil acceso (Torres *et al.*, 2005).



Figura 1.7. Fotografía tomada en un puesto donde se aprecia un corral construido con ramas y troncos de *P. flexuosa*. Foto Cecilia Vega Riveros

1.4 Hipótesis y estructura de la tesis

1. Los puestos ganaderos afectan el ecosistema mediante su actividad y la distribución espacial en el territorio, causando una mayor degradación en áreas de mayor densidad al modificar la

estructura y reducir la resiliencia del sistema.

2. La disponibilidad de recursos, principalmente agua superficial, subterránea y bosques, condiciona la instalación y subsistencia de puestos ganaderos en zonas áridas, causando patrones de agregación asociados a áreas de alta disponibilidad.

Para abordar estas hipótesis se plantearon diferentes hipótesis de trabajo que se describen a continuación y se desarrollarán en los capítulos correspondientes.

H1: La actividad de los puestos modifica la vegetación debido al consumo por los animales y a la extracción de madera y leña, generando un gradiente de presión de uso que se refleja en una disminución de la cobertura vegetal alrededor del puesto. Por la cercanía entre puestos, este efecto se profundiza en las zonas de mayor concentración de los mismos, generando áreas más extensas de bajas coberturas vegetales.

H2: La actividad de los puestos, incluyendo el pisoteo del ganado, consumo de vegetación, y extracción de leña, genera degradación en el ecosistema del NE mendocino; la cual se manifiesta como disminución de la resiliencia de la cobertura vegetal en las zonas de influencia de los puestos. Las menores pendientes, el acceso al agua freática, y la mayor productividad de los valles intermédanos contribuyen a aumentar la resiliencia en estas unidades de paisaje, en relación a los médanos.

H3: La actividad de los puestos, incluyendo el pisoteo del ganado, consumo de la vegetación y extracción de leña, genera un impacto en el ecosistema del NE de Mendoza que altera la estructura y disminuye su funcionalidad; lo que es reflejado en el patrón espacial de la vegetación, la disminución de la riqueza de especies y de la capacidad de retención y reciclado de nutrientes por el paisaje. Las menores pendientes, el acceso al agua freática, la mayor productividad y el aporte de recursos desde los médanos circundantes contribuyen a aumentar la resistencia de los valles intermédanos a la presión ejercida por el puesto, en relación a los médanos.

H4: La distribución espacial de los puestos ganaderos tradicionales en el NE de Mendoza no es

homogénea, y está condicionada por la disponibilidad de recursos en el territorio, siendo los factores más importantes en el asentamiento de puestos la disponibilidad de agua superficial y subterránea, y con un efecto menor los recursos forestales, el acceso y la presencia de otros puestos.

La hipótesis *H4* es abordada en los capítulos 2 y 5. Las predicciones y objetivos específicos se explicitan en cada capítulo del trabajo, el cual se estructura de la siguiente forma:

Capítulo 1: Introducción general. Introducción general al problema de investigación, objetivo de la tesis, descripción del área de estudio e hipótesis.

Capítulo 2: Distribución espacial de puestos tradicionales y sus efectos en la cobertura vegetal del NE mendocino. En este capítulo se analiza y describe el patrón de distribución de los puestos ganaderos en el territorio del NE de Mendoza. El efecto en la cobertura vegetal de la actividad de los puestos y su distribución es analizado a escala regional. Para esto se evaluaron diferentes índices espectrales de vegetación.

Capítulo 3: Efectos de la actividad de los puestos ganaderos tradicionales sobre la resiliencia del ecosistema del NE mendocino. Se analizan los cambios en la resiliencia de la cobertura vegetal en las áreas de influencia de los puestos como indicador de degradación. Para esto, se evalúa la capacidad de recuperación de la vegetación en las áreas de influencia de puestos ganaderos tradicionales, en los períodos más húmedos de una serie temporal de 28 años. Los análisis se realizan por separado en las dos unidades de paisaje principales: médanos y valles intermédanos.

Capítulo 4: Respuesta de la estructura espacial de la vegetación y la retención de recursos a las diferentes presiones de uso asociadas a puestos ganaderos en el NE mendocino. A una escala de mayor detalle, se analiza el efecto de la actividad de los puestos sobre la estructura de la vegetación y el funcionamiento del ecosistema en médanos y valles intermédanos. Para esto, se evalúan los cambios en variables descriptivas del patrón espacial de la vegetación y de un índice de retención y reciclado de nutrientes a diferentes presiones de uso dadas por la distancia al puesto.

Capítulo 5: Evaluación de la importancia de factores ambientales en la distribución espacial de puestos ganaderos en el NE de Mendoza con un modelo basado en Monte Carlo. En este capítulo se desarrolló un modelo para simular el asentamiento de puestos en el área de estudio en

función de diferentes factores ambientales presentes en el territorio (distancia a los ríos, profundidad del agua subterránea, distancia a la ruta asfaltada, tipo de vegetación, paleocauces y distancia a puestos existentes). El ajuste de los parámetros de la simulación para obtener una distribución de puestos similar a la real determina los factores ambientales más influyentes en el establecimiento de los puestos en el área de estudio.

Capítulo 6: Conclusiones finales. Finalmente, en este capítulo se sintetizan los resultados obtenidos a lo largo del trabajo, implicancias para el manejo y conservación, y direcciones futuras.

CAPÍTULO 2

DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE PUESTOS TRADICIONALES Y SUS EFECTOS EN LA COBERTURA VEGETAL DEL NE MENDOCINO



CAPÍTULO 2

DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE PUESTOS TRADICIONALES Y SUS EFECTOS EN LA COBERTURA VEGETAL DEL NE MENDOCINO

2.1 Introducción

Los ecosistemas áridos y semiáridos sostienen a la tercera parte de la población mundial principalmente mediante la producción extensiva de ganado (Asner *et al.*, 2004). En estos ambientes, la degradación se refleja generalmente como una reducción de la productividad primaria (Verón *et al.*, 2006), involucrando procesos de erosión y sedimentación del suelo, cambios en los regímenes de incendios, interrupción de ciclos biogeoquímicos, reducción de la vegetación nativa, microorganismos y animales asociados (Reynolds *et al.*, 2007). A menudo, se ha observado degradación de la tierra en ecosistemas marginales que han soportado producción ganadera por siglos, sin embargo el rol del ganado en este fenómeno no siempre es entendido (Davies *et al.*, 2010).

En las zonas áridas, la alta dependencia del ganado de fuentes de agua produce mayor concentración y permanencia de los animales en la cercanía de las aguadas, que va disminuyendo gradualmente con la distancia a estos puntos. Así, se genera un gradiente de presión de pastoreo centrado en los sitios permanentes de suministro de agua denominado piósfera (Lange, 1969). Como resultado, la cobertura vegetal se reduce alrededor de los pozos, villas o asentamientos ganaderos, donde se suministra el agua (Karnieli *et al.*, 2008; Pickup y Chewings, 1994; Ringrose *et al.*, 1996). En diferentes sistemas pastoriles, el área afectada puede variar desde menos de 1 a más de 8 km desde las aguadas, tal como en sistemas de pastoreo de Estados Unidos, sur de Botsuana o Australia respectivamente (Harris y Asner, 2003; Pickup *et al.*, 1994; Ringrose *et al.*, 1996). Además, con altas presiones de pastoreo se observan cambios en la composición de especies vegetales, abundancia de especies palatables y no deseables, acumulación de nutrientes, pérdida de nitrógeno gaseoso, textura del suelo y contenido de materia orgánica (Aranibar *et al.*, 2008, Brooks *et al.*, 2006, Feral *et al.*, 2003, Guevara *et al.*, 2009; James *et al.*, 1999, Moleele y Perkins, 1998).

El crecimiento de la población y los cambios en patrones de consumo probablemente

incrementen con el tiempo las presiones sobre los ecosistemas áridos (Herrero y Thorton, 2013), con cambios en los patrones de uso y ocupación del suelo que pueden llevar a la degradación de la tierra en el largo plazo. Por ejemplo, privatización y cercado de tierras que limitan la migración y disminuyen la movilidad del ganado, incremento en la cantidad y densidad de pozos de agua y carga animal, entre otros (Davies *et al.*, 2010, Toutain *et al.*, 2010, Vanderpost *et al.*, 2011). La variabilidad climática interanual de las zonas áridas, incluyendo largos períodos de sequía, y la heterogeneidad natural de los paisajes áridos pueden enmascarar los efectos de la ganadería en el ecosistema; lo cual a veces es percibido como un efecto local, confinado a las áreas cercanas a los sitios de suministro de agua (Sullivan, 1999).

La producción del ganado en zonas áridas es la actividad que mayormente sostiene a las poblaciones rurales, por ello es importante el entendimiento y seguimiento de las interacciones entre los asentamientos ganaderos y el ecosistema, incluyendo los cambios en la distribución espacial de los puestos ganaderos y sus efectos sobre la vegetación.

Las herramientas de análisis espacial permiten analizar la distribución de plantas y animales, y detectar patrones de agregación o repulsión dados por condiciones ambientales o procesos ecológicos, así como para identificar regiones de exclusión (Allen y Tildesley, 1987; Wiegand y Moloney, 2004; Wiegand *et al.*, 1999) e inferir los procesos y mecanismos subyacentes que dan origen a la estructura (Wiegand *et al.*, 2003). Por ejemplo, la distribución espacial de árboles de baobab en Mali se asoció a la distribución de asentamientos humanos, implicando un efecto de facilitación para los baobabs dado por los asentamientos humanos cambiantes (Duvall, 2007). El análisis espacial puede contribuir al entendimiento de las interacciones entre los asentamientos humanos y el medioambiente, incluyendo los efectos en la vegetación, especialmente en ecosistemas limitados por el agua.

La teledetección facilita el monitoreo de áreas grandes e inaccesibles, permitiendo detectar estados tempranos de degradación y ha sido usada en diversas regiones áridas del planeta (Bastin *et al.*, 1993a y b, Karnieli *et al.*, 2008, Pickup *et al.*, 1998). Los índices espectrales de vegetación más comúnmente aplicados (ej. NDVI, EVI, SAVI; Huete 1988, Huete *et al.*, 2002, Tucker, 1979) permiten detectar la reflectancia de la vegetación verde y pueden ser calibrados para indicar biomasa, cobertura vegetal, productividad, y tipos de vegetación (Amiri y Shariff, 2010; Brinkman *et al.*, 2011; Price *et al.*, 2002; Todd *et al.*, 1998; Xiao *et al.*, 2002). Sin embargo, las zonas áridas presentan vegetación con tejido no fotosintético por largos períodos de tiempo y altas coberturas de suelo desnudo, enmascarando los cambios en la vegetación. Para

minimizar los efectos del suelo, Huete (1988) incluyó un factor de corrección en el índice de vegetación ajustado al suelo (SAVI por sus siglas en inglés, *Soil Adjusted Vegetation Index*); el cual derivó en índices como el *Transformed SAVI* (TSAVI, Baret y Junot, 1991) y el *Modified SAVI* (MSAVI, Qi *et al.*, 1994). Estos índices fueron probados para cobertura vegetal en zonas de pastoreo y sistemas de restauración de minería en estudios alrededor del mundo (por ej., Purevdorj *et al.*, 1998; Saltz *et al.*, 1999; Xiaochen *et al.*, 2010). El índice SATVI (por sus siglas en inglés, *Soil adjusted total vegetation index*), desarrollado para ser aplicado en pastizales y arbustales del suroeste norteamericano, detecta la reflectancia de la vegetación verde y senescente a partir de un ratio entre las bandas de longitudes de onda del rojo y del infrarrojo de onda corta, y al igual que SAVI utiliza un factor de corrección por suelo (Marsett *et al.*, 2006). Este índice fue probado en la evaluación de la condición de pasturas en el oeste de Australia (Robinson *et al.*, 2009), pero no ha sido ampliamente utilizado y probado en otras zonas áridas del mundo.

El desierto del Monte es una de las regiones más áridas de Sudamérica, donde la ganadería extensiva es la actividad principal de la población local. En ciertas áreas del Monte, el agua subterránea se encuentra a escasa profundidad favoreciendo el desarrollo de bosques de *Prosopis flexuosa*, los cuales tienen productividad mayor a la esperada por las precipitaciones locales (Contreras *et al.*, 2011 y 2012; Jobbágy *et al.*, 2011). Esta productividad sostiene asentamientos ganaderos, proveyendo alimento para los animales, y materiales para los puestos. Considerando el elevado riesgo de desertificación y degradación que presenta esta zona (Abraham, 2002), los cambios en el territorio como el incremento de la población y de los derechos sobre la tierra demandan un mejor entendimiento de los efectos del ganado en este ambiente, incluyendo las áreas afectadas bajo las prácticas de manejo actuales.

2.2 Hipótesis y objetivos

En el presente capítulo se analiza la distribución de los puestos en el NE mendocino en relación a factores ambientales, así como los efectos del funcionamiento y distribución de los puestos ganaderos en la cobertura vegetal. Para esto se plantearon las siguientes hipótesis:

- La distribución espacial de los asentamientos ganaderos tradicionales en el NE de Mendoza no es homogénea y se relaciona con la disponibilidad de recursos como agua superficial y vías de

acceso.

- La actividad de los puestos modifica la vegetación debido al consumo por los animales y a la extracción de madera y leña, generando un gradiente de uso que se refleja en una disminución de la cobertura vegetal alrededor del puesto. Por la cercanía entre puestos, este efecto se profundiza en las zonas de mayor concentración de puestos generando áreas más extensas de bajas coberturas vegetales.

Para corroborar estas hipótesis se planean como objetivos:

- Describir la distribución de puestos ganaderos y relacionarla cualitativamente con factores ambientales.
- Evaluar el ajuste de diferentes índices de vegetación a datos de cobertura vegetal medidos en el terreno.
- Estimar el área de influencia de los asentamientos individuales y el impacto de la densidad de asentamientos en la cobertura vegetal a escala regional.

2.3 Metodología

2.3.1 Breve descripción del área de estudio

El área de estudio comprende las zonas no irrigadas del NE de la provincia de Mendoza, comprendidas entre el paralelo 32°51'21" de latitud sur en el límite sur, el río San Juan como límite norte, el meridiano 68°22'28,7" de longitud oeste en el límite oeste y el río Desaguadero como límite este. En esta área se distinguen diferentes unidades geomorfológicas (Figura 2.1, Gomez *et al.*, 2014), la planicie eólica con paleocauces comprende la mayor parte del área de estudio, caracterizándose por la presencia de médanos (de hasta 30 metros de altura y pendientes locales de hasta 70%).

El nivel freático varía de 6 a 15 m de profundidad en los valles intermédanos de toda la

región. En las zonas cercanas a los ríos y humedales, y en las planicies aluviales y lacustres el nivel freático es más superficial, generalmente menor a 6 metros. La calidad de agua subterránea es en general pobre, con altas concentraciones de arsénico y sales. En los paleocauces pueden encontrarse parches de mejor calidad de agua subterránea, donde las precipitaciones pueden infiltrar y confinarse en los materiales más finos (Aranibar *et al.*, 2011; Jobbágy *et al.*, 2011).

La población local del área de estudio está distribuida en asentamientos ganaderos (llamados puestos) en todo el territorio. La presencia de agua subterránea poco profunda y bosques freatófitos permite el establecimiento de puestos ganaderos independientes, debido a que las personas pueden excavar pozos sin asistencia externa (ej. Estado), utilizando los recursos provistos por los bosques (por ej. marcos de madera para calzar los pozos, Torres *et al.*, 2008a).

En esta región, los bosques fueron talados para la construcción del ferrocarril y los viñedos de los oasis irrigados al final del siglo XIX y primeras décadas del XX (Álvarez *et al.*, 2006; Rojas *et al.*, 2009; Villagra *et al.*, 2009), pero la inaccesibilidad de ciertas áreas evitaron su extracción en algunas partes del paisaje, donde aún se encuentran densos bosques de *P. flexuosa*, los que ahora están protegidos por leyes contra la deforestación (Gobierno de la República Argentina, 2009). En 1985 se creó la Reserva Natural y Cultural Telteca en el centro del área, cubriendo una superficie de 20400 has (Gobierno de la provincia de Mendoza, 1985; Figura 2.1). Una fracción de esta área fue cercada en 1985 para excluir a los animales domésticos de los puestos ubicados afuera de la reserva; pero en los años recientes el cercado se rompió en algunos puntos permitiendo al ganado pastorear dentro de la misma. El área protegida se superpone con tierras de los pueblos originarios, y diferentes leyes que tienen como objetivo la conservación de los bosques, reconociendo los derechos de los aborígenes (Gobierno de la Provincia de Mendoza, 2001; Gobierno de la República Argentina, 2009, 1989).

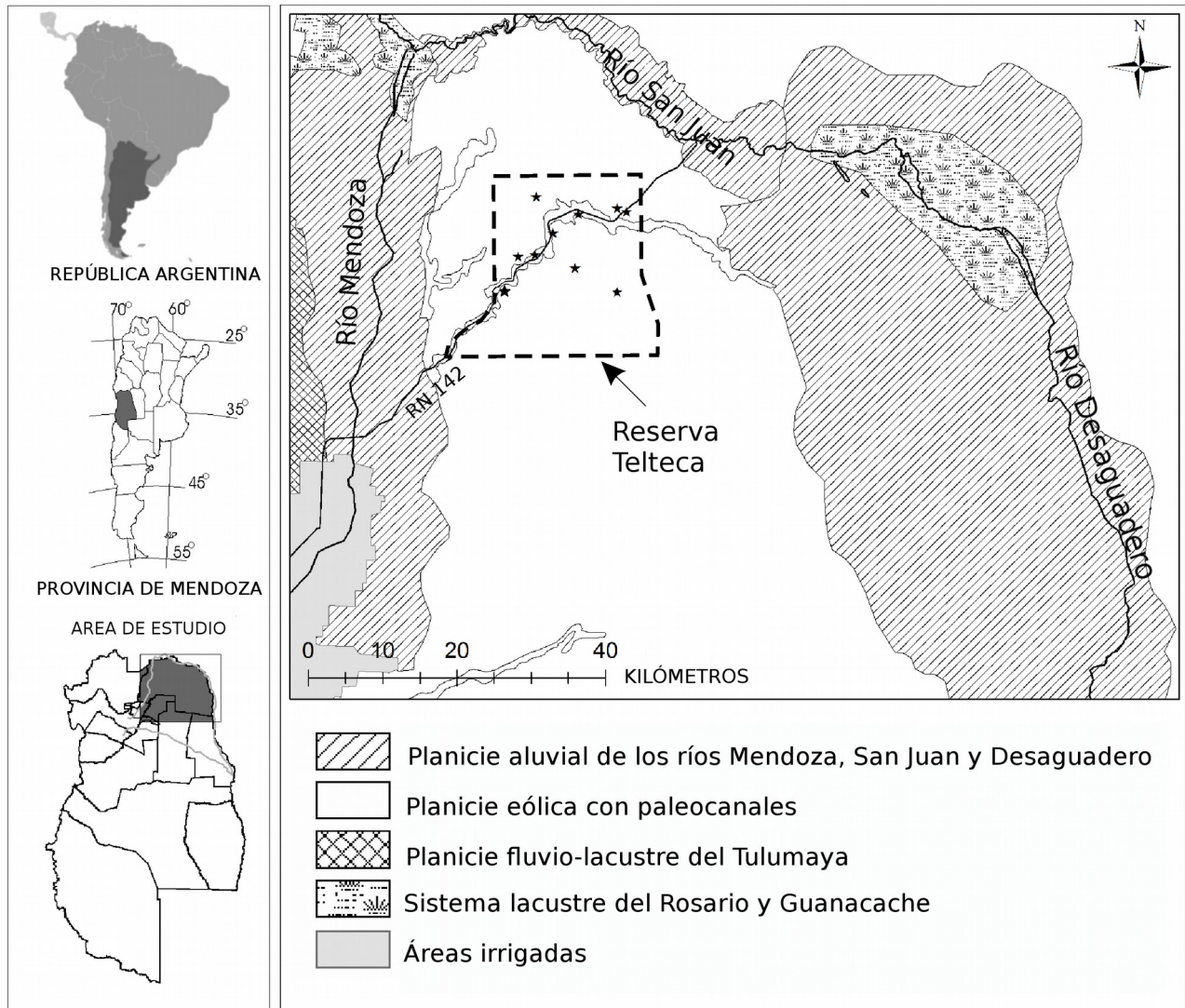


Figura 2.1. Área de estudio, indicando los ríos, la ruta pavimentada (RN 142) y unidades geomorfológicas. Las estrellas indican los lugares de evaluación de la cobertura vegetal para la calibración de los índices de vegetación.

2.3.2 Distribución espacial de los puestos ganaderos

Los puestos ganaderos en el área de estudio se ubicaron en un mapa usando como base mapas preexistentes de oficinas del gobierno provincial (Secretaría de Medioambiente de Mendoza, 2011a, 2011b), completándose el registro con la detección de puestos mediante sensores remotos. Debido a que la población local no depende de la asistencia gubernamental para construir los pozos de agua y puestos, no existen registros completos y actualizados de los

puestos existentes ni de su condición (abandonado o activo). Con imágenes de Google Earth® (Google, Mountain View, CA, USA), como primer paso se corroboró cada puesto en los registros existentes mediante la presencia de señales típicas de un puesto como corrales, estructuras de casas, peladales y huellas. Los puestos registrados que presentaban signos de abandono en las imágenes (falta de corrales y casas, ej. figura I.1 anexo I) se eliminaron. Como segundo paso, con las mismas imágenes, se completó la información existente realizando una exploración exhaustiva de la zona agregando los asentamientos detectados, considerando la presencia de corrales y estructuras de casas como evidencia de puestos activos (Ej. figura I.1 anexo I). Las imágenes disponibles en Google Earth® al momento del trabajo corresponden a fechas entre 2005 y 2009. Se localizaron todos los puestos en un mapa con coordenadas de proyección Gauss Krüger (Argentina faja 2. Figura 2.2).

Se realizaron análisis de patrones de puntos univariados con el programa “Programita” (Wiegand y Moloney, 2004; Wiegand *et al.*, 1999), el cual ha sido anteriormente utilizado en análisis espaciales de distribución de plantas (Getzin *et al.*, 2008; Wiegand *et al.*, 2007) y animales (Giesselmann *et al.*, 2008).

La propiedad, o efectos, de primer orden de un patrón de distribución de puntos se describe como la densidad o intensidad (λ), es decir, el número esperado de puntos por unidad de área en cualquier ubicación (De la Cruz Rot, 2006). Para esto, el programa utiliza un modelo Kernel, estimando diferentes densidades a una escala regional con una ventana móvil de radio “R”, de 8 celdas (6 km). Posteriormente, la distribución regional de densidades es interpretada superponiendo diferentes mapas, geomorfológicos, hidrológicos y rutas de acceso (Figura 2.1).

Los efectos de segundo orden se refieren a las relaciones entre puntos a escalas más pequeñas. Éstos fueron explorados con funciones de correlaciones de pares “L(r)” y “g(r)”, basadas en la distribución de frecuencias de las distancias entre pares de puntos.

L(r) es una transformación cuadrática de la función de Ripley K(r). K(r) es el número esperado de puntos dividido por la densidad total del patrón (λ) en un círculo dado de radio “r” centrado en un punto arbitrario, el cual no es contado (Besag, 1977; Ripley, 1977).

$$\hat{K}(r) = \frac{1}{\lambda} \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \sum_{j \neq i} l(d_{ij} < r) \quad L(r) = \left(\frac{\sqrt{K(r)}}{\pi} - r \right)$$

Siendo λ la densidad total del patrón, N es el número de puntos del patrón, y $l(d_{ij} < r)$ es la

función indicadora que toma el valor de 1 si la distancia entre los puntos i y j es menor que r , y 0 en el caso contrario. Estas son funciones de distribución acumulada ya que, a cada radio r , todos los pares de puntos separados por distancias menores a r se usan para estimar el valor de la correspondiente función. Por comparación con los valores de $L(r)$, o $K(r)$, de un modelo nulo con patrón aleatorio con la misma densidad (λ), es posible detectar agregación o dispersión en un radio r dado.

La función $g(r)$ utiliza anillos en lugar de círculos, aislando clases de distancias específicas, es decir que es una función que caracteriza de forma no acumulativa al patrón, teniendo en cuenta los pares de puntos que se encuentran separados por una distancia similar a la distancia de r . Así se detecta agregación o dispersión en un anillo dado a una distancia r del punto focal (Wiegand y Moloney, 2004).

Para la estimación de las funciones de correlaciones de pares $L(r)$ y $g(r)$, en este trabajo se siguió el enfoque basado en una grilla (Wiegand y Moloney, 2004). Se utilizó un tamaño de celda de 750 m y un ancho de anillo de 1500 m, lo cual representa una resolución lo suficientemente fina teniendo en cuenta el tamaño del área de estudio (112,5 km x 112,5 km). Los índices calculados a partir de los datos fueron comparados con intervalos de confianza de 95% de índices estimados mediante 199 simulaciones de Monte Carlo de un modelo nulo heterogéneo de Poisson. El modelo heterogéneo de Poisson simula una distribución aleatoria de puntos considerando una función de intensidad (λ) que varía con la ubicación (Wiegand y Moloney, 2004). Se eligió un modelo heterogéneo debido a las claras diferencias de densidad obtenidas con el modelo Kernel. La función de densidad utilizada fue la resultante de dicho modelo.

2.3.3. Elección de sitios y puestos. Muestreo en campo.

Para evaluar el ajuste de diferentes índices espectrales a datos de cobertura vegetal medidos en el terreno, se seleccionaron 11 sitios de calibración localizados en la llanura eólica (Figura 2.1). Los sitios se ubicaron en valles y médanos, fuera de los paleocauces, para asegurar condiciones de sustrato similares. Además, los sitios fueron elegidos de modo de representar un rango de valores de cobertura vegetal, y que fueran homogéneos como mínimo en una superficie de 180 x 180 metros (36 pixels de 30 m de resolución de las imágenes Landsat), asegurando un mínimo de 16 pixels sin mezclas de otros tipos de vegetación o unidades de paisaje vecinas.

Posteriormente en el campo, la vegetación fue relevada con el método del punto interceptado (BOLFOR, Mostacedo y Fredericlsen, 2000) en tres transectas de 100 metros en cada sitio, registrando la cobertura vegetal y suelo desnudo en toques de una aguja cada un metro. También se registraron las especies en cada punto, cobertura y altura de cada una a modo de caracterizar los sitios de calibración. El relevamiento de la vegetación en campo fue realizado entre marzo y abril del 2011.

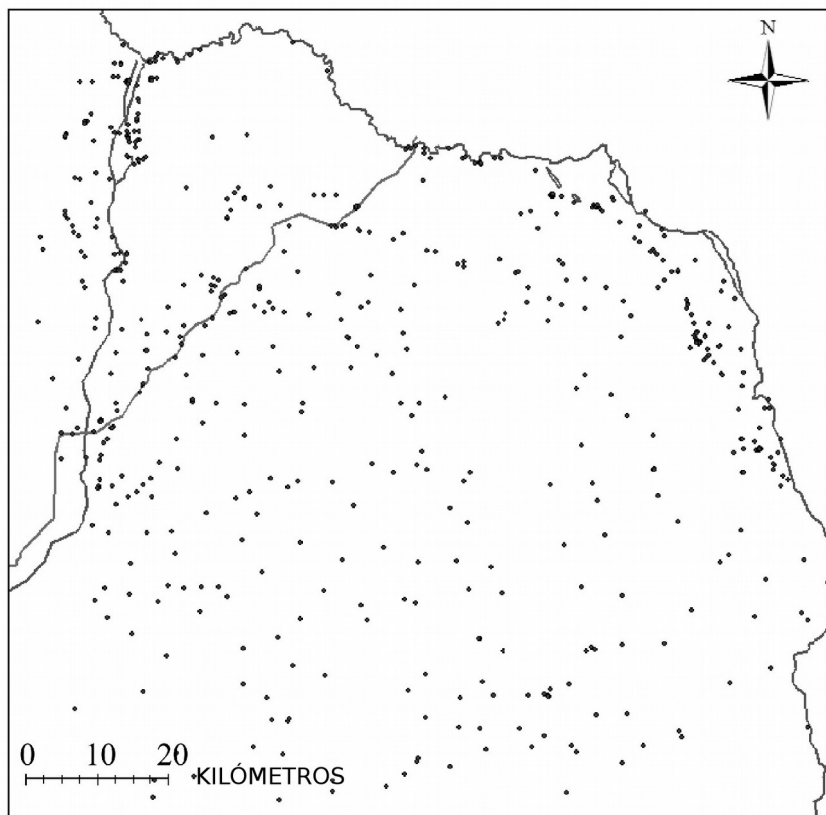


Figura 2.2. Mapa de los puestos ganaderos detectados con Google Earth y registros estatales. Los puntos indican los puestos.

Para analizar el efecto de la actividad de los puestos en la cobertura vegetal, se eligieron siete puestos (La Primavera, Las Delicias y El Aljibe, El Calabozo, Santa Luisa, Puesto 28 y Puesto 6 Figura 2.3). Éstos fueron seleccionados por encontrarse lo suficientemente aislados de otros puestos, al menos 3 km, de modo de evitar zonas de pastoreo fuertemente superpuestas; y

porque la totalidad del área alrededor del puesto (6 km de diámetro) se encuentra dentro de la planicie eólica, sin incluir paleocauces. Los siete puestos pueden considerarse tradicionales, donde el acceso al agua freática es a través de un pozo, y el pastoreo es a campo abierto.

2.3.4 Detección remota de la vegetación

El efecto de los puestos ganaderos en la vegetación fue analizado con índices espectrales, calculados a partir de imágenes satelitales. Para cubrir toda el área de estudio, se usaron dos escenas ortorrectificadas de Landsat Thematic Mapper (path 231, row 082 y 083) adquiridas el 8 de marzo de 2011. Ambas escenas fueron corregidas con el método COST (Chávez, 1996) para obtener los valores de reflectancia a nivel de superficie. A continuación, se construyó un mosaico con ambas imágenes. Para homogeneizar ambas escenas, se realizó una normalización utilizando la metodología descrita por Du *et al.* (2001). Finalmente, se recortó el área de estudio.

Para evaluar y seleccionar el índice más adecuado para esta región, se calcularon diferentes índices espectrales y se obtuvieron los valores medios de cada índice en cada sitio de calibración. A continuación, se realizaron regresiones lineales entre los valores de cada índice y los valores de cobertura vegetal obtenidos en los relevamientos hechos en el campo durante abril y marzo del 2011.

Se compararon las correlaciones entre la cobertura vegetal y tres índices de vegetación: NDVI (*normalized difference vegetation index*), SAVI (*soil adjusted vegetation index*) y SATVI (*soil adjusted total vegetation index*)

NDVI usa la forma característica bien conocida de la firma espectral de la vegetación verde (figura I.2 anexo I), combinando la baja reflectancia en la banda del rojo con la alta reflectancia en el infrarrojo cercano (Tucker, 1979):

$$NDVI = (\rho_{IRC} - \rho_{ROJO}) / (\rho_{IRC} + \rho_{ROJO})$$

Donde ρ_{IRC} y ρ_{ROJO} son las reflectancias en el infrarrojo cercano y el rojo, las cuales corresponden a las bandas 3 y 4 en el sensor TM respectivamente. Este índice es sensible a las propiedades ópticas del suelo, siendo difícil de interpretar con bajas coberturas vegetales. Para minimizar los efectos del suelo en la señal de la vegetación se desarrolló el índice SAVI (Huete,

1988):

$$SAVI = (1 + L) (\rho_{IRC} - \rho_{PROJO}) / (\rho_{IRC} + \rho_{PROJO} + L)$$

Donde L es un factor de corrección por suelo con un valor entre 0 y 1, 0 en casos de cobertura total de vegetación (la señal no es influenciada por el suelo) y 1 en casos de suelos desnudos. En este trabajo se utilizó para L un valor de 0,5, basado en los valores intermedios de cobertura vegetal encontrados en el área de estudio.

Tanto SAVI como NDVI son sensibles solamente a la vegetación verde, por lo que presentan una desventaja en zonas áridas como el área de estudio, donde la vegetación se encuentra senescente la mayor parte del año, e incluso en la estación lluviosa una gran proporción de la vegetación no es verde o son especies áfilas. Marsett *et al.* (2006) crearon el índice SATVI, el cual es sensible a la vegetación verde y senescente. Este índice utiliza la banda del infrarrojo de onda corta (IROC) en lugar del infrarrojo cercano (IRC) (ver figura I.2 anexo I), e incluye el mismo factor de ajuste por suelo desnudo que SAVI

$$SATVI = (\rho_{IROC} - \rho_{PROJO}) / (\rho_{IROC} + \rho_{PROJO} + L) (1 + L) - \rho_{IROC}^2/2$$

Donde ρ_{IROC} y ρ_{IROC2} son las reflectancias en los infrarrojos de onda corta, correspondientes a las bandas 5 y 7 del sensor TM, respectivamente. A diferencia de los dos índices anteriores SATVI no es un índice normalizado, presentando un límite inferior cercano a 0 y superior infinito (Marsett *et al.*, 2006). Marsett *et al.*, (2006) en su trabajo realizaron un re-escalado del índice con los valores de cobertura vegetal pertenecientes a los valores mínimos y máximos de SATVI encontrados en sus sitios de estudio. En esta tesis, los valores de este índice fueron utilizados sin re-escalar, ya que los valores extremos de cobertura en el área de estudio no corresponden a los mismos tipos de superficies (ej. paleocauces, hoyas de deflación, planicie eólica) pudiendo afectar la firma espectral.

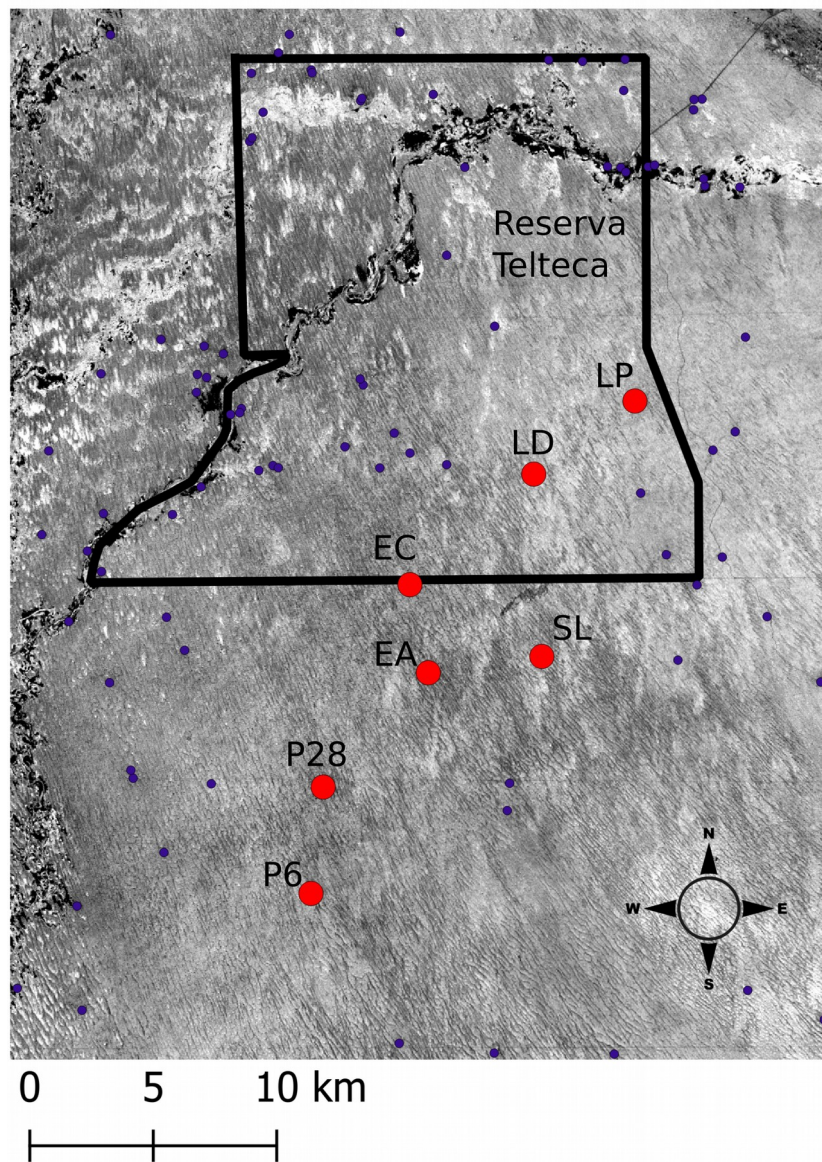


Figura 2.3 Puestos seleccionados para el análisis de los efectos de su actividad en la cobertura vegetal. (LP) La Primavera, (LD) Las Delicias, (EC) El Calabozo, (EA) El Aljibe, (SL) Santa Luisa, (P28) Puesto 28, (P6) Puesto 6.

Con la ecuación de calibración del índice que mostró mejor ajuste (SATVI) se estimó la cobertura vegetal en 28 anillos de 250 metros de ancho alrededor de los siete puestos seleccionados (Figura 2.3), promediando los valores de todos los píxeles de cada anillo. También se dividió el área de estudio en tres clases de vegetación (menos de 30%, 30 a 50% y más de 50% de cobertura vegetal), y se calculó el número de puestos y el total del área ocupada por cada clase

de vegetación en la llanura eólica (excluyendo los paleocauces y otras unidades geomorfológicas). Se eligieron estos límites en las clases debido a que las coberturas de vegetación menores al 30% son comúnmente asociadas a degradación de la tierra y erosión, y superiores al 50% son coberturas consideradas con riesgo de erosión muy bajo (Elwell y Stocking, 1986; Francis y Thornes, 1990).

Además, se analizó la relación entre la densidad de puestos y la cobertura vegetal. Para esto, se dividió a la planicie eólica en cuadrados de 9 x 9 km, y se estimó la cobertura vegetal con el índice de mejor ajuste. Los paleocauces fueron excluidos del cálculo de la cobertura vegetal media de cada cuadrado, debido a que el suelo y vegetación son diferentes (suelos con arcillas blancas y limo, y muy baja cobertura vegetal) a la planicie eólica para la cual el índice fue calibrado. Esto resultó en diferentes superficies de planicie eólica para ciertos cuadrados. Se contaron los puestos que tienen influencia en cada cuadrado, incluyendo los que se ubican dentro del cuadrado y a una distancia de hasta 1,5 km de los bordes del mismo, basado en el área de influencia de los puestos. Observaciones en el campo corroboraron que el ganado de los puestos localizados en o cerca de los paleocauces pastorea preferentemente en la vegetación de la planicie eólica cercana, debido a la escasa vegetación de los paleocauces. Luego, se correlacionó la cobertura media de la planicie eólica de cada cuadrado y el número de puestos influyentes sobre el mismo cuadrado usando correlaciones no paramétricas de Spearman. También se analizó la significancia del número de puestos en la cobertura vegetal con un modelo lineal generalizado mixto, usando el paquete lme4 (Bates y Maechler, 2009) en el programa estadístico R (R Development Core Team, 2014); considerando como factor fijo al número de puestos en el área de influencia, y como efecto aleatorio al área de planicie eólica en cada cuadrado, con dos clases (menos y más de 70 km²). Se calculó el valor *p* para los parámetros del modelo mixto con 100000 simulaciones de modelos de Cadena de Markov Monte Carlo (MCMC, por su nombre en inglés), usando el paquete languageR (Baayen, 2008).

Finalmente, en la reserva natural Telteca, se estimó la diferencia de cobertura de vegetación entre dos áreas de 1225 pixeles, localizadas 600 metros dentro y fuera de la cerca que excluía el ganado doméstico de los puestos externos a esta área desde 1985, con imágenes del mes de marzo de 2005 (23/3/2005) y 2011 (8/3/2011), antes y después de que fuera abierto el cercado para permitir que el ganado de los puestos vecinos pueda pastorear dentro de la reserva. Las condiciones climáticas en los años analizados son comparables, siendo las precipitaciones de ambos superiores al promedio histórico regional (ver figura 3.2 del capítulo 3).

2.4 Resultados

Se localizaron 577 puestos en un área de 12600 km² (Figura 2.2). El análisis de efectos de primer orden mostró una distribución heterogénea con zonas de alta densidad de puestos alrededor de los ríos, alcanzando 2,3 puestos/km² en las fajas fluviales de los ríos Mendoza, San Juan y Desaguadero, y a lo largo de la ruta nacional N° 142, la cual también coincide con el paleocauce principal de la zona en la mayor proporción de su longitud (Figuras 2.1 y 2.4). En estas áreas, los puestos se ubican a menos de 1500 m unos de otros. Las zonas de alta densidad cercanas al río Desaguadero se encuentran además en las áreas donde la freática está más cerca de la superficie, alrededor de 5 m de profundidad (Gomez *et al.*, 2014). En la planicie eólica, fuera del paleocauce, los puestos se distribuyeron de forma dispersa, con densidades de alrededor de 0,8 puestos/km² (Figura 2.4).

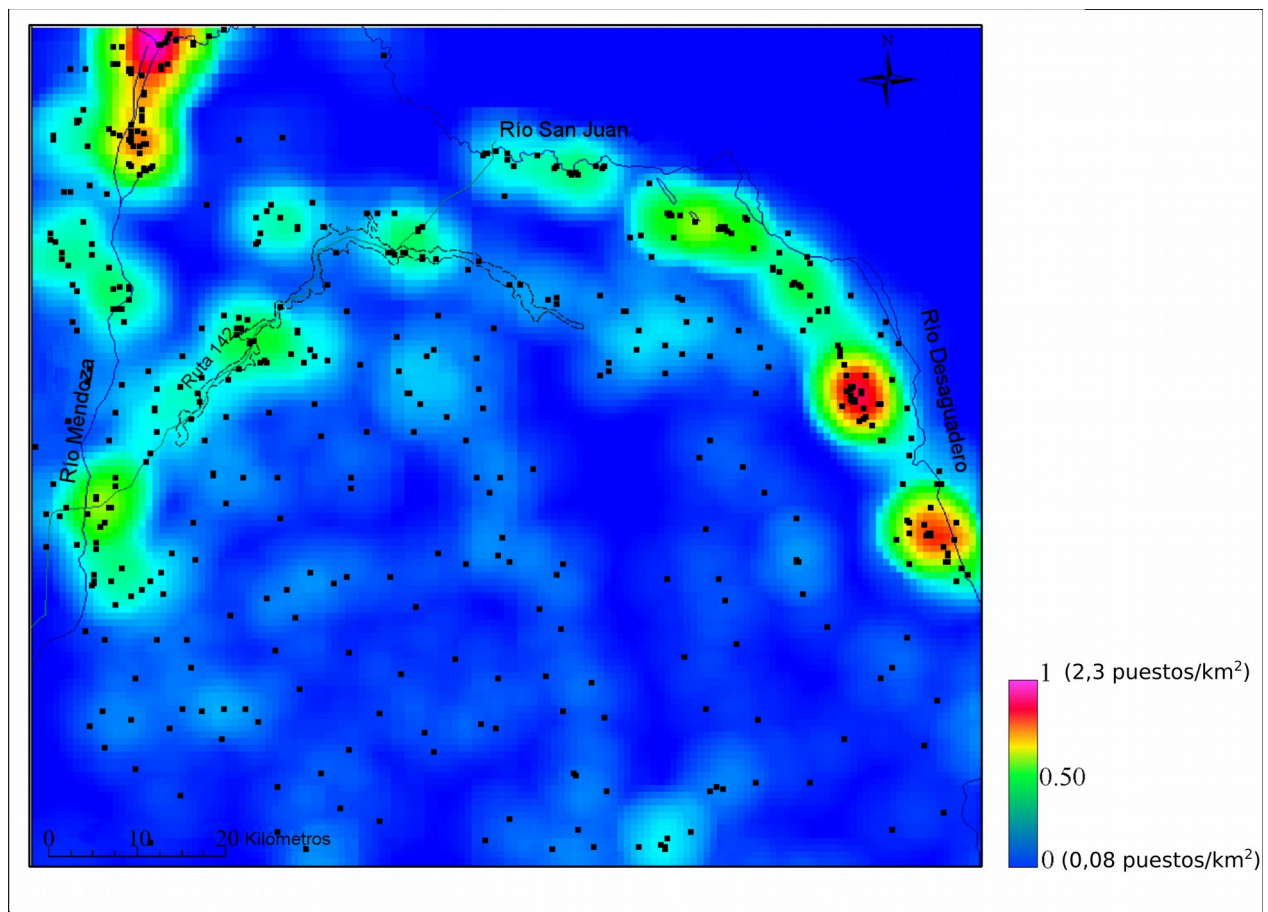


Figura 2.4. Distribución regional de las áreas de densidad de puestos, obtenido con un modelo Kernel,

calculada con ventana móvil de 8 celdas (6 km). La escala de colores indica los valores de densidad normalizada, correspondiendo a una densidad máxima absoluta de 2,3 puestos/km² y una densidad mínima absoluta de 0,08 puestos/km². La línea punteada indica el área de paleocauce principal.

Los valores de los índices $L(r)$ y $g(r)$ están fuera del intervalo de confianza del modelo nulo heterogéneo de Poisson desde los 0 a 4 km, mostrando efectos de segundo orden en el patrón de distribución espacial. $L(r)$ indica una agregación acumulada hasta una distancia de 4 km, acordando con $g(r)$ que muestra una agregación entre 0,75 y 1,5 km principalmente (Figura 2.5).

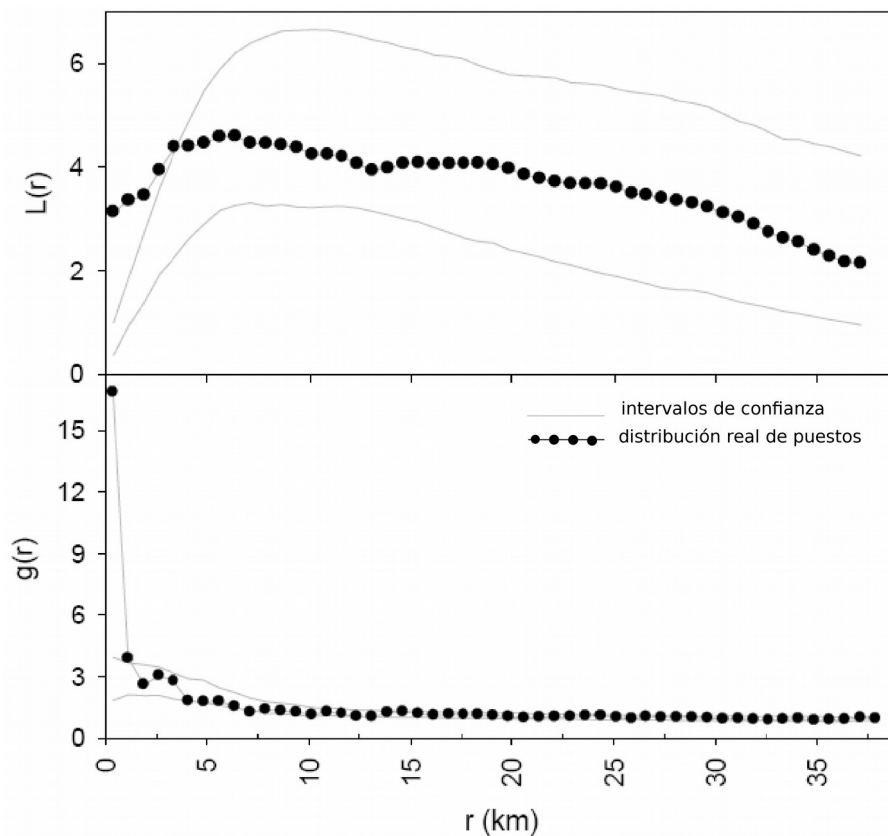


Figura 2.5. Índices de análisis espacial: $L(r)$ y $g(r)$. Las líneas grises continuas muestran el intervalo de confianza de 95% de un modelo heterogéneo de Poisson, obtenido con 199 simulaciones de Monte Carlo. Los puntos negros indican $L(r)$ y $g(r)$ calculados a partir de los datos de distribución de los puestos en el área de estudio.

La cobertura vegetal en los sitios seleccionados para la calibración de los índices varió de 3 a 71% (Figura 2.6). Se encontraron importantes proporciones de vegetación totalmente seca (1 a 13,15%), o representada por especies sin hojas (10 – 25% de *Bulnesia retama*, *Senna aphila* y *Prosopidastrum globosum*). La vegetación en los 11 sitios evaluados fue variable, abarcando desde bosques abiertos a arbustales con diferentes presiones de uso. En los bosques, *P. flexuosa* dominó el estrato arbóreo, con 19 – 23% de cobertura, *B. retama* y *Geoffroea decorticans* fueron los que siguieron en abundancia con menos de 6% de cobertura. El estrato arbustivo estuvo representado por *Lycium spp*, *Suaeda divaricata* y *Capparis atamisquea* las cuales fueron las más abundantes con 5 – 15% de cobertura en los diferentes sitios. En los arbustales, *Larrea divaricata*, *L. cuneifolia*, *Tricomaria usillo*, *P. globosum*, y *B. retama* fueron las especies dominantes, mientras que individuos aislados de *P. flexuosa* se observaron en arbustales de valles intermédanos. *Panicum urvilleanum* y *Aristida spp* fueron las especies dominantes del estrato herbáceo en todos los sitios. Los valores más altos de cobertura de pastos (50 – 60%) se encontraron en arbustales con baja presión de pastoreo, donde la cobertura vegetal media alcanzó 71%.

SAVI y NDVI presentaron baja correlación con la cobertura vegetal ($R^2 = 0,473$ $p = 0,012$ y $0,547$ $p = 0,006$ respectivamente), mientras que SATVI mostró la mejor correlación ($R^2 = 0,905$ $p < 0,001$, Fig. 2.6). SATVI detectó cambios en la vegetación alrededor de los puestos que no fueron detectados por SAVI o NDVI (Figura 2.7). En las áreas de la planicie eólica donde los puestos están aislados al menos 3 km unos de otros, hubo una clara reducción concéntrica de la vegetación alrededor de los puntos de acumulación de ganado. El área de influencia más evidente alrededor de estos puntos fue alrededor de 2 km (Figura 2.8), mostrando incremento de la cobertura vegetal con el aumento de la distancia al puesto. En los puestos analizados, la magnitud de este cambio fue variable, siendo entre 10 y 15% de variación del valor de cobertura entre el puesto y la distancia con valor máximo de cobertura en los gradientes (entre 2 y 6 km). El puesto El Calabozo mostró un gradiente muy suave, con aumentos leves de cobertura vegetal hasta los 6 km.

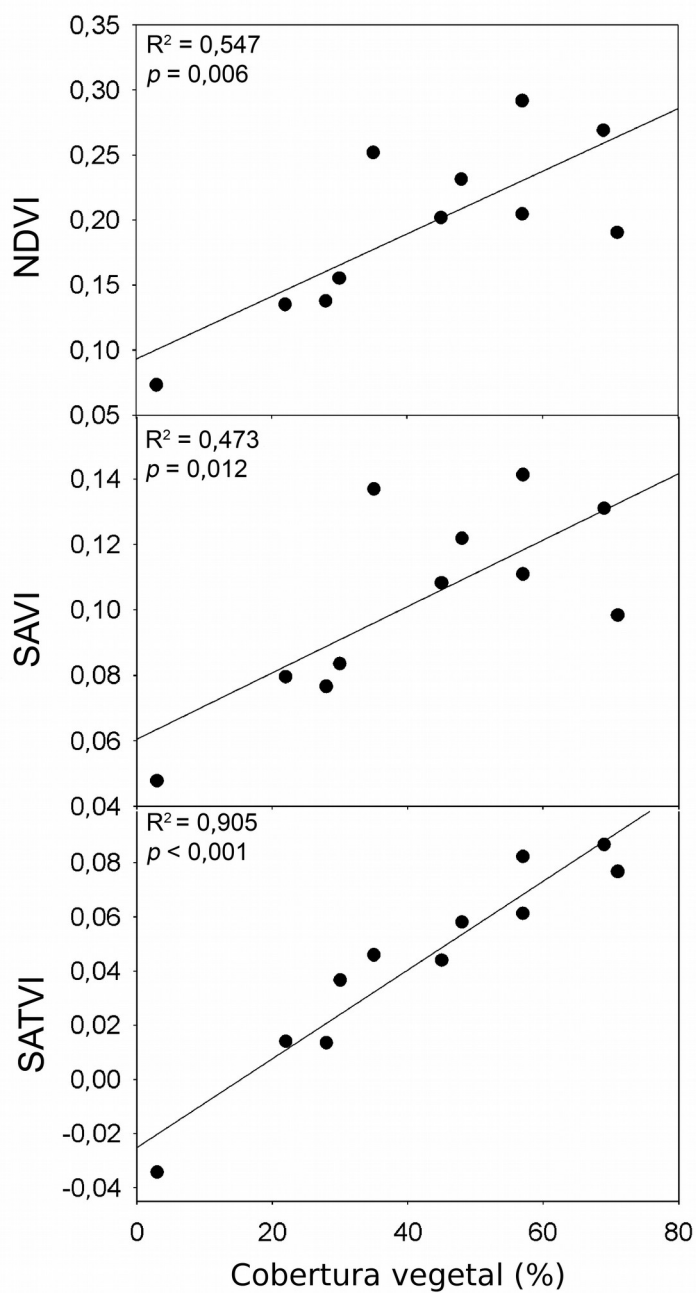


Figura 2.6. Correlaciones entre los índices obtenidos con teledetección (NDVI, SAVI y SATVI) y la cobertura vegetal estimada con registros en el campo. Los coeficientes de determinación y valores p se indican en la figura.

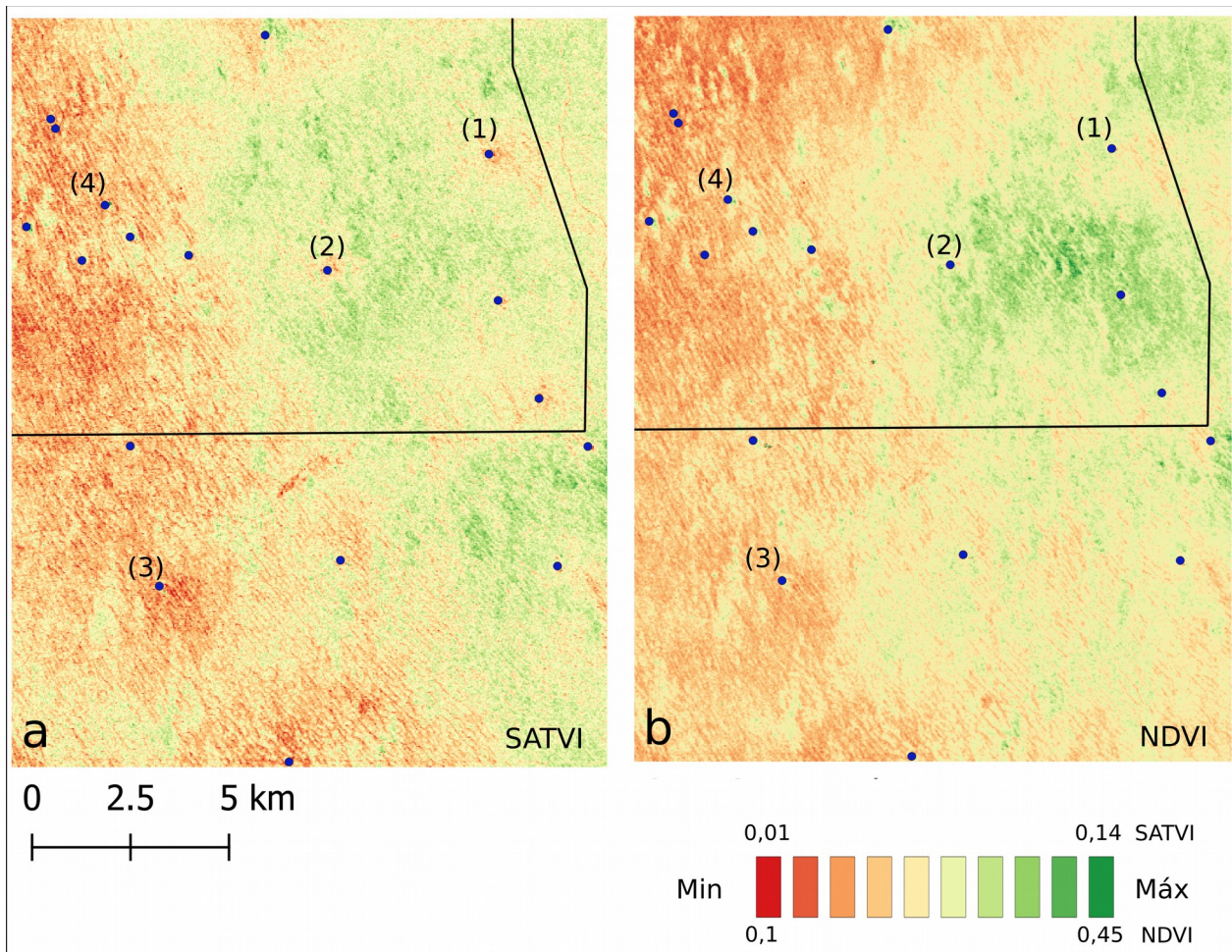


Figura 2.7. (a): Imagen SATVI que incluye varios puestos, mostrando las reducciones de cobertura vegetal alrededor de puestos dispersos (1, 2, y 3), y baja cobertura vegetal en un área con puestos más agregados (4). 1, 2, 3, y 4 son La Primavera, Las Delicias, El Aljibe, y Las Hormigas, respectivamente. En esta imagen, las áreas rojas indican baja cobertura vegetal y las áreas verdes alta cobertura vegetal. (b): Imagen NDVI, los colores muestran que los valores de NDVI no presentan un patrón definido asociado a los puestos. La línea negra indica el límite de la reserva Telteca.

Las áreas donde los puestos se distancian entre sí en menos de 2 km no mostraron una clara reducción concéntrica de la vegetación alrededor de ellos, presentando una menor cobertura vegetal total que en áreas con puestos dispersos (Figura 2.7a). La correlación entre la densidad de puestos y la cobertura vegetal de la planicie eólica fue significativamente negativa (Figura 2.9), y el modelo generalizado mixto estimó un efecto de la densidad de puestos significativo (MCMCp = 0,0026).

La clase con la cobertura vegetal más baja (menos de 30%) fue la menos representativa en

el área de estudio, ocupando solamente el 4% de la planicie eólica, pero alberga el mayor número de puestos relativo a su superficie (0,132 puestos/ km², Tabla 2.1). La mayor parte del área estuvo representada por la clase de cobertura vegetal más alta, más del 50% de cobertura, con el menor número de puestos relativo a la superficie de esta clase (Figura 2.10, Tabla 2.1). Las diferencias en cobertura vegetal entre las dos zonas delimitadas dentro y fuera de la cerca de exclusión de ganado fue cercana al 50% en 2005. Sin embargo, en 2011, posteriormente a que se permitiera el ingreso de ganado dentro de la reserva, la diferencia de cobertura entre las dos áreas fue menor (5%, Figura 2.11).

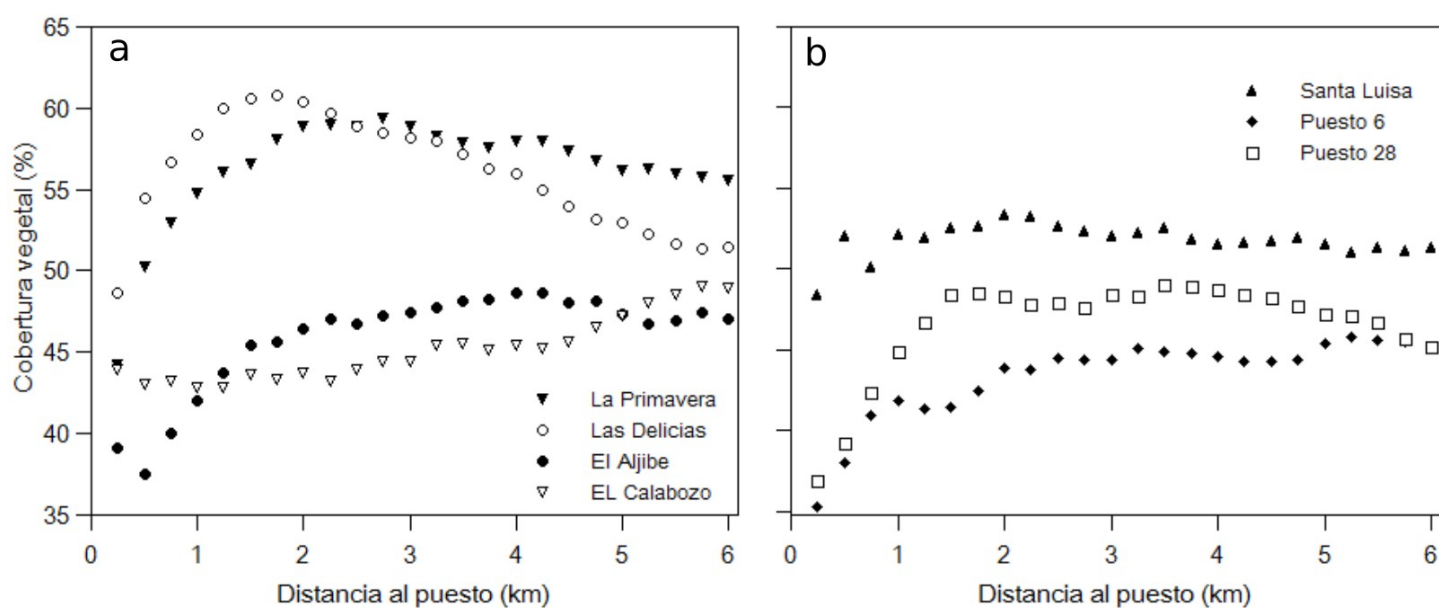


Figura 2.8. Cambios de la cobertura vegetal alrededor de puestos ganaderos ubicados en la planicie eólica, a) La Primavera, Las Delicias, El Aljibe y El Calabozo; b) Santa Luisa, Puesto 6 y Puesto 28. El cambio en la cobertura vegetal con la distancia al puesto muestra el área de influencia de la actividad de los puestos. La cobertura vegetal fue calculada con la ecuación de calibración de SATVI obtenida para la región.

Tabla 2.1. Clases de cobertura vegetal en la planicie eólica, área, número y densidad de puestos en cada una.

Cobertura vegetal (%)	Área (km ²)	Área (%)	Nº puestos	Puestos/km ²
< 30%	227,66	4	30	0,132
30 – 50%	1425,56	26	102	0,071
> 50%	3931,20	70	76	0,019

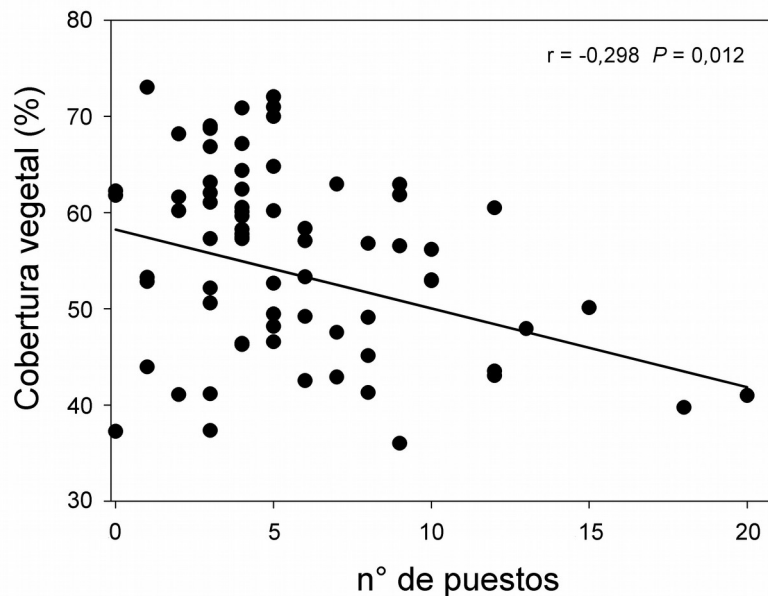


Figura 2.9. Correlación entre la cobertura media de la vegetación (estimada con SATVI en cuadrados de 9 x 9 km) y el número de puestos que ejercen influencia en cada cuadrado, incluyendo aquellos localizados en el cuadrado y hasta 1,5 km de sus bordes, r es el coeficiente de la correlación de Spearman. La línea negra indica el mejor ajuste obtenido con los parámetros del MLGM.

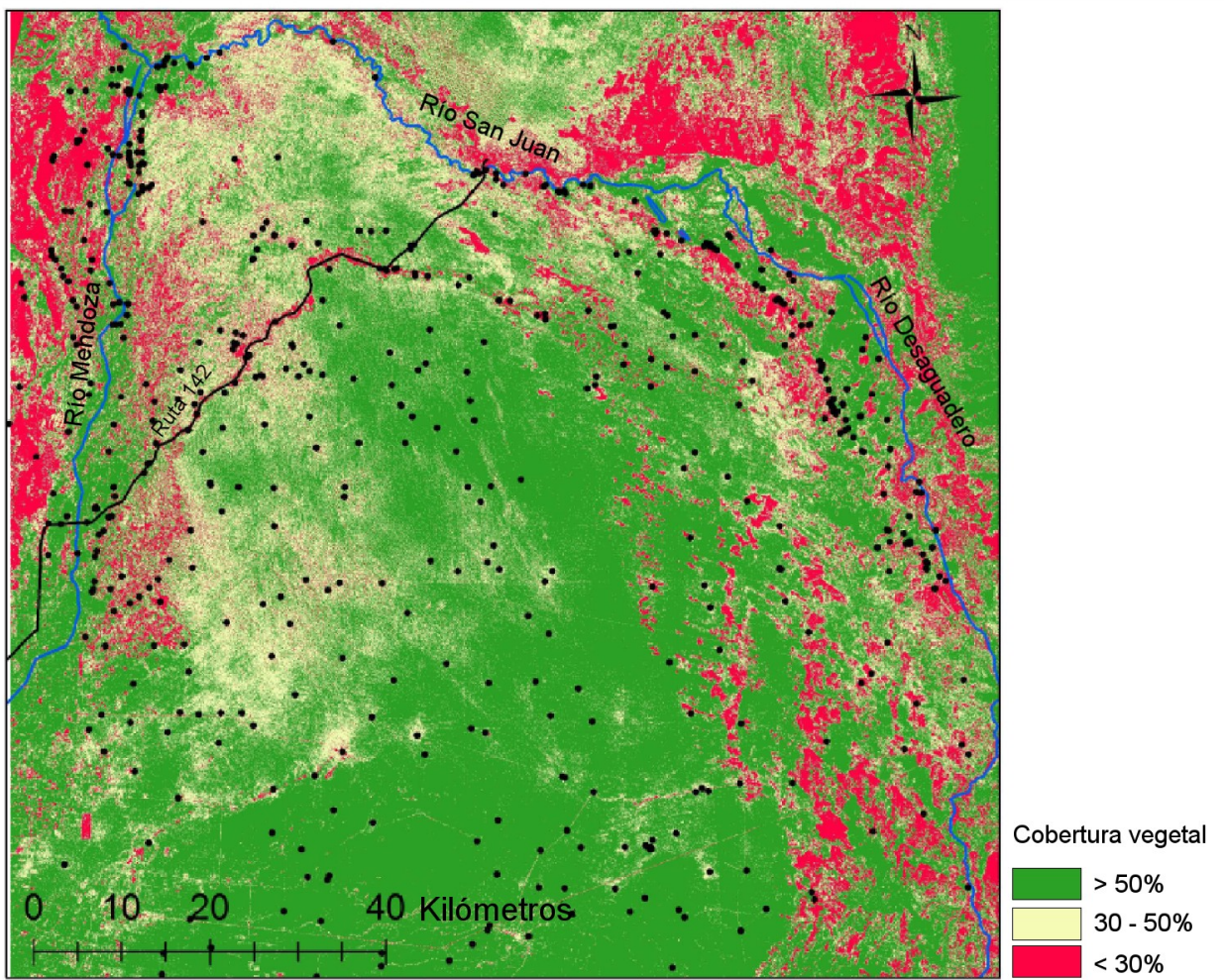


Figura 2.10. Clases de cobertura vegetal en el área de estudio. Rojo: menos de 30% de cobertura, crema: 30 a 50% de cobertura, verde más de 50% de cobertura. Las áreas rojas extensas en el NE, SE y NO de la región corresponden a vegetación asociada con las planicies aluviales y lacustres, las áreas crema alrededor de los puestos en la llanura eólica son indicadores de cambios inducidos por el hombre. Las áreas que comprenden paleocauces, planicies aluviales y lacustres no fueron calibradas.

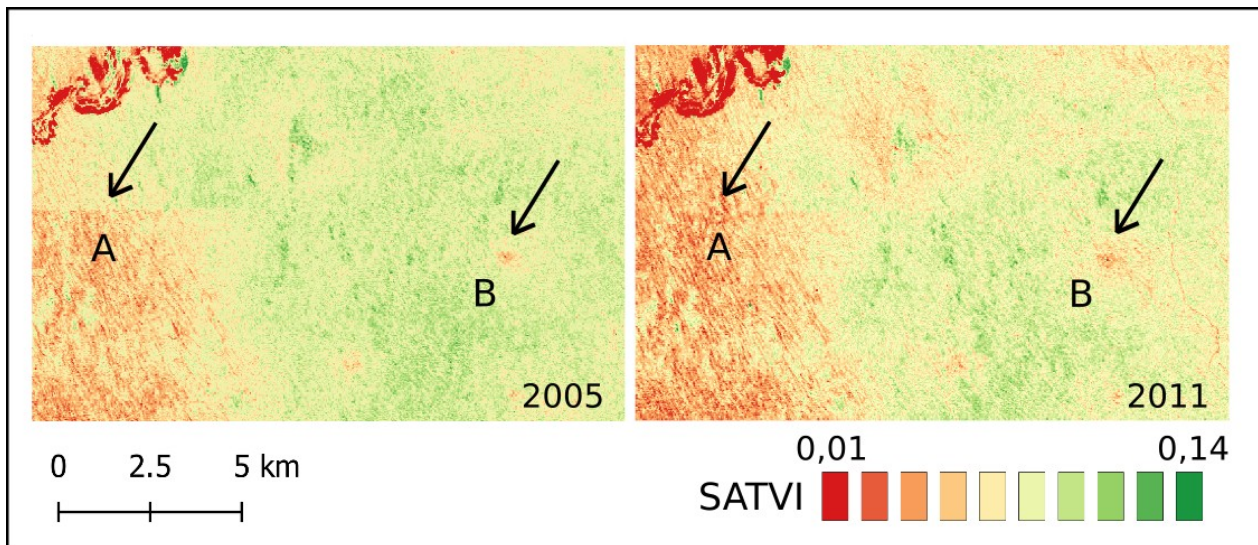


Figura 2.11. Imagen SATVI de una porción de la reserva Natural y Cultura Telteca, mostrando la cobertura vegetal fuera y dentro del área cercada en 2005 (izquierda) y 2011 (derecha). Las flechas indican la línea del cercado (A) y un puesto ubicado fuera del cercado (B).

2.5 Discusión

2.5.1 Distribución espacial de los puestos ganaderos

La distribución de los puestos mostró grandes diferencias de densidad a escala regional, principalmente asociadas con características geomorfológicas relacionadas al agua. Las áreas de alta densidad fueron encontradas cerca de los ríos y la ruta, y donde la napa freática es poco profunda (Gomez *et al.*, 2014). Esto incluye las planicies aluviales y lacustres y los paleocauces de la planicie eólica (Figura 2.4). En ecosistemas áridos como el área de estudio, los recursos hídricos provistos por los ríos y los acuíferos poco profundos son determinantes para el desarrollo de todas las actividades (ej. bebida para el ganado, consumo humano, riego). La localización de los puestos preferentemente cercana a los ríos puede ser explicada por el acceso directo al agua superficial, y concuerda con patrones de ocupación pre-hispánicos y coloniales (Chiavazza, 2009 y 2014; García Lorca y Cahiza, 2007; Cahiza y Ots, 2005). Estudios arqueológicos recientes sugieren procesos de ocupación altamente influenciados por la disponibilidad de agua. La

mayoría de los sitios arqueológicos del área fueron hallados en médanos adyacentes a los ríos, paleocauces y lagunas, mostrando un patrón de ocupación pre-hispánica (400 – 1500 DC) dispersa (2 – 4 km entre asentamientos) y permanente en estas áreas (Chiavazza y Prieto Olavaría, 2004; Chiavazza, 2014), similar a la ocupación actual.

La alta densidad de puestos alrededor del paleocauce en la planicie eólica puede estar influenciada por la calidad de agua, la cual es mejor en estos sitios en relación al resto de la región que presenta alta salinidad en el agua subterránea (Aranibar *et al.*, 2011). Además, los sedimentos finos superficiales (limo y arcilla) de los paleocauces brindan la posibilidad de acumulación de agua de lluvia en diques de tierra (jagüeles) proveyendo una fuente de agua dulce adicional, aunque temporal, para los animales domésticos. En una región con médanos altos e inaccesibles, los paleocauces también brindan un acceso fácil y mejoran la comunicación con otras zonas, probablemente favoreciendo la dispersión de asentamientos.

La ruta nacional N° 142, construida a lo largo de un paleocauce en la mayor parte de su trayecto, ofrece claras ventajas para los habitantes de los puestos, incluyendo un mejor acceso a centros comerciales y áreas agrícolas bajo riego, donde la población local usualmente trabaja en la época de cosechas (Tonolli y Ferrer, 2011). El agua potable también es transportada desde el oasis en camiones, pero ésta llega solo a áreas accesibles, cercanas a la ruta pavimentada. Además, la construcción reciente de un acueducto (2010), cuyo recorrido en su mayoría también coincide con la ruta, provee agua potable para consumo humano a los puestos adyacentes. La densidad de puestos decrece donde la ruta se separa del paleocauce, en el noreste de la región, mientras que densidades medias y altas continúan observándose en el paleocauce, lo cual sugeriría un efecto positivo más fuerte del paleocauce que de la ruta. La preferencia de asentamiento de puestos a lo largo del paleocauce y no en la ruta, sugiere una relativa independencia de los habitantes de bienes importados de otras zonas, y fuerte dependencia de los recursos naturales locales, como proponen estudios sociales (Tonolli y Ferrer, 2011). Frente a la ausencia de datos sobre el tiempo de establecimiento de los puestos, es difícil estimar la importancia relativa de cada factor, ruta y paleocauce. Los testimonios provenientes de los habitantes locales indican que se han asentado nuevos puestos a lo largo de la ruta con posterioridad a su construcción en el tramo que coincide con el paleocauce. Los puestos localizados en la otra sección de la ruta tienen baja calidad de agua (Aranibar *et al.*, 2011), y al menos uno de ellos no puede sostener su ganado debido a la elevada salinidad del agua subterránea. La evaluación de la importancia relativa de los diferentes factores se amplió

mediante el modelo desarrollado en el capítulo 5.

Los puestos localizados en la llanura eólica, más aislados de los ríos, ruta y centros de trabajo (zonas urbanas, oasis agrícolas), y con una alta dependencia de los recursos naturales locales, están mucho más dispersos, presentando las densidades más bajas del área de estudio (0,08 puestos/km²). Esto sugiere una limitación del asentamiento de puestos y la actividad ganadera por los recursos naturales, o por la dificultad de comercializar los productos (ej. carne, guano). Los datos históricos señalan que la llanura eólica también alberga el número más bajo de sitios arqueológicos, sugiriendo una ocupación dispersa y temporaria en tiempos pre-hispánicos (Chiavazza y Prieto Olavarría, 2004). La densidad en estas áreas permanece baja, probablemente debido a los mismos factores ambientales limitantes que actúan en el presente, principalmente carencia de agua superficial (Comunicación personal de pobladores de la zona).

La distribución agregada de puestos a pequeña escala (4 km) ocurre en toda el área de estudio (zonas de alta y baja densidad de puestos), indicado por $L(r)$ (Fig. 2.5), lo que puede atribuirse a factores sociales y ambientales que afectan el establecimiento de puestos. En la actualidad, cuando se establece un puesto nuevo éste depende del trabajo y agua aportado por otro puesto próximo, hasta que se construye un nuevo pozo de agua. La construcción de un pozo no solo incluye su excavación hasta el nivel freático, sino también la construcción, transporte y acumulación de marcos de madera para calzarlo. Por lo tanto, los puestos nuevos generalmente se establecen y son subsidiados por un puesto “madre” cercano, generando una agregación de puestos a pequeña escala. Estos resultados concuerdan con estudios sociales que reportan relaciones familiares y cercanas entre puestos próximos (Torres, 2008b), si bien estos estudios han sido realizados en las zonas de alta densidad de las planicies aluviales. La ocupación de los Huarpes durante la época colonial y pre-hispánica estuvo caracterizada por grupos familiares agrupados en un sitio, pero separados de otros grupos por 3 – 4 km. La extracción de los recursos, naturalmente escasos en la región, (pescado, animales de caza, frutos) puede haber favorecido la dispersión de los grupos, mientras que el procesamiento de estos recursos favoreció la agregación de varias familias en un sitio (Prieto, 2000).

La distribución y densidad futura de los puestos ganaderos en la región pueden ser afectadas por cambios en el uso de la tierra, sociales y políticos, incluyendo derechos de propiedad de la tierra, la reciente construcción del acueducto de agua potable y los programas gubernamentales que abren mercados a áreas urbanas y agrícolas (ej. construcción de nuevas rutas pavimentadas, y frigoríficos comunales), entre otros. Estos cambios, si no están

acompañados por vigilancia y manejo de los bosques, probablemente mejorarán la calidad de vida de la población rural en el corto plazo, pero pueden incrementar las presiones en los recursos forestales, con efectos desconocidos en la sostenibilidad del sistema. La utilización de modelos de simulación de la distribución y crecimiento de puestos en función a cambios de uso de la tierra, y monitoreo continuo de propiedades del ecosistema pueden contribuir a la evaluación de los riesgos de cambios futuros de políticas y uso del territorio. El patrón de distribución espacial encontrado en este estudio sienta las bases para proponer los principales factores influyentes en el establecimiento de nuevos puestos, que será utilizado en la modelización del asentamiento de puestos desarrollado en el capítulo 5 de esta tesis.

2.5.2 Efecto de la actividad de los puestos en la vegetación.

Los resultados mostraron que el índice SATVI, el más sensible a la cobertura vegetal en el área de estudio, puede ser útil para el seguimiento y evaluación de las consecuencias de diferentes decisiones de manejo en la vegetación, mientras que los otros índices analizados no detectaron cambios en la cobertura vegetal asociados a los puestos (figura 2.7). Asner *et al.*, (2003), en su estudio realizado en el Monte Central, encontraron que la fracción de la vegetación correspondiente a vegetación senescente y la proporción de suelo desnudo son buenos indicadores del impacto de la actividad ganadera. Por el contrario, la fracción verde de la vegetación no es un buen indicador de degradación por la actividad del puesto, ya que en esta región y época del año, la fracción verde corresponde principalmente al estrato arbóreo, el cual a menudo es favorecido por los puestos (Asner *et al.*, 2003). La fracción no fotosintética de la vegetación en el área de estudio está representada principalmente, por pastos, leña, arbustos secos, especies áfilas y hojarasca (alcanzando un 13,5% el material muerto y un 25% las especies áfilas de la cobertura total). Estos componentes de la vegetación son altamente afectados por la actividad del puesto a través del consumo de forraje y la recolección de leña. Esta fracción es “invisible” para los índices como NDVI y SAVI, sensibles solo a la porción fotosintética de la vegetación. Al igual que los resultados de Asner *et al.* (2003), en el área de estudio la fracción verde de la vegetación se compone principalmente por el estrato arbóreo (*P. flexuosa*) y algunos arbustos en esta época del año (marzo). La cobertura del estrato arbóreo en muchos puestos del NE mendocino, es elevada incluso en las zonas más cercanas a los puestos (Meglioli *et al.*, 2013), por lo que los índices sensibles a la vegetación verde no son capaces de captar un patrón de

cambio relacionado a los puestos en esta región (figura 2.7). Por el contrario, el índice SATVI es sensible a las dos fracciones de la vegetación (Marsett *et al.*, 2006) y los resultados de este capítulo mostraron que es capaz de registrar patrones en la vegetación asociados a los puestos. La alta correlación de éste índice con la cobertura vegetal total demuestra su utilidad para evaluar cambios relacionados a procesos de degradación, como disminución de la cobertura vegetal o aumento en la proporción de suelo desnudo.

Un área de la reserva Telteca fue cercada en 1985 con la intención de excluir a los animales de los puestos que se ubican fuera de esta área, permitiendo su utilización solamente a los puestos ubicados dentro del cercado. Aunque la exclusión no fue totalmente exitosa, esta menor presión de uso, resultó en mayores coberturas vegetales dentro que fuera de la reserva en 2005 (captadas con SATVI, Fig. 2.11). Posteriormente a esta fecha, aumentó el uso de la reserva para pastoreo del ganado de los puestos cercanos, por rotura de los alambrados, resultando en una reducción de las diferencias en la cobertura vegetal entre las dos áreas en 2011. Conjuntamente, el aumento del tamaño de las áreas de influencia del ganado alrededor de los puestos (Fig. 2.11) sugiere un incremento en la presión de uso en el ecosistema, dentro y fuera de las áreas cercadas en un período relativamente corto (6 años).

A esta escala de observación, y sin datos disponibles sobre cada puesto (ej. tipo de ganado, número de cabezas, antigüedad), los resultados remarcan la existencia de patrones generales en el efecto de los mismos sobre la vegetación. La actividad continua de cada puesto, que incluye el pastoreo de ganado de diferentes tipos y la recolección de leña, provocó gradientes de cobertura vegetal total apreciables hasta los 2 km desde el puesto aproximadamente, con cambios en la cobertura vegetal de hasta 15 % (Figura 2.8). En zonas donde éstos se localizan a menos de 2 km de distancia, el patrón concéntrico de reducción de la cobertura vegetal no fue evidente; probablemente debido a la superposición de zonas de pastoreo, resultando en áreas mayores de baja cobertura (Fig. 2.7). La superposición de zonas de pastoreo en puestos agregados puede facilitar la degradación de la tierra. El establecimiento de nuevos puestos como consecuencia del crecimiento poblacional, o cualquier otra decisión de manejo del territorio que incremente el número, la densidad y agregación de puestos puede reducir la cobertura vegetal, llevando a procesos de degradación del ecosistema.

A nivel regional, los resultados indicaron una asociación entre la cobertura vegetal y la densidad de puestos. Cabe destacar que las características de los puestos de la región pueden ser altamente variables (antigüedad, número y tipo de animales), lo que influiría en el nivel de

impacto de cada puesto en el ecosistema, y probablemente esta variabilidad explique el bajo coeficiente r en la correlación (figura 2.9). La incorporación al análisis de datos como edad del puesto, cargas ganaderas, tipo de ganado, entre otros podría mejorar esta correlación y disminuir los valores de los residuos. Sin embargo, la disponibilidad de este tipo de datos a esta escala de observación es prácticamente imposible. No obstante, la correlación negativa y significativa entre el número de puestos y la cobertura vegetal de la planicie eólica (figura 2.9), subraya la generalidad del efecto de los puestos en la vegetación del NE mendocino, más allá de la variabilidad entre estos. La correlación entre la cobertura vegetal, la densidad y la distribución de puestos en áreas con tres clases de vegetación (menos de 30%, de 30 a 50% y más de 50% de cobertura vegetal) indican una asociación entre alta densidad de puestos y bajas coberturas vegetales (Tabla 2.1). La clase de vegetación con mayor cobertura ($> 50\%$) ocupa la mayor proporción del paisaje (70% de la planicie eólica), e incluye 76 puestos (36,5% del total), sugiriendo bajos niveles de degradación a nivel regional. Generalmente, los indicadores de degradación de tierra, como erosión, son detectados con coberturas vegetales inferiores al 30% (Elwell y Stocking, 1986; Francis y Thornes, 1990) lo cual en el área de estudio ocupa solamente el 4% de la planicie eólica. Sin embargo, cambios en la densidad o distribución de puestos, y/o aumento de cargas ganaderas podrían aumentar las áreas de baja cobertura vegetal con el consecuente riesgo de degradación del ecosistema a nivel regional, por lo que monitoreos continuos utilizando el índice SATVI podrían detectar estos cambios. Además, estudios futuros deberían analizar las características y prácticas de manejo de diferentes modalidades de explotación, como puestos tradicionales, los cuales en general son explotados por pobladores locales que residen en el puesto y su subsistencia depende de éste, y explotaciones comerciales, para identificar prácticas de bajo y alto impacto, de cara a la planificación de estrategias de manejo sostenibles.

Otras propiedades ecosistémicas pueden ser afectadas por la actividad del ganado, incluidas aquellas relacionadas a la estructura de la vegetación y biodiversidad. En este capítulo se muestra que una distancia de 4 km entre puestos de manejo tradicional, que presentan cargas relativamente bajas y dispersas, aparentemente permite la existencia de áreas con altas coberturas de vegetación, lo cual no es observado en áreas con una alta agregación de puestos. Estas zonas altamente vegetadas, pueden representar condiciones relativamente no perturbadas, útiles para los esfuerzos de conservación de la vida salvaje y la biodiversidad. El índice de vegetación que fue testeado y calibrado puede ser útil para determinar áreas de seguimiento de otras propiedades del

ecosistema, como nutrientes de suelo, costras biológicas, heterogeneidad de la vegetación, resiliencia, refugios de vida silvestre, y biodiversidad.

2.6 Conclusiones

La distribución de puestos en el NE de la provincia de Mendoza es heterogénea y agregada, siguiendo efectos ambientales de primer orden, como la proximidad a los ríos y paleocauces, y efectos de segundo orden relacionados a la proximidad a otros puestos. Esto sugiere que la disponibilidad de agua es un factor importante para la distribución espacial de puestos y su densidad.

Los cambios en la vegetación alrededor de los puestos fueron detectados con SATVI, y no detectados con otros índices comúnmente utilizados. La cobertura vegetal se redujo concéntricamente hasta 2 km desde los puestos, y en áreas de alta densidad de puestos. La mayor parte del área de estudio está representada por coberturas vegetales mayores al 50%, donde los puestos presentaron las menores densidades; sugiriendo la bajos niveles de degradación a esta escala de observación. Por su parte, las áreas con mayor impacto y coberturas de menos de 30% no dominan el paisaje, siendo éstas las que albergan la mayor densidad de puestos. El incremento de la densidad y agregación de puestos, facilitada por la disponibilidad de agua superficial, puede afectar negativamente la vegetación.

La utilización del índice SATVI y análisis espaciales pueden ser útiles para el seguimiento de los cambios en la cobertura vegetal en ecosistemas áridos causados por diferentes estrategias de uso del suelo.

Los resultados mostrados en este capítulo permiten plantear y responder preguntas de investigación encaradas en los siguientes capítulos de esta tesis, brindando las primeras hipótesis sobre los factores determinantes de los puestos y su distribución en el paisaje, y las herramientas para evaluar las consecuencias del funcionamiento de los puestos sobre el ecosistema a lo largo del tiempo, incorporando fluctuaciones ambientales y cambios en el uso del territorio.

CAPÍTULO 3

EFFECTOS DE LA ACTIVIDAD DE LOS PUESTOS GANADEROS TRADICIONALES SOBRE LA RESILIENCIA DEL ECOSISTEMA DEL NE MENDOCINO



CAPÍTULO 3

EFFECTOS DE LA ACTIVIDAD DE LOS PUESTOS GANADEROS TRADICIONALES SOBRE LA RESILIENCIA DEL ECOSISTEMA DEL NE MENDOCINO.

3.1 Introducción

El NE de la provincia de Mendoza se encuentra dentro de una de las regiones más áridas de Sudamérica con precipitaciones medias anuales de 156 mm (1972 – 2007; Álvarez, 2008). No obstante, la escasa profundidad del nivel freático favorece el desarrollo de comunidades vegetales con productividad muy superior a la esperada en función a las precipitaciones que recibe la región (Contreras *et al.*, 2011; 2012). Este ecosistema tiene un alto valor por los servicios que brinda, como madera, combustible y forraje para los pobladores locales, producción de fertilizante (guano) para los oasis agrícolas y su rol como sumidero de carbono (Rotemberg y Yakir, 2010). Poblaciones humanas han ocupado este territorio por siglos, cambiando el tipo de explotación y ocupación de la tierra a lo largo de la historia, con períodos de fuerte explotación de los recursos a finales del s.XIX y principios del s.XX (Abraham de Vázquez y Prieto, 1981; Abraham y Prieto, 1999). En la actualidad, la principal actividad económica en la región es la ganadería caprina extensiva, en su mayoría de subsistencia (Torres, 2010), que se desarrolla en puestos distribuidos en todo el territorio (Goirán *et al.*, 2012).

El NE mendocino ha sido clasificado como de alto riesgo de desertificación debido a la combinación de la fragilidad del ecosistema y diferentes indicadores de presión humana (Abraham, 2002). Estudios realizados en el área describen un deterioro del componente ecológico del socioecosistema (Soria *et al.*, 2011) y se considera a la actividad ganadera de la región altamente degradante por su modalidad y tipo de producción (Torres 2010). Sin embargo, son escasos los estudios cuantitativos sobre el impacto de las actividades humanas actuales y el estado de degradación del ecosistema a escala regional, siendo dificultoso determinar el grado de degradación y/o las áreas afectadas con la información disponible. Los resultados del capítulo 2 muestran que el área de estudio presenta extensas superficies con alta cobertura vegetal,

concentrándose las mayores presiones antrópicas sobre el ecosistema alrededor de los puestos y en zonas de alta densidad de puestos, donde la cobertura vegetal es significativamente menor (Goirán *et al.*, 2012). Si bien es conocida la conexión que existe entre la falta de cobertura vegetal y la degradación (Elwell y Stocking, 1986; Francis y Thornes, 1990), una reducción de la cobertura puede no ser suficiente como indicador de degradación (Bastin *et al.*, 1993; Pickup *et al.*, 1998).

La Convención de Lucha Contra la Desertificación (Naciones Unidas, 1994) define a la degradación de la tierra como la reducción o pérdida de complejidad, productividad biológica y económica de los ecosistemas terrestres, incluyendo suelos, vegetación, otros componentes de la biota, y los procesos ecológicos, biogeoquímicos e hidrológicos que operan en el sistema. En las zonas áridas esto involucra los procesos de erosión y sedimentación del suelo, cambios en los regímenes de incendios, interrupción de ciclos biogeoquímicos, reducción de la vegetación nativa, microorganismos y animales asociados (Reynolds, 2007), y se refleja en la mayoría de los casos en una reducción de la productividad primaria (Verón *et al.*, 2006).

Cuando un ecosistema sufre un proceso de degradación, se alteran la estructura y los procesos ecosistémicos que operan para mantener el sistema en el estado inicial y, si un umbral es superado, el sistema llega a un nuevo estado (Briske *et al.*, 2006; D'Odorico *et al.*, 2012; Westoby *et al.*, 1989). Si esto sucede, el ecosistema pierde resiliencia, es decir capacidad de recuperar su estado inicial una vez eliminados o disminuidos los factores que provocaron dicho cambio (Holling, 1973). Por ejemplo, en zonas áridas el pastoreo del ganado disminuye la cobertura vegetal, pudiendo alcanzar niveles críticos que aumentan la susceptibilidad del sistema frente a otros factores controladores como sequías o períodos de fuertes vientos. También pueden desencadenarse procesos como la erosión, con pérdidas de la estructura del suelo, de nutrientes y del banco de semillas, llevando el sistema hacia un estado degradado. En este estado, los aportes de lluvias posteriores no serán suficientes para la recuperación de la vegetación previa al disturbio (Ravi *et al.*, 2010). Por lo tanto, la resiliencia es utilizada como indicador de degradación, y su análisis temporal puede indicar la tendencia y trayectoria del ecosistema frente a presiones de uso y disturbios (ej. Bestelmeyer *et al.*, 2013; Díaz-Delgado *et al.*, 2002; Washington-Allen *et al.*, 2008). A escala regional y de paisaje, la resiliencia del ecosistema en zonas áridas puede evaluarse mediante la capacidad de recuperación de la cobertura vegetal luego de períodos de lluvias abundantes, considerando a la degradación como una reducción de largo

plazo en la capacidad del paisaje de responder a las precipitaciones (Pickup *et al.*, 1998).

La evaluación de la resiliencia de la cobertura vegetal en estos ambientes presenta algunos desafíos. El comportamiento de los sistemas de pastoreo de zonas áridas puede definirse como de no equilibrio (Briske *et al.*, 2003), caracterizado por una dinámica estocástica debido a la dominancia de factores externos altamente variables (ej. lluvias). La elevada variabilidad inter e intra anual de las precipitaciones en las zonas áridas produce períodos variables de alta disponibilidad de agua, intercalados por otros de sequías (Salas, 2000). En consecuencia, el crecimiento y desarrollo de la vegetación en estas zonas ocurre durante los períodos de disponibilidad de agua, a los que le siguen períodos de declinación de la vegetación debido al consumo por los animales o a factores naturales. A su vez, la alta variabilidad de las lluvias cambian las tasas de crecimiento de la vegetación constantemente. Elementos bióticos más lentos, como las poblaciones de herbívoros, cambian más lentamente que las poblaciones vegetales, por lo que hay pocas oportunidades de que éstos se ajusten totalmente a las condiciones ambientales antes de que éstas cambien (Pickup *et al.*, 1994). Así, los procesos de retroalimentación y controladores bióticos en estos sistemas son débiles (Briske *et al.*, 2003).

No obstante, dependiendo de la escala de tiempo observada, el comportamiento de estos ecosistemas puede estar controlado por factores bióticos y abióticos. A escala de lluvias individuales o secuencias de eventos, el comportamiento del sistema está dominado por factores abióticos y es altamente estocástico. En un plazo mayor, los factores bióticos (ej. pisoteo del ganado y sobrepastoreo) pueden cambiar la respuesta del sistema a los factores abióticos de corto plazo como las lluvias (Pickup *et al.*, 1994). En consecuencia, la magnitud de la respuesta de la vegetación en su crecimiento y desarrollo durante los períodos de disponibilidad hídrica depende de varios factores, como la cantidad de lluvia y humedad del suelo acumulada (Reynolds *et al.*, 2004), la cobertura vegetal pre-existente, y también de la condición de degradación de la tierra (Pickup *et al.*, 1998, Wessels *et al.*, 2007).

Además de la variabilidad temporal mencionada, existe variabilidad espacial en el funcionamiento del ecosistema provocada por diversos factores. La principal fuente de variabilidad natural está dada por diferencias en geología, suelos y geomorfología, que condicionan diferentes comunidades vegetales, con distinta capacidad de respuesta a las condiciones ambientales (Bestelmeyer *et al.*, 2009). En el NE de Mendoza, esta variabilidad se presenta principalmente entre las diferentes unidades geomorfológicas (ver figura 1.1, capítulo

1). Existe también un patrón de variación dentro de la planicie eólica entre valles intermédanos y médanos dado por las diferencias en sus características físicas (pendiente, sustrato, Gomez *et al.*, 2014), por el acceso de la vegetación en los valles al acuífero libre y por las diferencias en las comunidades vegetales entre las dos unidades de paisaje (Jobaggy *et al.*, 2011; Contreras *et al.*, 2011; 2012). En las zonas áridas y semiáridas como el área de estudio, otra fuente importante de variabilidad espacial es la explotación ganadera. Los animales dependen del agua suministrada en los puestos, generando una piósfera que produce gradientes de cobertura vegetal alrededor de los mismos (Goirán *et al.*, 2012), siendo diferente la respuesta a las precipitaciones dentro de este gradiente (Pickup *et al.*, 1994).

Por lo mencionado, la respuesta de la vegetación a las precipitaciones en un paisaje árido es compleja. Sin embargo, considerar la existencia de patrones espaciales y temporales en el comportamiento del ecosistema permite aislar las diferentes fuentes de variabilidad y evaluar el impacto de las actividades humanas en la resiliencia del mismo, y en consecuencia la existencia de degradación. Los patrones relevantes, temporales y espaciales, pueden expresarse en términos de cobertura vegetal por lo que su análisis y seguimiento en el tiempo es posible con sensores remotos (Pickup *et al.*, 1994). Así, la evaluación de la resiliencia en sistemas como el NE mendocino puede realizarse con el análisis de los cambios en la cobertura vegetal en los gradientes generados por la actividad ganadera, durante períodos de precipitaciones abundantes que permitan la recuperación de la vegetación. Si el ecosistema está degradado es de esperar que el gradiente de cobertura vegetal se mantenga a pesar de la mayor disponibilidad hídrica en un período húmedo. Pero, si el ecosistema mantiene la capacidad de recuperarse del disturbio, el gradiente tenderá a desaparecer después de períodos de abundancia de lluvias, lo que implica una mayor respuesta en las áreas con menor cobertura (Figura 3.1).

Para poder cuantificar la capacidad de recuperación de la cobertura vegetal en un área determinada es necesaria la comparación entre la condición actual y la de un estado de referencia previo al disturbio. Por esto, uno de los mayores desafíos es establecer la condición de referencia de la vegetación para cada sitio a evaluar (Verón *et al.*, 2006). Contar con datos del pasado sobre la situación de un ecosistema es en ocasiones casi imposible, y además, debido a cambios ambientales (climáticos o geomorfológicos), la condición en el pasado no indica necesariamente el potencial actual (por ej. cambios en la extensión del Sahara: Tucker *et al.*, 1991, o cambios en el curso de río Mendoza: Prieto, 2000). Alternativamente, la variación espacial de las presiones

de uso y/o intensidad de los disturbios puede ofrecer zonas adecuadas como situación de referencia, dado que están bajo los mismos regímenes ambientales y solo cambia el nivel del disturbio. Por ejemplo, zonas adyacentes dentro de parques nacionales o reservas (Garbulsky y Paruelo, 2004; Paruelo *et al.*, 2005), explotaciones con menor presión de uso (Wessels, *et al.* 2004), o áreas de baja presión de uso generadas en los gradientes de pastoreo (Pickup *et al.* 1998).

Para analizar la resiliencia de la cobertura vegetal, las imágenes satelitales ópticas constituyen una herramienta fundamental, ya que proveen datos con el potencial de describir la condición de grandes áreas, que pueden transformarse en índices de la cobertura vegetal (ej. SATVI). Además, la regularidad temporal de los datos y disponibilidad de series temporales que puede llegar a más de 30 años, permiten el análisis en un lapso de tiempo adecuado para la replicación, separación e integración de los efectos del uso de la tierra y de eventos climáticos mayores (Washington-Allen *et al.*, 2008). Bajo el enfoque aquí presentado, esta herramienta ha sido utilizada en la evaluación de los efectos de la presión humana en diversas zonas áridas alrededor del mundo, como tierras de pastoreo en Australia (Pickup *et al.*, 1998), Sudáfrica (Wessels *et al.*, 2004 y 2008), Altiplano Boliviano (Washington-Allen *et al.*, 2008), entre otros.

El objetivo de este capítulo es evaluar el impacto de la actividad de los puestos ganaderos tradicionales en el ecosistema del NE mendocino, utilizando la resiliencia de la cobertura vegetal como indicador de degradación. La evolución en el tiempo de la resiliencia en las zonas con presión de uso de los puestos ofrece información sobre la tendencia y trayectoria del ecosistema; y por consiguiente de la sostenibilidad ambiental del sistema productivo predominante en el área de estudio.

Para este análisis, los patrones temporales y espaciales mencionados en los párrafos anteriores son utilizados para aislar las diferentes fuentes de variabilidad y evaluar el impacto de la actividad de los puestos en la respuesta de la vegetación. Se analiza la recuperación de la cobertura vegetal en los gradientes generados por la actividad de diferentes puestos, y en un área de bajas coberturas por alta concentración de puestos, durante los períodos de alta disponibilidad hídrica en una serie temporal de 28 años. El estado de la cobertura vegetal en las áreas a analizar se define utilizando el índice *R* desarrollado por Pickup *et al.* (1998). Éste se calcula con un ratio entre los valores de cobertura media de las áreas a analizar y el valor de cobertura media de una zona de referencia. Las zonas de referencia son elegidas en áreas de baja presión de uso,

disponibles gracias a la variabilidad espacial en la presión de uso generada por los puestos. El índice R puede ser interpretado como la proporción de la cobertura vegetal que alcanza la zona de influencia de un puesto, en relación a la zona de referencia. El comportamiento de los valores de R a lo largo del tiempo permite analizar la tendencia del sistema, considerada como una respuesta constante durante una o dos décadas en la evolución del mismo (Pickup *et al.*, 1998).

La resiliencia de la cobertura vegetal se estima con el índice R calculado con imágenes correspondientes a finales del período de crecimiento anual de la vegetación, durante períodos con alta disponibilidad hídrica (períodos húmedos). Por otro lado, también se estima la presión ejercida por los puestos en las mismas áreas, calculando R en imágenes de fechas anteriores al inicio del período de crecimiento de la vegetación, durante los períodos de bajas precipitaciones (períodos secos), previos a los períodos húmedos analizados.

Los puestos a analizar y sus áreas de influencia se encuentran en la planicie eólica del área de estudio (Figura 3.2). Esta unidad geomorfológica está conformada por diferentes unidades de paisaje, principalmente dadas por la presencia de médanos: valles intermédanos y médanos. Estas unidades se diferencian en aspectos físicos como las pendientes y sustrato, en la vegetación como estructura y comunidad vegetal, el acceso al acuífero libre (Jobbagy *et al.*, 2011) y la mayor productividad de la vegetación en los valles (Contreras *et al.*, 2012); por las cuales la vegetación podría responder de forma diferente a las precipitaciones. Para poder analizar y comparar el impacto de la actividad de los puestos en estas dos unidades de paisaje, el análisis anteriormente explicado se realiza por separado en valles intermédanos y médanos. Para esto, se estratifican tanto las áreas de influencia de los puestos y las zonas de referencia en ambas unidades de paisaje.

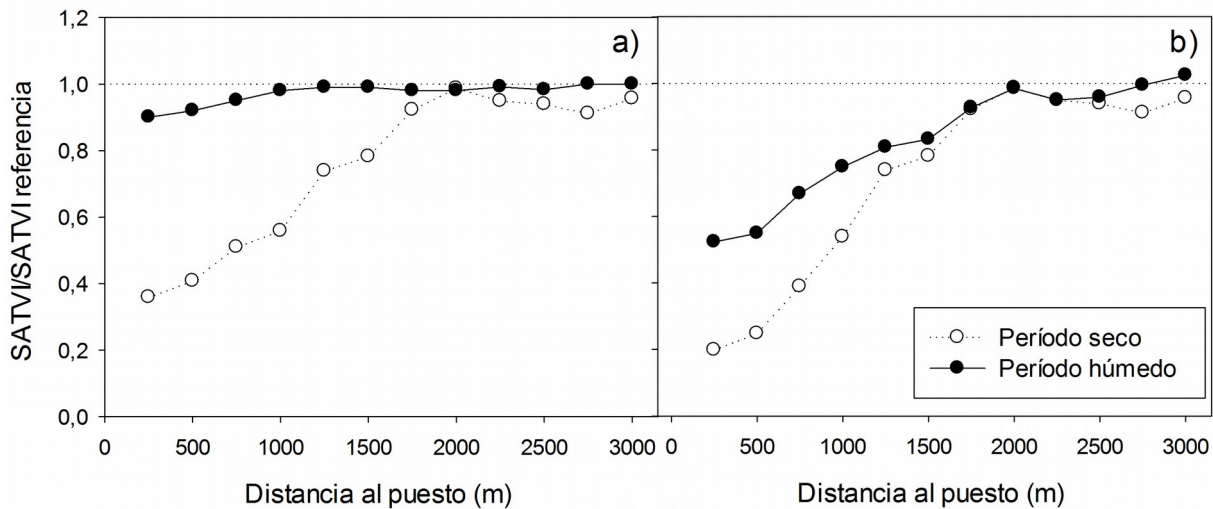


Figura 3.1 Ejemplo de recuperación entre un período seco y un período húmedo del gradiente de cobertura vegetal de un puesto hipotético, a) no degradado, recuperación completa en el período húmedo, b) degradado, no recuperación del gradiente en el período húmedo. Los datos mostrados corresponden al valor medio del índice de vegetación (SATVI) relativo al valor medio de un área de referencia en cada clase de distancia al puesto.

3.2 Hipótesis y objetivos

El presente capítulo se desarrolla bajo el planteo de la siguiente hipótesis:

-La actividad de los puestos, incluyendo el pisoteo del ganado, consumo de vegetación, y extracción de leña, genera degradación en el ecosistema del NE mendocino; la cual se manifiesta como disminución en la resiliencia de la cobertura vegetal en las zonas de influencia de los puestos. Las menores pendientes, el acceso al agua freática, y la mayor productividad primaria de los valles intermedanos contribuyen a aumentar la resiliencia en estas unidades de paisaje, en relación a los médanos.

De la hipótesis se desprenden las siguientes predicciones:

-La recuperación de la cobertura vegetal durante los períodos de alta disponibilidad hídrica en los gradientes generados por la actividad de los puestos, expresada por los valores de R en estos períodos, disminuirá con el tiempo indicando una tendencia de degradación en las áreas bajo presión de uso de los puestos ganaderos.

-Los valles intermédanos presentarán mayor resiliencia de la cobertura vegetal y disminuciones menores de esta cualidad a lo largo de la serie temporal que los médanos. Esto se reflejará en valores mayores de R en valles que en médanos en los períodos húmedos de la serie temporal.

Para corroborar la hipótesis se plantean como objetivos:

- Analizar con datos de sensores remotos el estado de la cobertura vegetal en relación a zonas de referencia y su evolución en los períodos húmedos de una serie temporal larga, en las zonas de influencia de diferentes puestos.

- Analizar con datos de sensores remotos el estado de la cobertura vegetal en relación a zonas de referencia y su evolución en los períodos secos de una serie temporal larga, en las zonas de influencia de diferentes puestos.

- Evaluar las diferencias en cobertura vegetal, y resiliencia entre las dos unidades de paisaje, comparando la cobertura vegetal absoluta y el estado de la misma (índice R) entre valles intermédanos y médanos en las zonas de influencia de los puestos, en períodos húmedos y secos.

3.3. Metodología

3.3.1. Elección de los puestos y delimitación de las áreas de influencia

Se seleccionaron diferentes puestos en la planicie eólica del área de estudio para analizar el impacto de su actividad sobre la resiliencia en la cobertura vegetal, se delimitaron áreas de influencia de estos puestos y zonas de referencia para cada uno. Además, para analizar el impacto

en un área de mayor presión de uso, se delimitó una zona de alta densidad de puestos, y un área de referencia cercana.

Como primer paso, con un SIG (sistema de información geográfico) se elaboró una capa de información en formato raster con los datos de distancia en cada pixel al puesto más cercano, de un área que incluye la superficie de la Reserva Telteca y las zonas cercanas (Fig 3.2), donde los puestos son de manejo tradicional (ver capítulo 1). En esta capa se identificaron los puestos de la planicie eólica que presentan al menos una porción de su área de influencia a más de 4 km de otro puesto, de modo que cuenten con un área donde la superposición del pastoreo de más de un puesto sea mínima. Se analizó visualmente en imágenes de alta resolución de Google Earth® (Google, Mountain View, CA, USA) el área aproximada de baja superposición de pastoreo de cada puesto; descartando aquellos donde las características físicas generales fueran cambiantes en esta superficie, por ejemplo presencia de grandes médanos sólo en una parte del área o cambios de unidad geomorfológica. Los puestos preseleccionados fueron 12.

A continuación, los valores de distancia al puesto en la capa de información fueron transformados en clases de distancia de 250 m. Sobre la capa de clases de distancia se delimitó en cada puesto la zona de mínima superposición con áreas de pastoreo de otros puestos. Esta zona se trazó siguiendo las secciones circulares que indican la distancia mínima al puesto, desde el puesto hacia el área más alejada de éste y de otros puestos vecinos. Se estableció 4 km como límite máximo de distancia al puesto para el área trazada. El tamaño del área seleccionada en cada puesto es diferente, debido a que las áreas de superposición mínima en cada uno son diferentes.

Como segundo paso, de los puestos seleccionados se eligieron los que presentaron actividad por 20 años o más, para evaluar el efecto de la actividad del puesto en un período de tiempo largo. Debido a la falta de información directa sobre la antigüedad y tiempo de actividad de varios puestos, por no tener acceso a todos ellos, porque el puestero no podía brindar la información, o porque en algunos casos la antigüedad del puesto no se corresponde con el tiempo de actividad del mismo (ej. por períodos de abandono), se estimó el tiempo de actividad del puesto de forma indirecta, como se explica a continuación.

Como consecuencia de la dependencia del suministro de agua en el puesto, la actividad del ganado genera un gradiente de cobertura vegetal alrededor del mismo (ver capítulo 2). Bajo el enfoque planteado en la introducción de este capítulo, estos gradientes pueden desaparecer en los períodos de alta disponibilidad de agua, por recuperación de la cobertura vegetal. No obstante,

estos gradientes serán evidentes tanto en áreas degradadas como no degradadas durante las épocas del año sin precipitaciones, cuando la vegetación aún no comienza su recuperación.

Por lo tanto, se consideró que un puesto presenta actividad a partir de la fecha en la cual es apreciable un gradiente creciente de cobertura vegetal con la distancia al mismo, al final de los períodos del año sin precipitaciones (Ej. septiembre - octubre). Con este concepto, se estimó el tiempo aproximado de la actividad de los puestos analizando los cambios en la cobertura vegetal con la distancia al puesto en diferentes imágenes a lo largo de la serie temporal.

Para esto, en las imágenes disponibles Landsat 5 TM y Landsat 8 OLI, correspondientes a los meses de septiembre u octubre desde 1985 a 2014, se calcularon los valores medios del índice SATVI (ver capítulo 2) en cada clase de distancia al puesto (250 m ancho) en las áreas de influencia de los puestos demarcadas. Los puestos que presentaron gradientes de cobertura vegetal (valores crecientes de SATVI con la distancia al puesto) en un período menor a 20 años (a partir de 1994) fueron descartados. De los 12 puestos preseleccionados 3 fueron descartados por presentar menos de 20 años de actividad.

Los puestos seleccionados tienen diferentes características, estando algunos de ellos ubicados dentro de la reserva Telteca (Las Delicias, La Primavera, El Diamante) y otros fuera de ella (El Calabozo, Santa Luisa, Santa Isabel, Puesto 28, Puesto 6, Santa Ana). El puesto Las Delicias muestra indicios de su actividad a partir de 1992, y los demás puestos muestran efectos en la cobertura con la distancia al puesto desde el comienzo de la serie temporal (1985). Aunque testimonios de pobladores locales y registros históricos señalan que algunos puestos se establecieron con anterioridad, no se cuenta con información sobre las actividades de los puestos que se desarrollaban antes del período de detección por sensores remotos. Por lo tanto, en este trabajo se consideran puestos activos desde el momento en que se registran gradientes de cobertura vegetal en los meses secos del año, con sensores remotos. Se asume que si no presentan dichos gradientes, la actividad ganadera era muy baja, los pobladores se dedicaban a otras actividades productivas (ej. artesanías, ingresos externos por pensiones o ayudas sociales, apicultura, turismo) (Torres, 2008), o los puestos fueron abandonados y reutilizados.

Además, se delimitó un área con alta densidad de puestos, donde éstos se distancian a menos de 4 km unos de otros. El área es rectangular con una superficie de 20 km², donde se ubican 5 puestos activos (densidad de 0,25 puesto/km²). En esta zona se ubican los puestos Las Hormigas, Las Cañas, San Jorge, El Arbolito 1 y 2, y La Penca (este último abandonado).

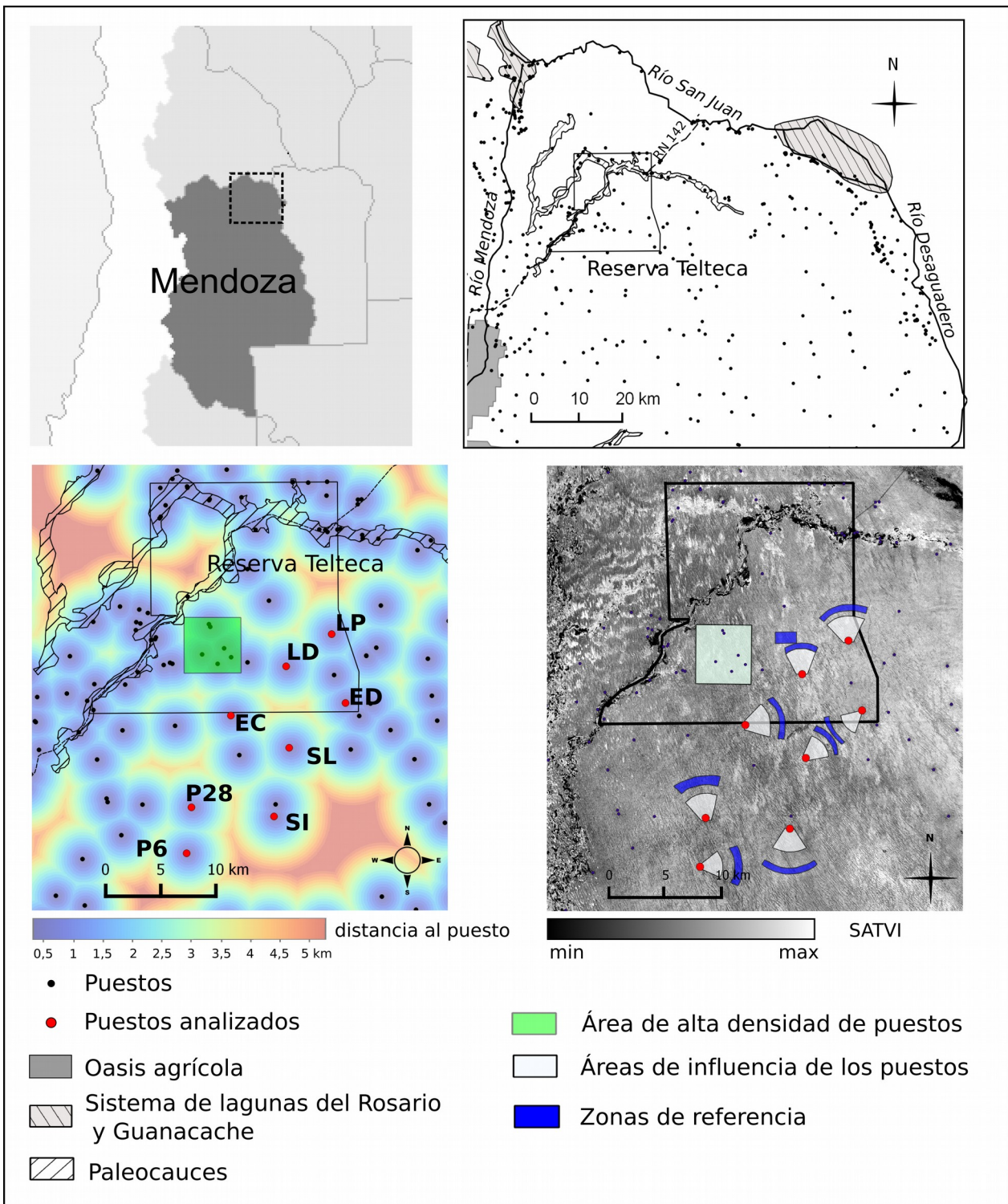


Figura 3.2. Arriba derecha: área de estudio de la presente tesis con todos los puestos ganaderos tal como se presentan en el capítulo 2. Abajo izquierda parte del área de estudio donde se ubica la reserva Telteca y

alrededores, los colores indican la distancia mínima a un puesto como lo indica la referencia, los puntos negros son puestos y los puntos rojos son los puestos seleccionados para el análisis, también se indica la zona de alta densidad de puestos seleccionada para el análisis. Abajo derecha, áreas de influencia de cada puesto hasta los 2 km desde el puesto, área de alta densidad de puestos y zonas de referencia.

3.3.2 Delimitación de zonas de referencia para el análisis de resiliencia de la cobertura vegetal

De acuerdo con la metodología planteada por Pickup *et al.* (1998) (detallada en los apartados siguientes), la evaluación de la resiliencia de la vegetación se realiza por comparación de la cobertura vegetal en las áreas bajo presión de uso de los puestos y la cobertura vegetal de una zona de referencia cercana, con presiones significativamente menores. La variación espacial en la explotación de los recursos, que genera gradientes alrededor de los puestos, favorece la existencia de áreas con menor presión de uso que pueden utilizarse como referencia. Éste criterio permite la selección de zonas de referencia cercanas, de modo de asegurar condiciones similares al área analizada (climáticas, vegetación, paisaje, uso, Pickup *et al.* 1998).

Dentro del área de influencia trazada para cada puesto (explicada en la sección anterior) se delimitó una zona de referencia. Como primera condición para la selección de las áreas de referencia, éstas deben ubicarse donde la influencia del puesto sea mínima. Así, las zonas de referencia se delimitaron dentro del área trazada para cada puesto, a distancias mayores a 2,5 km del mismo y fuera del gradiente de cobertura vegetal producido por su actividad, en la imagen más reciente (ver ejemplo en anexo II, figura II.1).

Como segunda condición, las zonas de referencia deben presentar características geomorfológicas y de utilización similares al área de influencia del puesto, por ejemplo descartándose áreas con presencia de hoyas de deflación, suelos más arcillosos, lugares posiblemente utilizados para la extracción de leña, etc. Para esto se realizaron análisis visuales en imágenes de alta resolución de Google Earth® (Google, Mountain View, CA, USA) identificando elementos que pudieran indicar actividades diferentes al pastoreo en estas zonas o cambios de suelo y unidad geomorfológica, como presencia de gran cantidad de huellas, caminos, peladales, señales de antiguos incendios, cambio en la textura y color asociados a suelos más arcillosos. Elementos como las hoyas de deflación, suelos arcillosos, peladales, fueron identificados y localizados en el campo previamente y visualizados en las imágenes a modo de entrenamiento.

De los 9 puestos con antigüedad mayor a 20 años, se descartó uno por no contar con áreas de referencia. Así, finalmente quedaron seleccionados 8 puestos: El Calabozo (EC), Santa Luisa (SL), Santa Isabel (SI), Puesto 28 (P28), Puesto 6 (P6), Las Delicias (LD), La Primavera (LP) y El Diamante (ED).

Se delimitó además un área de referencia cercana para la zona de alta densidad de puestos, siguiendo los mismos criterios que las zonas de referencia para los puestos individuales. En ésta la influencia de puestos se considera mínima por esta ubicada a más de 3 km de cualquier otro puesto. La figura 3.2 muestra los puestos seleccionados, las áreas de influencia de cada puesto y el área de alta densidad de puestos y sus respectivas zonas de referencia. La tabla II.1 del anexo II brinda más detalle sobre las áreas de influencia y de referencia.

3.3.3 Delimitación de valles intermédanos y médanos

Para poder comparar la respuesta de la vegetación en las dos unidades de paisaje de la planicie eólica, valles intermédanos (V) y médanos (M), se estratificó el área de estudio en estas dos clases. Como primer paso, a partir de un modelo digital de elevación (SRTM-DEM, Shuttle Radar Topography Mission – Digital Elevation Model, USGS, 2004) se calculó el *Índice de posición topográfica* (SAGA GIS, System for Automated Geoscientific Analysis, <http://www.saga-gis.org>). Para obtener el valor de este índice el sistema calcula el valor medio de altitud en una superficie con radio determinado, y a continuación calcula la diferencia entre el valor puntual de cada pixel en esa superficie y el valor medio. Así los valores positivos están por encima de la media y los negativos por debajo. Para la discriminación de valles intermédanos y médanos se probaron diferentes radios: 200, 300, 400, 500 y 600 m. Las imágenes resultantes se reclasificaron en 2 clases: V y M, correspondiendo a los valles los valores negativos del índice y a los médanos los valores positivos. Las imágenes resultantes en primera instancia se evaluaron visualmente, superponiéndolas con una imagen Landsat del área de estudio. La imagen calculada con un radio de 200 m fue descartada por presentar elevada atomización de las dos clases, y poca coincidencia visual con los médanos y valles observados en la imagen Landsat. Las imágenes calculadas con radios de 300, 400, 500 y 600 m fueron evaluadas con datos de localizaciones de médanos y valles intermédanos (44 puntos) obtenidos en el campo, siendo el porcentaje de coincidencia mayor en la imagen calculada con el radio de 600 m, con 89% de coincidencia, los

otros radios tuvieron coincidencias de 86% para 500 y 400 m y de 84% con 300 m.

Finalmente se combinaron las capas de información de puestos, con sus áreas de influencia y referencia, y la topográfica (V y M), para obtener una sola capa de información en formato raster donde se encuentren estratificadas las zonas de influencia en clases de distancia al puesto, zonas de referencia y unidad de paisaje valles y médanos. Con esta capa final, es posible extraer en cada imagen seleccionada los valores medios de cada unidad de paisaje en cada clase de distancia al puesto, y de cada unidad de paisaje en la zona de referencia. Cabe aclarar que la delimitación de las áreas de influencia de los puestos, y las zonas de referencia, se realizó de forma tal que la superficie mínima en cada categoría (V y M en cada clase de distancia al puesto y referencia) sea aproximada o mayor a 1 km², de modo de abarcar la variabilidad ambiental existente (tabla II.1 anexo II).

3.3.4 Identificación de períodos de alta y baja disponibilidad de agua

En el área de estudio las precipitaciones están concentradas (85%) en los meses cálidos del año (de octubre a marzo, Agosta y Compagnucci, 2006), coincidiendo con el período de crecimiento de la vegetación (Jobbagy *et al.*, 2011). Debido a la carencia de registros completos, dentro de esta área no es posible estimar valores de precipitación anual o estacional en el lapso de tiempo a analizar. No obstante, la variabilidad interanual de las precipitaciones estivales en la región centro-oeste de Argentina se asocia a forzantes atmosféricos que actúan a escalas continentales, incluso hemisféricas, que influyen en las actividades ciclónicas al sur de la Patagonia y el anticiclón del Atlántico sur, condicionando las precipitaciones durante los períodos estivales en la región (Agosta y Compagnucci, 2006, 2012). La escala regional en la variabilidad interanual de las precipitaciones permite inferir las condiciones de abundancia o escasez de precipitaciones en el área de estudio con los registros de estaciones meteorológicas de la región.

Para estimar las condiciones hídricas de los diferentes años a lo largo de la serie temporal analizada, se siguió el criterio utilizado por Agosta y Compagnucci (2012), calculando un índice de precipitación estival regional (PER). Éste consiste en el promedio de los valores estandarizados de las precipitaciones acumuladas de octubre a marzo, de las estaciones meteorológicas de la región. Como este período comienza en octubre de un año y finaliza en marzo del año siguiente, el año que identifica al período es el correspondiente al mes de marzo

(Ej. período 2001= octubre 2000 a marzo 2001). En este trabajo, para la estandarización se utilizaron los valores medios y desvíos estándares de cada estación meteorológica, de la serie temporal analizada (1980-2014). Los valores positivos de este índice indican períodos con lluvias por encima del valor medio de la serie temporal y los valores negativos períodos con precipitaciones por debajo de la media.

Se trabajó con cinco estaciones meteorológicas ubicadas en la región, cercanas a la zona de estudio: INTA San Juan (datos disponibles en: <http://siga2.inta.gob.ar/en/datoshistoricos/>), aeropuerto de la ciudad de San Juan, aeropuerto de la ciudad de Mendoza, estación del servicio meteorológico nacional (SMN) San Martín y aeropuerto de la ciudad de San Luis (datos disponibles en KNMI Climate Explorer <http://climexp.knmi.nl>). Se utilizaron los datos históricos de precipitación mensual desde 1980 hasta 2014. Para cada estación meteorológica y período se calcularon las precipitaciones acumuladas desde octubre a marzo, sumando las precipitaciones mensuales correspondientes. En la tabla 3.1 se muestran los valores de precipitación media anual y por estación de crecimiento de cada estación meteorológica. Posteriormente, para obtener el PER se estandarizaron los datos en cada estación meteorológica ((precipitación del período – precipitación media)/desvío estándar) y se calculó el promedio por período de los datos estandarizados de las 5 estaciones.

Para examinar la relación entre las precipitaciones locales y el PER construido con los registros regionales, se realizaron regresiones lineales simples entre los valores de PER y datos de precipitaciones disponibles para el área de estudio. Los datos disponibles corresponden a estaciones meteorológicas instaladas en el puesto La Majada (latitud 32°19'39,7"S, longitud 67°34'37"O) y el puesto El Pichón (cuartel de guardaparques, latitud 32°22'57,1"S, longitud 68°03'18,17"O). Los registros disponibles de estas estaciones permitieron calcular valores de precipitación acumulada para los períodos de octubre a marzo de los años 2006 a 2010, y 2012 a 2014 (8 períodos).

Otros datos de precipitación disponibles para el área son los estimados indirectamente con sensores remotos de la misión TRMM (producto: TRMM 3B43, disponible en: <https://pmm.nasa.gov/data-access/downloads/trmm>). Este producto presenta datos estimados de precipitación mensual en píxeles de 0,25° x 0,25° de resolución espacial, entre los años 1998 y 2015. Se obtuvieron los valores medios de precipitación mensual de una superficie rectangular que abarca el área de estudio (latitud 33°30'00" S – 32°00'00" S; longitud 68°30'00" O –

67°00'00" O). Se sumaron estos valores en cada período de octubre a marzo, para obtener la precipitación acumulada por período estival.

La regresión entre los valores de precipitación de las estaciones meteorológicas locales y el PER de los mismos períodos mostró una correlación fuerte, con un R^2 de 0,952 y un coeficiente de significancia $p < 0,0001$ (Figura II.2 anexo II). Por su parte, la regresión entre los valores de precipitación de TRMM y el índice PER también mostró una buena correlación con un R^2 de 0,82 y $p < 0,001$ (Figura II.3 anexo II). Estos resultados son indicativos de una buena representatividad del PER para las condiciones de abundancia o escasez de lluvias en los períodos de la serie temporal analizada. Debido a que los datos de precipitación local, tanto los obtenidos en estaciones meteorológicas del área como los estimados con sensores remotos, no están disponibles para toda la serie temporal se utilizó el índice PER para evaluar la condición hídrica de cada período de la serie.

La figura 3.3 muestra los valores de precipitación estandarizados en cada período de crecimiento por estación meteorológica y el valor promedio de las cinco estaciones (índice PER). Siguiendo el criterio de Agosta y Compagnucci (2012), se consideran como períodos estivales húmedos a aquellos donde el índice supera el valor del tercer cuartil ($Q3$, $PER > 0,58$) y a los períodos secos a aquellos con $PER < -0,51$ (menores al primer cuartil, $Q1$). Con este criterio, los períodos estivales húmedos en la serie temporal analizada son 1984 (PER 1,23); 1993 (PER 0,95); 1998 (1,23); 2000 (1,83); 2005 (1,02); 2008 (0,66); 2011 (0,61) y 2014 (1,25). Los períodos estivales secos fueron 1983 (PER -0,70); 1988 y 1989 (-0,63 y -0,89 respectivamente); 1992 (-0,54); 1994 (-0,96); 1995 (-0,83); 2006 (-0,62); 2010 (-1,08) y 2012 (-0,56).

Tabla 3.1. Datos de las estaciones meteorológicas utilizadas, precipitación media anual y precipitación media en el período estival (octubre - marzo) de cada una (1980 – 2014).

Estación	Ubicación	Precipitación media anual (mm)	Precipitación media Oct-Mar (mm)
INTA San Juan	Estación experimental INTA San Juan 31°39'07''S 68°35'29.4''O	93,95	76,2
Aeropuerto San Juan	Aeropuerto D. F. Sarmiento, ciudad de San Juan 31°34'28''S 68°25'27''O	121,3	99,8
Aeropuerto Mendoza	Aeropuerto El Plumerillo, ciudad de Mendoza 32°49'55''S 68°48'00''O	235	180,05
Estación San Martín	Estación del SMN, San Martín, Mendoza 33°04'48''S 68°25'12''O	235	181,2
Aeropuerto San Luis	Aeropuerto Brigadier Mayor C. Ojeda, ciudad de San Luis 33°16'30.8''S 66°20'57''O	631	407,2

3.3.5 Elección de las imágenes a analizar

Además de los datos de condiciones hídricas de los diferentes períodos, para seleccionar imágenes en fechas que representen la máxima respuesta de la vegetación durante la estación de crecimiento, también se evaluó el comportamiento en la estación de crecimiento del índice de vegetación NDVI medio (*normalized difference vegetation index*) en el área de estudio.

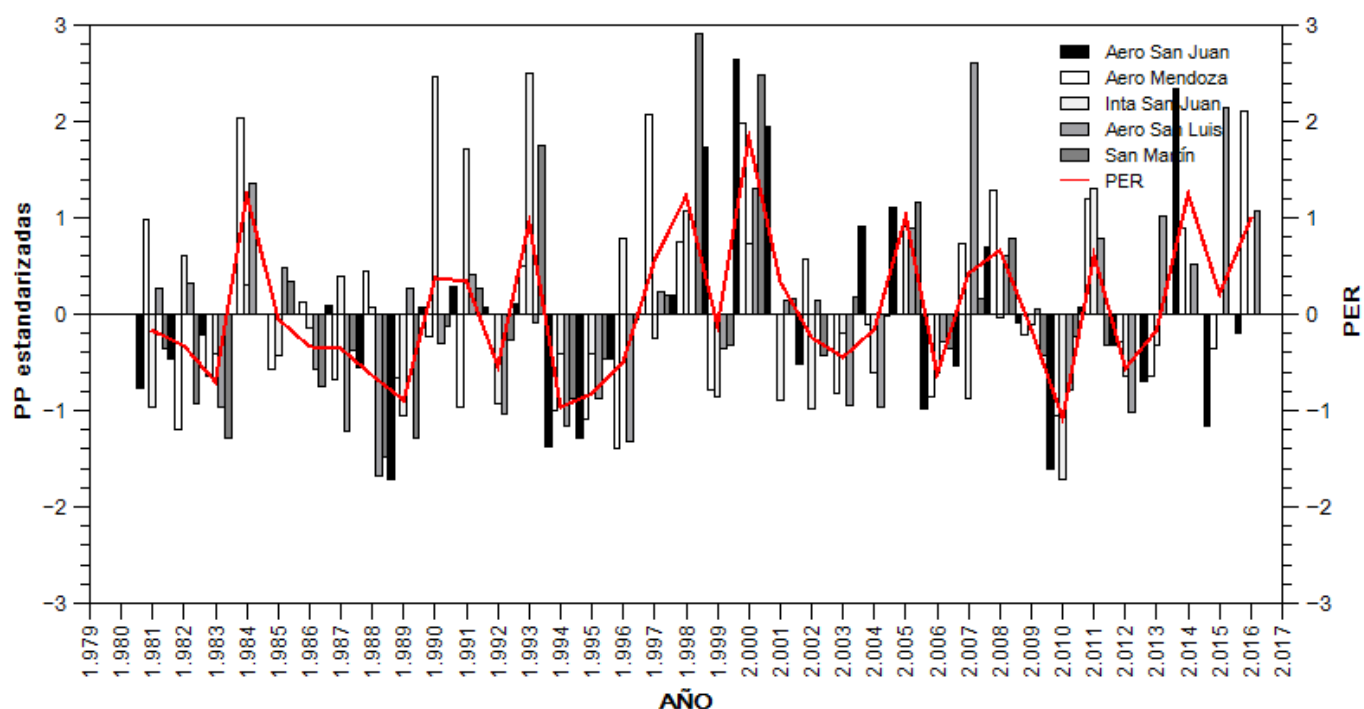


Figura 3.3. Precipitaciones de la estación de crecimiento estandarizadas por estación meteorológica desde 1981 a 2016. Con la línea roja se muestra el índice de precipitación estival regional (PER).

Los valores medios de NDVI para esta área se obtuvieron de dos series temporales de datos. La primera, FASIR (Sietse, 2010) desde 1982 a 1998, presenta valores mensuales de NDVI, basados en compuestos de 10 días. La segunda desde 2001 a 2016 obtenida de MOD13Q1, producto de la colección de MODIS (<http://daac.ornl.gov>), la cual presenta datos de NDVI en compuestos de 16 días. En el caso de FASIR los datos se extrajeron de una superficie de 5760 km² aproximadamente (15 pixels de 0,25° de latitud x 0,25° de longitud), que abarca el área de estudio (entre lat. 32°00'S y 32°30', long. 68°15'O y 67°15'O). Los datos de NDVI de MODIS se obtuvieron de una superficie de 5430 km² (90 km x 60 km centrados en 32°15'S y 67°50'O; 86400 pixels de 0,25 x 0,25 km), que corresponde a un área similar a la anterior. Se obtuvieron los valores medios de NDVI para el área delimitada en cada serie de datos y en cada imagen disponible. Se calculó la sumatoria (Σ NDVI) de cada estación de crecimiento como indicador de la productividad de la vegetación en cada estación (Wessels *et al.*, 2004). Los datos de ambas series fueron trabajados por separado, para poder comparar los valores de NDVI con los del precipitación (índice PER), los valores de cada serie de datos NDVI se estandarizaron con el promedio y desvío estándar de los períodos de crecimiento de cada serie respectivamente.

En la figura 3.4 se representan los valores estandarizados de Σ NDVI en cada serie y los valores de PER. Se puede apreciar que no hay una correlación marcada entre los valores de Σ NDVI y de las precipitaciones en el mismo período, presentándose cierta inercia de la respuesta del NDVI a la cantidad de precipitación si se observan los valores de Σ NDVI con respecto a los de las precipitaciones del año anterior, lo que es más evidente en la serie más antigua (1982 a 1998). Estas observaciones coinciden con la bibliografía, donde se hace referencia a retardos en la respuesta de la vegetación a las precipitaciones en ésta y otras zonas áridas y semiáridas de Argentina, atribuyendo este comportamiento de la vegetación a la influencia de períodos con precipitaciones que exceden la media en los años anteriores (Iglesias *et al.*, 2010).

Teniendo en cuenta la serie temporal del índice PER para la región, las observaciones del comportamiento del NDVI y las imágenes TM y OLI disponibles, se eligieron imágenes correspondientes a fechas de final de la época de crecimiento (marzo-abril) en los períodos de alta disponibilidad de lluvias (períodos húmedos). Se considera que en estas imágenes la cobertura vegetal se encuentra en su máxima expresión, debido a que en estos momentos recibió todas las lluvias del período estival, y en un período de precipitaciones superiores al promedio histórico, permitiendo una estimación de la resiliencia. Las imágenes disponibles para estos períodos fueron: 7 de abril de 1993 (7-4-1993); 29 de marzo de 2001 (28-3-2001), si bien el período de máxima precipitación fue el del 2000, no hay imágenes disponibles para este año, por lo que se decidió analizar el año 2001 que contó con precipitaciones superiores a la media (PER=0,34), y representa el final de un ciclo húmedo de 5 años (a partir de 1997); 15 de marzo de 2008 (15-3-2008); y 19 de marzo de 2015 (19-3-2014), si bien el período 2014 presentó una condición más húmeda, los valores de Σ NDVI muestran un valor máximo en 2015, siendo las precipitaciones en este período también superiores a la media (PER: 0,21) (Figura 3.4)

Para evaluar el estado de la cobertura vegetal antes del inicio de su recuperación en los períodos húmedos, se eligieron imágenes correspondientes a los meses septiembre-octubre de los años con períodos estivales anteriores al comienzo de los períodos húmedos a analizar (períodos secos). De esta forma, se recoge la información del período en el que la vegetación se encuentra en su mínima expresión, por las bajas precipitaciones recibidas en el período estival, sumado al consumo en el período invernal. Se seleccionaron las imágenes del 19 de septiembre de 1989 (19-9-1989, último período estival seco antes del período húmedo 1993), 8 de octubre de 1996 (8-10-1996), período seco antes del período húmedo 1997-2001, si bien el período estival de 1996 no

tiene un SR menos a -0,51, el valor es cercano (-0,49) y el NDVI muestra un mínimo antes de la recuperación en el período 1997; 12 de septiembre de 2004 (12-9-2004), imagen disponible, último año con precipitaciones por debajo de la media (SR= -0,15) y de mínimo Σ NDVI antes del período 2005-2008), 5 de septiembre de 2013 (5-9-2013), imagen disponible, período estival con precipitaciones inferiores a la media y mínimo Σ NDVI antes del comienzo del período húmedo 2014 (figura 3.4).

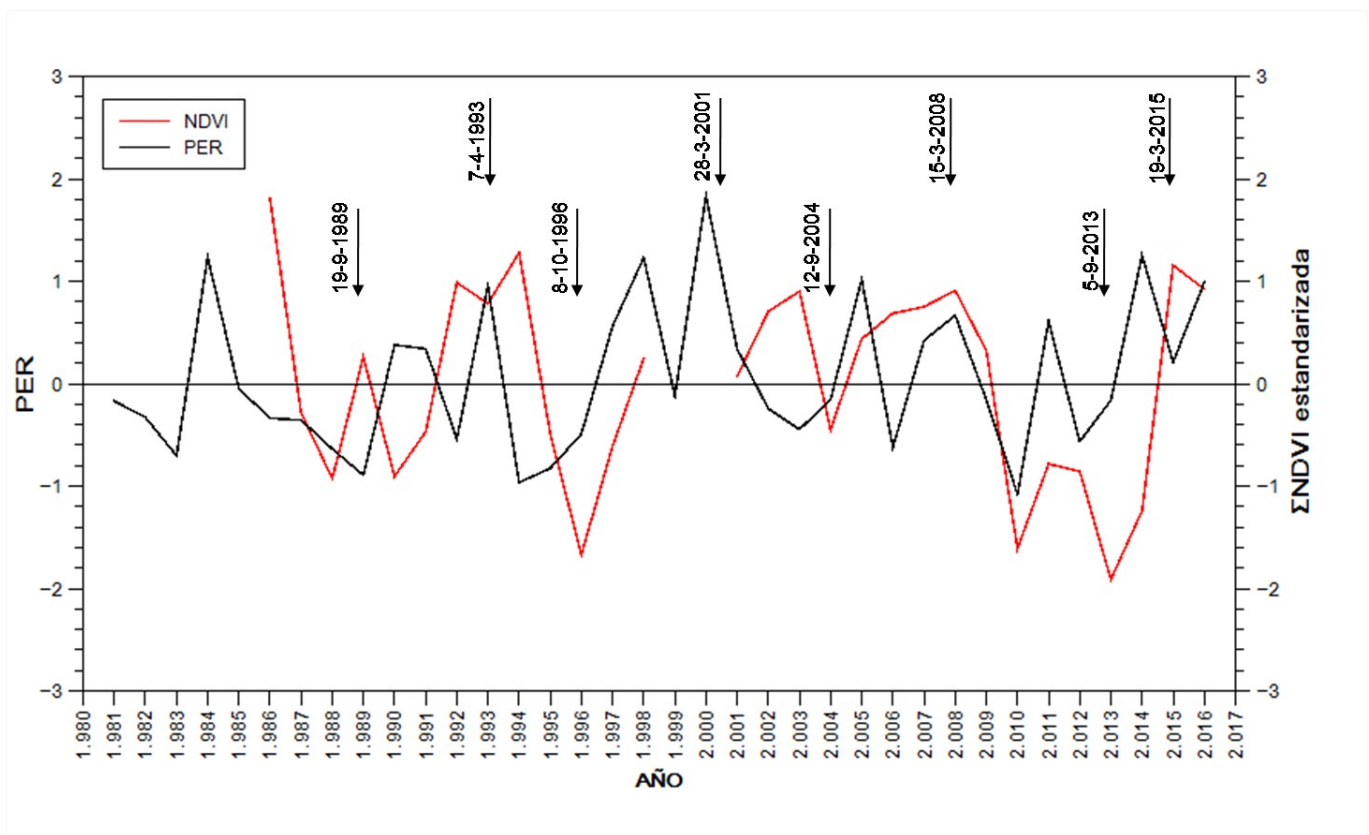


Figura 3.4. Valores de Σ NDVI octubre – marzo estandarizados y PER (índice de precipitación estival regional). Los valores de Σ NDVI fueron estandarizados por separado en cada serie temporal. Las flechas indican las fechas de las imágenes seleccionadas.

Las imágenes fueron corregidas radiométricamente con el método COST (Chávez, 1996) para obtener los valores de reflectancia a nivel de superficie en el caso de Landsat 5 TM, y en Landsat 8 OLI se llevaron los valores digitales a reflectancia TOA (a tope de la atmósfera).

3.3.6. Estimaciones de resiliencia, índice R

Para estimar la resiliencia de la cobertura vegetal en las áreas de influencia de los puestos se utiliza el índice R creado por Pickup y colaboradores (1998). Básicamente, este índice cuantifica el estado de la cobertura vegetal de un área por comparación con la cobertura de una zona de referencia cercana, donde el impacto de la actividad del puesto es nulo o significativamente menor. R se estima a partir de datos obtenidos con imágenes satelitales. En este trabajo, la cobertura vegetal es indicada con el índice espectral SATVI (Marsett *et al.*, 2006), el cual ha mostrado un buen ajuste con esta variable en el área de estudio (Goirán *et al.*, 2012).

El cálculo de R considera la existencia de zonas de diferente respuesta de la vegetación en los gradientes generados por la actividad ganadera. Por esto, las áreas a analizar se estratifican en clases de distancia al puesto, donde se considera que la presión de uso es similar. Se calcula el valor medio del índice de vegetación SATVI de cada clase y se pondera cada clase con su abundancia (área de cada clase) y el valor medio de SATVI en la zona de referencia:

$$R = \left\{ \sum_{i=1}^n (Sp_i / Sr) Ap_i \right\} / \sum_{i=1}^n Ap_i$$

Donde R es el índice; i es cada clase de distancia al puesto, Sp es el valor medio de SATVI para cada clase de distancia, i , Sr es el valor medio de SATVI en la zona de referencia, y Ap es el área ocupada por cada clase de distancia, i (en número de pixels).

En este trabajo, las áreas más cercanas al puesto (primer clase de distancia: hasta 250 m), en la cuales se incluyen la vivienda y corrales, donde se remueve la vegetación y se concentra el ganado, denominadas zonas de sacrificio, fueron descartadas del cálculo de R ; para evitar sobreestimaciones de degradación debido a efectos locales, y estimar el efecto de la actividad del puesto en su área de influencia pero afuera de la zona de sacrificio.

Debido a la cercanía entre los puestos, el área de alta densidad de puestos no fue estratificada en zonas de distancia. El valor de R fue calculado con la relación entre el promedio de SATVI de toda el área y el de su zona de referencia. En este caso las áreas más cercanas a los puestos (250 m alrededor de cada uno) también fueron descartadas para evitar su influencia en los resultados.

$$R = S_p / S_r$$

Donde S_p es el promedio del índice SATVI para el área de alta densidad de puestos y S_r es el promedio de SATVI del área de referencia.

Al discriminar valles intermédanos y médanos, se calculan por separado valores del índice R para cada unidad de paisaje, cada una con su valor de referencia correspondiente.

Como plantean Pickup *et al.* (1998), esta metodología supera varios problemas que se presentan en zonas áridas. La comparación de datos de un puesto en particular con sus alrededores (zona de referencia) evita la necesidad de datos exactos de lluvia, ya que en áreas pequeñas las precipitaciones se suponen similares, lo que resuelve la falencia de datos climáticos de calidad y detallados en el área de estudio. Además, los períodos de alta precipitación en el registro temporal son diferentes, el uso de un ratio entre el área afectada y una zona de referencia estandariza los cambios en los datos de respuesta de la vegetación para ser comparados. Los datos de índices de vegetación no necesitan ser transformados a coberturas o biomasa, ya que el ratio es adimensional. Por último, el uso de un ratio reduce o remueve errores o inconsistencias causadas por diferencias en el cálculo del índice de vegetación en imágenes satelitales obtenidas en diferentes fechas (correcciones atmosféricas no precisas, diferencias de brillo, cantidad de sombras, etc).

Para analizar la resiliencia de la cobertura vegetal en las áreas de influencia de los puestos seleccionados se calculan los valores de R a partir de los datos de imágenes Landsat (TM y OLI) en las fechas que corresponden a períodos húmedos. En estos períodos R manifiesta la capacidad de la vegetación de recuperarse del disturbio a la que es sometida (en este caso presión de uso del puesto por pastoreo y utilización de la vegetación). Así, si R alcanza un valor de 1 significa que la vegetación en el gradiente generado por la actividad del puesto se ha recuperado totalmente. La disminución en el valor de R a lo largo de los diferentes períodos húmedos de la serie temporal significa una tendencia de degradación en el área analizada, por pérdida de resiliencia. Un patrón opuesto, con valores de R que aumentan en el tiempo, indicaría recuperación.

También se calcularon los valores de R en imágenes de fechas anteriores al inicio del período de crecimiento de la vegetación durante los años con precipitaciones menores a la media (períodos secos) anteriores a los períodos húmedos a analizar. En los períodos secos, R representa el estado de la cobertura vegetal en el área de influencia del puesto en el período más

desfavorable precedente a un período húmedo. Los cambios en el valor de R en los períodos secos a lo largo del tiempo ofrece información acerca de la presión ejercida por el puesto.

R ofrece una medida del estado de la vegetación en un área determinada, cuantificando la “distancia” en términos de cobertura vegetal entre el área analizada y un área considerada representativa del estado del sistema sin el disturbio o con un grado significativamente menor. Así, en los períodos húmedos R indica la capacidad de recuperación de la cobertura vegetal en los gradientes de cobertura generados por la actividad ganadera, ya que cuantifica la diferencia mínima que el sistema puede alcanzar entre la cobertura vegetal del área explotada y el valor de referencia. En los períodos secos analizados, R indica el mínimo al que llega el estado de la cobertura vegetal de esta área antes de iniciar una recuperación, es decir la diferencia máxima alcanzada entre la cobertura del área analizada y la referencia. Entonces, el valor de R en estos períodos refleja la magnitud de la presión sobre el sistema provocada por la actividad del puesto.

En el gradiente de uso de cada puesto se calculó R para distancias de 1 y 2 km desde el puesto, a modo de evaluar todo el gradiente y el área con mayor presión de uso (hasta 1 km). Se analizaron médanos y valles intermédanos por separado, para comparar la capacidad de recuperación de la vegetación de las dos unidades de paisaje.

3.3.7 Análisis estadísticos

Para evaluar las diferencias de cobertura vegetal y resiliencia entre valles intermédanos y médanos, los índices SATVI y R se analizaron mediante modelos lineales mixtos, usando el paquete nlme (Pinheiro *et al.*, 2013). Se analizaron los valores medios de SATVI en cada clase de distancia al puesto, para cada fecha y los valores de R para cada fecha. Para los valores de SATVI, se corrieron modelos por separado para los períodos secos y húmedos, considerando al puesto y la fecha de imagen como factores aleatorios y a la distancia al puesto, unidad de paisaje (UP) y la interacción entre ambas variables (distancia al puesto:UP) como factores fijos. Para R se corrieron modelos por separado para períodos secos y húmedos y para distancias hasta 1 y 2 km desde el puesto, considerando al puesto y la fecha de imagen como factores aleatorios y a la unidad de paisaje (UP) como factor fijo. Debido a que estos modelos tienen como objetivo evaluar las diferencias de cobertura de vegetación y R entre valles y médanos, el factor tiempo

fue considerado como un factor aleatorio, fuente de variación, y no como un factor fijo con autocorrelación temporal entre imágenes. En los modelos corridos para SATVI, se seleccionaron los modelos con mejor ajuste siguiendo el criterio de selección de modelos por teoría de la información, utilizando el paquete estadístico MuMin (Bartón, 2014). Para esto se partió del modelo más complejo y se evaluaron todos los modelos posibles con el delta del valor del criterio de Akaike de segundo orden ($\Delta AICc$) y el valor de ponderación relativa (w , *Akaike weight* (Burnmahn y Anderson, 2002)). Posteriormente se corrieron los modelos de mejor ajuste, y los valores de significancia p para los factores fijos fueron obtenidos por análisis de varianza (ANOVA) (Pinheiro y Bates, 2000). Los análisis fueron realizados con el programa estadístico R (R Development Core Team 2014).

El análisis de la resiliencia de la cobertura vegetal y su tendencia temporal en los diferentes puestos y en el área de alta densidad de puestos se realizó mediante observaciones de los valores de R a lo largo de la serie temporal, para valles intermédanos y médanos, en períodos húmedos y secos.

3.4. Resultados

3.4.1 Índices SATVI y R en valles intermédanos y médanos en las áreas de influencia de los puestos.

Para SATVI los modelos de mejor ajuste en todos los casos (en períodos secos y húmedos) fueron los que incluyeron como factores fijos a la distancia al puesto y la unidad de paisaje, UP (tabla 3.2). Los valores de SATVI son significativamente menores en médanos que en valles, tanto en períodos secos como húmedos a lo largo de los gradientes de uso (ANOVA, tabla 3.3). Los modelos corridos con el índice R como variable respuesta, mostraron que los médanos también presentan valores significativamente menores que los valles en los períodos húmedos y secos, hasta 2 km y 1 km desde el puesto (ANOVA, tabla 3.4).

3.4.2 Índice R en valles intermédanos y médanos a lo largo de la serie temporal. Tendencias.

Períodos húmedos

La recuperación de la cobertura vegetal en los diferentes períodos húmedos fue variable en los 9 sitios analizados (8 puestos y 1 área de alta densidad de puestos). Un grupo de puestos (SI, P28 y LP) mostró una tendencia decreciente en los valores de R en los períodos húmedos de la serie temporal, siendo variable la magnitud de la disminución de R a lo largo del tiempo entre estos puestos. SI y P28 mostraron mayores pérdidas de resiliencia, partiendo en 1993 con valores de R hasta 2 km altos (0,96 en SI) o recuperaciones totales del gradiente en valles ($R=1,01$ y $1,03$ en 1993 y 2001 respectivamente, en P28), para alcanzar valores de R cercanos a 0,80 en 2014, lo que representa diferencias con la zona de referencia de aproximadamente 20% en el año 2014 (figura 3.5). El puesto LP mostró disminuciones poco pronunciadas en los valores de R a lo largo de los períodos húmedos. En los valles hasta 2 km, los valores de R en este puesto, disminuyeron muy levemente, alcanzando valores de 0,94 en el año 2008, para recuperarse a 0,97 en 2015 (figura 3.5).

En SI, P28 y LP los valores de R en médanos mostraron la misma tendencia decreciente que en los valles a lo largo de los períodos húmedos, siendo R en los médanos inferior al valor de los valles en la mayoría de las fechas. En estos puestos, al comienzo de la serie los médanos mostraron valores altos de R hasta 2 km (0,91 en SI; 1,01 en P28 y 0,95 en LP, Figura 3.5), llegando a 2015 con 0,82 en SI, 0,86 en P28, y 0,93 en LP, representando diferencias entre 23% y 7% con la zona de referencia en este año.

Los puestos EC, LD, SL y P6 mostraron un comportamiento en general estable a lo largo de los períodos húmedos de la serie temporal, pero con algunas diferencias entre ellos. Hasta los 2 km, los valores de R al inicio de la serie temporal en EC (1993) fueron inferiores a los otros puestos, (0,80 en valles y 0,86 en médanos, Figura 3.5), llegando a 2015 con R 0,82 (18% de diferencia con la referencia). En los médanos de EC los valores oscilaron en los diferentes períodos húmedos alrededor del 15% de diferencia con su referencia (R de 0,86 a 0,81). P6 mostró valores de R entre 0,85 y 0,90 en valles y médanos (entre 15 y 10% de diferencia con la referencia). En el caso de LD, los valores de R fueron altos en toda la serie, mostrando variaciones mayores entre los diferentes períodos húmedos, pero sin una tendencia definida, oscilando entre 0,92 y 1 hasta 2 km en ambas unidades de paisaje.

Tabla 3.2. Modelos lineales mixtos evaluados, valor del delta del criterio de Akaike corregido ($\Delta AICc$), y ponderación relativa (w). En negrita se resaltan los modelos con mejor ajuste. Los modelos cuyo factor fijo es (-) son los modelos nulos.

Períodos húmedos				Períodos secos			
Variable respuesta	Factores fijos	$\Delta AICc$	w	Variable respuesta	Factores fijos	$\Delta AICc$	w
SATVI	Distancia al puesto + UP	0	1	SATVI	Distancia al puesto + UP	0	1
	Distancia al puesto + UP + Distancia al puesto:UP	27,59	0		Distancia al puesto + UP + Distancia al puesto:UP	28,56	0
	Distancia al puesto	90,21	0		Distancia al puesto	114,42	0
	UP	384,03	0		UP	335,95	0
	-	416,78	0		-	387,27	0

Tabla 3.3. Resultados del análisis de varianza (ANOVA) para los factores fijos de los modelos con mejor ajuste para SATVI como variable respuesta. Porcentaje de varianza para los factores aleatorios (puesto y fecha) de cada modelo. En negrita se muestran los resultados significativos ($p < 0,05$)

	Factores Fijos	ANOVA			Efectos aleatorios	% varianza
		GL	F	p		
SATVI períodos húmedos	Distancia al puesto	1;478	656,17	<0,0001	Puesto	22,66
	UP	1;478	118,36	<0,0001	Fecha Residuo	55,37 21,97
SATVI períodos secos	Distancia al puesto	1;478	546,78	<0,0001	Puesto	25,81
	UP	1;478	149,44	<0,0001	Fecha Residuo	53,17 21,02

Tabla 3.4. Resultados del análisis de varianza (ANOVA) para los factores fijos de los modelos corridos para *R* hasta 1 y 2 km en los períodos húmedos y secos. Porcentaje de varianza para los factores aleatorios (puesto y fecha) de cada modelo. En negrita se muestran los resultados significativos ($p < 0,05$)

	Factores Fijos	ANOVA			Efectos aleatorios	% varianza
		GL	F	<i>p</i>		
Períodos húmedos						
R 2 km	UP	1;35	4,620	0,0386	Puesto	46,74
					Fecha	25,85
					Residuo	27,31
R 1 km	UP	1;35	4,647	0,0381	Puesto	40,71
					Fecha	29,68
					Residuo	29,61
Períodos secos						
R 2 km	UP	1;35	6,817	0,0132	Puesto	53,36
					Fecha	25,73
					Residuo	20,91
R 1 km	UP	1;35	5,881	0,0205	Puesto	37,35
					Fecha	36,53
					Residuo	26,12

Por su parte, los médanos en SL mantuvieron durante los períodos húmedos valores de *R* hasta 2 km entre 0,83 y 0,90. Los valles de este puesto mostraron un comportamiento estable hasta 2008, con valores entre 0,92 – 0,95 hasta 2 km. En 2015 estas unidades de paisaje se recuperaron completamente mostrando un valor de *R* de 1,03 en el área de influencia hasta 2 km desde el puesto (figura 3.5).

El puesto ED mostró una tendencia de aumento en los valores de *R* a lo largo de los períodos húmedos de la serie temporal. ED manifestó aumentos pequeños y constantes a partir del primer período húmedo de la serie (1993) tanto en médanos como en valles hasta 2008 (de 0,87 en 1993 a 0,92 en 2008 en ambas unidades de paisaje, hasta 2 km). En 2015 el aumento en el valor de *R* fue más pronunciado, superando incluso el valor de la referencia en ambas unidades de paisaje (figura 3.5).

La figura 3.6 muestra los valores de *R* hasta 1 km desde el puesto. En los 8 puestos analizados, *R* en las zonas de mayor presión a lo largo de los períodos húmedos mostró

aproximadamente las mismas tendencias que hasta 2 km. Sin embargo en cada puesto, los valores de R hasta 1 km fueron inferiores a los calculados para 2 km, en las mismas fechas y unidades de paisaje, mostrando diferencias más marcadas entre estas áreas y las zonas de referencias respectivas. En los puestos SI, P28, P6 y EC, el índice R hasta 1 km alcanzó en 2015 valores bajos, entre 0,72 y 0,8 en ambas unidades de paisaje (diferencias entre 20 y 28% con la referencia, figura 3.6). El puesto LD mostró una tendencia más definida en el área de mayor presión de uso, manifestando disminución continua de los valores de R a partir del período húmedo de 2001, pasando de 0,96 en médanos a valores de 0,86; y de 0,97 a 0,92. ED también mostró una recuperación completa del gradiente en el último período húmedo, en ambas unidades de paisaje, en las áreas de mayor presión de uso (figura 3.6).

La zona de alta densidad de puestos mostró valores de R inferiores a los puestos individuales, manifestando diferencias mayores con los valores de su zona de referencia que las áreas con presión de un solo puesto. En los períodos húmedos, los valores se mantuvieron constantes oscilando entre 0,61 y 0,70 en las dos unidades de paisaje, representando diferencias con la zona de referencia entre 39 y 30% (Figura 3.7).

Períodos secos

Los puestos que mostraron una tendencia decreciente de R en los períodos húmedos (SI, P28 y LP), presentaron la misma tendencia en los secos. Esto manifiesta que los gradientes de cobertura vegetal en los períodos secos se intensificaron progresivamente, alejándose en cada período de los valores de cobertura de la zona de referencia. Las diferencias con la zona de referencia fueron variables en los 3 puestos mencionados, siendo más marcada en SI y P28, llegando en 2013 a valores de R de 0,69 y 0,76 en valles y 0,62 y 0,70 en médanos respectivamente, valores que representan diferencias con la zona de referencia de 31 y 24% en valles, y 38 y 30% en médanos (hasta 2 km, Fig. 3.5), mientras que en LP los valores se mantuvieron por encima de 0,85 (0,86 y 0,93 en médanos y valles respectivamente, figura 3.5).

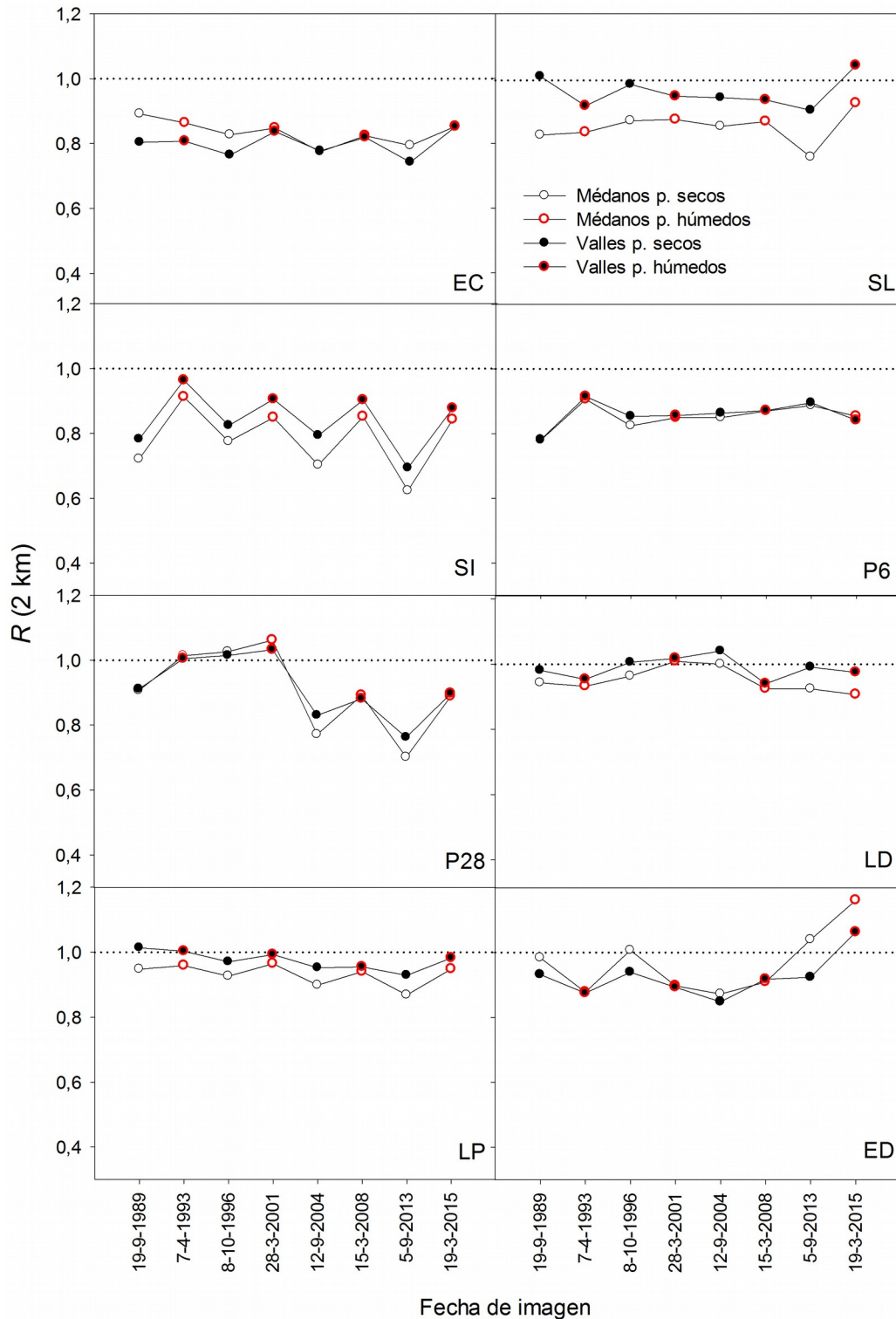


Figura 3.5. Valores de R para las áreas de influencia hasta 2 km de los puestos EC, SL, SI, P6, P28, LD, LP y ED, en las diferente imágenes correspondientes a períodos húmedos (círculos rojos) y períodos secos (círculos negros) en valles intermédanos (círculos sólidos) y médanos (círculos abiertos).

Los puestos EC y SL, presentaron algunas diferencias entre los períodos secos y la tendencia de los húmedos. EC mostró valores de R decrecientes en toda la serie temporal en las dos unidades de paisaje (llegando a diferencias de 0,39 y 0,36% con la referencia en valles y médanos respectivamente, hasta 2 km, figura 3.5). Por su parte SL también mostró una tendencia decreciente a lo largo de los períodos secos en los valles (de $R=1$ a 0,90, hasta 2 km), mientras que el valor de R en los médanos fue más o menos constante hasta 2004, para disminuir marcadamente en el período seco de 2013 (25% de diferencia con la referencia, figura 3.5). R hasta 2 km en los períodos secos de LD mostró un comportamiento similar al de los períodos húmedos, sin tendencia definida, con valores altos en ambas unidades de paisaje (superiores a 0,9 figura 3.5). P6, presentó una tendencia ligeramente creciente a partir de 1996 (valores de 0,85 a 0,89 en ambas unidades de paisaje, figura 3.5). ED en cambio mostró valores más o menos constantes durante los períodos secos de la serie temporal en ambas unidades de paisaje. En médanos los valores de R fueron muy elevados en todas las fechas menos en 2004 (cerca de 1, hasta 2 km figura 3.5), mientras que en los valles fueron inferiores a los médanos (0,92 – 0,93, figura 3.4).

De igual manera que en los períodos húmedos, las áreas de influencia de los puestos hasta 1 km en los períodos secos mostraron en general las mismas tendencias y comportamiento que hasta 2 km (figura 3.6), siendo R inferior en estas zonas de mayor presión de uso que para el gradiente completo (2 km). En algunos puestos y unidades de paisaje, los valores de R alcanzados en el último período seco fueron muy bajos, mostrando diferencias con la zona de referencia cercanas o inferiores al 50%. Tal es el caso del puesto P28, con valores de 0,40 y 0,48 en médanos y valles respectivamente, y los médanos de los puestos SI y SL con valores cercanos a 0,55 (figura 3.6).

A lo largo de la serie temporal, los períodos secos de la zona de alta densidad de puestos presentaron una tendencia decreciente en los valores de R tanto en valles como en médanos, con la disminución más marcada en el último período seco (de 0,65 a 0,47 en médanos y de 0,62 a 0,53 en valles, figura 3.7), representando grandes diferencias con su zona de referencia en 2013 (53 y 47% en médanos y valles respectivamente).

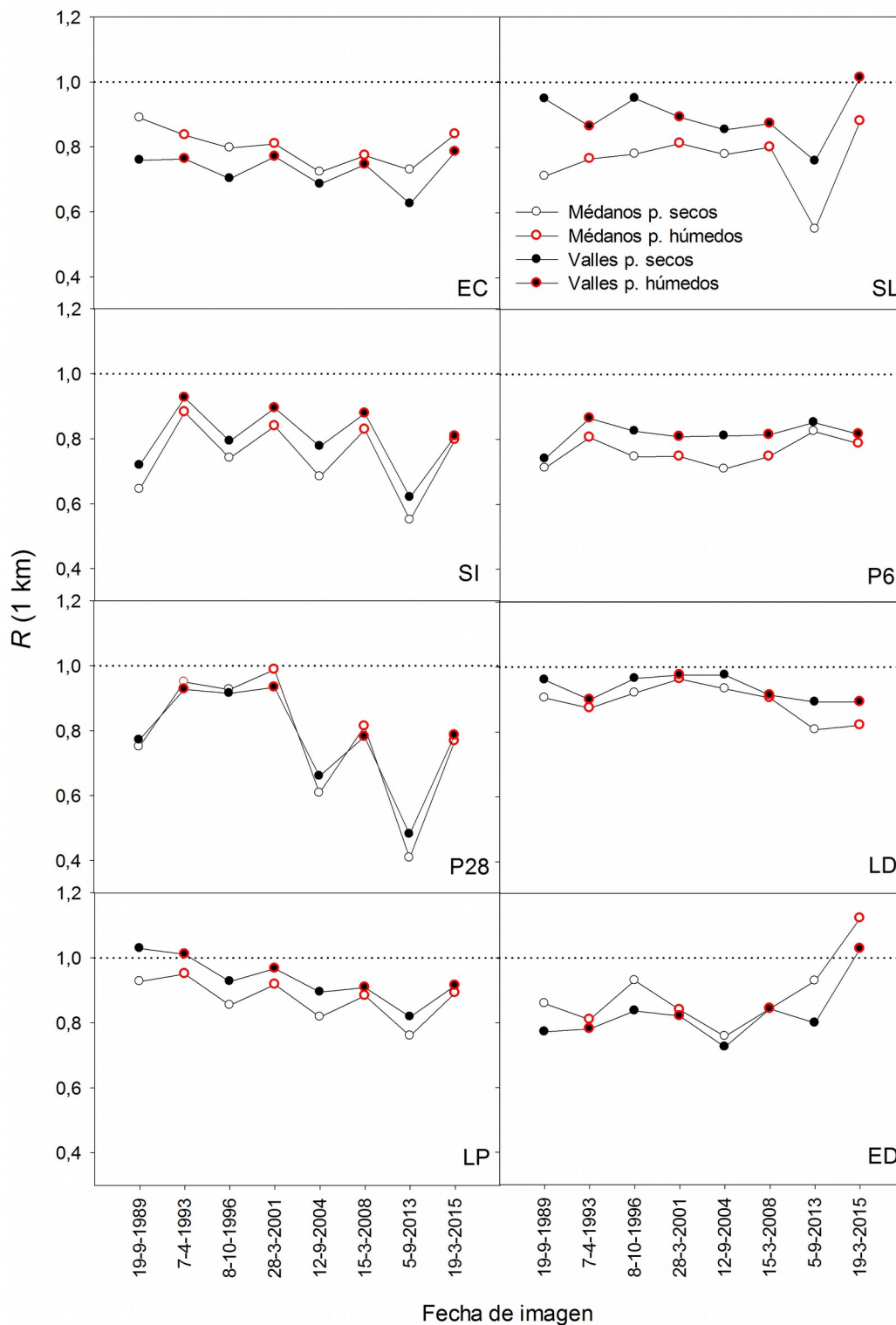


Figura 3.6. Valores de R para las áreas de influencia hasta 1 km de los puestos EC, SL, SI, P6, P28, LD, LP y ED, en las diferente imágenes correspondientes a períodos húmedos (círculos rojos) y períodos secos

(círculos negros) en valles intermédanos (círculos sólidos) y médanos (círculos abiertos).

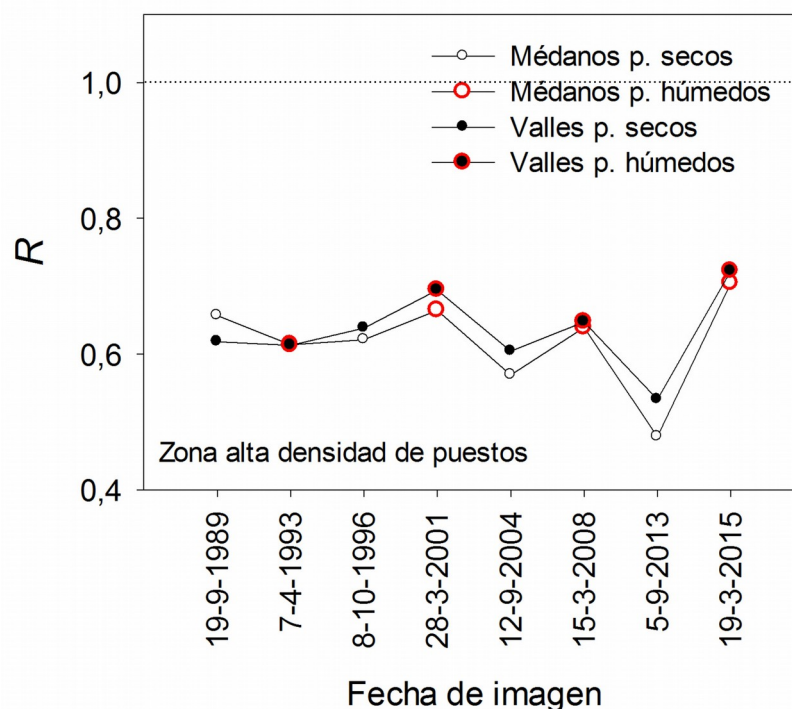


Figura 3.7. Valores de R para la zona de alta densidad de puestos en las diferentes imágenes correspondientes a períodos húmedos (círculos rojos) y secos (círculos negros), en valles (círculos sólidos) y médanos (círculos abiertos).

3.5. Discusión

3.5.1 Cobertura vegetal en valles y médanos a lo largo de los gradientes de uso.

Los valores de SATVI fueron mayores en valles intermédanos que en médanos a lo largo de los gradientes de uso y en los dos períodos analizados (húmedos y secos, tablas 3.2 y 3.3). SATVI presenta buen ajuste con la cobertura vegetal total en el área de estudio (capítulo 2; Goirán *et al.*, 2012), siendo sensible a la vegetación verde y senescente (Marsett *et al.*, 2006). Para la interpretación de los datos, es importante destacar que en los períodos secos las fechas de

las imágenes corresponden en todos los casos a fechas anteriores al comienzo de brotación de la vegetación freatófita (aproximadamente 10 de octubre, Jobbágy *et al.*, 2011). Por esto, puede considerarse que las diferencias entre valles y médanos en los valores del índice de vegetación en ambos períodos corresponden a diferencias en la cobertura vegetal total, y no a diferencias de verdor por posibles desfases fenológicos entre las dos unidades de paisaje.

Los resultados obtenidos coinciden con otros trabajos realizados en la misma área, donde se encontraron mayores coberturas vegetales en mediciones puntuales en campo, y valores mayores de índices de vegetación (EVI) obtenidos con teledetección en valles que en médanos adyacentes (Aranibar *et al.*, 2014; Jobbágy *et al.*, 2011). La mayor cobertura vegetal indicada por SATVI en los valles refleja la variación en estructura y composición de la vegetación entre las dos unidades de paisaje, provocada principalmente por el acceso diferencial al acuífero freático, que se encuentra cerca de la superficie en las zonas bajas del paisaje (6 a 15 metros, Gomez *et al.*, 2014). Dentro de la llanura medanosa, la vegetación se diferencia claramente entre las dos unidades. Los médanos sostienen una comunidad vegetal sin acceso a la freática dominada por arbustos como *Larrea divaricata*, *Tricomaria usillo*, *Bulnesia retama* y *Atriplex lampa* entre otros, acompañado por pequeños individuos de *Prosopis flexuosa* y un estrato herbáceo disperso dominado por *Panicum urvilleanum* (Jobbágy *et al.*, 2011). Los valles intermédanos sostienen vegetación freatófita, formando bosques con productividad muy superior a la esperada por las precipitaciones (Jobbágy *et al.*, 2011; Contreras *et al.*, 2011, 2012), dominados por *P. flexuosa*, acompañado por *Bulnesia retama* y *Geoffroea decorticans*, con coberturas que pueden llegar al 100% en el estrato arbóreo. El estrato arbustivo puede estar dominado por especies como *A. lampa*, *Suaeda divaricata*, *T. usillo* y *L. divaricata* (Villagra *et al.*, 2004).

3.5.2 Respuesta de la vegetación a períodos húmedos y secos. Resiliencia de los gradientes de uso.

En el presente capítulo se planteó como hipótesis que la actividad de los puestos en el área de estudio genera degradación del ecosistema, indicada como una disminución de la resiliencia de la cobertura vegetal en las zonas de influencia de cada puesto. Los resultados obtenidos en los 9 casos analizados apoyan parcialmente esta hipótesis ya que la respuesta de la cobertura vegetal durante los períodos húmedos fue variable, mostrando signos de pérdidas de resiliencia en la mayoría de los casos analizados. Pero también se encontraron casos en los cuales

la cobertura vegetal de las áreas pastoreadas alcanzó los valores de la referencia en los períodos húmedos manifestando no degradación, y/o tendencia de recuperación en la serie temporal.

La actividad de los puestos generó gradientes de cobertura vegetal de tipo normales de acuerdo a la clasificación de Pickup y Chewings (1994), caracterizados por incrementos graduales de la cobertura vegetal con el aumento de la distancia al punto de mayor concentración de ganado (puesto). Los valores del índice de vegetación cambiaron significativamente con la distancia al puesto, en ambas unidades de paisaje tanto en períodos húmedos como secos (Tabla 3.2), manifestando una persistencia del efecto de los puestos sobre la cobertura vegetal total (ver figuras II.4 y II.5 del anexo II). Es decir que en la mayoría de los casos y fechas analizadas no hay recuperación total de la vegetación en los gradientes provocados por los puestos, durante los períodos húmedos. No obstante estos resultados generales, la observación de los cambios en los gradientes de cobertura a lo largo de la serie temporal, mediante el índice R , permitió identificar diferentes tendencias en el ecosistema que conviven en la región.

Los puestos analizados se pueden agrupar de acuerdo a la dinámica de la resiliencia de la cobertura vegetal a lo largo de la serie temporal. El primer grupo se conforma con los puestos que manifestaron procesos de degradación. Entre estos, algunos mostraron disminución sostenida de los valores de R a lo largo de los períodos húmedos, indicando una tendencia de degradación en la serie temporal (Pickup *et al.*, 1998). Al inicio de la serie, estos puestos (SI, P28, y LP) mostraron una condición buena o no degradada, con valores de R cercanos a 1 en el primer período húmedo. Al final de la serie, solo un caso mostró diferencias inferiores al 10% (LP), mientras que las pérdidas de resiliencia fueron más marcadas en los otros (SI y P28). La evolución de los valores de R en los períodos secos de estos puestos sugiere aumento de la presión de uso a lo largo de la serie temporal. La disminución de los valores de R y los bajos niveles alcanzados en los períodos secos se traducen en disminuciones marcadas de la cobertura vegetal, aumentando la susceptibilidad del sistema a otros factores controladores, pudiendo llevar el sistema a un estado degradado (Ravi *et al.*, 2010; D'Odorico *et al.*, 2012). La evolución en el tiempo de estos puestos sugiere este proceso, ya que las pérdidas paulatinas de resiliencia en los períodos húmedos están precedidas por la acentuación progresiva de los gradientes de cobertura vegetal en las épocas más críticas (Figura 3.5 y 3.6).

Dentro del primer grupo, otros casos (EC, P6, y el área de alta densidad de puestos) presentaron un estado ya degradado al comienzo de la serie y sin recuperación en los períodos

húmedos siguientes, demostrado por los valores bajos y estables de R a lo largo de todos los períodos húmedos. Wessels *et al.* (2007) observaron la misma dinámica en tierras comunales de Sudáfrica, con menor productividad en zonas degradadas que no degradadas pero sin disminución de la resiliencia en el tiempo. Estos autores postulan que el sobrepastoreo ha causado una transición hacia un estado estable con menor productividad. De la misma manera, la respuesta de la cobertura vegetal en estos casos podría corresponder a un nuevo estado del sistema. El comportamiento de los valores de R en los períodos secos apoya este enfoque. La tendencia general en dos de los casos fue decreciente a lo largo de la serie temporal (EC y la zona de alta densidad de puestos) y ligeramente creciente en un caso (P6), mientras que los valores en los períodos húmedos se mantuvieron constantes (figuras 3.5, 3.6, y 3.7). Esto sugiere que los niveles de disturbio, aunque crecientes (o decrecientes), en estas áreas están dentro de los umbrales de cambio de este estado del sistema (Stringham *et al.*, 2003; Briske *et al.*, 2006).

El segundo grupo está compuesto por los puestos que no manifestaron tendencias definidas. De acuerdo a los análisis de imágenes a partir de 1985, el puesto LD presenta signos de actividad desde 1992, permitiendo la observación de la evolución de su área de influencia en los primeros años de explotación. Este puesto mantuvo valores de R elevados al inicio de la serie temporal hasta el período húmedo 2001, disminuyendo en los períodos siguientes (2008 y 2015) en el área más cercana al puesto. Una disminución de la resiliencia durante un período menor a 10 años no se considera una tendencia (Pickup *et al.*, 1998) por lo que los resultados de este puesto no indican fehacientemente degradación. Sin embargo la detección temprana de cambios que pueden llegar a ser una tendencia de degradación pueden ser valiosos para generar estrategias de manejo y prevención. Por su parte sin una tendencia definida también se presenta SL. Los resultados en este puesto sugieren un estado no degradado en los valles, por valores estables y altos a lo largo de los períodos húmedos y recuperación completa del gradiente en el último período, a pesar de los valores decrecientes de R en los períodos secos. En esta unidad de paisaje, las presiones crecientes también estarían dentro de la capacidad de recuperación del sistema. No obstante, los médanos de este puesto aparentemente presentan la misma situación que los casos descritos en el grupo anterior, ya que los valores estables en los períodos húmedos se encuentran por debajo de la recuperación completa (figuras 3.5 y 3.6).

Por último, un caso mostró una tendencia de recuperación de la resiliencia a lo largo de la serie temporal: ED. Este puesto tiene una antigüedad de más de 70 años y durante las últimas

décadas ha disminuido la cantidad de animales debido a diferentes razones: por edad avanzada de sus dueños, sus hijos trabajan sus propios puestos, y aumento de ingresos extra-prediales por jubilación (Comunicación personal con Vicenta y Eulogio Sosa, propietarios del puesto). Así, en la actualidad este puesto sostiene menos carga que la histórica, en su mayoría de vacunos y equinos. La respuesta de la vegetación durante la serie temporal reflejó la disminución de la presión de uso reportada por sus dueños, los valores de R en los períodos húmedos de ED mostraron un aumento paulatino en ambas unidades de paisaje, presentando una recuperación completa durante el último período húmedo. R fue significativamente más alto en los médanos durante los períodos secos que en los valles. Aunque no se han realizado estudios sobre la preferencia de los animales por distintas unidades de paisaje, podría existir una preferencia del ganado por los valles, ya que frente a una abundancia de recurso (por menor consumo con cargas bajas) el alimento brindado por los valles podría ser suficiente, evitando el consumo del forraje en la unidad de paisaje de más difícil acceso.

Holmgren y Scheffer (2001) sugieren que en zonas áridas los períodos húmedos son ventanas de oportunidad para la recuperación de un sistema degradado. Estos autores plantean que durante estos períodos los niveles críticos de presión para provocar la recuperación, o la degradación, son más elevados (ej. niveles eliminación de biomasa por pastoreo). Así, la combinación de un período húmedo y el control del pastoreo puede llevar el sistema a la recuperación. La evolución de R en los períodos secos y húmedos que mostró el puesto ED coincide con el modelo propuesto por estos autores, mostrando un potencial de recuperación del ecosistema en el área de estudio. La recuperación de la cobertura vegetal durante los períodos húmedos puede deberse al aporte de diferentes componentes de la vegetación. Holmgren *et al.*, (2001) enumeran varios efectos de los períodos húmedos provocados por El Niño en las comunidades vegetales de las zonas áridas, como aumento en la germinación de especies anuales, aumento en el crecimiento, floración y producción de frutos en especies perennes de pastos, arbustos y árboles, con consecuencias en el corto y largo plazo. Por otro lado, otras investigaciones en diferentes partes del mundo han encontrado diversos efectos del abandono de las actividades agropecuarias en los ecosistemas (Rey Benayas *et al.*, 2007). Por ejemplo, aumento o disminución de la diversidad de especies, cambios en las dinámicas y estructura de la vegetación, en la cobertura vegetal, nutrientes y materia orgánica del suelo, que dependen de varios factores interactuantes como historia e intensidad de uso, tiempo de abandono,

características geomorfológicas, entre otros (Bonet, 2004; Hou y Fu, 2014; Peco *et al.*, 2006). En el NE de Mendoza, son necesarios más estudios que analicen los cambios en el ecosistema en situaciones de disminución de la presión de uso o abandono total de la explotación de un puesto, así como las respuestas del ecosistema asociadas a diferentes tipos de manejo y cargas.

R en los períodos secos se calcula en fechas que corresponden al momento más crítico del año para la vegetación, por ser el final del período sin precipitaciones, al mismo tiempo que corresponde a un año de precipitaciones escasas. Además, otros estudios comprobaron que los efectos del pastoreo en la productividad de la vegetación son mayores en los períodos con precipitaciones escasas (Blanco *et al.*, 2008), lo que puede influir en el estado de la cobertura vegetal de las áreas bajo pastoreo en estos momentos del año. En los períodos secos la cobertura vegetal lograda en los meses lluviosos fue consumida por el ganado durante el período invernal y la vegetación aún no comienza su recuperación en estas fechas (Jobágyy *et al.*, 2011). Debido a esto se espera que los valores de R sean menores en los períodos secos que en los húmedos. Sin embargo, en algunos casos (SL, LD y ED), principalmente al comienzo de la serie temporal, los períodos secos presentaron valores de R mayores a los húmedos (figuras 3.5; 3.6). Esto puede deberse a diferentes causas, una de ellas es la no actividad del puesto como en LD (antes de 1992). Otra causa puede ser la disminución de la presión en el área por traslado del ganado, esta práctica se ha observado en puestos dentro de la reserva Telteca (puestos Balde de Pedro y el Jagüel, comunicación directa con Guardaparques), donde el ganado (principalmente vacuno) permanece en el puesto sólo durante una época del año. No se cuenta con este tipo de información de los primeros años de la serie temporal, por lo que no es posible asegurar que esta sea la causa de este patrón.

Cabe destacar que los períodos secos mostraron valores decrecientes en la serie temporal en la mayoría de los casos analizados (7 casos). El aumento paulatino de las diferencias entre las áreas de influencia de los puestos y las referencias, sugieren incrementos en las presiones ejercidas por los puestos sobre el ecosistema en los últimos 28 años, lo que se traduce en cada vez menos cobertura vegetal en los momentos más críticos, con el consecuente incremento de la susceptibilidad del sistema y el riesgo de degradación y desertificación (Ravi *et al.*, 2010).

Además, el deterioro de las zonas de pastoreo tiene consecuencias directas sobre la producción, los bajos valores de R en los períodos secos reflejan escasez de alimento para el ganado con posibles consecuencias en la mortandad de animales y bajas tasas de parición que

impactan directamente sobre los ingresos y el sustento de las familias. El último período seco (2013) fue el que presentó los valores de R más bajos en la mayoría de los casos, posiblemente debido al uso de la vegetación por los puestos y por ser el final de un ciclo de 5 años de escasa recuperación de la vegetación por déficit hídrico (2009 – 2013, figura 3.4). Durante este período, testimonios de pobladores locales y observaciones en el campo evidenciaron una inusual mortandad de ganado vacuno, interpretada como una consecuencia de la escasez de recursos forrajeros. “Están muriendo muchos animales, no hay más pasto en el campo...” (Sr. Murúa, puesto Las Cañas).

R en valles intermédanos y médanos

Los valores de R fueron significativamente mayores en valles que en médanos, tanto en períodos húmedos como en secos (tabla 3.4). Dube y Pickup (2001) asocian la respuesta de la cobertura vegetal con el tipo de vegetación en gradientes de pastoreo en Botsuana, adjudicando altas coberturas vegetales durante los períodos secos y baja respuesta de la vegetación en los períodos húmedos a la predominancia de vegetación leñosa. Las diferencias en composición y estructura de la vegetación pueden influir en el comportamiento del índice R entre las dos unidades de paisaje analizadas. En el área de estudio, la utilización de madera y leña está limitada a las necesidades de autoconsumo del puesto, ya que su extracción y comercialización están prohibidas por la creación de la Reserva Faunística y Florística del bosque Telteca en 1985 (Gobierno de la provincia de Mendoza, 1985) y por leyes contra la deforestación (Gobierno de la República Argentina, 2009). Así, los estratos arbustivo y herbáceo son los más afectados por la actividad de los puestos, debido al consumo por el ganado (Egea *et al.*, 2014) y a la remoción de arbustos en la cercanía del puesto; presentando el estrato arbóreo en los valles altas coberturas incluso en las zonas de mayor presión de uso (Meglioli *et al.*, 2013). Bajo este enfoque, los mayores valores de R en los valles que en los médanos en los períodos secos pueden atribuirse al estrato arbóreo menos explotado, lo que podría enmascarar en parte a los efectos de la actividad de los puestos sobre los otros componentes de la cobertura en estos períodos.

No obstante, los valores mayores de R en los valles en los períodos húmedos indican una recuperación de la cobertura vegetal total mayor a los médanos, sugiriendo una mayor respuesta de los estratos inferiores (arbustos y pastos) a las condiciones de abundancia de agua en estas

unidades de paisaje. Estos resultados reflejan una diferencia en la sensibilidad al disturbio entre valles intermédanos y médanos. Los valores de R hasta 1 y 2 km mayores en valles que en médanos en los períodos lluviosos indican que bajo las presiones ejercidas por la actividad de los puestos los médanos sufren mayores pérdidas de resiliencia. Sumado a esto, los médanos de los casos que presentaron signos de degradación (tendencia decreciente de R o bajos valores en toda la serie) alcanzaron valores de R bajos, principalmente en el último período seco (figuras 3.4, 3.5 y 3.6). Estos bajos niveles de cobertura en los períodos críticos en combinación con las características físicas como mayores pendientes y sustrato arenoso hacen más susceptibles a los médanos a la degradación. Sin embargo, cabe destacar el puesto ED, el cual mostró valores de R mayores en médanos que en valles en la mayoría de los períodos secos y en el último período húmedo, manifestando una recuperación completa del gradiente de cobertura vegetal. Este caso muestra que frente a la liberación de presión de uso por menores cargas de ganado (como se explicó en párrafos anteriores) la cobertura vegetal de los médanos se recupera completamente en un período de tiempo corto, posiblemente debido al aporte del estrato herbáceo, dando indicios del potencial de recuperación de este sistema.

En otros sistemas de pastoreo extensivo con paisajes heterogéneos se ha demostrado que existe preferencias del ganado entre unidades de paisaje, debido a diferentes factores como productividad de la vegetación, palatabilidad de las especies presentes, facilidad de acceso, disponibilidad de sombra, entre otros (Frank *et al.*, 2012; Tomkins y O'Reagain, 2007). Esto genera mayores presiones sobre las unidades más frecuentadas por el ganado, pudiendo provocar su degradación (ej. mallines patagónicos, Suárez *et al.*, 2010). La composición botánica de la dieta del ganado caprino en el área de estudio está conformada por especies provenientes de ambas unidades de paisaje (Egea *et al.*, 2014). No hay estudios publicados sobre el comportamiento de los diferentes tipos de ganado con respecto a la preferencia de las unidades de paisaje para esta región. Los valles intermédanos presentan características que pueden favorecer mayor presión sobre estas unidades, como la oferta de sombra y de recursos forrajeros extra aportados por los árboles en ciertas épocas del año, las pendientes suaves y sustrato menos arenoso de los valles que pueden implicar mayor facilidad de acceso y menor esfuerzo para conseguir alimento por el ganado. Sumado a esto, la extracción de madera, leña y eventual tala de árboles realizada por los puesteros, dan indicios de que los valles podrían estar sometidos a una presión de uso mayor que los médanos adyacentes. Desde la escala de observación de los análisis

de este capítulo, los resultados muestran que en el rango de presiones que ejercen los puestos analizados los valles sufren menos degradación que los médanos, sugiriendo una mayor resistencia aún al disturbio generado por los puestos. Se genera el interrogante sobre la existencia de diferencias en la intensidad del disturbio por selectividad en el uso de la unidad de paisaje bajo el sistema de explotación actual, y la respuesta de estas dos unidades de paisaje a valores de cargas y presiones de uso específicas. Estudios futuros pueden abordar estas cuestiones analizando el comportamiento de los diferentes tipos de ganado con respecto a las unidades de paisaje, cuantificando niveles de disturbio por las presiones de uso generadas y la respuesta de las unidades de paisaje a valores equivalentes de presión.

3.5.3 Consideraciones finales

La tendencia de disminución de la resiliencia, el estancamiento en valores bajos de R y la disminución R en los períodos secos son una señal clara de un proceso de degradación y aumento de la vulnerabilidad del sistema, por disminución en las coberturas y capacidad de recuperación de la vegetación. Considerando todos los casos analizados, el estado de la vegetación hace 28 años era claramente mejor que el actual, a pesar de que el período analizado incluye la historia de la reserva Telteca desde su creación en 1985. Estos resultados aportan evidencias sobre la falta de sostenibilidad del sistema productivo predominante.

De los 9 casos analizados, 7 mostraron pérdidas de resiliencia, siendo éstas más acentuadas en las áreas más cercanas a los puestos y en el área bajo influencia de varios puestos. Los análisis de cobertura vegetal a escala regional (capítulo 2) muestran que la proporción del área con baja cobertura vegetal, considerada en otros estudios como indicadora de degradación (Elwell y Stocking, 1986; Francis y Thornes, 1990), es baja. Sin embargo los resultados de este capítulo sugieren que la mayoría de estas áreas presentan procesos de degradación. Además, los resultados también indican aumento de las presiones sobre el sistema a lo largo de la serie temporal, en la mayoría de los casos analizados.

La tendencia en el aumento de las presiones y de la degradación en los puestos individuales encontrada en el presente capítulo se corresponde con un aumento en el número de ganado registrado en los censos del período estudiado. Los censos agropecuarios (Censo Nacional Agropecuario 1988, 2002, 2008) muestran un aumento en las cabezas de ganado de

48% en el caso de los bovinos y un 84% en los caprinos en el departamento de Lavalle entre 1988 y 2008 (tabla II.2 anexo II). La relación cabezas de ganado/población rural en el período de tiempo analizado aumentó en el departamento de Lavalle de 0,66 cabezas/habitante a 0,71 cabezas/habitante para el ganado vacuno. En el caso de los caprinos el aumento fue mayor, de 3,72 a 5,14 cabezas/habitante (elaboración propia con datos de INDEC 1988, 1991, 2008 y 2010, tablas II.2 y II.3 anexo II). Si bien estas relaciones son calculadas con datos de todo el departamento, da una idea del aumento de las cargas ganaderas en el período analizado. Por su parte, la población de los distritos del área de estudio disminuyó entre los censos del 2001 y 2010 (tabla II.3 anexo II), manifestando la migración de población mencionada en otros trabajos (Abraham, 2002; Soria *et al.*, 2011; Torres, 2008b). La carencia de datos de número de animales actuales e históricos en los puestos analizados impide una evaluación concreta en cada caso, sin embargo los datos disponibles para la región muestran una tendencia general clara. Durante los últimos 30 años se produjeron cambios en el territorio que pueden haber contribuido a esta tendencia, Guevara y colaboradores (1993) mencionan en los años 90 un aumento del número de animales en las unidades productivas del área como consecuencia del mejoramiento del acceso a la zona por la construcción de la ruta 142. Desde un enfoque socioeconómico, las presiones y la degradación en aumento en el ecosistema se corresponden también con los complejos problemas de exclusión y carencias estructurales de la región (Torres *et al.*, 2005, 2010). Los niveles de pobreza de la zona son superiores a los valores provinciales (Torres, 2008a), relacionado a la posición periférica histórica en el sistema de toma de decisiones y de los mercados, a la vinculación marginal del área con los oasis agrícolas y a la falta de infraestructura que promueva el desarrollo, entre otros. Estos factores son indicados como las causas primarias de las prácticas no sostenibles y la sobre-explotación de los recursos que los pobladores locales realizan para lograr su supervivencia (Torres *et al.*, 2005, 2010).

La variabilidad en los valores y tendencias encontradas en los diferentes casos analizados pone de manifiesto la heterogeneidad de situaciones en la realidad de los puestos. Los resultados mostraron desde recuperación completa del área afectada, hasta niveles bajos de *R* a lo largo de la serie temporal. Esto podría explicarse por las diferencias entre los casos analizados como presión de uso de varios puestos sobre la misma superficie, diferentes manejos productivos, cargas ganaderas, antigüedad del puesto, historia de uso, etc. Para planificar estrategias de manejo y conservación, éstas variables deben ser consideradas, así como la diferente susceptibilidad de las

unidades de paisaje.

El análisis de la degradación de las áreas de uso mediante el índice R y su evolución temporal es una herramienta de utilidad para el diagnóstico de la situación actual de los puestos ganaderos, el análisis a largo plazo de diferentes manejos, y para la evaluación de posibles consecuencias de cambios en el territorio que provoquen aumento en la cantidad y densidad de puestos, aumentos en las cargas ganaderas, entre otros. Además, el análisis temporal de precipitaciones indica que, como en otras zonas áridas, las precipitaciones son variables, con períodos secos y húmedos, por lo que las estrategias de manejo también deben enmarcarse en este contexto de fluctuaciones climáticas. Finalmente, los resultados de este capítulo también ponen de manifiesto la posibilidad de la identificación de diferentes estados estables y umbrales como se realizó en otros ambientes de Argentina (Ej. Bertiller y Bisigato, 1998; López *et al.*, 2013), información necesaria como base para el diseño de estrategias de manejo del ganado y explotación de los recursos, planteo de objetivos y opciones de manejo en proyectos de restauración.

3.6 Conclusiones

Los resultados de este capítulo mostraron la ocurrencia de procesos de degradación en el área de estudio asociados a la actividad de los puestos, pero además presentaron indicios de un potencial de recuperación del ecosistema, probablemente debido a una disminución de la presión de uso en el tiempo. La mayoría de los casos analizados mostraron señales de degradación, indicadas por la pérdida de la resiliencia de la cobertura vegetal, más pronunciada en las áreas cercanas a los puestos. Los resultados también mostraron que los valores de R en los períodos secos disminuyeron continuamente en la mayoría de los casos, sugiriendo aumentos de las presiones ejercidas sobre el ecosistema a lo largo de la serie temporal. No obstante, un caso mostró aumento en los valores de R a lo largo de los períodos secos y húmedos, indicando una tendencia de recuperación de la resiliencia, probablemente debido a una disminución de las presiones de uso, dada por el envejecimiento natural del puesto y la emigración de los miembros de la familia.

Los valles intermédanos presentaron mayores coberturas vegetales totales que los médanos y la resiliencia de la cobertura vegetal también fue significativamente mayor en los

valles, indicando mayor sensibilidad a las presiones generadas por los puestos en los médanos. Pero, la recuperación total del gradiente en los médanos frente a una disminución de la presión de uso mostrada en uno de los casos refleja un potencial de recuperación alto en estas unidades de paisaje. Estudios futuros podrían abordar en más detalle la capacidad de recuperación de la vegetación con la disminución de la presión de uso, y las posibles diferencias entre las unidades de paisaje, sugeridas por los resultados de este capítulo.

CAPÍTULO 4

RESPUESTA DE LA ESTRUCTURA ESPACIAL DE LA VEGETACIÓN Y LA RETENCIÓN DE RECURSOS A LAS DIFERENTES PRESIONES DE USO ASOCIADAS A PUESTOS GANADEROS EN EL NE DE MENDOZA.



CAPÍTULO 4

RESPUESTA DE LA ESTRUCTURA ESPACIAL DE LA VEGETACIÓN Y LA RETENCIÓN DE RECURSOS A LAS DIFERENTES PRESIONES DE USO ASOCIADAS A PUESTOS GANADEROS EN EL NE DE MENDOZA.

4.1 Introducción

Los ecosistemas áridos y semiáridos cubren el 40% de la superficie de la tierra y sostienen a la tercera parte de la población mundial. Éstos suelen ser sensibles a las perturbaciones causadas por la actividad humana, y una elevada proporción de las tierras secas del mundo ha sufrido degradación debido a la combinación de factores climáticos y antrópicos (Reynolds *et al.*, 2007). Frecuentemente, la respuesta a los disturbios en estos ambientes es compleja, con procesos de retroalimentación positiva que aceleran los cambios en diferentes atributos del sistema, alcanzando un estado degradado en muchos casos irreversible una vez superado un umbral (D'Odorico *et al.*, 2012). Estos procesos se dan por la íntima relación entre la estructura y el funcionamiento del ecosistema, por lo que características estructurales como la distribución espacial de la vegetación han sido de interés de estudio por su potencial como indicadores de degradación (Kéfi *et al.* 2007; Mayor *et al.*, 2013; Moreno de las Heras *et al.*, 2012; Tongway y Hindley, 2004).

La vegetación de las zonas áridas generalmente se caracteriza por estar organizada en patrones espaciales, estructurados como un mosaico compuesto por parches de alta cobertura vegetal insertos en una matriz de baja o nula cobertura. Esta particular organización de la vegetación es consecuencia, y a su vez causa, de mecanismos como la redistribución de recursos en el paisaje (Aguiar y Sala, 1999; Puigdefábregas, 2005). El agua, nutrientes, suelo, etc. se mueven entre los dos componentes del mosaico, de modo que los parches de vegetación obstruyen los flujos comportándose como sumideros mientras que las zonas de suelo desnudo se comportan como fuentes (Puigdefábregas, 2005).

Paralelamente, se ha demostrado que los procesos de degradación llevan asociados cambios en la cobertura y estructura espacial de la vegetación, alterando así el equilibrio de

retención de recursos (Bautista *et al.*, 2007; Ludwig *et al.*, 2007; Tongway y Hindley, 2004). Cuando un ecosistema árido es sometido a un disturbio, la organización espacial de la vegetación puede cambiar en diferentes proporciones, a nivel de su distribución, tamaño y número de parches vegetados y aumentar la cobertura y conectividad de las áreas de suelo desnudo. Estos cambios están asociados a alteraciones en el balance de agua y nutrientes, como por ejemplo aumento de las pérdidas de recursos por escorrentía o viento, o disminución de la eficiencia en el uso del agua; generándose con esto retroalimentaciones positivas que disminuyen aún más los parches vegetados y potencian las pérdidas (Mayor *et al.*, 2013, Moreno de las Heras *et al.*, 2012, Okin *et al.*, 2009).

Bajo este marco conceptual, se desarrollaron metodologías para obtener información de la organización del paisaje y su estado funcional, como por ejemplo la metodología LFA (*Landscape functional analysis*, Tongway y Hindley, 2004) con la cual se recoge información de la organización del paisaje en áreas fuentes y sumideros, y datos de la superficie del suelo para el cálculo de índices funcionales. Entre estos últimos, las características de la hojarasca (ej. cobertura, grosor, origen y descomposición) y la presencia y cobertura de costras biológicas son importantes para determinar la capacidad de retención y reciclado de nutrientes del paisaje. La hojarasca es un indicador fuertemente relacionado a la concentración de carbono y nitrógeno en las capas superficiales del suelo (Melillo *et al.*, 1989). Por su parte, las costras biológicas son comunidades microbióticas compuestas por musgos, líquenes, hepáticas, cianobacterias y algas, e intervienen en la estabilidad del suelo, regulan la infiltración y patrones de movimiento de agua, fijan carbono y nitrógeno, retienen humedad y en algunos casos facilitan el establecimiento de plantas vasculares (Bowker *et al.*, 2011).

La ganadería es una de las actividades económicas más importantes en las zonas áridas y a su vez uno de los principales factores de degradación y desertificación en estos ambientes (Asner *et al.*, 2004; Geist y Lambin, 2004). Los efectos del disturbio provocado por el ganado sobre la estructura y funciones de estos ecosistemas implican cambios en la composición, riqueza y diversidad de especies, disminución de la cobertura vegetal total, pérdida de la estructura del suelo y materia orgánica (Brooks *et al.*, 2006; Goirán *et al.*, 2012; Neff *et al.*, 2005; Ringrose *et al.*, 1996; Wesuls *et al.*, 2013); y la disminución en la eficiencia del uso del agua y ciclado de nutrientes (ej. Aranibar *et al.*, 2008 ; Moreno de las Heras *et al.*, 2012).

Otros estudios evaluaron los efectos del pastoreo en la distribución espacial de la

vegetación y procesos asociados en diferentes zonas áridas del mundo como el Mediterráneo (Kéfi *et al.*, 2007), Australia (Ludwig *et al.*, 2002) estepas de China (Lin *et al.*, 2010), o el Monte y Estepa patagónicos en Argentina (Ares *et al.*, 2003a y b; Bisigato *et al.*, 2005). En estos trabajos, se encontraron características asociadas a la degradación en áreas de alta presión de pastoreo, entre ellas el cambio en el tamaño de los parches vegetados, el aumento en el tamaño y conectividad de los parches desnudos con aumento en los niveles de escorrentía y pérdida de suelo por viento.

En zonas áridas, la dependencia del ganado del agua suministrada en puntos fijos en el paisaje genera una concentración de la actividad ganadera en las áreas cercanas a estos sitios. Como resultado se produce un gradiente de presión de pastoreo centrado en el punto de suministro de agua, llamado piósfera (Lange, 1969). La respuesta en la distribución espacial de la vegetación y procesos como el reciclado y la retención de nutrientes a diferentes presiones de uso puede ofrecer información de utilidad como indicador de degradación y de la resistencia del ecosistema. En este trabajo se considera a la resistencia como la capacidad de un ecosistema de soportar perturbaciones, sin sufrir cambios en su estructura y funciones (Lake, 2013).

López y colaboradores (2011) en su modelo SFSTM (*Structural-functional state and transition model*) postulan que es posible determinar cambios de estado y umbrales críticos con el análisis de los cambios en la estructura debido a un disturbio, y las pérdidas de funciones y/o procesos relacionados a éstos. En este modelo, los umbrales pueden identificarse cuando un incremento en la intensidad y/o frecuencia de un disturbio provoca importantes cambios en la estructura de la vegetación y/o suelo, y también con un significativo incremento en la tasa de pérdida de funciones ecosistémicas. Además, esto permite evaluar la resistencia y resiliencia del sistema ecológico.

En el NE de la provincia de Mendoza, el pastoreo extensivo es la actividad principal que se desarrolla en puestos ganaderos distribuidos en todo el territorio (Goirán *et al.*, 2012). Estos puestos subsisten gracias al aporte de agua subterránea, que se encuentra cerca de la superficie (Gomez *et al.*, 2014). La poca profundidad del acuífero freático favorece el desarrollo de comunidades vegetales con alta actividad biológica (Álvarez *et al.*, 2006, Villagra *et al.*, 2004) y mayor productividad que las esperadas por las precipitaciones (Contreras *et al.*, 2011, 2012). La elevada productividad se observa en valles intermédanos, donde la vegetación freatófita (árboles de *P. flexuosa* y arbustos) accede al agua freática. La vegetación de los médanos ubicada a mayor

altitud y distancia al acuífero no cuenta con este aporte adicional de agua, mostrando una productividad menor que los valles intermédanos (Jobbágy *et al.*, 2011).

En el capítulo 3 se detectaron a escala regional patrones en la resiliencia de la vegetación, que en general disminuye con el tiempo. Además, las pérdidas de resiliencia en las áreas de influencia de los puestos fueron significativamente diferentes entre las dos unidades de paisaje, demostrando una mayor sensibilidad de los médanos al disturbio generado por los puestos. Sin embargo, la teledetección no permite inferir los mecanismos actuantes a escala local por los que disminuye la resiliencia; y no existen estudios previos que analicen este sistema desde el enfoque de las interrelaciones entre la estructura espacial de la vegetación y las funciones ecosistémicas que podrían explicar estos mecanismos.

Las presiones de uso, el acceso diferencial al agua freática, y la topografía afectarían la estructura y función de estos ecosistemas, y la respuesta ante perturbaciones. La mayor productividad y el carácter negativo o concavidad de los valles intermédanos otorgarían una mayor resistencia a los disturbios, ya que estas zonas recibirían los aportes, ya sea sedimentos finos y materia orgánica, transportados por la erosión desde los flancos de médanos. Por el contrario, al presentar mayores pendientes y distancia al agua freática los médanos serían más sensibles a la erosión hídrica y eólica, posiblemente facilitada por las perturbaciones asociadas a los puestos ganaderos. Los cambios asociados a los gradientes de presión de uso en atributos de la estructura de la vegetación y en indicadores de la retención de recursos, y la relación existente entre éstos pueden aportar información sobre dinámicas del ecosistema intervinientes en procesos de degradación, o en el mantenimiento de un estado estable del sistema. El análisis de estos cambios en las dos unidades de paisaje permite deducir el grado en que las características diferenciales de cada unidad afectan a los procesos que explican la mayor sensibilidad o resistencia de cada una a la actividad ganadera. La información obtenida bajo este enfoque aporta nuevos datos para construir un conocimiento más profundo del sistema y sus dinámicas, información de utilidad para el diseño de estrategias de manejo sostenible y la restauración de zonas degradadas.

En el presente capítulo se evalúa la respuesta de la estructura y funcionamiento del ecosistema a la actividad de los puestos tradicionales en el NE de Mendoza. Para esto se analizan los cambios en la estructura espacial de la vegetación y la retención de nutrientes dentro del gradiente de presión de uso generado con la distancia al puesto. La estructura de la vegetación se

evalúa mediante atributos de su organización espacial y la riqueza de especies. La capacidad del paisaje de retener nutrientes se estima con un índice de reciclado de nutrientes (IRN) elaborado a partir de las características de la hojarasca (cobertura, origen y estado de descomposición) y la cobertura de costras biológicas presentes en los parches de vegetación. Además, para evaluar las diferencias en la respuesta a los disturbios, las dos unidades de paisaje, valle intermédano y médano, se analizaron por separado.

4.2 Hipótesis y Objetivos

El presente capítulo se desarrolla bajo el planteo de la siguiente hipótesis:

-La actividad de los puestos, incluyendo el pisoteo del ganado, consumo de la vegetación y extracción de leña, genera un impacto en el ecosistema del NE de Mendoza que altera la estructura y disminuye su funcionalidad; lo que es reflejado en el patrón espacial de la vegetación, la disminución de la riqueza de especies y de la capacidad de retención y reciclado de nutrientes por el paisaje. Las menores pendientes, el acceso al agua freática, la mayor productividad y el aporte de recursos desde los médanos circundantes contribuyen a aumentar la resistencia de los valles intermédanos a la presión ejercida por el puesto, en relación a los médanos.

De la hipótesis se desprenden las siguientes predicciones:

-Con la disminución de la presión del puesto, aumentando la distancia al mismo, la riqueza de especies, el tamaño y número de parches de vegetación aumentan, mientras que la proporción y conectividad del suelo desnudo disminuyen.

-A menores presiones de uso en función de una mayor distancia al puesto se observa aumento en la capacidad de retención y reciclado de nutrientes de los parches vegetados; evaluado a través de la acumulación, origen y estado de descomposición del mantillo y la presencia y cobertura de costras biológicas, condensado en el índice de reciclado de nutrientes (IRN).

-La magnitud de los cambios con la distancia al puesto en las variables de estructura de la vegetación (patrón espacial y riqueza) y funcionalidad (IRN) será mayor en médanos que en valles intermédanos; reflejando la mayor sensibilidad de los primeros a la presión de uso.

-La mayor sensibilidad de los médanos al disturbio generado por el puesto también se refleja en mayores pérdidas de capacidad de retención y reciclado de nutrientes en relación a los cambios de estructura de la vegetación en estas unidades de paisaje que en los valles intermédanos.

Para corroborar esta hipótesis se plantean los siguientes objetivos:

-Analizar la estructura de la vegetación y su distribución espacial (tamaño, número y densidad de parches vegetados, proporción del suelo desnudo y tamaño de espacios entre parches, riqueza de especies) a distintas distancias de los puestos y en las dos unidades de paisaje (valle intermédano y médano).

-Analizar la capacidad de retención y reciclado de nutrientes de los parches de vegetación a diferentes distancias al puesto, mediante el índice de reciclado de nutrientes (IRN). Para esto se plantea evaluar la presencia y estado (cobertura, grosor y grado de descomposición) del mantillo acumulado y la presencia y cobertura de costras biológicas en los parches vegetados a diferentes distancias al puesto y en las dos unidades de paisaje.

-Analizar los cambios en la retención y reciclado de nutrientes en función a los cambios en la estructura espacial de la vegetación, en las dos unidades de paisaje.

4.3 Metodología

4.3.1 Obtención de los datos de estructura de la vegetación y cálculo del índice de reciclado de nutrientes.

Se seleccionaron 4 puestos dentro del área de estudio: Las Delicias (LD), La Primavera (LP), Santa Lucía (SLc) y El Diamante (ED). Todos ellos suficientemente aislados de otros puestos y ubicados dentro de la llanura medanosa, de modo de asegurarse la mínima superposición de zonas de pastoreo y que las características geomorfológicas sean similares en todas las áreas a analizar (Figura 4.1). Los puestos están ubicados dentro y en las inmediaciones de los límites de la reserva Telteca. El tipo y número de animales es variable en cada uno, siendo el ganado caprino el más abundante (60 a 150 cabras/puesto) seguido por el vacuno (6 a 56 vacas/puesto) y equino (5 a 25 caballos/puesto), con totales que varían entre 60 y 100 UG (unidades ganaderas, Cocimano *et al.*, 1973) (A. Tonolli, comunicación directa).

Desde cada puesto, se trazaron transectas hasta los 2 km (distancia considerada de influencia del puesto, Goirán *et al.*, 2012). Cada transecta abarcó 2 unidades de paisaje (UP: médano y valle intermédano) por lo que el largo de cada una fue variable, oscilando entre los 150 y 250 metros, así como la cantidad de transectas por puesto (6 o 5 transectas). En el caso del puesto ED las transectas 4 y 5 fueron descartadas por haber encontrado, posteriormente al trabajo en campo, superposición con una zona de pastoreo de un puesto cercano. Los datos fueron recogidos durante los meses de marzo y abril del año 2012.

Para caracterizar la organización espacial de la vegetación a escala de unidad de paisaje, en cada transecta se recogió información siguiendo la metodología planteada por Tongway y Hindley (2004) en su metodología *Landscape functional analysis* (LFA). Para esto se ubicaron las transectas en el sentido de la máxima pendiente y se tomaron datos de la distribución y tamaño de los parches. Se consideró parche a toda obstrucción al flujo de recursos, como vegetación y/o elemento estable (troncos o leñas caídas bien asentadas en el terreno) aislados por suelo desnudo, y de dimensiones superiores a 10 cm de ancho y largo en el caso de parches vegetados. Se registró el largo y ancho de cada parche en contacto con el suelo y su ubicación en la transecta (figura. 4.2). De este modo se obtienen las medidas de ancho y largo de parches y largo de los espacios entre parches (interparches).

En cada parche se recogieron datos de las especies presentes, y se los clasificaron en función a su composición: parches de especies leñosas (compuestos por al menos una especie leñosa), pastos y troncos caídos. Complementariamente se registró la unidad de paisaje (médano o valle intermédano) y la distancia media al puesto, medida con un dispositivo GPS.

Con estas medidas se obtuvieron diferentes variables para cada unidad de paisaje y

transecta: largo medio de interparches (distancia media entre parches), proporción de interparches (expresada en m de interparche/10 metros de transecta), área media de parche (área media de parche en m²), densidad de parches (nº de parches/10 metros) y riqueza de especies (nº medio de especies/50 m). Debido a que las transectas tienen diferentes longitudes, para calcular la variable riqueza se dividieron las transectas en tramos de 50 metros, y se promedió el número de especies encontradas en cada tramo. Esta última medida no es en sentido riguroso una medida de riqueza, sin embargo el número medio de especies encontradas en 50 metros puede permitir comparar la riqueza entre diferente transectas.

También se calcularon otras variables considerando solamente la estructura dada por los parches compuestos por vegetación leñosa: área media de parches leñosos y densidad de parches leñosos (nº de parches leñosos/ 10m).

En cada parche de especies leñosas se registraron datos de hojarasca y costra biológica de acuerdo con los criterios establecidos por Tongway y Hindley (2004) para el procedimiento de evaluación de la superficie del suelo en la metodología LFA (*Landscape functional analysis*). La hojarasca se evaluó de acuerdo a las características de tres atributos: cobertura, origen y estado de descomposición. Por su parte la costra biológica se evaluó por su cobertura. Los criterios para la clasificación y evaluación de estas variables se detallan en la tabla 4.1, en las tablas III.1, III.2 y III.3 del anexo III se muestra la descripción de cada categoría para la clasificación de los diferentes atributos. Para cuantificar estas variables, se consideró una superficie de 0,25 m² en la zona de proyección de la canopia de cada parche o incluyendo el parche, en aquellos de reducido tamaño. Los datos fueron recogidos en todos los parches leñosos de cada transecta. Debido al carácter subjetivo de algunos criterios, el registro en el campo fue realizado por la misma persona en todas las transectas. Antes que comenzar el relevamiento se realizó un entrenamiento visual con ejemplos de las diferentes clasificaciones de hojarasca y costra biológica presentes en el campo.

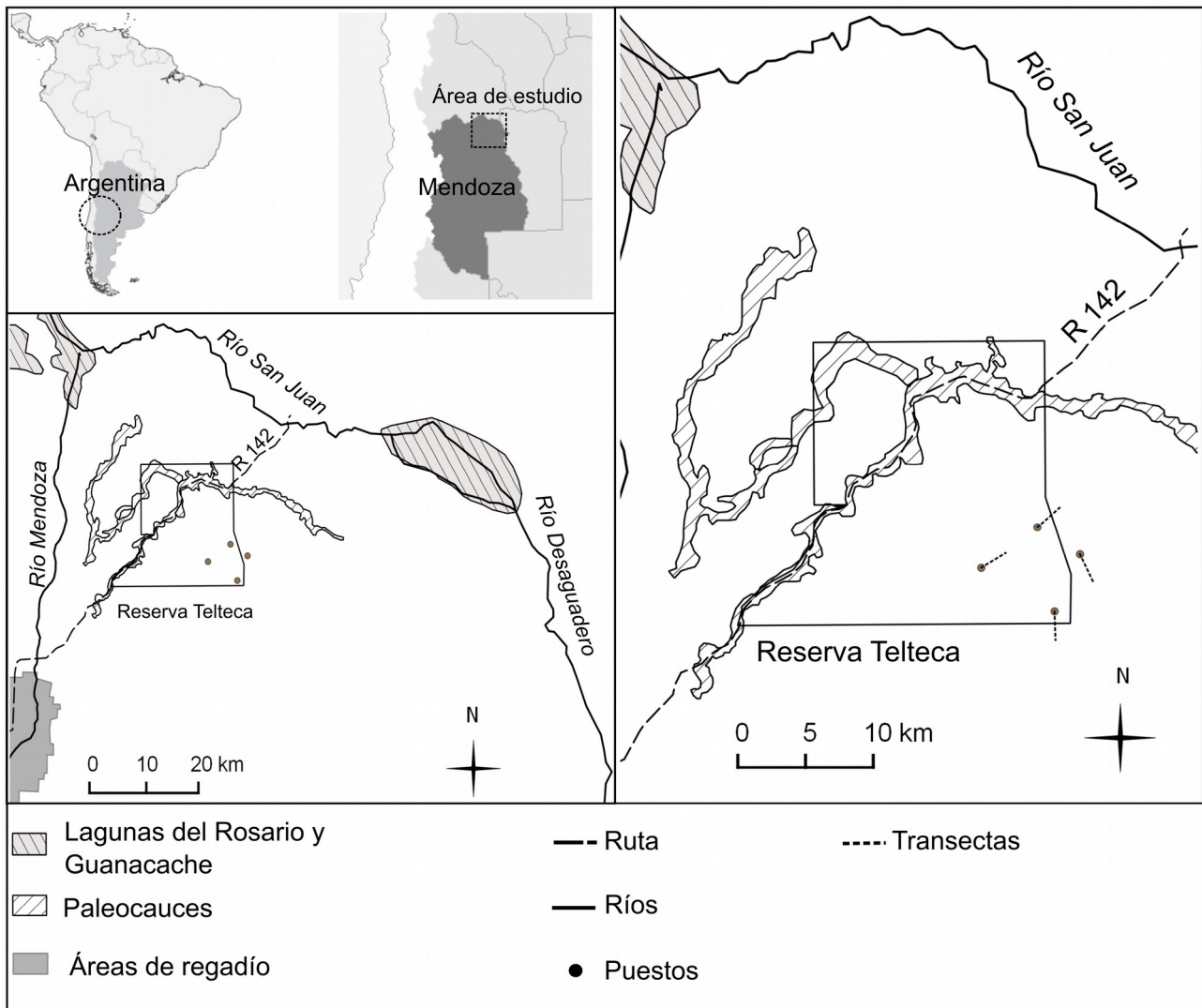


Figura 4.1. Área de estudio, mostrando los 4 puestos seleccionados, las líneas de punto de la figura de la derecha indican la dirección desde el puesto donde se trazaron las transectas.

Con los valores de hojarasca y costra biológica (tabla 4.1) se construyó un índice que se denominó Índice de Reciclado de Nutrientes (IRN). Este índice es una adaptación del cálculo planteado por Tongway y Hindley (2004) para su *Nutrient cycling status* definido en la metodología LFA. El mismo se calculó para cada parche de especies leñosas y posteriormente se obtuvo el valor medio para cada transecta y UP. Para el cálculo del índice, los valores de cada atributo de la hojarasca se suman para obtener un valor representativo de esta variable. Por su parte, la costra biológica es clasificada de acuerdo a su cobertura y cada clase es valorada con los criterios que muestra la tabla 4.1. Finalmente, con los valores correspondientes a la hojarasca y la

costra biológica presentes en cada parche de especies leñosas se calcula el IRN:

$$\text{IRN} = (\text{valor hojarasca}_i + \text{valor costra biológica}_i) / (\text{valor hojarasca}_m + \text{valor costra biológica}_m)$$

Donde i es cada parche de vegetación leñosa y m es el valor máximo que puede alcanzar cada variable (tabla 4.1). Si una de las variables no está presente o no es aplicable, sólo se contabiliza el valor máximo de la presente. Por ejemplo, en un parche donde no hay costra biológica el IRN se calcula: $\text{valor hojarasca}_i / \text{valor hojarasca}_m$.

Este índice está altamente ligado a la producción, retención y procesamiento de la hojarasca, relacionado a características del parche como las especies que lo componen (Álvarez *et al.* 2009, Miner *et al.*, 2010) y al movimiento y permanencia de la capa de hojarasca en el área de influencia del parche; además se incluye en este índice la cobertura de costras biológicas, influyentes en la estabilidad del suelo (Eldridge y Leys, 2003), captación de nitrógeno atmosférico (Aranibar *et al.*, 2003) y secuestro de CO₂ en carbono orgánico (Zaady *et al.*, 2000).

Como indicador de la cobertura vegetal total aproximada de las transectas y UP relevadas, se extrajo el valor medio del índice de vegetación SATVI (ver capítulo 2) para cada UP y transecta. Mediante un sistema de información geográfica se marcaron los puntos de localización media de cada unidad de paisaje (cresta de médano y centro del valle) en cada transecta y se delimitó un área de 4500 m² (5 pixels, de 30 m de lado) abarcando cada punto. Se consideró una superficie de 5 pixels para evitar incluir diferentes unidades de paisaje. Se extrajo la media del valor de SATVI en cada valle intermédano y médano de cada transecta. El índice SATVI fue elaborado a partir de una imagen Landsat OLI correspondiente al 14 de abril del 2013. Por no contar con una imagen en la fecha de muestreo, se consideró la imagen correspondiente a la misma fecha del año siguiente, que presentó condiciones hídricas aproximadas a las del año de muestreo (figura 3.3 capítulo 3).

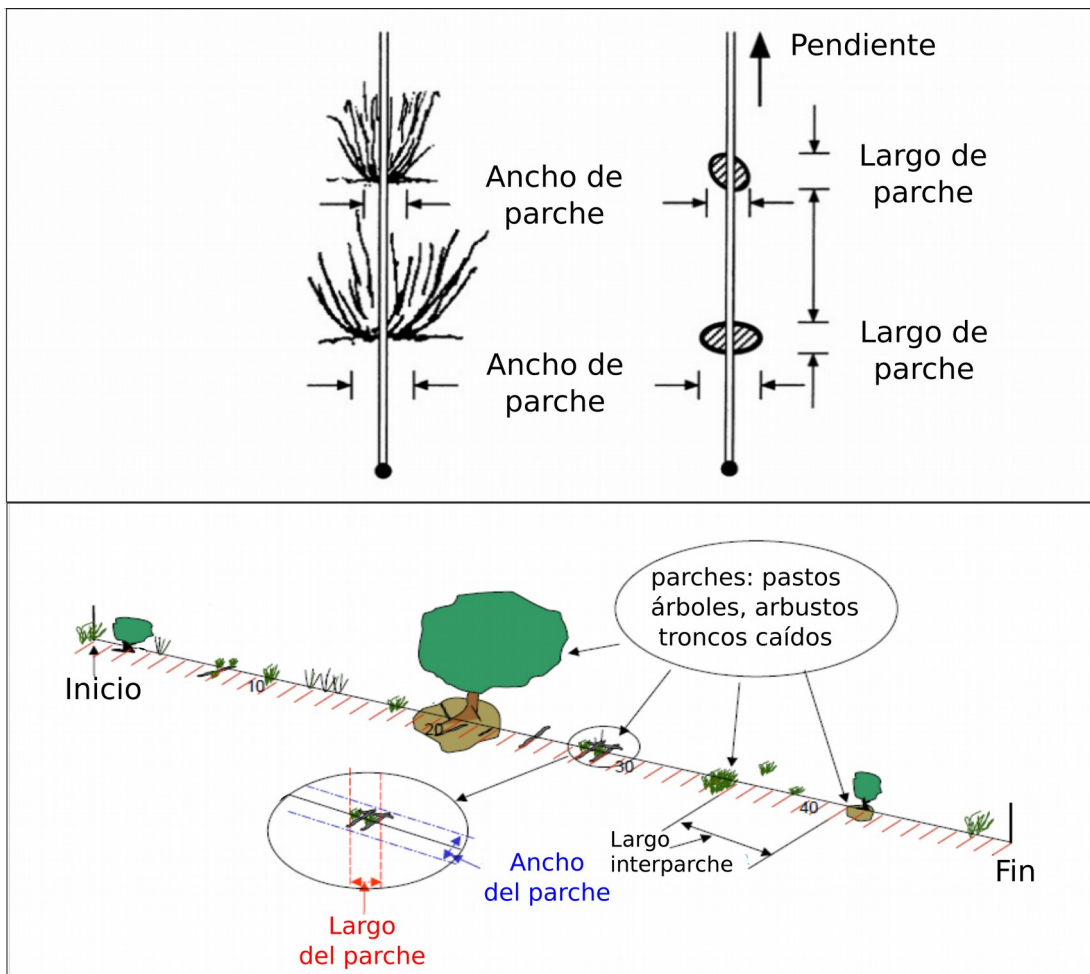


Figura 4.2. Esquema de una transecta con las medidas efectuadas de acuerdo a la metodología LFA. Fuente: Tongway y Hindley, 2004

Como complemento de los análisis realizados, se calcularon histogramas de frecuencias de tamaño de parches leñosos en valles y médanos para los puestos LP, LD y SLc. A modo ilustrativo, se representaron gráficamente los histogramas de frecuencias acumuladas en tres distancias al puesto, cerca, medio y lejos; la distancia media al puesto en cada caso fue variable. De forma arbitraria, se consideró 0,5 m² como el límite entre parches pequeños y grandes.

La distancia al puesto fue la variable utilizada para representar las diferentes presiones de uso, basada en la reducción de la cobertura vegetal en anillos concéntricos de distancia al puesto, detectados con el índice SATVI en los puestos seleccionados. La actividad de un puesto no solo impacta en el ecosistema por el pastoreo de su ganado, sino también por extracción de madera y

leña.

Tabla 4.1. Criterios de evaluación de la hojarasca y costras biológicas en los parches de vegetación. La descripción más detallada de los criterios para determinar cada nivel se muestra en las tablas III.1, III.2 y III.3 del anexo III.

Hojarasca					
Cobertura		Origen		Descomposición	
Clases cobertura (%)	Valor	Clases origen	Valor	Clases de estado de descomposición	Valor
<10%	1	Local (l)	1,5	No descompuesta (n)	1
10-25%	2	transportada (t)	1	Ligeramente descompuesta (s)	1,33
25-50%	3				
50-75%	4				
75-100%	5				
con 100% se evalúa el grosor:					
20mm	6			Descomposición moderada (m)	1,66
21 a 70 mm	7			Descomposición extensiva (e)	2
70 a 120 mm	8				
120 a 170 mm	9				
>170 mm	10				
Valor hojarasca=cobertura+origen+descomposición				Valor máximo: 13,5	
Costra biológica					
Clases cobertura (%)	Valor índice				
No aplicable	0				
<1 %	1				
1 a 10%	2				
10 a 50%	3				
>50%	4				

4.3.2 Análisis estadísticos

Todos los análisis estadísticos fueron realizados con el programa estadístico R (R Development Core Team, 2014). Para evaluar el efecto de la presión de uso en ambas unidades de paisaje (UP) sobre las variables de estructura y funcionalidad del ecosistema se plantearon

modelos lineales mixtos, usando el paquete nlme (Pinheiro *et al.* 2013). Se consideró el puesto (LP, LD, SLc, ED) como factor aleatorio y como factores fijos a la distancia al puesto, la unidad de paisaje (UP) y la interacción entre ambos (distancia al puesto:UP). La distancia media al puesto de cada transecta fue expresada en 7 clases: hasta 300, 600, 900, 1200, 1500, 1800 y más de 1800 metros.

Se seleccionaron los modelos con mejor ajuste siguiendo el criterio de selección de modelos por teoría de la información, utilizando el paquete estadístico MuMin (Bartón, 2014). Para esto se partió del modelo más complejo y se evaluaron todos los modelos posibles con el delta del criterio de Akaike de segundo orden ($\Delta AICc$) y el valor de ponderación relativa (w , *Akaike weight* (Burnmahn y Anderson, 2002)). Posteriormente se corrieron los modelos de mejor ajuste, y los valores de significancia p para los factores fijos fueron obtenidos por análisis de varianza (ANOVA) (Pinheiro y Bates, 2000).

Para cumplir con los supuestos de normalidad, las variables largo medio de interparches, área media de parches, y área media de parches leñosos fueron corregidas mediante logaritmo natural. La variable nº de especies/50 metros (riqueza de especies) fue obtenida contabilizando el número de especies en cada tramo de 50 metros de transecta y posteriormente se obtuvo un valor promedio para cada unidad de paisaje y transecta. Por tal motivo, esta variable presenta distribución normal y fue analizada de la misma forma que las demás. En todos los casos se corroboró la distribución normal de los residuos de los modelos.

Además, se evaluó la relación entre el indicador funcional IRN y los cambios en la estructura del patrón espacial de la vegetación. Como variable representativa de la estructura se eligió al largo medio de interparches. Se construyeron modelos lineales mixtos con la variable respuesta IRN, el puesto como factor aleatorio y como factores fijos el tamaño medio de interparches, UP y la interacción entre ellos. De la misma forma que con los modelos anteriores, se seleccionó el mejor modelo por criterio de la información, comparando desde el modelo más complejo al más simple.

4.4 Resultados

4.4.1 Variables de estructura

Los modelos con mejor valor de ajuste mostraron que algunas de las variables de estructura cambian con la distancia al puesto y/o unidades de paisaje (tabla 4.2). La distribución espacial de los parches de vegetación fue significativamente alterada por la presión de uso dada por el puesto. El largo medio de interparche disminuyó con el aumento de la distancia al puesto (ANOVA tabla 4.3, Fig. 4.3), mientras que la densidad de parches y la riqueza de especies aumentaron significativamente con la distancia al puesto (ANOVA tabla 4.3, Fig. 4.3). Sin embargo, para estas variables, los modelos que incluyeron factores fijos unidad de paisaje y su interacción con la distancia al puesto no mostraron el mejor ajuste (tabla 4.2).

Para el índice SATVI el modelo que presentó un mejor ajuste incluyó distancia al puesto y unidad de paisaje (tabla 4.2), mostrando aumentos significativos en el valor del índice con la distancia al puesto, siendo el valor medio significativamente menor en los médanos que en los valles (Figura 4.3, ANOVA tabla 4.3).

La proporción de interparches y el área media de parches leñosos mostraron diferencias significativas de sus valores entre valles y médanos (tabla 4.3), pero no fue significativo el efecto de la presión de uso sobre ellas (tabla 4.2). La proporción de interparches fue menor en los médanos (ANOVA tabla 4.3, Figura 4.3), al mismo tiempo que el área media de parches leñosos fue mayor en estas UP que en los valles intermédanos. (ANOVA tabla 4.3, Figura 4.3).

Por su parte, las variables área media de parche y densidad de parches leñosos no mostraron cambios significativos con la distancia al puesto ni con la unidad de paisaje (modelos nulos con mejor ajuste, tabla 4.2). En todos los modelos analizados, el factor aleatorio puesto explicó una importante proporción de la varianza total con valores entre 18,4 y 45,6% (tabla 4.3).

Los histogramas de frecuencias acumuladas mostraron en los valles intermédanos que la frecuencia acumulada de parches menores a 0,5 m² fue mayoritaria con valores de frecuencias de 0,6; 0,8 y 0,9 para los puestos LP, LD y SLc respectivamente en las transectas más cercanas al puesto (dentro de los 300 metros de distancia al puesto). En las área intermedias (entre 900 y 1300 metros al puesto) la proporción fue variable entre puestos, con frecuencias acumuladas de los parches menores a 0,5 m² de 0,5; 0,35 y 0,72. En las transectas más lejanas al puesto, los valores de frecuencias acumulada de los parches menores a 0,5 m² fueron de 0,71; 0,84 ; 0,79 para los puestos LP, LD y SLc respectivamente, Fig 4.4.

Tabla 4.2. Modelos lineales mixtos evaluados, delta del valor del criterio de Akaike corregido ($\Delta AICc$) y ponderación relativa (w). En negrita se resaltan los modelos con mejor ajuste. Los modelos cuyo factor fijo es (-) son los modelos nulos.

Variable respuesta	Factores Fijos	$\Delta AICc$	w	Variable respuesta	Factores Fijos	$\Delta AICc$	w
Largo medio de interparche	Distancia al puesto	0	0,867	Densidad de parches leñosos	-	0	0,509
	Distancia al puesto + UP	5,2	0,067		UP	0,8	0,348
	-	5,6	0,053		Distancia al puesto	3,3	0,096
	Distancia al puesto + UP + Distancia al puesto:UP	9,5	0,008		Distancia al puesto + UP	4,9	0,045
	UP	10,3	0,005		Distancia al puesto + UP + Distancia al puesto:UP	10,6	0,003
Proporción de interparches	UP	0	0,825	Riqueza ($n^{\circ}sp/50m$)	Distancia al puesto	0	0,378
	-	3,5	0,141		Distancia al puesto + UP	0,6	0,289
	Distancia al puesto + UP	6,9	0,026		Distancia al puesto + UP + Distancia al puesto:UP	0,9	0,248
	Distancia al puesto	10,1	0,005		-	3,9	0,054
	Distancia al puesto + UP + Distancia al puesto:UP	11,5	0,003		UP	5	0,032
Área media de parche	-	0	0,560	SATVI	Distancia al puesto + UP	0	0,757
	UP	0,8	0,374		UP	2,33	0,236
	Distancia al puesto	5,4	0,039		-	9,60	0,006
	Distancia al puesto + UP	6,5	0,026		Distancia al puesto	15,88	0,000
	Distancia al puesto + UP + Distancia al puesto:UP	9,2	0,006		Distancia al puesto + UP + Distancia al puesto:UP	26,12	0,000
Área media de parches leñosos	UP	0	0,734	IRN leñosas	Distancia al puesto + UP + Distancia al puesto:UP	0	0,555
	-	0,6	0,404		Distancia al puesto + UP	1,5	0,269
	Distancia al puesto + UP	6,1	0,026		Distancia al puesto	3,2	0,116
	Distancia al puesto	6,5	0,021		UP	4,5	0,047
	Distancia al puesto + UP + Distancia al puesto:UP	7,4	0,013		-	7,5	0,013

Tabla 4.2 Continuación

Variable respuesta	Factores Fijos	$\Delta AICc$	w
Densidad de parches	Distancia al puesto	0	0,734
	Distancia al puesto + UP	2,7	0,195
	Distancia al puesto + UP + Distancia al puesto:UP	5,6	0,044
	-	7,2	0,020
	UP	9,3	0,007

En los médanos, los histogramas mostraron que en las transectas más cercanas al puesto (entre 35 y 125 metros desde el puesto) las proporciones de parches menores a 0,5 m² fueron variables con valores de 0,2 en el puesto LP, y valores muy superiores al 0,5 en los puestos LD y SLc (0,75 y 0,81 respectivamente). En las distancias medias y lejos del puesto, los médanos mostraron un aumento de parches de mayor tamaño y disminución de parches de tamaño menor a 0,5 m², siendo los valores de frecuencia acumulada para parches menores a 0,5 m² de 0,25; 0,38; 0,35; y 0,59; 0,48; 0,31 en LP, LD y SLc para distancias medias y lejos respectivamente, Fig 4.5.

4.4.2 Variable funcional: IRN

El índice de reciclado de nutrientes para los parches leñosos (IRN) mostró un comportamiento con la distancia al puesto diferente al de las variables estructurales, ya que el modelo que mejor ajustó fue el que consideró a todos los factores ($w=0,555$, tabla 4.2); siendo significativos los efectos de la distancia al puesto sobre esta variable, así como la interacción entre distancia al puesto y unidad de paisaje (ANOVA tabla 4.3, Figura 4.6). Por otra parte, el IRN mostró respuestas significativas al relacionarlo con el largo medio de interparches, siendo el modelo de mejor ajuste aquel que incluye todos los factores fijos (Tabla 4.4). Esto demuestra una respuesta diferencial entre valles y médanos, con disminución en el IRN a medida que el logaritmo del largo interparche aumenta en los médanos, sin cambios significativos en los valles (ANOVA: modelo en médanos= $\log(\text{largo interparches})$: $F=4,67031$, $p=0,0473$; modelo en valles= $\log(\text{largo interparches})$: $F=0,477$, $p=0,5018$ (Figura 4.7)).

Tabla 4.3. Resultados del análisis de varianza (ANOVA) para los factores fijos de los modelos con mejor ajuste. Varianza y desvío estándar para el factor aleatorio (puesto) de cada modelo. En negrita se indican los variables con valor de significancia p menor o igual a 0,05.

	Factores fijos	ANOVA			Efectos aleatorios	% varianza
		GL	F	p		
Largo medio de interparches	Intercepto	33	144,39	<0,001	Intercepto	30,55
	Distancia al puesto	33	16,15	<0,001	Residuo	69,45
Proporción de interparches	Intercepto	33	1157,76	<0,001	Intercepto	45,57
	UP	33	8,29	0,006	Residuo	54,43
Área media de parches leñosos	Intercepto	33	0,0028	0,9580	Intercepto	26,10
	UP	33	3,953	0,0551	Residuo	73,90
Densidad de parches	Intercepto	33	104,531	<0,001	Intercepto	26,27
	Distancia al puesto	33	14,588	<0,001	Residuo	73,73
SATVI	Intercepto	32	694,034	<0,001	Intercepto	31,50
	Distancia al puesto	32	60,7236	<0,001	Residuo	68,50
	UP	32	43,776	<0,001		
Riqueza de especies	Intercepto	33	292,13	<0,001	Intercepto	32,34
	Distancia al puesto	33	9,5568	0,004	Residuo	67,66
IRN parches leñosos	Intercepto	31	183,68	<0,001	Intercepto	38,23
	Distancia al puesto	31	9,564	0,0042	Residuo	61,77
	UP	31	2,735	0,1082		
	Distancia:UP	31	4,015	0,0539		

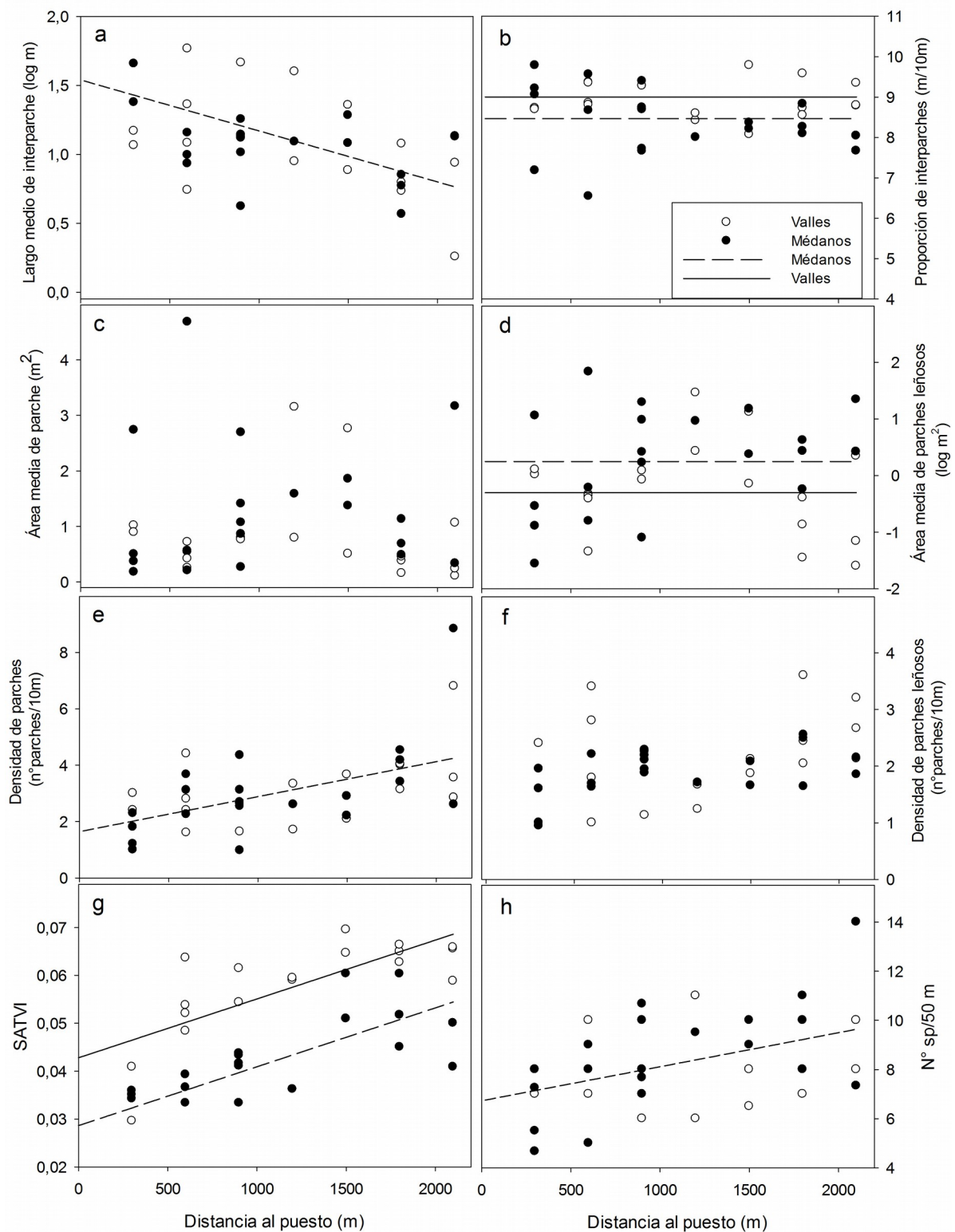


Figura 4.3. Valores medios de las variables de estructura por transecta y unidad de paisaje (valles intermédanos y médanos) vs distancia al puesto. Las líneas rectas corresponden a los modelos con mejor ajuste y valor p significativo para los factores fijos.

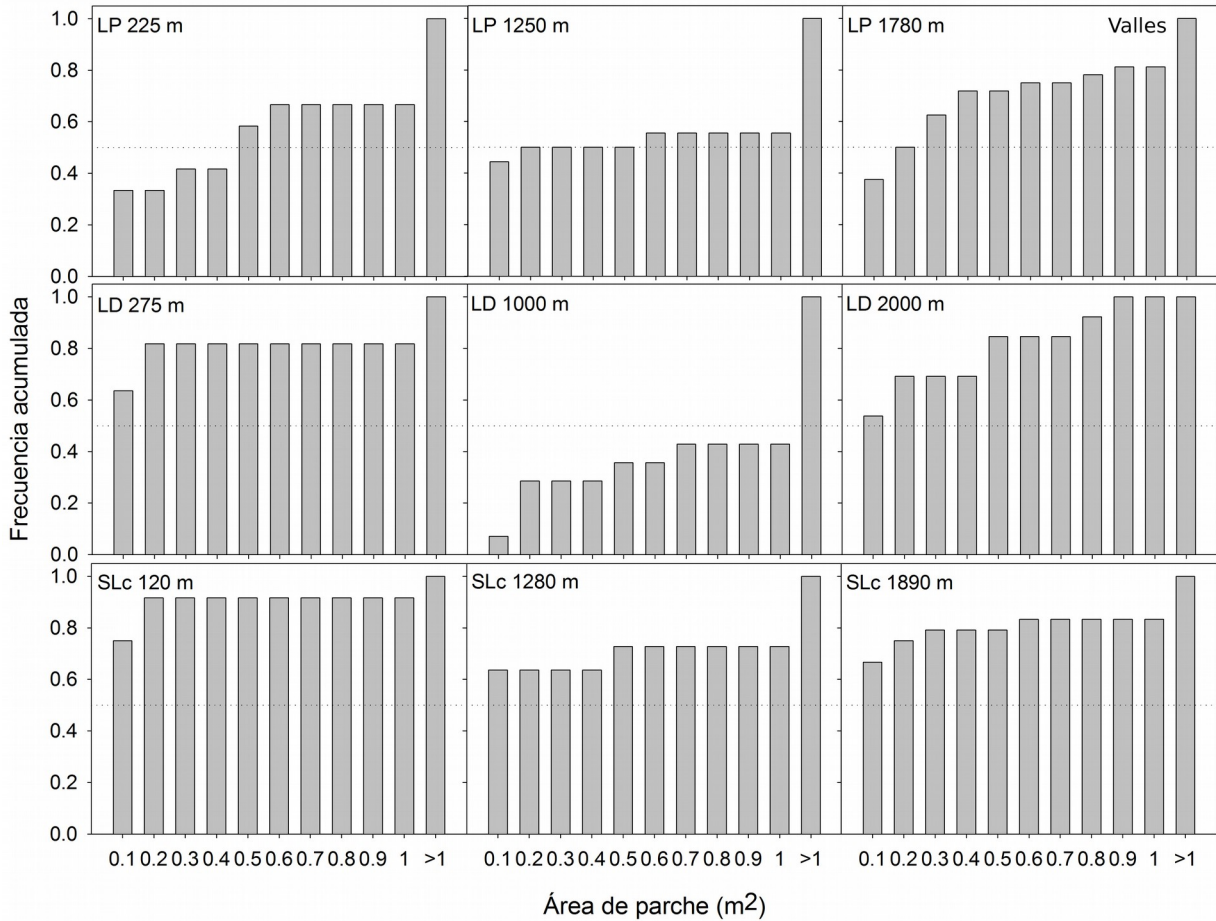


Figura 4.4. Histogramas de frecuencias acumuladas de tamaño de parches (área de parche en m²) para los parches con especies leñosas en valles, para los puestos La Primavera (LP), Las Delicias (LD) y Santa Lucía (SLc) en transectas ubicadas a distancias cerca, media y lejos del puesto. La distancia media al puesto de la transecta se explicita en el gráfico.

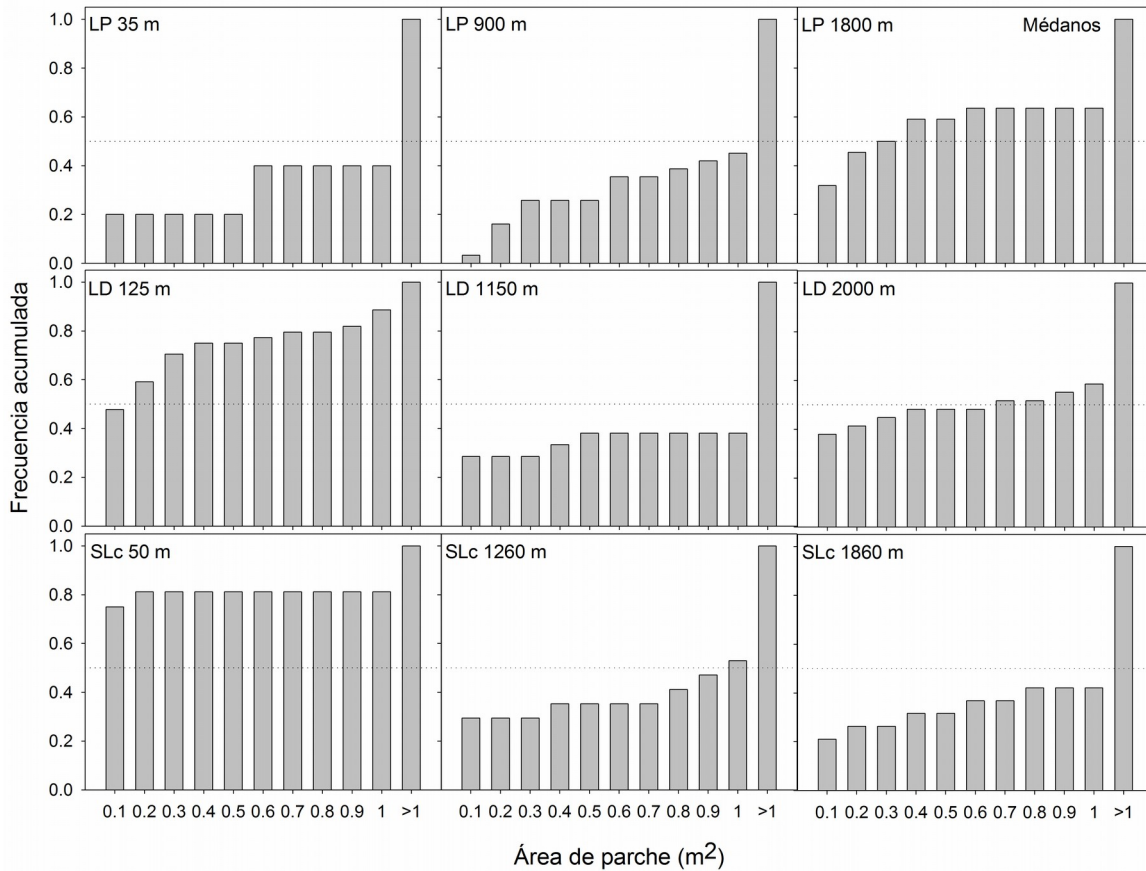


Figura 4.5. Histogramas de frecuencias acumuladas de tamaño de parches para los parches con especies leñosas en médanos, para los puestos La Primavera (LP), Las Delicias (LD) y Santa Lucía (SLc) en transectas ubicadas a distancias cerca, media y lejos del puesto. La distancia media al puesto de la transecta se explicita en el gráfico.

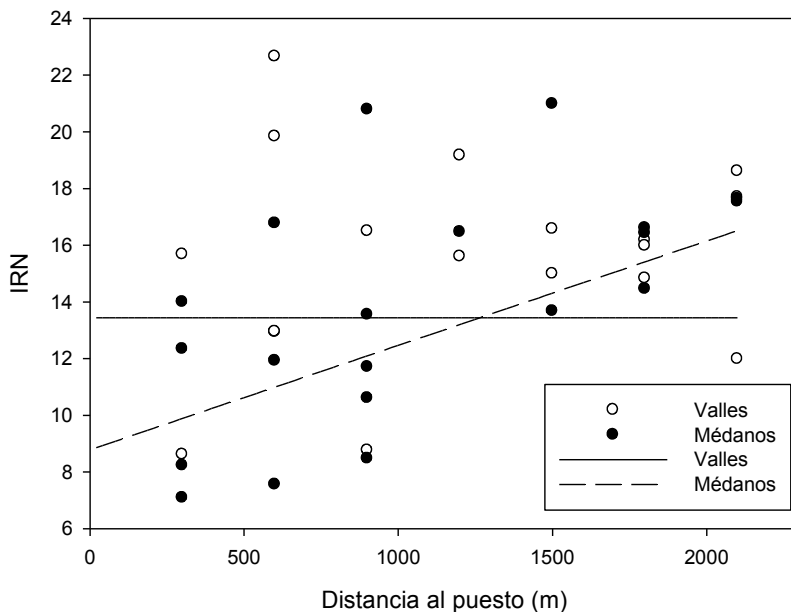


Figura 4.6. Valores medios por transecta y unidad de paisaje para el índice de retención de nutrientes en parches con especies leñosas (IRN) vs distancia al puesto. Las líneas rectas corresponden a los parámetros del modelo con mejor ajuste y valor p significativo para

los factores fijos.

Tabla 4.4. Modelos lineales mixtos evaluados para la variable IRN con la variable largo de interparches como factor fijo, delta del valor del criterio de Akaike corregido ($\Delta AICc$) y ponderación relativa (w). En negrita se resalta el modelo con mejor ajuste. El modelo cuyo factor fijo es (-) es el modelo nulo.

Variable respuesta	Factores Fijos	$\Delta AICc$	w
IRN	Interparches + UP + Interparches:UP	0	0,879
	Interparches + UP	5	0,055
	Interparches	7,7	0,018
	UP	6,3	0,037
	-	8,9	0,010

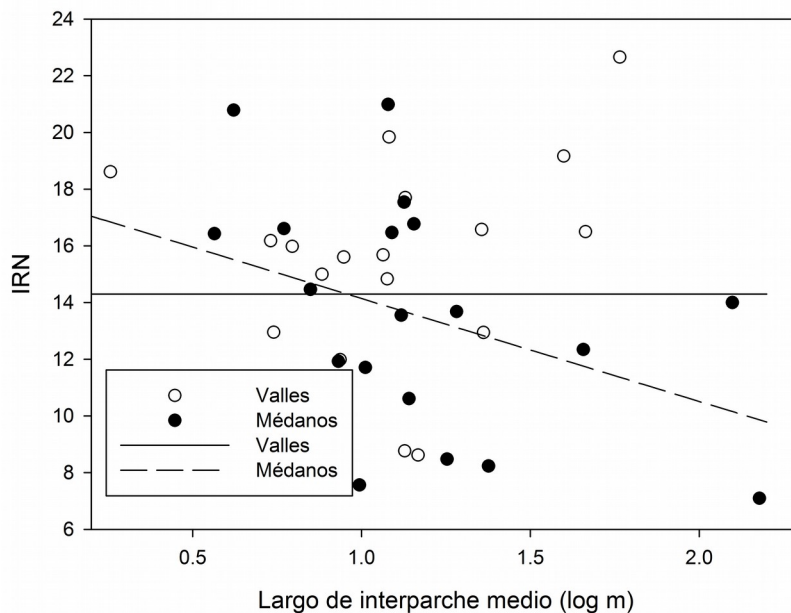


Figura 4.7. Relación entre la variable largo interparche (log m) y la variable indicadora de función IRN. Las líneas representan los parámetros para valles y médanos en el modelo con mejor ajuste.

4.5 Discusión

4.5.1 Variables de estructura.

La estructura del ecosistema fue alterada por la actividad de los puestos, mostrando un gradiente de cambios en algunas de las variables analizadas. SATVI es un índice sensible a la vegetación verde y senescente (Marsett *et al.*, 2006) que ha mostrado muy buen ajuste con la cobertura vegetal total en la llanura medanosa del área de estudio (Goirán *et al.*, 2012). Los valores puntuales de este índice en cada transecta y UP aumentaron significativamente con la distancia al puesto, mostrando el mismo comportamiento que los valores medios de anillos o áreas concéntricas alrededor de los puestos analizados en los capítulos anteriores (capítulos 2 y 3). La riqueza de especies presentó la misma tendencia que la cobertura vegetal total. Las respuestas de estas variables con la distancia al puesto son congruentes con numerosos trabajos, donde el patrón de piósfera se presenta en gradientes de disminución en la cobertura vegetal y en la riqueza específica (ej. Brooks *et al.* 2006; Harris y Asner, 2003; Ludwig *et al.*, 2004; Pickup *et al.*, 1994; Todd, 2006). Los resultados demostraron que el efecto de la actividad del puesto sobre estas variables es también acompañado por otros cambios en la estructura y función del ecosistema.

La presión de uso creciente por la cercanía al puesto provocó cambios en la organización espacial de la vegetación que conforma el paisaje. La densidad de parches totales y el largo medio de interparches fueron las variables que mostraron cambios significativos con la distancia al puesto (tablas 4.2 y 4.3). La densidad de parches totales disminuyó a mayores presiones de uso, mientras que el largo medio de los interparches aumentó (Figura 4.3 a y e). Por su parte, la densidad de parches leñosos no mostró cambios significativos con la distancia al puesto (Fig. 4.3 f), sugiriendo que los cambios observados en las variables anteriores se deben principalmente a una disminución de parches compuestos por pastos y leña con la cercanía al puesto. Estos cambios en la distribución espacial de la vegetación implican mayor conectividad de las zonas desnudas en las áreas de mayor presión de uso. Resultados similares fueron encontrados en otros sistemas pastoriles. En el Monte patagónico se observó aumento de las áreas de suelo desnudo y disminución de la densidad de pastos perennes con la cercanía a las aguadas (Bisigato *et al.*,

2005). En la Estepa patagónica los sitios de mayor presión de uso y estado de degradación también mostraron mayores tamaños de los espacios entre parches vegetados (López *et al.*, 2013). El incremento de las zonas desnudas y su conectividad en el paisaje es una de las características comunes de las zonas áridas sometidas a disturbios (Barbier *et al.*, 2006; Rietkerk *et al.*, 2004), siendo uno de los cambios en el paisaje que aumenta el riesgo de pérdidas de recursos, activándose procesos de retroalimentación que pueden llevar el sistema a un estado degradado (Ludwig *et al.*, 2007; Mayor *et al.*, 2013; Okin *et al.*, 2009).

En cuanto al tamaño de parches de vegetación, varios estudios han encontrado diversos efectos del pastoreo sobre esta variable en diferentes zonas áridas y semiáridas, como engrosamiento en la escala de heterogeneidad (mayor tamaño de parches y mayor tamaño de interparches) encontrado por Bisigato *et al.* (2005) en el Monte patagónico, o disminución del tamaño de parche en las áreas de mayor presión de pastoreo en la Estepa Patagónica (Ares *et al.* 2003a; López *et al.*, 2013) y en las estepas centrales de Eurasia (Lin *et al.*, 2010). Otros investigadores concuerdan en que los cambios en el tamaño de parche acompañan a la degradación en zonas áridas; planteando a la disminución de la frecuencia de parches de gran tamaño como un indicador temprano de estados degradados (Kefi *et al.*, 2007, Moreno de las Heras *et al.*, 2011).

En el presente trabajo, el área media de parches (totales y solo leñosos) no mostró un patrón de cambio lineal significativo con la distancia al puesto, y los histogramas de tamaño de parches leñosos tampoco manifestaron una tendencia de cambio general. Sin embargo estos últimos sí sugieren tendencias diferentes en valles intermédanos y médanos. En los médanos, dos de los tres puestos (LD y SLc) mostraron disminución en el número de parches de mayor tamaño en las zonas cercanas al puesto con respecto a las medias y lejanas (figura 4.5). Mientras que los valles mostraron, en los tres puestos, una menor proporción de los parches de mayor tamaño (más de 0,5 m²) en las transectas más cercanas y más lejanas del puesto, aumentando su porcentaje en las zonas medias (Figura 4.4). Si bien los histogramas de tamaños de parches fueron realizados a modo complementario, ya que no se evaluó el tamaño de canopia como indica la metodología más utilizada (ej. Moreno de las Heras *et al.*, 2011), se pone de manifiesto la complejidad del sistema médanos-intermédanos. Esto sugiere respuestas diferentes a la presión de uso en esta variable de estructura en las dos unidades de paisaje, que podrían merecer un análisis posterior. El análisis de la distribución de frecuencias del tamaño de parches vegetados puede aportar más

información para la comprensión de las interacciones entre la estructura y funcionalidad del este ecosistema, y su respuesta a las perturbaciones humanas. Estudios futuros podrían evaluar la distribución de frecuencias del tamaño de parches a diferentes presiones de uso y comparando las dos unidades de paisaje, analizando el tamaño de canopias mediante fotografías aéreas y/o imágenes de alta resolución espacial.

Las variables estructurales que mostraron cambios con la distancia al puesto (densidad de parches, largo medio de interparche, riqueza de especies y SATVI) no mostraron una interacción significativa entre distancia al puesto y unidad de paisaje; indicando que médanos y valles intermédanos no presentaron respuestas diferentes a la intensidad de disturbio. El acceso a la freática y la recepción de recursos de las unidades circundantes, que otorgarían mayor resistencia a los valles, no parecen afectar los cambios en la estructura de la vegetación.

Las diferencias estructurales que se manifestaron entre valles y médanos responden a características propias de cada UP. Mientras que el índice SATVI es mayor en los valles, indicando una cobertura vegetal más elevada en esta unidad, los resultados no mostraron diferencias significativas en la densidad de parches ni en el largo medio de interparches entre las dos unidades de paisaje. Además, el área media de parches leñosos fue menor y la proporción de interparches fue mayor en valles que en médanos (Figura 4.3). Estas aparentes contradicciones pueden explicarse por la metodología de medición de las variables y por diferencias estructurales entre las unidades de paisaje, como la composición de especies. Los valles mostraron valores medios mayores de cobertura vegetal, la cual al ser medida por teledetección corresponde a la cobertura de las canopias, mientras que el tamaño de parche y de interparches es medido a nivel del contacto con el suelo. El área en algunos parches, como los árboles y algunos arbustos, es considerablemente menor al área correspondiente a la proyección de la canopia. Los valles analizados presentaron mayor presencia de árboles que en los médanos (relación árboles/arbustos promedio 0,12 en valles y 0,08 en médanos). A su vez, los árboles en los valles tienen un mayor desarrollo por su acoplamiento a la freática (Jobbágy *et al.*, 2011) siendo la cobertura del estrato arbóreo alta incluso en la cercanía de los puestos (Meglioli *et al.*, 2013). Además, esta unidad de paisaje también presentó mayor abundancia de arbustos con baja superficie basal como los del género *Lycium* sp. Todo esto se traduce en coberturas vegetales totales elevadas no reflejadas en las mediciones a nivel de parche en contacto con el suelo en los valles. Por su parte los médanos están dominados por arbustos más compactos con alta superficie basal como por ejemplo

Tricomaria usillo o *Prosopidastrum globosum* (observaciones en campo), por lo que la cobertura basal es más cercana al tamaño de canopia debido a la arquitectura de las especies predominantes.

4.5.2 Función ecosistémica: retención de recursos

Las variables de estructura que mostraron cambios significativos con la distancia al puesto (tamaño medio de interparches, densidad de parches, riqueza de especies) no mostraron diferencias significativas entre valles y médanos, tanto en su valor medio, como en la pendiente de cambio con la distancia al puesto (Fig 4.3 a; e; h). Es decir, que la estructura en valles y médanos fue afectada por la actividad de los puestos de una forma similar en las dos unidades de paisaje. No obstante, la variable relacionada a la funcionalidad del ecosistema (IRN) mostró un comportamiento diferente en las dos unidades de paisaje. Los resultados mostraron que en los valles los valores de IRN no fueron afectados por la presión de uso, mientras que en los médanos mostraron un cambio más pronunciado, aumentando significativamente los valores de IRN al disminuir la presión de uso (Figura 4.6).

Esta respuesta diferencial en valles y médanos sugiere una relación estructura-función diferente en las dos unidades de paisaje que es corroborada en la relación del IRN con el largo medio de interparche. La relación entre la configuración espacial de la vegetación e indicadores de retención y reciclado de nutrientes del paisaje fue probada en otros ecosistemas. Maestre y Cortina (2004) encontraron una relación inversa y significativa entre el largo de interparches y la capacidad de reciclado de nutrientes en estepas semiáridas de España. Por su parte, en la Estepa Patagónica, la degradación estructural de la vegetación, la cual incluye disminución en la densidad y tamaño de parches, y aumento de los interparches, también fue acompañada por una disminución de esta función en el paisaje (López *et al.*, 2013).

En este caso, en los valles intermédanos el IRN mostró un comportamiento indiferente con la distancia al puesto o al aumento del tamaño de los espacios entre parches de vegetación (Figuras 4.6 y 4.7); presentando una mayor resistencia a los cambios estructurales provocados por la actividad del puesto, lo que sugiere que la estructura de la vegetación no está acoplada a la función analizada en esta UP. Esto podría explicarse por las pendientes suaves y suelos con mayores proporciones de arcillas y materiales finos en los valles que en los médanos (Aranibar *et*

al., 2011); lo que le confiere mayor resistencia al movimiento de recursos frente al aumento en la conectividad de las zonas desnudas. Además, la mayor productividad de los valles dada por el acoplamiento a la napa freática de diferentes especies se traduce en mayor producción de hojarasca (Jobbágy *et al.*, 2011, Contreras *et al.*, 2011), al mismo tiempo que reciben aportes de recursos desde los médanos circundantes, existiendo una dinámica fuente-sumidero a escala de unidades de paisaje (Aranibar *et al.*, 2011). Posiblemente, sean otros los mecanismos reguladores más importantes en la función de retención de recursos en los valles intermédanos, actuantes a otras escalas, pudiendo postular a los movimientos de nutrientes hacia el puesto provocados por el ganado y los flujos verticales hacia la freática donde la vegetación fue eliminada (Aranibar *et al.*, 2011, Meglioli *et al.*, 2013).

Por su parte, en los médanos los resultados muestran una relación negativa y significativa entre el IRN y el logaritmo del largo interparche (Figura 4.7); manifestando un mayor acoplamiento entre la estructura y función analizadas, que implica una mayor sensibilidad a los cambios estructurales en términos funcionales. Esto puede explicarse por las características físicas de esta unidad de paisaje como pendientes pronunciadas y sustrato arenoso; que imprimen mayores movimientos de recursos dentro del paisaje y mayores pérdidas frente a cambios en la distribución espacial de los parches como aumento del tamaño de interparches o disminución de la cantidad de obstrucciones. De acuerdo al modelo espacialmente explícito planteado por Mayor *et al.* (2013), en sitios donde la conectividad de las zonas desnudas aumenta por aumento de disturbio (antrópico o natural) los procesos de retroalimentación positiva entre la pérdida de recursos y la pérdida de parches de vegetación disminuyen la resistencia del sistema. Por tanto, los médanos cercanos a los puestos presentarían una alta vulnerabilidad frente a la ocurrencia de un disturbio como sequía o mayores cargas ganaderas.

López y colaboradores (2011) en su modelo SFSTM (*Structural-functional state and transition model*) postulan que es posible determinar y cuantificar estados y transiciones, umbrales críticos, y evaluar la resistencia y resiliencia de un sistema ecológico mediante análisis de los cambios en la estructura del sistema dados por un disturbio y las pérdidas de funciones y/o procesos relacionados a éstos. En este modelo, los umbrales pueden identificarse cuando un incremento en la intensidad y/o frecuencia de un disturbio provoca importantes cambios en la estructura de la vegetación y/o suelo; y también con un significativo incremento en la tasa de pérdida de funciones ecosistémicas.

Bajo este enfoque, los resultados aquí analizados sugieren que los valles podrían ubicarse en un estado estable, donde los cambios estructurales provocados por el uso del puesto no implican pérdidas significativas en la función ecosistémica (al menos la analizada), pudiendo necesitar cambios más drásticos para el paso de un umbral. Por su parte, los médanos son unidades de paisaje más susceptible a la degradación. Si bien los resultados no manifestaron el traspaso de un umbral en las áreas de mayor presión de uso, el acoplamiento entre estructura de la vegetación y la retención de recursos, con la posible existencia de procesos de retroalimentación, aumentan riesgo de cruzar un umbral crítico hacia un estado degradado irreversible.

4.5.3 Consideraciones finales

Los efectos de la actividad de los puestos analizados en el patrón de distribución espacial de la vegetación podrían considerarse leves, ya que el principal cambio se debió a la disminución de parches compuestos por pastos perennes, mientras que la estructura dada por la vegetación leñosa no se modificó significativamente frente a diferentes presiones de uso. Los puestos analizados en este capítulo sostienen cantidades de ganado que están dentro de los valores medios registrados por otros trabajos en el área de estudio (Soria *et al.*, 2013). Además, 3 de estos 4 puestos (LP, LD, ED) fueron evaluados en el capítulo anterior, mostrando que su impacto sobre el ecosistema es más bajo que otros puestos del área (pérdidas de resiliencia menores al 15 %, ver capítulo 3). Bajo este contexto, las pérdidas de capacidad de retención de recursos frente a cambios ligeros en la estructura espacial de la vegetación en los médanos evidencian la fragilidad de este ecosistema y la presencia de mecanismos que podrían desencadenar cambios irreversibles en el sistema, información de importancia para el desarrollo de pautas de manejo o trabajos de restauración. Se genera entonces el interrogante sobre los posibles cambios en estructura y funciones del ecosistema en situaciones de mayor presión sobre el mismo, y los mecanismos actuantes en el cruce de umbrales y en estados estables con menor productividad, que podría ser abordado en estudios futuros.

4.6 Conclusiones

La actividad de los puestos alteró la estructura de la vegetación, manifestándose en los cambios con la distancia al puesto en la cobertura vegetal, riqueza de especies y en variables de la configuración espacial como la densidad de parches de vegetación, y el largo medio de los espacios interparches. No obstante, la hipótesis planteada no fue corroborada totalmente, ya que otras variables como el tamaño medio de parches no cambiaron con las diferentes presiones de uso; siendo los cambios en el patrón espacial de la vegetación atribuidos principalmente a la disminución de parches compuestos por pastos al aumentar la presión de uso. Además, las respuestas a la intensidad de uso en las variables de estructura de la vegetación en valles y médanos no fueron significativamente diferentes. El acceso al agua freática y la recepción de recursos de las unidades circundantes en los valles, no generaron una respuesta diferencial en la estructura de la vegetación entre las dos unidades de paisaje, bajo la intensidad de uso de los puestos analizados.

Por otra parte, la capacidad del sistema de retener nutrientes fue afectada por la actividad de los puestos, siendo la respuesta al gradiente de presiones de uso diferente entre médanos y valles. El IRN cambió significativamente con la distancia al puesto y en respuesta a los cambios estructurales de la vegetación en los médanos, mientras que en los valles mostró un comportamiento indiferente a estas dos variables. Esto demostró un mayor acoplamiento entre la estructura y la función analizada en los médanos, que manifiesta una mayor sensibilidad de esta unidad de paisaje al disturbio provocado por los puestos. Además, la diferencias en la relación estructura-función entre valles y médanos pone en evidencia la complejidad de este sistema ecológico, sugiriendo diferentes mecanismos reguladores actuantes a diferentes escalas en las dos unidades de paisaje.

Los resultados de este capítulo aportan conocimiento sobre los mecanismos interactuantes en el ecosistema y su relación con las actividades humanas locales, información de utilidad en la planificación de pautas de manejo y trabajos de restauración. Estudios futuros podrían profundizar este conocimiento evaluando más variabilidad de casos para analizar estos mecanismos en el cruce de umbrales y el paso a estados menos productivos.

CAPÍTULO 5

EVALUACIÓN DE LA IMPORTANCIA DE FACTORES AMBIENTALES EN LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE PUESTOS GANADEROS EN EL NE DE MENDOZA CON UN MODELO BASADO EN MONTE CARLO



CAPÍTULO 5

EVALUACIÓN DE LA IMPORTANCIA DE FACTORES AMBIENTALES EN LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE PUESTOS GANADEROS EN EL NE DE MENDOZA CON UN MODELO BASADO EN MONTE CARLO

5.1 Introducción

La ganadería es el uso del suelo más extendido en la Tierra y una de las actividades económicas principales en las zonas áridas; las que albergan el 78% del ganado y son el sustento de una tercera parte de la población mundial (Asner *et al.*, 2004, Corvalan *et al.*, 2005). Globalmente, la actividad ganadera está experimentando cambios relacionados al cambio climático y a presiones antropogénicas (Schneider, 2010). La tendencia a mayor demanda de productos animales por el crecimiento de la población y la economía, la urbanización y patrones de consumo modelan a la producción ganadera, con impacto en las sociedades y ecosistemas, como la emisión de gases de efecto invernadero, ciclos de nutrientes, demanda de tierras y degradación (Herrero y Thornton, 2013).

El ecosistema acoplado a la freática del NE de Mendoza tiene un importante valor por los servicios que brinda; sosteniendo a comunidades rurales dedicadas a la producción ganadera extensiva. Ésta se desarrolla en puestos ganaderos distribuidos en todo el territorio que coexisten en la mayor parte de la región con grandes áreas con alta cobertura vegetal (Goirán *et al.*, 2012). Sin embargo, los cambios en los derechos sobre la tierra (Gobierno de la provincia de Mendoza, 2001), provisión de agua, infraestructura y crecimiento de la población pueden incrementar la densidad de puestos y presión de uso, con aumento en los riesgos de degradación del ecosistema. Para predecir condiciones futuras de la distribución de la población local y la producción ganadera, y sus efectos sobre el ecosistema, es crucial entender los procesos de retroalimentación entre los recursos naturales y el asentamiento de puestos ganaderos en el presente.

Los modelos son útiles para crear, como en un laboratorio, experimentos controlados con diferentes condiciones iniciales y sistemas de retroalimentación, e identificar resultados posibles (Bankes, 2002; Bankes *et al.*, 2002). Los modelos ambientales pueden ser usados para simular

paisajes, y evaluar hipótesis sobre interacciones humano-ambientales. Con datos suficientes para determinar parámetros, estos modelos pueden ser herramientas útiles para la predicción y el manejo de recursos naturales.

El crecimiento, migración y cambios de asentamientos humanos han sido modelados para paisajes y sociedades antiguos con diferentes enfoques. Los modelos basados en agentes (ABM por sus siglas en inglés) se utilizaron para simular sociedades pasadas, como los Anasazi (también llamados Pueblo). Los ABM simulan el comportamiento de “agentes” individuales basados en factores ambientales, sociales y políticos, como disponibilidad de agua y alimento, organización y estatus social (unidades domésticas, villas, tribus), matrimonio y prácticas agrícolas (Crabtree y Kohler, 2012; Kohler *et al.*, 2012). En este ejemplo se definieron como agentes a las unidades domésticas, con atributos como edad, localización, reservas de grano, edad de muerte, y necesidades nutricionales. El paisaje para la simulación contiene información sobre rendimiento de la cosecha de maíz, agua superficial y subterránea, tipo de suelo, degradación del suelo, disponibilidad de madera, forraje y animales de caza (Axtell *et al.*, 2002; Dean *et al.*, 2000; Kohler *et al.*, 2012). Un enfoque similar, que incluye la degradación del suelo, fue utilizado para estudiar los asentamientos prehistóricos alrededor del mundo (Barton *et al.*, 2010a y b). Estos modelos pueden simular numerosos procesos complejos pero, cuando los datos para validar el comportamiento de los diferentes componentes del modelo no están disponibles, puede ser difícil evaluar si la adición de complejidad contribuye significativamente a entender los sistemas reales.

Otros modelos simulan los rangos de hábitat de plantas y animales con enfoques mecanísticos y de correlación, los cuales están basados en el conocimiento de la distribución de especies o requerimientos fisiológicos (Kearney y Porter, 2009; Guisan y Zimmerman, 2000). La dispersión de plantas ha sido simulada con modelos estocásticos, espacialmente explícitos, basados en condiciones ambientales relevantes para la supervivencia (ej. tipo de hábitat y características abióticas), y dispersión (ej. corredores como caminos y ríos) (Fennell *et al.*, 2012). Otro ejemplo es la simulación de los cambios de la cobertura de la tierra en el Amazonas, de bosques maduros a pasturas, con un modelo que asigna diferentes usos de suelo basado en reglas de decisión que dependen de tasas demográficas (fertilidad, migración), instituciones, y prácticas agrícolas (producción de ganado y arroz) (Evans *et al.*, 2001). Los modelos anteriormente mencionados tienen ventajas y desventajas en cada caso, dependiendo del balance entre la

complejidad del modelo y la disponibilidad de datos para delimitar parámetros y evaluar resultados.

En las zonas áridas utilizadas para producción ganadera extensiva, varios factores socioeconómicos y ambientales pueden influir en la dinámica del asentamiento de puestos ganaderos. La disponibilidad de agua superficial y subterránea, recursos forestales y acceso a las rutas pueden afectar el patrón de asentamiento, pero sus interacciones o importancia relativa en la distribución y éxito de las unidades productivas no son conocidas. Estudios realizados sobre la ocupación humana actual e histórica en el NE mendocino reportan una distribución espacial heterogénea, con agregación de los asentamientos alrededor de los ríos y otros elementos del paisaje (ej. paleocauces), indicando la importancia de la disponibilidad de agua para los asentamientos humanos (Chiavazza, 2012 y 2014; Chiavazza y Prieto, 2008; Goirán *et al.*, 2012). Sin embargo, la importancia relativa del agua superficial, subterránea y los paleocauces es difícil de determinar por simple observación de la distribución de puestos ganaderos, debido a que más de un factor puede superponerse (Gomez *et al.*, 2014) y tener efectos opuestos o multiplicadores en un mismo espacio.

Los resultados del capítulo 2 (Goirán *et al.*, 2012) mostraron un patrón concéntrico de disminución de la cobertura vegetal alrededor de los puestos del NE mendocino, dada por la concentración de animales y altas presiones alrededor del punto de suministro de agua, también observado en otros desiertos (Ringrose *et al.* 1996, Pickup y Chewings, 1994; Karnieli *et al.*, 2008). La práctica de encierro del ganado por la noche, pastoreo libre alrededor de los puestos, y la escasez de fuentes permanentes de agua dulce generan gradientes concéntricos de presión de pastoreo. Estas áreas influenciadas por la actividad de los puestos también han mostrado señales de degradación como muestran los resultados del capítulo 3.

Debido a que los cambios ambientales y socioeconómicos pueden alentar o desalentar el establecimiento de puestos, cambiar su distribución en el paisaje, y afectar los patrones de degradación de la tierra, el objetivo de este capítulo es identificar los principales factores ambientales influyentes en la ocupación del paisaje en este ecosistema árido acoplado a la freática. Se plantea como hipótesis que la disponibilidad de agua superficial y subterránea son los factores más importantes para el asentamiento de puestos en las zonas áridas, con un efecto menor de los recursos forestales y las rutas de acceso. Para evaluar esta hipótesis en el área de estudio, se creó un modelo de dinámica de asentamiento de puestos en zonas áridas, basado en

simulaciones Monte Carlo. Este modelo incluye seis factores para el asentamiento de puestos: disponibilidad de agua subterránea y superficial, paleocauces, tipo de vegetación, vías de acceso y asentamientos preexistentes. Estos factores proveen diferentes servicios a los puestos, como provisión de agua para consumo humano y animal, productos forestales para construcción y forraje, transporte y comunicación con puestos existentes y otras regiones, labor inicial, materiales y agua durante el período de construcción.

Se asume que los lugares con alta disponibilidad de agua y productos forestales serán preferentemente elegidos para el asentamiento de un puesto, independientemente de la estructura social. El modelo asigna asentamientos en lugares donde la aptitud (simulada como probabilidades) es alta, considerando además un número de asentamientos establecidos aleatoriamente. También éste simula la degradación de la vegetación alrededor de los asentamientos, reduciendo gradualmente la aptitud de estos espacios. Este modelo difiere de otros de dispersión de plantas y animales (ej. Fennell *et al.*, 2012) porque asume que los habitantes locales tienen un conocimiento previo del ambiente de toda la región, simulando las decisiones humanas basadas en información ambiental. Se corrieron millones de simulaciones con combinaciones de parámetros cruciales para encontrar el mínimo residuo entre los índices espaciales de la distribución de los puestos simulados y observados, en relación a otros puestos, ríos, y ruta. Las combinaciones de valores de parámetros que resultaron en bajos residuos fueron interpretadas para indicar la importancia relativa de cada parámetro.

5.2 Hipótesis y objetivos

El presente capítulo se desarrolla bajo el planteo de la siguiente hipótesis:

-El asentamiento de puestos ganaderos tradicionales en el NE de Mendoza está condicionado por la disponibilidad de recursos en el territorio, siendo los factores más importantes la disponibilidad de agua superficial y subterránea, y con un efecto menor los recursos forestales, las vías de acceso a la región y la presencia de otros puestos.

De la hipótesis se desprende la siguiente predicción:

- Las simulaciones con combinaciones de parámetros que aumenten las probabilidades cerca de ríos, paleocanales, y en sitios baja profundidad de agua freática, resultarán en distribuciones de puestos similares a las reales; estimadas como mínimos residuos entre índices espaciales de los puestos reales y simulados.

Para corroborar la hipótesis se plantean como objetivos:

-Elaborar un modelo de simulación del establecimiento de puestos ganaderos en el NE de Mendoza sobre la base de diferentes factores actuantes en el territorio (distancia a los ríos, a la ruta y a otros puestos, presencia de paleocauces, profundidad del nivel freático, tipo de vegetación).

-Obtener la combinación de parámetros que arroje los residuos mínimos entre la distribución espacial de los puestos simulada y la real.

-Evaluar el peso relativo de cada parámetro, para determinar los factores de mayor influencia en el asentamiento de puestos.

5.3 Metodología

5.3.1 Breve descripción del área de estudio

La simulación del asentamiento de puestos ganaderos fue realizada en las tierras de secano del NE de Mendoza, abarcando el área comprendida entre el paralelo 32°51'21" en el límite sur, el río San Juan como límite norte, el meridiano 68°22'28,7" en el límite oeste y el río Desaguadero como límite este. Las tierras de cultivo bajo riego fueron excluidas, siendo la superficie de simulación de aproximadamente 9825 km². Esta área se compone de un sistema de médanos-valles intermédanos, paleocauces y sistemas lacustres (Fig. 5.1), con acceso variable al

agua superficial y subterránea. La mayor proporción de la superficie está ocupada por la planicie eólica y carece de agua superficial. Existen en el área cuatro paleocauces, el principal cruza la planicie eólica de oeste a este, proveyendo un acceso fácil al territorio, y parches localizados de agua subterránea con mejor calidad (Jobágyy *et al.*, 2011; Aranibar *et al.*, 2011). Los otros paleocauces son más cortos e interrumpidos por médanos. De acuerdo a documentos históricos, los paleocauces se han secado al menos desde 1778 (Prieto, 2000). La única ruta pavimentada (Ruta Nacional 142) fue construida en la mayoría de su trazado a lo largo del paleocauce principal (figura 5.1). Los puestos ganaderos, en donde habita la población local, están constituidos por 1 a 3 familias y su ganado (principalmente cabras, pero también vacas y caballos). A la fecha del estudio (2011) existen 577 puestos con una distribución espacial heterogénea, agregada a diferentes escalas (Capítulo 2, Goirán *et al.*, 2012). Los puestos localizados lejos de la ruta pavimentada tienen acceso a través de huellas que cruzan los médanos de la planicie eólica, disminuyendo las posibilidades de comunicación, comercio y transporte con el resto del área y las zonas agrícolas (Goirán *et al.*, 2013).

En los valles intermédanos donde el nivel freático está cerca de la superficie (de 5 a 15 m de profundidad), se desarrollan bosques freatófitos de *Prosopis flexuosa* altamente productivos (Contreras *et al.*, 2011; Jobágyy *et al.*, 2011). Estos bosques han sido utilizados por el hombre desde tiempos pre-hispánicos proveyendo animales de caza y vainas de algarrobo (García Lorca y Cahiza, 2007). Durante la época colonial, el área fue utilizada como refugio por grupos aborígenes; cambiando la ocupación de estacional y complementaria a un patrón más permanente (Escolar, 2007; Prieto, 2000). A finales del siglo XIX, parte de los bosques fueron talados para la construcción del ferrocarril y los viñedos en los oasis agrícolas, pero los grandes médanos impidieron la tala en ciertas áreas, donde aún se conservan viejos individuos de *P. flexuosa* (Alvarez *et al.*, 2006; Villagra *et al.*, 2005).

En la actualidad, los descendientes de los pobladores originarios (Huarpes) aún habitan estas tierras dedicándose principalmente a la ganadería de subsistencia, la cual se desarrolla en puestos permanentes que dependen exclusivamente del agua subterránea para dar de beber a los animales, y algunos cuentan con agua potable para consumo humano. Los animales en general pastan libremente alrededor del puesto, pero regresan al final del día para beber agua siendo encerrados en corrales durante la noche (Torres *et al.*, 2010). En áreas cercanas a la ruta, las personas acceden a agua potable para bebida transportada desde el oasis agrícola en camiones.

Además, recientemente se construyó un acueducto (2010) paralelo a la ruta en la mayoría de su recorrido (Grosso y Torres, 2015). La hidrogeología de la región, incluyendo el acuífero poco profundo y los sedimentos finos (Aranibar *et al.*, 2011), permite la construcción de pozos por los puesteros a un relativo bajo costo, sin asistencia externa. Los pozos son construidos cerca del corral y el área de la vivienda con marcos de *P. flexuosa*, y el agua es extraída manualmente o con la ayuda de un animal. Esto independiza relativamente a los propietarios del ganado de la asistencia y planeamiento del gobierno, permitiendo a los puesteros establecerse en las áreas que ellos consideran apropiadas para su subsistencia, probablemente basando sus decisiones en su conocimiento sobre la disponibilidad de recursos naturales y con el consentimiento implícito o explícito de los demás integrantes de la comunidad.

La dependencia exclusiva del ganado del agua subterránea del puesto causa un patrón de concentración de los animales alrededor del pozo y corrales, como también se observa en Botsuana, Patagonia y otras zonas áridas del mundo. Esto provoca alta presión cerca del pozo, con consecuentes cambios en el suelo, calidad del agua subterránea y vegetación (Ringrose *et al.*, 1996; Bisigato y Bertiller, 1997; Goirán *et al.*, 2012; Aranibar *et al.*, 2011; Meglioli *et al.*, 2013). La mayoría de los cambios son visibles en anillos de 2 km alrededor de los asentamientos ganaderos, aunque la superposición de zonas de pastoreo con altas densidades de puestos puede causar reducción de la cobertura vegetal y biomasa en grandes áreas (Goirán *et al.*, 2012; Ringrose *et al.*, 1996).

5.3.2 Descripción del modelo para el NE de Mendoza

Para evaluar la hipótesis que los recursos naturales, principalmente el agua, juegan un rol determinante en la decisión de establecer un nuevo puesto, y su éxito como unidad productiva, se modeló la dinámica de asentamiento de puestos. Para este propósito, se desarrolló un modelo¹ basado en Monte Carlo, el cual se describe en los apartados siguientes, y se presenta información ampliada en el Anexo IV.

La idoneidad del paisaje para el asentamiento de un puesto en un sitio dado se expresa

¹ El modelo fue elaborado en conjunto con el Dr. Eduardo Bringa y el Dr. Emmanuel Millán. El Dr. Eduardo Bringa desarrolló el procedimiento, fundamento matemático y diseño del modelo. El Dr. E. Millán desarrolló el código y aspectos computacionales como parte de su tesis doctoral (Universidad Nacional de San Luis, Facultad de Ciencias Físico, Matemática y Naturales, Doctorado en Ciencias de la Computación)

como probabilidad, la cual se calcula en base a probabilidades parciales dadas por diferentes condiciones ambientales. Se asumió que los habitantes locales tienen un conocimiento de ciertas características ambientales en toda la región, por esto son capaces de asentarse en cualquier parte del territorio que ellos consideren apropiada (ej. el modelo selecciona, en cada paso de tiempo, la celda con máxima probabilidad encontrada en toda el área). Entonces, las áreas con alta idoneidad (simulada como probabilidad) serán preferentemente elegidas para asentar un puesto. Además, el modelo tiene un componente estocástico para asignar por azar una proporción de los puestos en lugares no favorables, controlado por los parámetros $Pset$ y $Pthresh$ (Tabla 5.1 y Anexo IV). Estos componentes aleatorios tienen como objetivo incorporar factores no conocidos que pueden influenciar las decisiones humanas.

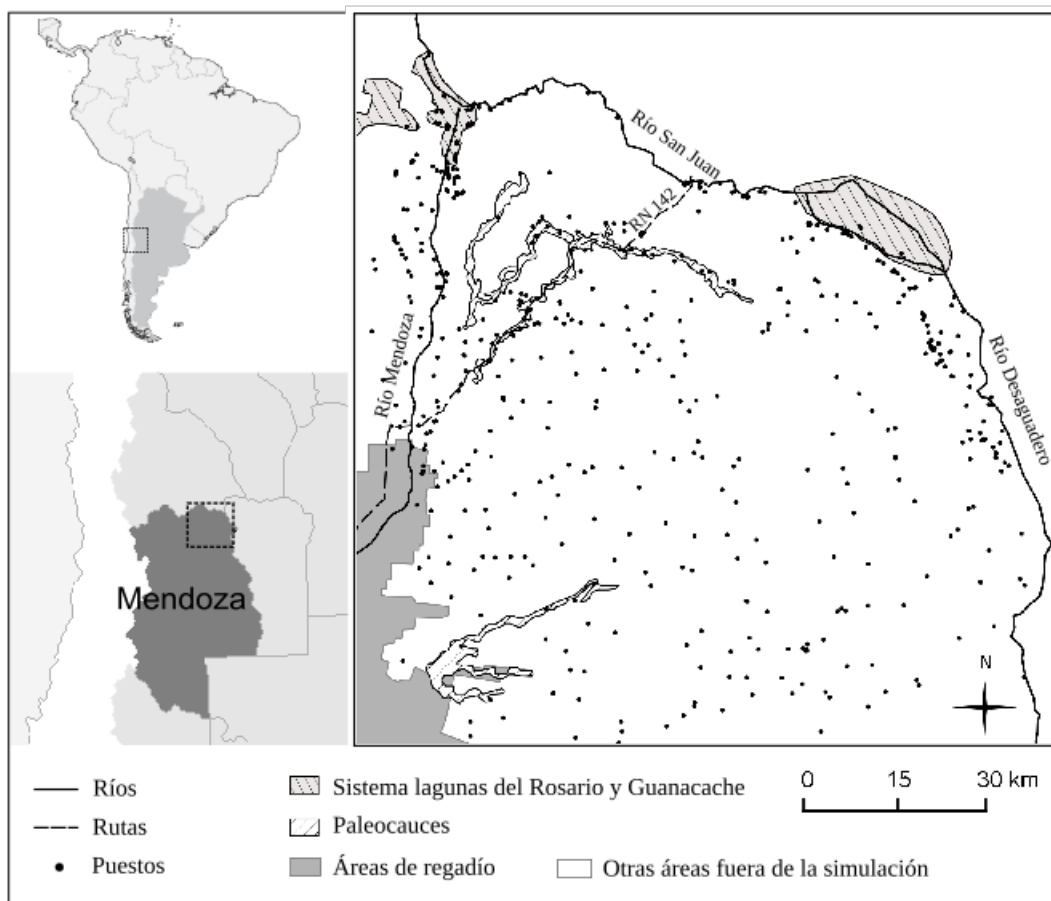


Figura 5.1. Área de estudio. Se representan los puestos, ríos, ruta 142, paleocanales, áreas irrigadas y sistemas lacustres, el área dentro de los ríos sin relleno o color es la planicie eólica.

Se consideró que los ríos tienen influencia positiva en los puestos hasta una distancia de 5 km, debido a que los animales pueden recorrer en promedio esta distancia a la fuente de agua. El agua subterránea es la principal fuente de agua para la mayoría de los puestos (incluidos los cercanos a los ríos); la que es extraída de pozos construidos manualmente. Por esta razón, se incluyó la profundidad del nivel freático como factor influyente en el asentamiento de puestos.

Los paleocauces también pueden ser áreas preferentes para el asentamiento de puestos, ya que su escasa pendiente y materiales más finos que los médanos cercanos permiten la acumulación de agua de lluvia en diques de suelo (jagüeles); proveyendo una fuente adicional, aunque temporal, de agua dulce para los animales domésticos. Además, en los paleocauces se encuentran parches de agua subterránea con mejor calidad (Aranibar *et al.*, 2011; Gomez *et al.*, 2014), y las pendientes suaves y uniformes pueden proveer un acceso más fácil y mejor comunicación con otras áreas, probablemente favoreciendo la dispersión de puestos.

La ruta ofrece claras ventajas a los puestos, incluyendo un mejor acceso a los centros comerciales y áreas de cultivo irrigadas, donde las personas a menudo trabajan durante la estación de cosechas (Goirán *et al.*, 2013; Tonolli y Ferrer, 2011). El agua potable es transportada desde el oasis en camiones, pero estos alcanzan solo las áreas más accesibles cercanas a la ruta pavimentada. Se asumió que la ruta tiene una influencia positiva para los puestos hasta 5 km.

La vegetación aporta la mayoría de los productos necesarios para las actividades ganaderas. Se clasificó a la vegetación en diferentes clases de acuerdo a las especies dominantes y a los productos generales que proveen: bosque, arbustal, chañarales (pequeños bosques de *Geoffroea decorticans*), y vegetación de paleocauces y planicies aluviales. La mayor probabilidad fue asignada a los bosques, debido a que ellos ofrecen madera para combustible y material de construcción, forraje y vainas de algarrobo para alimento de los animales.

Finalmente, durante el período de construcción de un nuevo puesto, un puesto “madre” provee agua, herramientas, y trabajo para la construcción, hasta que el pozo de agua sea funcional (Torres, 2008b), por esto se asumió que la aptitud de un área disminuye con el incremento de la distancia desde un puesto preexistente.

En las siguientes secciones se describen el funcionamiento del modelo, las grillas de entrada, parámetros y variables incluidas.

5.3.2.1 Funcionamiento del modelo

El modelo divide al área de estudio en una grilla regular compuesta de celdas cuadradas, y estima la “probabilidad” de asentamiento de un puesto en cada celda. La probabilidad está dada por la combinación de seis (6) factores, asumiendo que estos afectan el establecimiento y funcionamiento de los asentamientos ganaderos en zonas áridas: profundidad del agua subterránea, distancia mínima a las rutas, ríos y asentamientos preexistentes, presencia de paleocauces, y tipo de vegetación.

Estos factores están representados en el modelo en seis capas de información diferentes, en las cuales a cada celda se le asigna un valor de probabilidad parcial para cada factor, dada por las características y servicios potenciales para los asentamientos. Por ejemplo, se considera que una distancia mínima a los ríos o a la ruta favorece a los puestos, por lo tanto los valores de probabilidad parcial máxima están asignados a las celdas cercanas a estos elementos. Ciertos tipos de vegetación pueden proveer más servicios a los puestos que otros, así estos tendrán mayor probabilidad parcial por el tipo de vegetación.

La probabilidad total para cada celda es calculada multiplicando las probabilidades parciales dadas por cada uno de los seis factores ambientales, asumiendo que estos actúan independientemente. El modelo entonces coloca un nuevo puesto en la celda con la máxima probabilidad si es superado un valor umbral (P_{set}), o de forma aleatoria si el umbral no es alcanzado en ninguna celda de la grilla. Después de que un puesto es establecido, las probabilidades parciales por “tipo de vegetación” decrecen gradualmente, en cada paso (*time step*) del modelo, en las 24 celdas (hasta el 5^o vecino) alrededor del puesto (figura IV.1 anexo IV), representando el consumo de la vegetación por el ganado del nuevo puesto. Debido a la naturaleza estocástica del modelo (una proporción de los puestos son establecidos por azar), se corren múltiples simulaciones para un conjunto de parámetros o de condiciones iniciales, y se promedian las simulaciones resultantes.

El área de estudio presenta una forma irregular, la cual puede ser fácilmente abordada incluyendo esta área en una grilla cuadrada mayor y anulando las celdas que están fuera del área a simular asignándoles probabilidad 0 para el asentamiento de puestos. Debido a que la grilla sigue siendo regular, las celdas pueden ser simplemente indexadas, o identificadas por sus coordenadas (i,j), donde i representa el número de fila y j el de columna.

En la figura 5.2, se muestran en un diagrama los pasos de las simulaciones que se explican a continuación:

a) El modelo lee los archivos de entrada y parámetros (ríos, rutas, etc). Se calculan las probabilidades parciales en cada celda para cada factor ambiental, basado en los valores iniciales de las grillas de entrada y parámetros. Después de cada paso de tiempo, estos valores son actualizados, incluyendo nuevos asentamientos y se recalculan las probabilidades parciales.

b) La probabilidad asociada al tipo de vegetación (P_{Veg}) decrece en cada paso de tiempo alrededor de los puestos existentes.

c) El modelo calcula la probabilidad total (P) para cada celda en la grilla, multiplicando las probabilidades parciales en cada celda y guarda todas las ubicaciones de las celdas (i,j) con máxima probabilidad P , $P=P_{max}$. Si hay más de una celda con la misma máxima probabilidad P , el modelo elige aleatoriamente una de ellas.

d) Si $P_{max} > P_{set}$ (umbral de probabilidad P para establecer un asentamiento por alta probabilidad), el modelo asigna un nuevo asentamiento en la celda con máximo P .

e) Si $P_{max} < P_{set}$, el modelo puede asentar un puesto por azar. Primero, se utiliza un número aleatorio para seleccionar una celda de la grilla, luego, un segundo número aleatorio de una distribución uniforme (0,1) es usado para decidir si un puesto puede ser establecido en esa celda. Esta decisión está basada en un umbral de rechazo previamente ajustado (P_{thresh}). Por ejemplo, para una tasa de rechazo de 70%, se asignará un puesto en la celda elegida al azar solamente si el segundo número generado es mayor que $P_{thresh}=0,7$. El umbral de rechazo está relacionado a la presión con que los puestos son forzados a asentarse en lugares donde las condiciones ambientales son altamente desfavorables.

f) Los pasos (a) a (e) se repiten en cada paso de tiempo hasta que se alcanza el tiempo final de la simulación, por ej. corriendo un número determinado de *TotalSteps* o repeticiones. Finalmente, el modelo calcula las funciones de correlaciones de pares para la distancia entre los puestos y los ríos, entre los puestos y las rutas, y entre los puestos existentes.

g) El usuario puede transformar la grilla resultante de los valores finales de P_{veg} en un mapa final de vegetación, asignando clases de tipo de vegetación a los rangos dados de P_{veg} , de acuerdo a la Tabla 5.2.

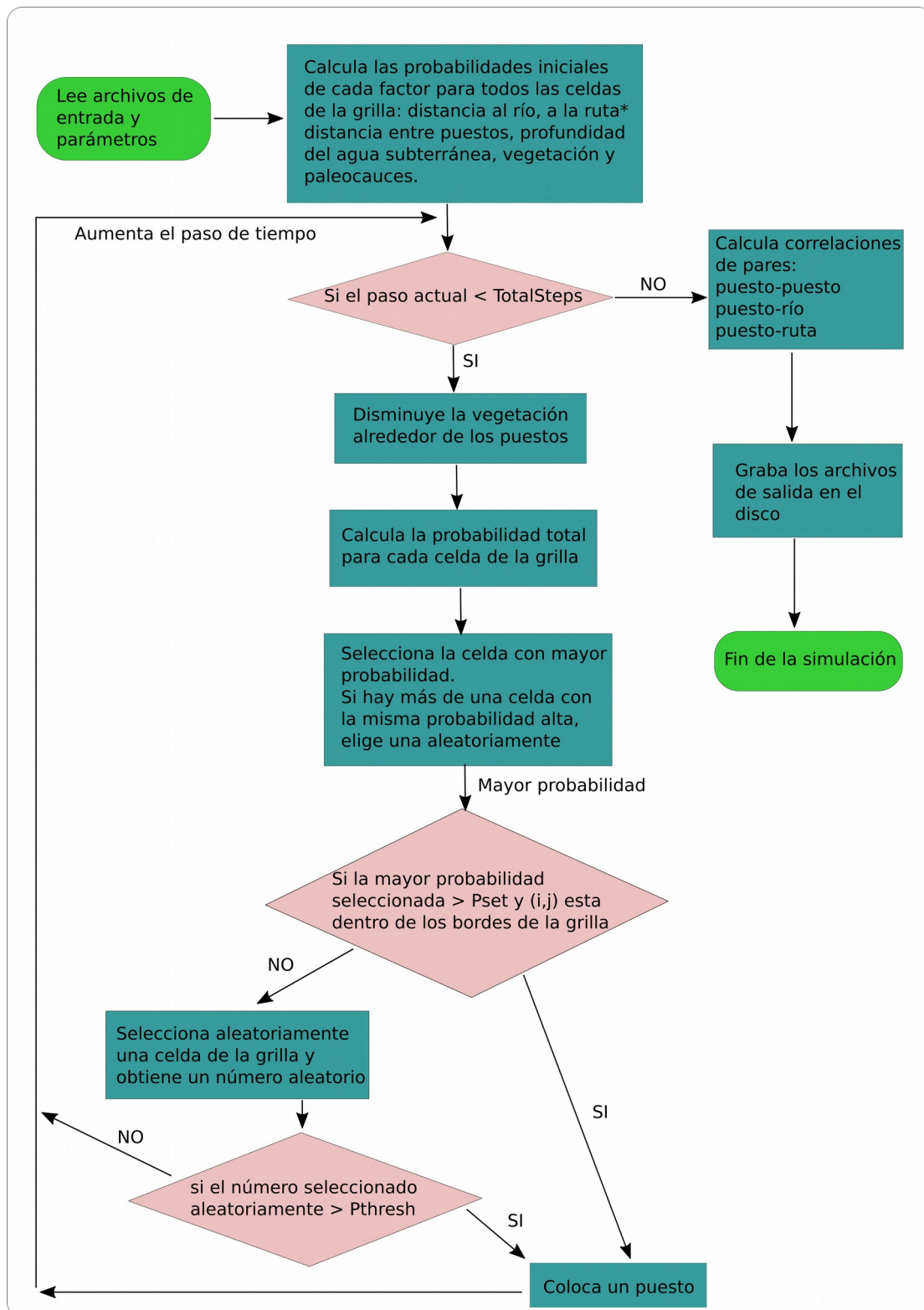


Figura 5.2 Diagrama de los pasos realizados por el modelo para la simulación de asentamientos de puestos. *en la simulaciones para el NE de Mendoza la ruta ingresa en el paso 1000.

Tabla 5.1. Parámetros de entrada y valores usados en las simulaciones. Los valores marcados en negrita corresponden a los valores optimizados, seleccionados por el barrido de parámetros.

Parámetro	Descripción, unidad	Valor
<i>dr</i>	Ancho del anillo para el cálculo de la función de correlación de pares $g(r)$, celdas	1,0
<i>Length</i>	Tamaño de la grilla, celdas	150
<i>Pset</i>	Umbral de probabilidad total para establecer un puesto por alta probabilidad	0,14
<i>Pthresh</i>	Umbral de probabilidad total para establecer un puesto aleatoriamente	0,85
<i>SettlementMax</i>	Número máximo de puestos establecidos	10000
<i>TimeminSet</i>	Tiempo mínimo entre puestos establecidos, pasos de tiempo	1
<i>TotalSteps</i>	Número de pasos de tiempo que corre la simulación	2000
<i>AddRoadStep</i>	Paso de tiempo en el cual la ruta entra en la simulación	1000
<i>Ppaleomax</i>	Probabilidad de asentamiento de un puesto dentro de los paleocauces	1
<i>Ppaleomin</i>	Probabilidad de asentamiento fuera de los paleocauces	0,2
<i>Privermax</i>	Probabilidad de asentamiento en el primer intervalo de distancia desde un río	1
<i>Privermed</i>	Probabilidad de asentamiento en el segundo intervalo de distancia desde un río	0,5
<i>Privermin</i>	Probabilidad de asentamiento a distancias mayores de <i>RiverSqrmax</i>	0,3
<i>Proadmax</i>	Probabilidad de asentamiento en el primer intervalo de distancia desde la ruta	1
<i>Proadmed</i>	Probabilidad de asentamiento en el segundo intervalo de distancia desde la ruta	0,3
<i>Proadmin</i>	Probabilidad de asentamiento a distancias mayores de <i>RoadSqrmax</i>	0,1
<i>Psettlmax</i>	Probabilidad de asentamiento a distancias entre <i>SettlSqrmin</i> y <i>SettlSqrmax</i>	1
<i>Psettlmin</i>	Probabilidad de asentamiento a distancias mayores a <i>SettlSqrmax</i>	0,1
<i>PVeg1</i>	Probabilidad de asentamiento en la clase de vegetación 1 (Bosques)	1
<i>PVeg2</i>	Probabilidad de asentamiento en la clase de vegetación 2 (arbustales de alta cobertura)	0,9
<i>PVeg3</i>	Probabilidad de asentamiento en la clase de vegetación 3 (Chañarales)	0,3
<i>PVeg4</i>	Probabilidad de asentamiento en la clase de vegetación 4 (vegetación de paleocauces)	0,3
<i>PVeg5</i>	Probabilidad de asentamiento en la clase de vegetación 5 (arbustales de baja cobertura)	0,3
<i>Pwatertab1</i>	Probabilidad de asentamiento en la primer clase de profundidad de agua (1 a 15 m)	1
<i>Pwatertab2</i>	Probabilidad de asentamiento en la segunda clase de profundidad de agua (16 a 25 m)	0,7
<i>Pwatertab3</i>	Probabilidad de asentamiento en la tercer clase de profundidad de agua (> 25 m)	0,1
<i>RiverSqrmin</i>	Distancia mínima al río al comienzo del intervalo 1, celdas ²	0
<i>RiverSqrmed</i>	Límite de distancia al río al final del intervalo 1 y comienzo del 2, celdas ²	15
<i>RiverSqrmax</i>	Límite de distancia al río al final del intervalo 2, celdas ²	50
<i>RoadSqrmin</i>	Distancia mínima a la ruta al comienzo del intervalo 1, celdas ²	0
<i>RoadSqrmed</i>	Límite de distancia a la ruta al final del intervalo 1 y comienzo del 2	15
<i>RoadSqrmax</i>	Límite de distancia a la ruta al final del intervalo 2, celdas ²	50
<i>SettlSqrmin</i>	Distancia mínima a un puesto con máx. probabilidad por cercanía a un puesto, celdas ²	0
<i>SettlSqrmax</i>	Distancia máxima a un puesto con máx. probabilidad por cercanía a un puesto, celdas ²	5

Tabla 5.1 Continuación

Parámetro	Descripción, unidad	Valor
<i>VegRate1</i>	Tasa de disminución de <i>PVeg</i> en cada paso de tiempo para los primeros vecinos	0,015
<i>VegRate2</i>	Tasa de disminución de <i>PVeg</i> en cada paso de tiempo para los segundos vecinos	0,015
<i>VegRate3</i>	Tasa de disminución de <i>PVeg</i> en cada paso de tiempo para los terceros vecinos	0,010
<i>VegRate4</i>	Tasa de disminución de <i>PVeg</i> en cada paso de tiempo para los cuartos vecinos	0,010
<i>VegRate5</i>	Tasa de disminución de <i>PVeg</i> en cada paso de tiempo para los quintos vecinos	0,010

Tabla 5.2. Criterio utilizado en la elaboración del mapa de vegetación de salida, al final de las simulaciones. El mapa de vegetación de entrada tiene solamente cuatro clases de vegetación, con los valores de *PVeg* iniciales que se presentaron en la Tabla 5.1. El establecimiento de un nuevo puesto disminuye *PVeg* en cada paso de tiempo en las celdas, de acuerdo a *VegRate*. El mapa de vegetación final está elaborado con las clases de vegetación iniciales y las *PVeg* resultantes al final de la simulación, reasignando clases de vegetación como se describe a continuación.

Clase de vegetación inicial	<i>PVeg</i> al final de la simulación	Clase de vegetación al final de la simulación
1 (Bosques)	0,7 a 1	1 (Bosques)
1 (Bosques)	<0,7	2 (Arbustales de alta cobertura)
2 (Arbustales de alta cobertura)	0,7 a 1	2 (Arbustales de alta cobertura)
2 (Arbustales de alta cobertura)	<0,7	5 (Arbustales de baja cobertura)
3 (Chañaral)	Todas las <i>PVeg</i>	3 (Chañaral)
4 (vegetación de paleocauces)	Todas las <i>PVeg</i>	4 (vegetación de paleocauces)

5.3.2.2 Grillas de entrada

Se dividió una superficie cuadrada de la región, la cual incluye el área de estudio, en 22500 (150 x 150) celdas cuadradas de 56,25 ha cada una (750 x 750 m). Esta resolución permite obtener celdas con y sin puesto, y con diferentes intensidades de disturbio. Al mismo tiempo, con este tamaño de celda se puede simular la degradación de la vegetación hasta 2 km alrededor del puesto incluyendo las celdas vecinas hasta el 5^o vecino, como se observó en los estudios de la cobertura vegetal (capítulo 2). Una resolución más fina no podría permitir simular efectos hasta 2 km, ya que debería tomarse un gran número de celdas vecinas, y excedería la capacidad computacional actual disponible.

La información del paisaje necesaria para que el modelo calcule las probabilidades

parciales está organizada en siete grillas, que se elaboraron usando diferentes mapas.

a) *Puestos iniciales*. La capa de puestos iniciales para comenzar las simulaciones fue elaborada usando un mapa de puestos ganaderos de 1928 (IGM, 1928) donde se registraron 75 puestos, el cual fue digitalizado y transformado a una grilla con celdas de 750 m.

b) *Ruta pavimentada N°142*. Esta capa fue digitalizada desde un mosaico construido con imágenes ortorrectificadas Landsat TM del área de estudio (path 231 rows 082 y 083), correspondientes al 8 de marzo de 2011, y posteriormente transformada a una grilla de celdas de 750 m. Debido a que el tamaño de celda fue elegido para optimizar la resolución y capacidad computacional de la simulación de los procesos (ej. disminución de la vegetación en las celdas vecinas a un puesto), el ancho de ruta en el mapa resultante es mayor que en la realidad (750 m). No obstante, esta resolución permitió la inclusión de todos los puestos ubicados cerca de la ruta. La ruta nacional N° 142 fue construida en 1975, por esto la entrada de la capa correspondiente a la ruta se realizó en la mitad del período de simulación, aproximando el momento de establecimiento de la ruta.

c) *Ríos*. Los ríos San Juan, Desaguadero y Mendoza se digitalizaron desde un mosaico de imágenes ortorrectificadas Landsat TM del área de estudio (path 231, rows 082 y 083), correspondientes al 8 de marzo de 2011. Posteriormente se transformó a una grilla con tamaño de celda de 750 m.

d) *Vegetación inicial*. Se construyó un mapa de la vegetación presumible hace 100 años atrás, basado en un mapa de la distribución potencial de bosques de *P. flexuosa*, combinado con mapas de vegetación actual. Perosa *et al.*, 2014 modelaron la distribución potencial de bosques de *P. flexuosa* con el software Maxent, usando datos georreferenciados de la presencia de esta especie y factores ambientales relevantes (ej. climáticos, altitud, pendiente, orientación, profundidad del agua y del suelo).

Para la construcción del mapa de vegetación inicial, como primer paso se elaboró el mapa de vegetación actual con una clasificación no supervisada de un mosaico de imágenes ortorrectificadas Landsat TM del área de estudio, correspondientes al 8 de marzo de 2011. Para la clasificación se utilizó la función ISODATA del programa ENVI (ENVI, 2003), la cual utiliza un análisis de cluster. Se obtuvieron 15 clases. Las clases fueron reagrupadas en 5 clases de vegetación diferentes: bosques, arbustales con alta y baja cobertura, chañarales (*Geoffroea decorticans*), y vegetación de paleocanales y planicies aluviales. El tipo de vegetación de cada

clase fue asignado por interpretación visual de imágenes de alta definición de Google Earth® (Google, Mountain View, CA) y observaciones en el campo.

Como validación, la clasificación se comparó con 50 censos de vegetación (método Point Quadrat) en el campo, 10 para cada clase de vegetación, obtenidos durante marzo y abril de 2011. El 96% de la clasificación en campo coincide con la clasificación del mapa de vegetación: 90% de coincidencia para los registros de bosques, 90% para cada clase de arbustal (alta y baja cobertura) y 100% para las otras clases de vegetación (chañarales y vegetación de paleocanales y planicies aluviales). Posteriormente, el mapa con resolución de 30 m de tamaño de celda (resolución de la imagen Landsat) fue transformado en un mapa de tamaño de celda de 750 m, para coincidir con la resolución de las otras capas de información. Para la asignación del valor de cada celda se utilizó el método del vecino más cercano (*ENVI Resize Data Spatial/spectral module*; ENVI, 2003).

Los principales cambios en la vegetación en los últimos 100 años pueden haber ocurrido por tala de árboles para la construcción del ferrocarril y viñedos, y pastoreo de animales en los alrededores de los puestos (Goirán *et al.*, 2012; Álvarez *et al.*, 2006). Así, como segundo paso, basado en el conocimiento previo, se construyó un mapa histórico transformando las áreas actualmente degradadas (arbustales de baja cobertura) en arbustales de alta cobertura, y redefiniendo los bosques de acuerdo al mapa de distribución potencial de *P. flexuosa* elaborado a partir de factores ambientales (Perosa *et al.*, 2014). Las otras clases de vegetación, asociadas a los cursos de río antiguos y actuales (chañarales, y vegetación de paleocauces y planicies aluviales) no fueron cambiadas para el mapa histórico. Como resultado, el mapa de vegetación histórica tiene cuatro clases de vegetación: bosques, arbustales con alta cobertura, vegetación de paleocanales y planicies aluviales, y chañarales.

e) *Profundidad del nivel freático*. Los valores de profundidad de agua subterránea para cada celda fueron calculados a partir de un modelo digital de elevación y un mapa equipotencial del acuífero no confinado. El mapa equipotencial (que indica cargas hidráulicas, o altura del nivel freático sobre el nivel del mar, *wh*) fue desarrollado por Gomez *et al.* (2014), con una escala de estudio de una perforación cada 150 km², produciendo líneas equipotenciales cada 10 m. En ese trabajo se midieron 138 perforaciones en el acuífero no confinado, obteniendo profundidades de las perforaciones de 2 a 150 m, las cuales fueron interpoladas con el método Kriging. La elevación de la superficie sobre el nivel del mar se obtuvo de un modelo digital de elevación

(SRTM-DEM, *Shuttle Radar Topography Mission – Digital Elevation Model*) desarrollado a partir de datos de radar obtenidos durante el año 2000 (USGS, 2004), y validados con estudios locales geodésicos (Lenzano y Robin, 1995). Los datos del SRTM-DEM fueron $4,8 \pm 1,33$ m (media y desvío estándar, correspondientes a la precisión y error, respectivamente) más altos que la elevación geodésica, con un coeficiente de determinación de 0,997 (r^2) entre las dos bases de datos (Aranibar *et al.*, 2011). La fuente para estos datos fue el *Global Land Cover Facility* (<http://www.landcover.org>). Los valores de carga hidráulica y los de elevación se llevaron a mapas de 750 m de tamaño de celda con un método de remuestreo del vecino más cercano (ENVI *Resize Data Spatial/spectral module*; ENVI, 2003). La profundidad a la que se encuentra el agua subterránea en cada celda, w , es el resultado de la diferencia entre la elevación, z , y wh . Finalmente, este mapa resultante fue clasificado en 3 clases de profundidad de agua: menos de 15 metros (acceso con herramientas manuales), 15-25 m (acceso con herramientas mecánicas simples) y más de 25 m (acceso con tecnología más compleja y costosa). Estos valores se mantuvieron constantes durante la simulación, debido a que la baja precipitación de la región no genera recargas significativas y fluctuaciones de wh (Jobbágy *et al.*, 2011; Meglioli, 2015).

f) *Paleocauces*. Esta grilla fue construida a partir de un mapa geomorfológico de la zona (Goirán *et al.*, 2012; Gomez *et al.*, 2014), en la cual se diferencian los paleocauces de otras unidades geomorfológicas.

g) *Máscara*. Las celdas ubicadas fuera del área de interés fueron removidas de la simulación usando una máscara de probabilidad 0 para el asentamiento de puestos. Así, el área resultante para la simulación es un área irregular de 17465 celdas, limitada por los ríos San Juan y Desaguadero, y las áreas de oasis agrícolas. Este tratamiento de condiciones de borde está justificado en el área de estudio porque los ríos actúan como límite natural impidiendo en gran medida el movimiento animal y las interacciones entre puestos fuera del área. Además, en las áreas no incluidas los puestos tradicionales son poco comunes debido a factores geopolíticos o ambientales, como derechos sobre el agua y la tierra, montañas o médanos más altos, que favorecen otros usos de suelo (ej. agricultura, tierras no ocupadas, extracción forestal).

5.3.2.3 Parámetros de entrada

Los parámetros del modelo están relacionados a las probabilidades parciales de cada celda dadas por los factores planteados: probabilidades de las celdas a diferentes distancias del río, rutas y puestos preexistentes, o celdas localizadas sobre paleocauces y con diferentes tipos de vegetación. Otros parámetros están relacionados a la proporción de asentamientos establecidos por azar o por alta probabilidad, y las dinámicas del modelo. En el Anexo IV se presenta una lista de los parámetros, y en la Tabla 5.1 se muestran los valores para la simulación realizada para el área de estudio de este capítulo. El paso de tiempo elegido fue de 0,6 meses (20 pasos por año) y el número de pasos a correr fueron 2000, los que están relacionados a la cantidad de años (100 años) que se pretenden simular.

Las *probabilidades parciales* se calcularon para cada factor ambiental a partir de las grillas de entrada, asignando valores de probabilidad de acuerdo a las siguientes reglas: las mejores celdas (cercanas a los elementos ambientales relevantes: ríos, rutas y otros puestos; localizadas sobre paleocauces, bosques y agua subterránea poco profunda) tienen la mayor probabilidad ($P=1$). Las peores celdas (lejos de las características ambientales relevantes, o ubicadas en las clases menos favorables de los demás factores) tienen la menor probabilidad ($P=0,1$). Las celdas intermedias tienen probabilidades intermedias, cuya importancia relativa fue estimada con un barrido de parámetros.

a) *PriverDist* y *ProadDist*: con el objetivo de representar la influencia positiva decreciente de los ríos y la ruta con el aumento de las distancias a estos elementos, las distancias a los ríos y la ruta (*RiverDist* y *RoadDist*) se dividieron en tres intervalos de distancia posibles: hasta 2,9 km (entre *RiverSqrmin* y *RiverSqrmed*, y *RoadSqrmin* y *RoadSqrmed*), de 2,9 a 5,3 km (*RiverSqrmed* a *RiverSqrmax*, *RoadSqrmed* a *RoadSqrmax*), y más de 5,3 km (mayor a *RiverSqrmax* y *RoadSqrmax*). Estas clases de distancia están relacionadas al esfuerzo diario de caminar para las personas y los animales, asumiendo un bajo esfuerzo hasta alrededor de 3 km. Debido a que la ruta N° 142 fue construida en 1975 (Dirección Nacional de Vialidad, comunicación personal), ésta se incluye en las simulaciones a partir del paso 1000. La máxima probabilidad asociada con los ríos y la ruta se asignó a la primer clase de distancia (*RiverSqrmin* a *RiverSqrmed* y *RoadSqrmin* a *RoadSqrmed*), donde $Privermax=1$ y $Proadmax=1$. Las probabilidades correspondientes a la segunda clase de distancia desde los ríos y la ruta (*Privermed* y *Proadmed*)

se seleccionaron con un barrido de parámetros, como se describe más adelante. Las probabilidades de la tercera clase de distancia se asume como 0,1 para *Proadmin*, mientras que se utilizó el barrido de parámetros para seleccionar *Privermin*.

b) *PsettDist*: Las diferentes clases de distancias entre puestos se eligieron en base a la necesidad de abastecer a un nuevo asentamiento con agua y comida durante el período de construcción, hasta que se construye el nuevo pozo. $Psettmax=1$ si la distancia de un sitio potencial a un puesto preexistente es menor a 1,7 km y $Psettmin=0,1$ si la distancia es mayor.

c) *Probabilidades asignadas por el tipo de vegetación, PVeg*: La vegetación inicial se clasificó en 4 clases: bosques, arbustales de alta cobertura, chañarales, y vegetación de paleocauces y planicies aluviales. Las probabilidades iniciales relacionadas a cada tipo de vegetación (*PVeg1* a *PVeg4*, ver Tabla 5.1) se eligieron en base a los recursos ofrecidos por cada uno, como producción de forraje, leña y especies palatables. Los bosques, donde $PVeg1=1$, son la clase de vegetación más valiosa debido a que proveen madera para diferentes usos como materiales de construcción de cercas, viviendas y pozos de agua, y forraje para los animales durante todo el año, incluyendo pastos anuales durante el verano, arbustos perennes, y frutos de *P. flexuosa* que son recolectados y almacenados como reserva para el invierno (Allegretti *et al.*, 2005). Los arbustales proveen forraje durante todo el año, pero menor cantidad y calidad de madera, por esto el valor de probabilidad $PVeg2$ se asumió como inferior a $PVeg1$, siendo su valor explorado con el barrido de parámetros. Los chañarales y la vegetación de paleocanales y planicies aluviales proveen una menor cantidad de forraje para el ganado, y ocupan una pequeña porción del paisaje, por esto se les asignó un valor de $PVeg3=PVeg4=0,3$.

El parámetro *VegRate*, la tasa de disminución en el tiempo de *PVeg* alrededor de los puestos, refleja la degradación gradual causada por el pastoreo y la extracción de leña, la cual representa la disminución en pastos, madera y cobertura total observada alrededor de los asentamientos (Goirán *et al.*, 2012; Meglioli *et al.*, 2013). *VegRate* causa una disminución de *PVeg* con el tiempo alrededor de los puestos (hasta el 5^o vecino, figura IV.1 Anexo IV. Tabla 5.1). Esta disminución representa un cambio en el tipo de vegetación hasta aproximadamente 2 km desde el puesto, como se observó en los estudios de la vegetación en la región.

d) *Probabilidades asignadas a las clases de profundidad del nivel freático, Pwatertab*: Los valores de probabilidad se eligieron considerando el esfuerzo de la construcción manual de un pozo y la necesidad de maquinaria para las mayores profundidades. Se dividió a la

profundidad del nivel freático en 3 clases, y se asignaron probabilidades decrecientes con el incremento de la profundidad, desde la clase 1 (0 – 15 m) a la clase 3 (mas de 25 m, Tabla 5.1). Se asumió que las clases 1 y 3 tienen la mayor y menor probabilidad respectivamente, entonces $P_{watertab1}=1$ y $P_{watertab3}=0,1$. El valor de la clase intermedia, $P_{watertab2}$, se considera menor que la primer clase, debido a que se requiere mayor esfuerzo y riesgo de colapso en estos sedimentos arenosos. El valor de $P_{watertab2}$ fue explorado con el barrido de parámetros. Se asumió que el nivel del acuífero no confinado en cada celda es constante durante todo el tiempo de simulación debido a las bajas tasas de extracción del bombeo manual, a que la tasa de recarga por las precipitaciones es despreciable (Jobbágy *et al.*, 2011), y que testimonios de los pobladores locales reportan niveles constantes del agua freática durante la historia de los puestos.

e) *Probabilidades asociadas a los paleocauces, Ppaleo*: Se asignaron dos clases de probabilidades para P_{paleo} , para las celdas localizadas dentro y fuera de un paleocauce ($P_{paleomax}$ y $P_{paleomin}$). $P_{paleomax}=1$ dentro de los paleocauces, y el valor de $P_{paleomin}$, fuera de los paleocauces, fue explorado con el barrido de parámetros.

5.3.2.4 Salidas del Modelo

Para comparar las simulaciones con las observaciones de la realidad, el modelo produce los siguientes resultados: mapas de puestos y vegetación, para una comparación cualitativa, e histogramas de la distribución espacial de los puestos, los cuales pueden ser comparados cuantitativamente con la distribución real de los puestos.

a) Mapa de puestos simulados: uno de los archivos de salida de las simulaciones es una grilla de puestos simulados, la que muestra la posición dentro de la grilla de los puestos antiguos y los establecidos en la simulación. Además, esta grilla indica con diferentes caracteres si los puestos han sido establecidos aleatoriamente o por máxima probabilidad. El mapa de salida de los puestos simulados se presenta en una grilla de resolución de 750 m de tamaño de celda.

b) Mapa de vegetación: Con las probabilidades parciales finales dadas por la vegetación (P_{veg} al final de la simulación) se construye un mapa de vegetación que representa la vegetación degradada al final de las simulaciones. Los valores finales de P_{Veg} resultan de su modificación gradual alrededor de los puestos durante el curso de las simulaciones. Se reasignó una clase de vegetación a cada rango de valores de probabilidad, intentando representar el tipo de vegetación

que resulta de la degradación asociada a la actividad de los puestos (pastoreo, extracción de leña y madera). Así, el mapa de vegetación resultante depende de la vegetación original (grilla de entrada) y la disminución parcial de las probabilidades en cada celda cercana a un puesto establecido, con el criterio que indica la Tabla 5.2.

Debido a la degradación (disminución de $PVeg$ alrededor de los puestos), se genera una 5^a clase de vegetación: los arbustales con alta cobertura se transforman en arbustales con baja cobertura; los bosques pueden ser transformados en arbustales de alta cobertura y estos en arbustales degradados de baja cobertura, de acuerdo con la $PVeg$ al final de la simulación. El nuevo tipo de vegetación, arbustales de baja cobertura, representa las áreas degradadas cercanas a los puestos donde la vegetación total, pastos y arbustos, es baja como resultado de la remoción de la vegetación por los animales y el hombre (Meglioli *et al.*, 2013). Se asume que los arbustales de baja cobertura no están presentes al comienzo de la simulación, debido a que éstos son generados por el impacto continuo de la actividad de los puestos en la vegetación. Aunque los valores de $PVeg$ en la clase de vegetación de paleocanales y planicies aluviales también disminuyen durante la simulación, el modelo asume que esta clase permanece constante, debido a que este tipo de vegetación contiene especies de rápido crecimiento, las cuales crecen después de inundaciones ocasionales y no son utilizadas por la población local como productos forestales, tal como los bosques de *P. flexuosa*. De hecho, los mapas de vegetación antiguos (Prieto, 2000) describen vegetación riparia en los mismos lugares que en la actualidad.

c) Histogramas: para describir la distribución espacial de los puestos, el modelo genera tres histogramas de la distribución de los puestos simulados: correlación de pares, $g(r)$, de la distribución puesto-puesto, distancias puesto-ruta y distancias puesto-río, que se describen a continuación. Para comparar todos los histogramas de la misma o de diferentes simulaciones éstos fueron normalizados, transformando el valor de cada columna en una proporción del área total del histograma.

-Histogramas de distancias puesto-puesto. Esta función muestra la densidad de puestos de acuerdo a la distancia entre ellos. Para este histograma, el modelo calcula la función de correlación de pares $g(r)$ de la misma forma que en las simulaciones de átomos, donde $g(r)$ determina propiedades termodinámicas (Allen y Tildesley, 1987). $g(r)$ también es llamada función de distribución radial (RDF, por sus siglas en inglés) y se define de la siguiente manera: para una densidad promedio de átomos, $g(r)$ da la densidad promedio “local” a una distancia r de

un átomo dado. Para calcular la correlación puesto-puesto, el modelo selecciona un puesto, construye intervalos radiales y concéntricos (anillos de ancho dr alrededor del puesto) y cuenta el número de puestos que caen dentro de cada anillo. Esto se repite para todos los puestos, finalmente para ser consistente con la densidad promedio del sistema, el histograma se normaliza con el área del anillo correspondiente. Este enfoque puede identificar rápidamente regiones de exclusión, en el caso de átomos estas corresponden a la carencia de superposición por su “tamaño” característico, y puede también identificar ordenamiento de rango largo o corto. En este caso un ordenamiento de rango corto se refiere a agrupamiento de puestos probablemente asociados a relaciones familiares. Este enfoque es análogo a los análisis de patrones de puntos realizados por Wiegand *et al.*, (1999) y Wiegand y Moloney (2004). Un análisis similar también fue utilizado por Winter-Livneh *et al.* (2010), quienes aplicaron análisis espaciales (autocorrelación de Moran y función K de Ripley) y un modelo general lineal para estudiar el patrón de distribución de los sitios Calcolíticos en el norte de Néguv.

-Histogramas de distancias puesto-río: indica el número de puestos a diferentes distancias desde los ríos.

-Histogramas de distancias puesto-ruta: indica el número de puestos a diferentes distancias desde la ruta pavimentada.

Para cada puesto el modelo calcula la distancia más cercana a la ruta/río, y suma este puesto al intervalo correspondiente a cada distancia en un histograma. Este enfoque permite rápidamente identificar posibles tendencias como agrupamiento cerca de ríos o de la ruta.

Para un conjunto de parámetros, los resultados de las simulaciones cambian en las diferentes corridas debido al componente estocástico del modelo (ya que una proporción de los puestos es establecida por azar, determinada por el parámetro $Pthresh$). Por esto, se ejecutan un número N de simulaciones para un dado conjunto de parámetros y se calcula el valor promedio de cada uno de los 3 histogramas $\langle H_N \rangle$: puesto-puesto, puesto-río, puesto-ruta. Para evitar artefactos de borde, el número n de intervalos radiales (clases de distancias desde los puestos), de ancho dr , debe ser tal que $n*dr \approx 1/4$ del largo del lado de la región de estudio (Allen y Tildesley, 1987). Para el área de estudio n es 30, con un $dr = 1$ celda. Finalmente se calculan los residuos (indicador del error entre simulaciones y observaciones) para cada histograma entre un caso simulado (promedio de N simulaciones) y un caso de referencia con la fórmula:

$$\sum_{i=1}^n (H_i' - H_i)$$

Donde H_i' es el valor del histograma $\langle H' \rangle$ en el intervalo i para la distribución simulada, y H_i es el valor del histograma $\langle H \rangle$ en el intervalo i para el caso de referencia. Los residuos son el resultado de la sumatoria de los módulos de la resta entre cada intervalo i de H_i' y H_i .

Este enfoque se utilizó por dos razones: para evaluar la estabilidad del modelo, y para comparar la distribución real y simulada de los puestos. Para el primer objetivo, el caso de referencia es el promedio de las simulaciones $N-1$. Para el segundo objetivo, el caso de referencia es el histograma de la distribución espacial de los puestos reales en la región de estudio. Se analizó la estabilidad del modelo incluyendo todos los parámetros y archivos de entrada para el área de estudio, corriendo números crecientes de simulaciones y calculando el promedio de residuos al incrementar el número de simulaciones. Se eligieron parámetros intermedios para las clases de distancia intermedias. Estas simulaciones indican que los valores constantes se alcanzan con aproximadamente 20 a 30 simulaciones en los histogramas puesto-puesto y puesto-ruta. Para las distancias puesto-ríos los residuos muestran menos fluctuaciones con aproximadamente 50 simulaciones (Figura 5.3).

Para comparar las simulaciones y la distribución real de puestos con los histogramas y residuos, como se explicó arriba, se utilizó el mapa de los puestos reales en el área de estudio elaborado en el capítulo 2, realizado a partir de registros existentes en oficinas estatales locales (Secretaría de Medio Ambiente Mendoza, 2001a y 2001b) los cuales fueron complementados con análisis visuales de imágenes de alta resolución en el programa Google Earth® (Google, Mountain View, CA, USA, <http://earth.google.es>). Se consideró a la presencia de corrales y viviendas, sumado a un área despejada alrededor de estos, como evidencia de puestos ganaderos activos. El mapa mostrado en el capítulo 2 (Figura 2.2) fue transformado a un mapa de 750 m de resolución de celda, para poder comparar éste con los resultados del modelo. A esta resolución, el número total puestos (celdas con puesto) es de 472. A esta escala, algunos puestos que se encontraban agregados fueron agrupados dentro de una misma celda. En algunos casos, por ejemplo en Las Hormigas, los 3 puestos existentes pertenecen a la misma familia, ocupando las mismas áreas de pastoreo. Debido a que los habitantes de la zona no dependen de la asistencia del gobierno para la construcción de los pozos y puestos, no hay registros completos y actualizados

de los puestos y su condición (activos o abandonados), por lo tanto se asumió que todos los puestos detectados se encuentran activos.

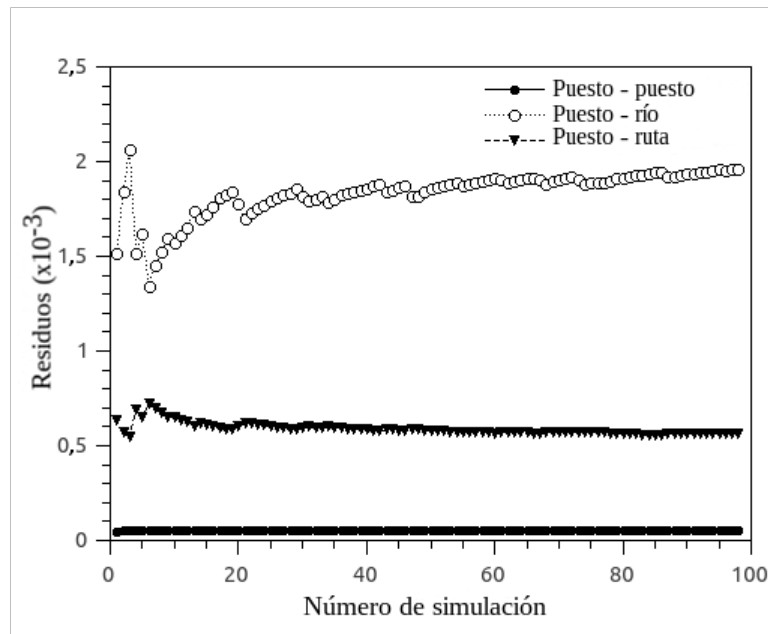


Figura 5.3. Residuos promedio vs número de simulación, con $P_{set}=0,14$; $P_{paleo}=Privermed=Proadmed=PVeg2= Pwatertab2=0,5$; $Privermin=0,1$ y los valores de los demás parámetros como se indica en la Tabla 5.1.

5.3.2.5 Evaluación de la importancia relativa de los factores ambientales con un barrido de parámetros².

Para estimar la importancia relativa de los distintos factores ambientales en la distribución de puestos ganaderos, se corrieron simulaciones con distintas combinaciones de parámetros. De este modo, los valores de parámetros que resulten en simulaciones con índices espaciales (histogramas) más cercanos a los índices reales indicarían los factores más importantes. Por ejemplo, si la distancia a los ríos es importante en el establecimiento de puestos, entonces los residuos (error entre índices espaciales de simulaciones y observaciones) tienen que variar notablemente al cambiar el valor de probabilidad de las clases de distancia a los ríos *Privermed* y *Privermin*. El barrido de parámetros cambia paulatinamente los valores de parámetros de los

² En el anexo IV.6 se presenta un glosario con la definición de los términos técnicos informáticos

factores que se postularon como relevantes para la instalación y funcionamiento de los puestos, y se analizan las distribuciones resultantes.

Se asignó un valor de máxima probabilidad a la condición óptima de cada factor ($P_{rivermax}=P_{roadmax}=P_{watertable1}=P_{Veg1}=P_{paleomax}=P_{settlmax}=1$). En base a los resultados de la prueba de estabilidad del modelo (Fig. 5.3 y Anexo IV) y los requerimientos computacionales para ejecutar múltiples simulaciones, se ejecutaron 30 simulaciones con cada combinación de valores para los siguientes parámetros, correspondientes a distancias intermedias o clases de aptitud: $P_{rivermed}$, $P_{rivermin}$, $P_{roadmed}$, $P_{paleomin}$, P_{Veg2} , $P_{watertable2}$ y P_{set} . El rango de valores de probabilidad fue de 0,1 a 0,9, con intervalos de 0,1. Las combinaciones de parámetros se restringieron a aquellas que representan probabilidades decrecientes con el aumento de la distancia a los ríos, rutas y profundidad del agua subterránea:

$P_{rivermed}>P_{rivermin}$; $P_{roadmed}>P_{roadmin}=0,1$; $P_{watertable2}>P_{watertable3}=0,1$.

La combinación de parámetros descrita arriba se corrió con 3 valores de P_{set} : 0,12; 0,14 y 0,16, resultando en 373248 combinaciones. Este rango de P_{set} se seleccionó en base a simulaciones preliminares. Para ejecutar los casos necesarios para el barrido, se creó un *script* en lenguaje Ruby³ combinando todas las posibilidades de los parámetros enumerados arriba. Usando un mini-cluster de tres computadoras (AMD FX-8350 con ocho procesadores corriendo a 4.0 Ghz), las simulaciones necesarias para el barrido de parámetros se realizaron en 12 días. Con un total de 373248 combinaciones de parámetros y $N=30$ simulaciones necesarias, se requirieron aproximadamente 11,2 millones de simulaciones. Los resultados del barrido de parámetros permiten seleccionar los valores más cercanos al óptimo para aquellas siete variables, reduciendo el error para la correlación de pares, de la ruta y los ríos.

Para cada conjunto de parámetros de entrada, se calcularon los residuos entre las simulaciones y el caso real de cada función de correlación (puesto-puesto, puesto-río, puesto-ruta). Usando los resultados del barrido de parámetros, se seleccionaron las simulaciones cuyos resultados produjeron un número promedio de asentamientos similar al número real de puestos, aceptando valores en un rango del 20% del valor real de puestos, por lo que se incluyeron simulaciones que resultaron en un promedio de puestos establecidos entre 400 y 550. Como una condición adicional, se eligieron solamente las combinaciones de parámetros que presentaron un desvío estándar menor al 20% del número deseado de asentamientos (desvío estándar de 80

3 Elaborado por Emmanuel Millán

puestos).

Se utilizó este subconjunto de simulaciones para explorar los valores de parámetros que minimicen los residuos entre los histogramas de las simulaciones y los de la distribución real de puestos. Para esto se graficaron los valores de los parámetros versus los residuos; eliminando secuencialmente los valores que resultaron en máximos residuos.

A continuación, se corrieron 100 simulaciones con los valores de parámetros que produjeron los mínimos residuos. Para analizar el impacto de los diferentes factores en los histogramas y residuos, se corrieron series adicionales de 100 simulaciones removiendo alternadamente un factor simple. Se eligió correr 100 simulaciones para asegurar que todos los casos se encuentren dentro de la condición de estabilidad del modelo, alcanzada aproximadamente a las 30 simulaciones.

5.4 Resultados

Con los resultados del barrido de parámetros, se analizaron las combinaciones de parámetros que minimizaron los residuos, excluyendo secuencialmente las combinaciones con máximos residuos. Primero, se excluyeron las simulaciones con $Pset=0,16$, debido a que los residuos resultantes de estas simulaciones fueron mayores que aquellas con $Pset=0,12$ y $0,14$ (Figura 5.4). Observando el subconjunto de simulaciones con $Pset=0,14$ y $0,12$, los residuos fueron sensibles a variaciones en los tres parámetros relacionados con la disponibilidad de agua, $Privermed$, $Privermin$ y $Ppaleomin$ (Figura 5.5). Los otros parámetros, $Pveg2$, $Proadmed$ y $Pwatertab2$ no produjeron una variabilidad marcada en los residuos (Fig. 5.5). De este análisis, se seleccionaron los siguientes valores de parámetros, los cuales resultaron en los mínimos residuos: $Privermed=0,5$; $Privermin=0,3$; $Ppaleomin=0,2$. Aunque con $Privermin=0,4$ se obtuvieron mínimos residuos, no hay una combinación de este valor con $Privermed=0,5$ y $Ppaleomin=0,2$ que satisfaga las restricciones de media y desvío estándar de número de puestos, por lo tanto se seleccionó $Privermin=0,3$. Con el conjunto de parámetros relacionados al agua superficial seleccionado ($Privermed=0,5$; $Privermin=0,3$; $Ppaleo=0,2$; $Pset=0,14$. Figura 5.6), los valores de los otros parámetros, relacionados a vegetación, ruta y agua freática, que minimizaron los residuos son los siguientes: $Pveg2=0,9$; $Pwatertab2=0,7$ y $Proadmed=0,3$.

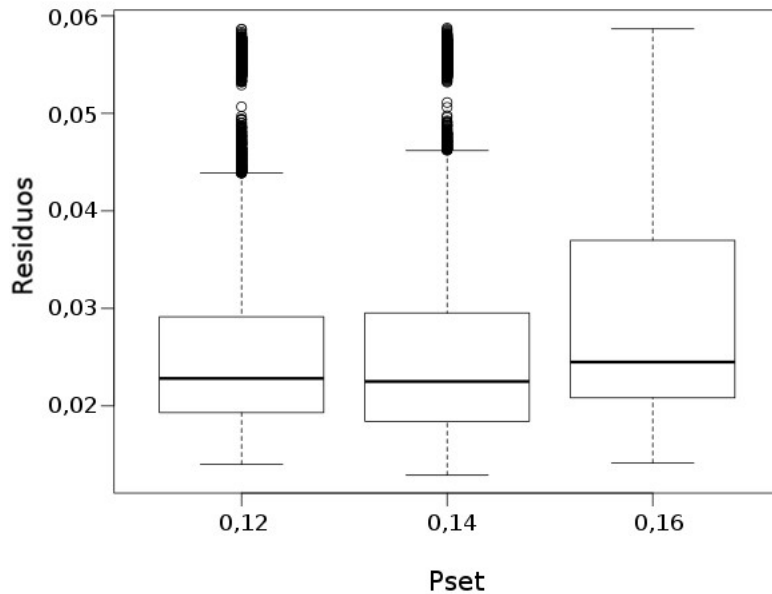


Figura 5.4 Residuos resultantes de las simulaciones del barrido de parámetros con diferentes valores de *Pset*. Se graficaron solamente las combinaciones de parámetros que resultaron en un número promedio de asentamientos entre 400 y 550 (similar al número real de puestos), y un desvío estándar menor a 80.

En las corridas de 100 simulaciones con los parámetros seleccionados en el barrido, el factor simple que más incrementó los residuos cuando fue excluido fue el paleocauce, *Ppaleo*, aumentando seis veces los residuos, seguido por la distancia a los ríos *PRiverDist*, con un incremento de los residuos de tres veces (Figuras 5.7 y 5.8). Removiendo el efecto de la ruta, *PRoadDist*, se presentó un ligero aumento en los residuos, mientras que removiendo la profundidad del nivel freático (*Pwatertab*) y la vegetación (*Pveg*) los residuos no cambiaron considerablemente.

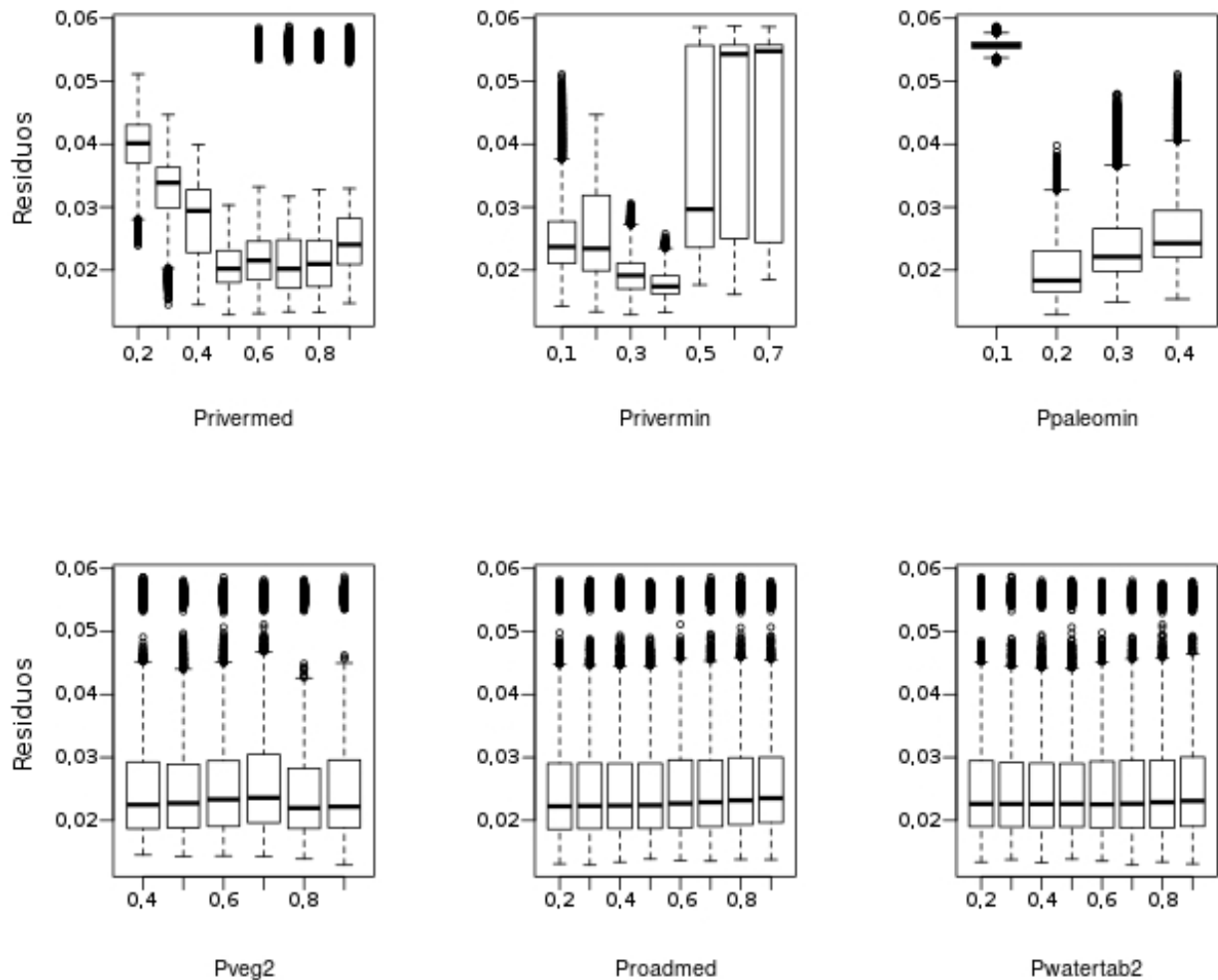


Figura 5.5 Residuos del barrido de parámetros con diferentes valores de *Privermed*, *Privermin*, *Ppaleo*, *PVeg*, *Proadmed*, *Pwatertab2*. Sólo se incluyeron las combinaciones de parámetros que resultaron en un número promedio de asentamientos entre 400 y 500, desvío estándar menor a 80, Pset = 0,12 y 0,14.

El patrón regional de puestos simulados con el conjunto de parámetros optimizado se aproximó visualmente a la distribución real de puestos, con altas densidades cerca de los ríos y sistemas lacustres, y con puestos más espaciados pero no de forma uniforme, en la planicie eólica lejos de los ríos (Fig. 5.9)

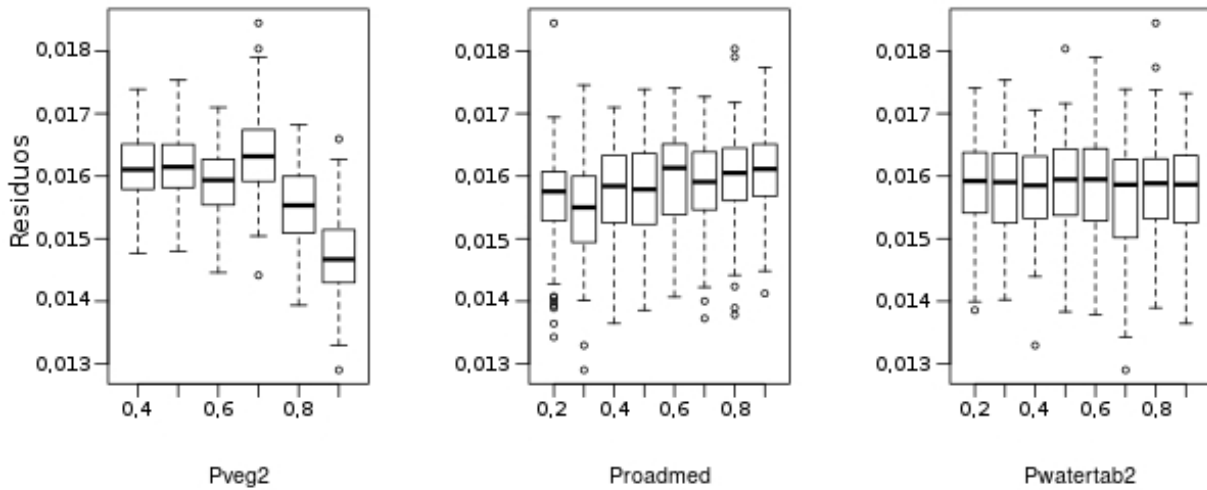


Figura 5.6 Residuos del barrido de parámetros con diferentes valores de P_{Veg2} , $P_{roadmed}$ y $P_{watertab2}$. En este gráfico se incluyeron las combinaciones de parámetros con las mismas restricciones que en las figuras 5.4 y 5.5 ($400 < \text{número de puestos} < 550$, desvío estándar < 80) y los valores optimizados para $P_{rivermed}=0,5$; $P_{rivermin}=0,3$; $P_{paleo}=0,2$ y $P_{set}=0,14$.

La simulación optimizada dio como resultado un promedio de 167 puestos (44%) establecidos por azar, principalmente ubicados en áreas de la planicie eólica lejos de los ríos (más de 7,5 km), y un promedio de 213 puestos asentados por máxima probabilidad, principalmente cerca de los ríos. La figura 5.10 muestra los histogramas para las distancias entre puestos (puesto-puesto) construidos para las distancias cerca (hasta 10 celdas o 7,5 km) y lejos (más de 10 celdas o 7,5 km) de los ríos. Éstos presentan diferentes distribuciones espaciales, con una baja agregación en el último caso (Figura 5.10b). La alta agregación de los puestos en el primer intervalo del histograma en la Figura 5.10b está dada por un agrupamiento de puestos en el NE de la región, a más de 7,5 km de los ríos. Excluyendo este agrupamiento, la mayoría de los asentamientos en la planicie eólica muestran una baja agregación y distribución al azar (Fig. 5.9).

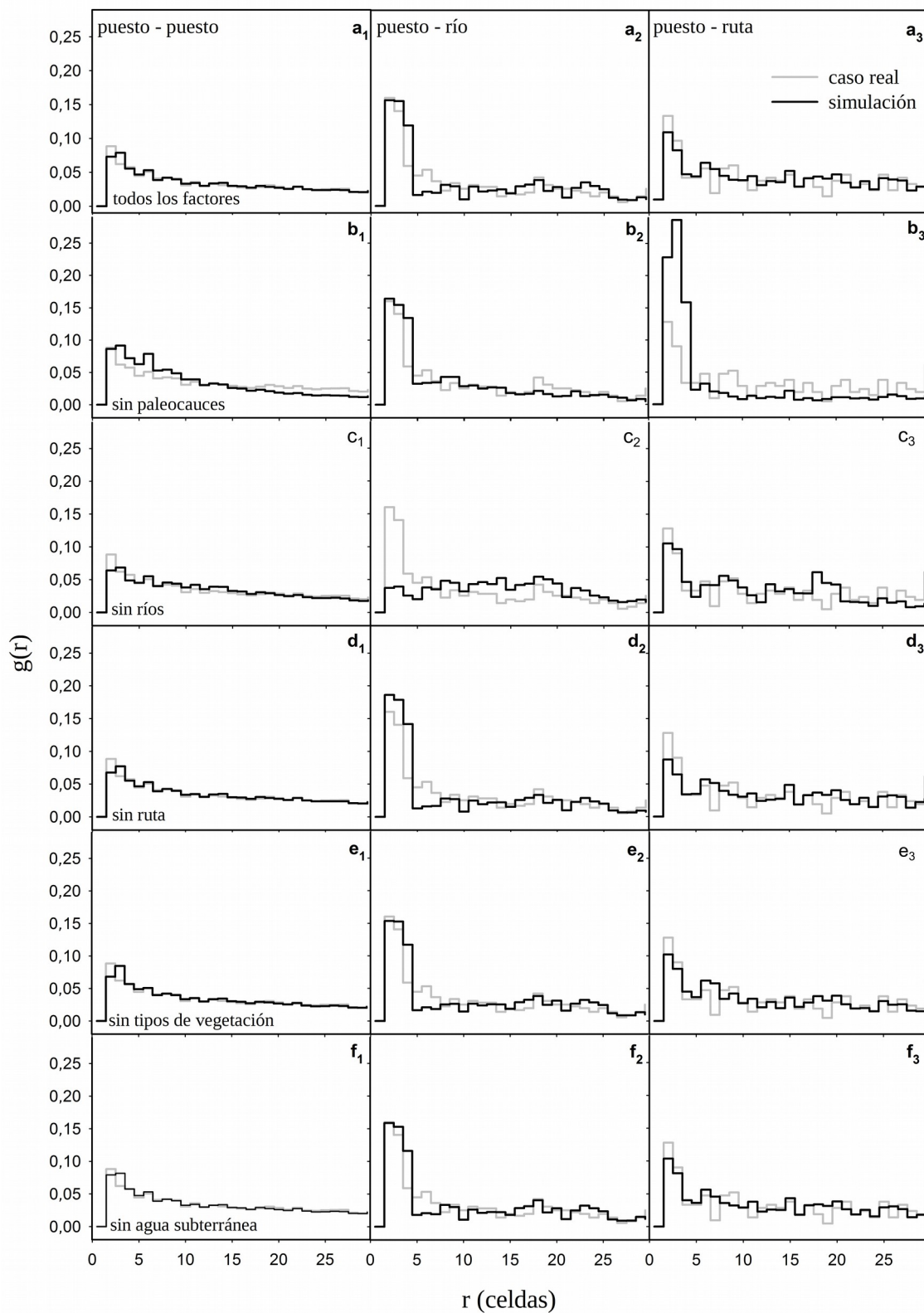


Figura 5.7. Histogramas de correlación de pares para las distancias entre puestos (1- puesto-puesto),

puestos a los ríos (2- puesto-río) y puestos a la ruta (3- puesto-ruta), con los parámetros optimizados; (a) simulaciones con todos los factores, (b) sin los paleocauces, (c) sin los ríos, (d) sin la ruta, (e) sin vegetación y (f) sin agua subterránea. r es la distancia en celdas, donde una celda = 750 m.

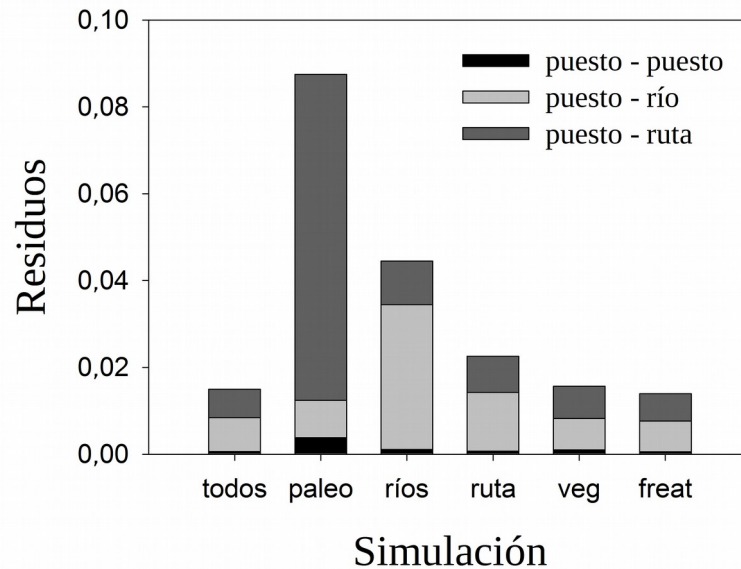


Figura 5.8. Residuos totales, promedio de 100 simulaciones, para los casos presentados en la figura 5.7. (todos) simulaciones con todos los factores; (paleo) sin paleocauces; (ríos) sin los ríos; (ruta) sin la ruta; (veg) sin la vegetación; y (freat) sin agua subterránea.

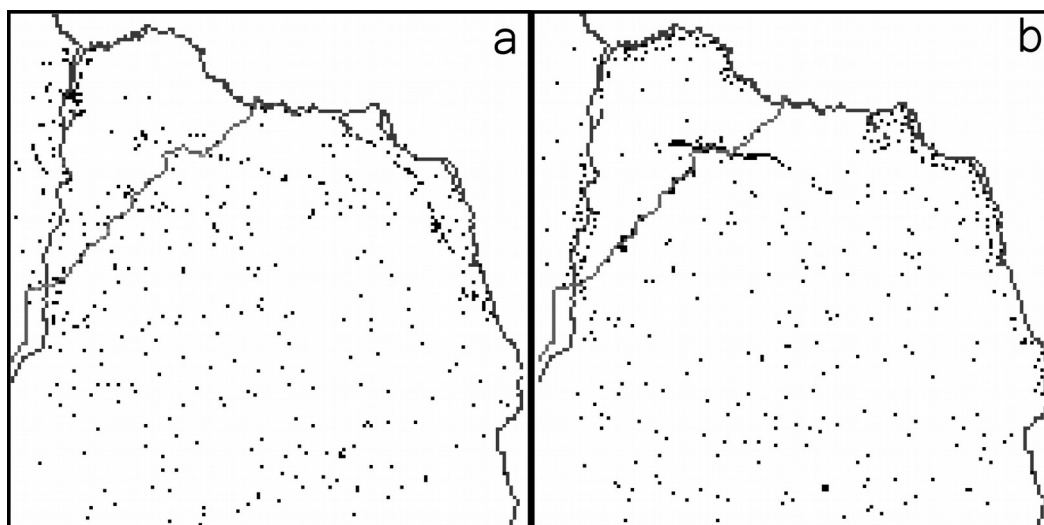


Figura 5.9. (a) Distribución real de los puestos, (b) Distribución de puestos simulada utilizando los

parámetros optimizados con el barrido de parámetros. Para esta figura se eligió una corrida representativa de las $N = 100$ simulaciones.

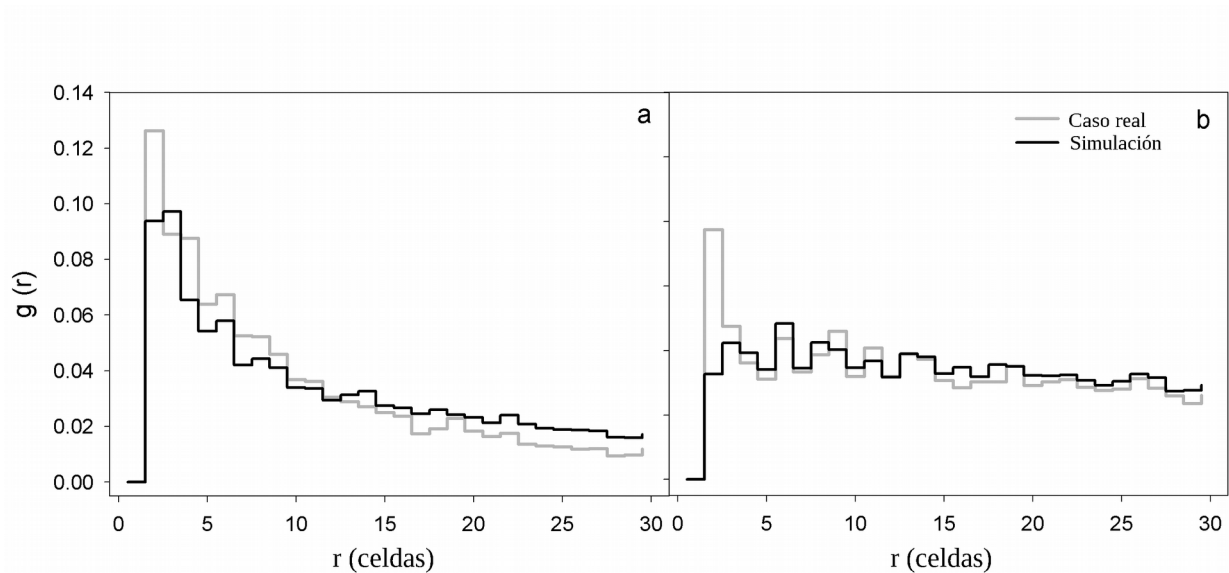
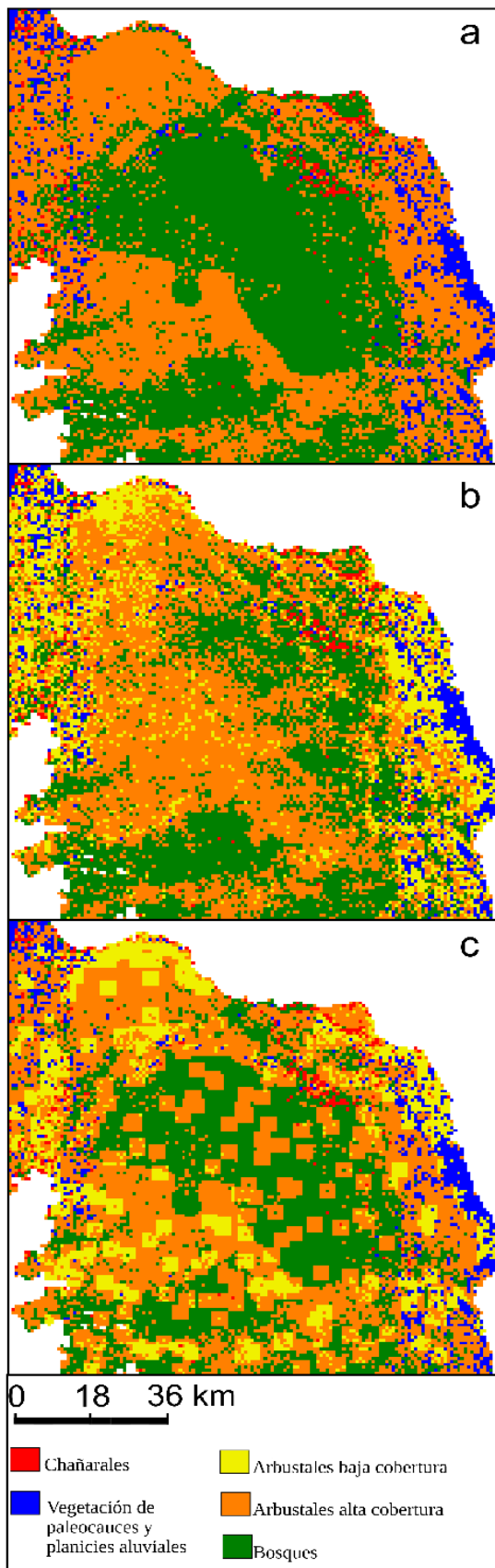


Figura 5.10. Histogramas de correlación de pares de las distancias entre puestos para áreas cerca (a) y lejos (b) de los ríos, sistemas lacustres y paleocauces, resultado de las simulaciones con los parámetros optimizados.



El mapa de vegetación simulada con el conjunto de parámetros optimizado, el cual incluye la degradación dada por los puestos, muestra una distribución de clases de vegetación similar al mapa de vegetación real, aunque la reducción de la vegetación alrededor de los puestos, y el área total de bosques remanentes es mayor en el modelo que en el caso real (Fig. 5.11).

Figura 5.11. Mapas de vegetación del área de estudio, (a) vegetación al inicio de la simulación, 100 años atrás, construido a partir de distribuciones potenciales e históricas de la vegetación. (b) Vegetación real en el presente, de acuerdo a una clasificación no supervisada de imágenes Landsat TM. (c) Mapa de vegetación simulada incluyendo los efectos de la degradación de la vegetación alrededor de los puestos simulados, para la misma simulación mostrada en la figura 5.9.

5.5 Discusión

En el presente capítulo se planteó como hipótesis que la disponibilidad de agua superficial y subterránea son los determinantes más importantes en la distribución espacial de puestos ganaderos del secano del NE de Mendoza. Las simulaciones apoyaron parcialmente esta hipótesis, ya que indicaron un efecto claro del agua superficial (parámetros de ríos y paleocauces), pero un efecto despreciable de la profundidad del nivel freático en la distribución espacial de los puestos. Los análisis realizados en el capítulo 2 mostraron áreas de agregación de puestos asociadas a elementos del paisaje, pero la importancia relativa del agua subterránea, los ríos, paleocauces y la ruta no podía distinguirse debido a la superposición de factores en algunas áreas.

Las simulaciones del asentamiento de puestos presentadas en este capítulo proveen una evaluación de diferentes factores ambientales que influyen en la instalación y distribución espacial de los puestos ganaderos. Los parámetros relacionados al agua superficial (ríos y paleocauces) fueron los factores más importantes para aproximar la distribución espacial de asentamientos simulada a la real. Los residuos alcanzaron los valores mínimos solamente cuando la probabilidad de la tercer clase de distancia a los ríos (*Privermin*) fue menos de la mitad de la probabilidad de la primera clase de distancia (Figura 5.5). Por su parte, las probabilidades asociadas a los paleocauces también debían ser menores fuera de los paleocauces (*Ppaleomin*) para alcanzar los mínimos residuos. Los residuos se incrementaron seis y tres veces cuando se removieron los paleocauces o los ríos de las simulaciones optimizadas, respectivamente (Figura 5.8). Los paleocauces ofrecen más servicios ecosistémicos que la planicie eólica, como la disponibilidad de agua superficial, mejor calidad de agua subterránea, y acceso más fácil debido a las pendientes suaves.

Sin embargo, es posible que el patrón de ocupación actual esté afectado por la memoria de condiciones ambientales pasadas, aunque es difícil distinguir los efectos del pasado y el presente. Los estudios arqueológicos muestran que la ocupación prehispánica se localizaba en su mayoría cerca de los ríos y lagunas, tanto en el río Mendoza como en el río Tunuyán (Chiavazza, 2009 y 2014; García Lorca y Cahiza, 2007; Cahiza y Ots, 2005). Además, los restos arqueológicos hallados (ej. huesos de peces) indican una ocupación permanente y la presencia de agua

superficial en el paleocauce principal en el período prehispánico (García Lorca y Cahiza, 2007; Cahiza y Ots, 2005; Chiavazza y Prieto Olavarría, 2004). Los asentamientos pueden persistir en los mismos sitios que en el pasado, aunque en el presente las condiciones hayan cambiado. Por ejemplo, en el área de estudio los humedales de Guanacache han sido poblados desde tiempos prehispánicos (Abraham y Prieto, 1991), y en el presente están casi secos como consecuencia de cambios geológicos y uso del agua. Sin embargo, la agregación de puestos persiste en la actualidad en estas áreas. Actualmente, los ríos presentan caudales bajos, debido a la utilización del agua para riego en los oasis agrícolas aguas arriba, y las lagunas que estos ríos sostienen ya no son permanentes a causa de la profundización de cauces provocada por la erosión retrocedente (Sosa, 2012) y los caudales bajos. Algunos puestos se encuentran agregados en la planicie aluvial, pero a más de 7 km del canal actual del río (Fig. 5.9); es decir fuera del área de influencia del río en el presente, simulada con el modelo. Estos asentamientos probablemente han sido influenciados por el antiguo cauce del río, el cual fue cambiando con el tiempo ligeramente hacia el este. El paleocauce está seco desde 1778 (Prieto, 2000), pero una alta agregación de puestos permanece en esta área, probablemente porque no hay mejores condiciones en el resto de la región para sostener la población en aumento.

Estudios de multimodelos sugieren que en regiones vulnerables, el cambio climático aumentará significativamente los problemas de escasez de agua, los cuales ya son notorios por el crecimiento de la población, causando inestabilidad doméstica y migraciones (Schiermeier, 2013). En el área de estudio, la disminución de la disponibilidad de agua asociada a la disminución de los caudales de los ríos no se refleja en cambios de los patrones de ocupación. No obstante, esta disminución del agua disponible probablemente afecte a la productividad primaria del ecosistema, a la productividad ganadera, a las interacciones entre las personas y el ecosistema, y a la calidad de vida, por lo tanto esto podría ser importante para la planificación del desarrollo futuro como una función de la disponibilidad de recursos presentes y futuros.

El acceso es un factor importante en varios aspectos de la vida de un puesto. Por un lado un fácil acceso favorece una situación más ventajosa con respecto al mercado para la venta de productos del puesto (cabritos, guano), por otro lado disminuye el aislamiento del puesto facilitando el acceso a servicios (ej. salud, educación, electricidad) indispensables para la calidad de vida de los habitantes del puesto. Otros trabajos plantean que el mejoramiento del acceso con mejoras en la infraestructura es un punto crucial en el desarrollo de la región (Torres *et al.*, 2005).

Sin embargo, los resultados de este modelo muestran que los beneficios que aporta la ruta pavimentada no se traducen en una atracción o agregación significativa de puestos cerca de ésta. Aunque se observan muchos puestos cerca de la ruta, éstos se ubican preferentemente donde el trazado de la ruta coincide con el paleocauce. Cuando ambos se dividen, la agregación de puestos continúa en el paleocauce, y no en la ruta. Esto sugiere que los beneficios asociados a la disponibilidad de agua pasados y presentes del paleocauce tienen un mayor impacto en el establecimiento de puestos que los beneficios tecnológicos y de acceso dados por la ruta. Esto está apoyado por las observaciones de nuevos puestos que se establecieron a lo largo del acueducto construido recientemente, después de que se elaboraron los mapas de entrada para este modelo. La disponibilidad de agua es claramente más importante para los puesteros que las ventajas que se presentan por la cercanía a la ruta.

Un resultado que no apoya la hipótesis planteada es el insignificante rol de la profundidad del nivel freático en el establecimiento de puestos. La mayor parte de la región tiene agua subterránea a profundidades que pueden ser alcanzadas por herramientas manuales (hasta 15 m en los valles intermedanos). Los puesteros no tienen información detallada sobre la profundidad del acuífero, por lo tanto posiblemente no incluyen este factor en la decisión de establecer un puesto. Una vez que se comienza a excavar un pozo nuevo, su construcción puede continuar aunque el agua se encuentre a unos pocos metros más de los que se esperaba. Si están presentes otros factores favorables para la actividad ganadera, las personas pueden invertir el esfuerzo necesario para alcanzar el agua subterránea más profunda, a pesar de su dificultad.

Los distintos tipos de vegetación presentes en el área no parecen influenciar el patrón espacial de puestos, al contrario de lo planteado en la hipótesis. Durante los períodos de construcción y mantenimiento de un puesto, los recursos como materiales de construcción y combustible ofrecidos por los diferentes tipos de vegetación probablemente pueden ser transportados desde otras áreas, mientras que el agua es necesaria cada día para mantener a los animales. Por lo tanto, las personas pueden priorizar el agua sobre la disponibilidad de vegetación “en el sitio”, e invertir el esfuerzo necesario para transportar los bienes aportados por la vegetación. De la misma manera con el alimento para los animales, las cabras, el ganado principal de la región, consumen arbustos y pastos presentes en todos los tipos de vegetación. Los frutos de *P. flexuosa* aportados por los bosques, son recogidos por las personas y almacenados como reserva invernal, por lo tanto este recurso forrajero también puede ser transportado a los

puestos desde la vegetación cercana.

El mapa de vegetación simulada, que resulta de la degradación de la vegetación alrededor de los puestos, tiene una distribución espacial similar de las diferentes clases de vegetación a la del mapa generado con teledetección (caso real). En la figura 5.11 puede apreciarse que los arbustales con baja cobertura aparecen en los mapas simulado y real en el NO y NE de la grilla. Los parches de arbustales con alta cobertura están inmersos en el área de bosques históricos, tanto en el mapa real como el simulado. No obstante, las clases extremas como los arbustales de baja cobertura y los bosques tienen áreas mayores en el mapa simulado que en caso real. La degradación alrededor de los puestos parece estar sobre-estimada en la simulación, debido a que ésta fue simulada como una disminución constante de la probabilidad parcial en el tiempo. La degradación es un proceso complejo afectado por muchos factores como la variabilidad de las precipitaciones, el número y tipo de animales de las explotaciones, y el manejo de las tierras de pastoreo (Ravi *et al.*, 2010); lo cual se manifiesta en la región con la variabilidad encontrada en el estado de degradación de los diferentes puestos analizados en el capítulo 3. Datos detallados sobre estos factores no están disponibles en la región, por lo que aumentar la complejidad del modelo, sin datos para validarlo, podría no mejorar el entendimiento de este proceso. La menor cobertura de bosques en el mapa real que en el simulado puede estar dada por la tala de bosques ocurrida a finales del siglo XIX y principios del XX, para la construcción del ferrocarril y viñedos (Rojas *et al.*, 2009), lo que no fue simulado en el modelo. Otra fuente de error en la vegetación simulada es el mapa de vegetación inicial, elaborado a partir de la distribución potencial de los bosques de *P. flexuosa* (Perosa *et al.*, 2014), lo que puede estar altamente influenciado por los factores encontrados en los bosques remanentes. Para mejorar las simulaciones de las dinámicas de la vegetación, podría ser necesario un mejor entendimiento de los cambios temporales de la vegetación en la región, así como de los otros factores que influyen en la degradación de la tierra (ej. cambios de prácticas ganaderas, interacciones entre la vegetación y las precipitaciones, extracción de madera).

En la hipótesis de este capítulo se planteó además que los puestos preexistentes también son factores influyentes en el establecimiento de nuevos puestos, los cuales se localizarían cerca de un puesto madre. Esto fue simulado en el modelo como una disminución de las probabilidades parciales con el aumento de las distancias a un puesto existente. Los resultados mostraron menores residuos para las distancias entre puestos (puesto-puesto) que para las distancias puesto-

ruta y puesto-ríos, apoyando la hipótesis. No obstante, las simulaciones localizan los puestos a una distancia mayor que en el caso real, como se observa en el primer y segundo intervalo del histograma (Figura 5.7a). Esto puede ser provocado por la sobre-estimación en el modelo de la degradación de la vegetación, lo que disminuye las probabilidades alrededor de los puestos, actuando como una fuerza “repelente”.

A escala regional, el patrón de distribución espacial de puestos simulado se aproxima al observado en el caso real, con altas densidades y mayor agregación cerca de los ríos y paleocauces, y puestos dispersos con distribución aleatoria en áreas de la planicie eólica sin acceso al agua superficial (Fig. 5.9). En estas áreas de la planicie eólica (más de 7,5 km desde los ríos), todos los puestos simulados fueron asignados por azar, debido a que las probabilidades totales fueron más bajas que el valor umbral, P_{set} , indicando una baja aptitud del área (Fig. 5.10b). La necesidad de asignar puestos por azar puede indicar presiones para el asentamiento de puestos en zonas no favorables. Estas presiones pueden haber ocurrido en el pasado, debido a factores socio-políticos que desplazaron a individuos de la población indígena a sitios inaccesibles, los cuales buscaron refugio de las autoridades coloniales que los re-localizaban en las áreas urbanas o agrícolas, o como trabajadores en las minas chilenas (Escolar, 2007). Históricamente, la población Huarpe habitaba el total del territorio del norte de Mendoza y el sur de San Juan, pero en tiempos prehispánicos la planicie eólica no tenía una ocupación permanente (Chiavazza y Prieto Olavarría, 2004). Las tierras más productivas de estas provincias fueron transformadas en oasis irrigados y desarrolladas para la industria y la agricultura desde el siglo XVII hasta el presente. La no aptitud para la agricultura y difícil acceso de las tierras del NE de Mendoza previnieron la expansión de la irrigación, agricultura y urbanización. Estos factores pueden haber favorecido la permanencia de individuos y población Huarpe desplazados de otras zonas en estas áreas periféricas al modelo de desarrollo (Montaña *et al.*, 2005).

Se ha propuesto que los factores sociales y políticos afectan el patrón de ocupación del territorio, tal como los lazos familiares (Torres, 2008b) y los intentos de agregar a la población aborígen en “reducciones” en la planicie lacustre por parte del gobierno colonial (Prieto, 2000). Además, los factores políticos y sociales tienen un importante efecto sobre la dinámica demográfica de un territorio (Schejtman, 1999). Durante el período simulado se asentaron en el área aproximadamente 500 puestos ganaderos (75 puestos registrados en 1928 a 577 en 2012). Los datos disponibles muestran períodos de aumento y disminución de la población durante este

tiempo⁴, lo que hace suponer que la dinámica de asentamiento de puestos fue variable durante el intervalo de tiempo simulado. Al menos desde los años 80, el departamento de Lavalle muestra saldos migratorios negativos⁵, y la tasa de crecimiento poblacional fue negativa en el conjunto de los distritos del área de estudio durante el último período intercensal (2001-2010). Estos cambios poblacionales se corresponden con los modelos de desarrollo territoriales y la consolidación de esta área en la periferia del desarrollo provincial y el consecuente empobrecimiento de la población local (Montaña *et al.*, 2005). Los problemas actuales de exclusión y carencias estructurales de la zona (Torres *et al.*, 2005, 2010) hacen suponer que esta tendencia continuará en el futuro, lo que puede reflejarse en la dinámica futura de asentamiento y/o en la estructura familiar y productiva de los mismos. En este trabajo no se intenta simular las relaciones familiares de los puestos, o la dinámica temporal demográfica en la región pero la importancia relativa de los factores sociales, políticos y ambientales en la influencia de la dinámica de asentamiento de puestos para esta área podría ser analizada comparando los resultados de este trabajo con otros modelos basados en agentes (Macal y North, 2010; Kohler *et al.*, 2012).

En la actualidad, los descendientes de los antiguos Huarpes habitan el área y las leyes nacionales garantizan sus derechos sobre la propiedad de la tierra (Gobierno de la Provincia de Mendoza, 2001; Gobierno de la República Argentina, 1989). El gobierno también se esfuerza en apoyar a la población local con la construcción de un acueducto y rutas pavimentadas, con apoyo financiero para proyectos de turismo y subsidios de alimento para el ganado durante los períodos de sequía (Municipalidad de Lavalle, comunicación personal). Estos cambios políticos pueden aumentar la densidad de puestos en algunas áreas y cambiar su distribución espacial, incrementando la presión de uso de la tierra, con efectos desconocidos sobre los recursos naturales. Además, los posibles cambios climáticos y el aumento de la demanda de recursos hídricos en los oasis aguas arriba pueden disminuir aún más los caudales de los ríos de la región, comprometiendo los esfuerzos por alcanzar un desarrollo sustentable.

4 Tasas de crecimiento de la población entre 1914-1960: -0,5%; entre 1960-2001: 1,6% y entre 2001 y 2010: -0,08%, para la suma de los distritos que integran el área de estudio, San Miguel, Asunción, Laguna del Rosario y San José. elaboración propia con datos de INDEC 1914, 1960, 2001 y 2010.

5 Saldos migratorios (crecimiento demográfico – crecimiento natural) para el departamento de Lavalle entre 1980 y 1991: -4583, entre 1991 y 2001: -1303, entre 2001 y 2010: -1397 (fuentes: elaboración propia a partir de datos de la dirección de estadísticas e investigaciones económicas de Mendoza <http://www.deie.mendoza.gov.ar> y datos publicados en el “Marco estratégico 2012” del Consejo de Asesoramiento Permanente de la Universidad Nacional de Cuyo: http://www.uncuyo.edu.ar/relaciones_institucionales/upload/diagnostico-socio-cultural-anexo.pdf

El modelo planteado en este capítulo sugiere que la disponibilidad de agua pasada y presente es el principal factor que influye en el sector ganadero de la región, superando a otros factores aparentemente importantes, como la ruta, con los consecuentes servicios como comunicación y electricidad, la vegetación, y la profundidad del agua subterránea. Este modelo podría ser utilizado para evaluar los efectos de los cambios en los factores ambientales, como la provisión de agua por acueductos, construcción de rutas y deforestación, en la dispersión de puestos, degradación de la vegetación en éste y otros ecosistemas limitantes, donde se superponen los esfuerzos para la conservación de bosques, la cultura y actividades de los pobladores, en un marco de creciente escasez de agua.

5.6 Direcciones futuras

Para el uso de este modelo como herramienta de gestión en zonas áridas sería valiosa su aplicación y prueba en otras regiones similares, como la región de los Médanos Grandes al norte del área de estudio, en la provincia de San Juan, o en desiertos como el Kalahari o el Arábigo, los cuales también se utilizan para la ganadería extensiva. El modelo también puede ser validado con la observación de cambios de uso del suelo en la región, como el establecimiento de puestos asociados al acueducto recientemente construido. Con posterioridad a la finalización de este estudio, los puestos ubicados en el área de alta densidad analizada en el capítulo 3 (Las Hormigas, El Arbolito 1 y 2, La Penca, Las Cañas y San Jorge) mostraron cambios relacionados al acueducto. Algunas familias (de los puestos El Arbolito, Las Hormigas, San Jorge, La Penca) se fueron de su puesto y viven actualmente en casas cercanas a la ruta, sin animales, conformando caseríos o pequeños poblados (El Cavadito). Otros (del puesto Las Hormigas) abandonaron su puesto reabriendo uno nuevo en las inmediaciones de la ruta, con acceso al acueducto, o están en este proceso (Julieta Aranibar, comunicación directa). En otras zonas del área también se han observado algunos puestos nuevos establecidos en bosques de algarrobo bien conservados cerca de la ruta y el acueducto. Es claro que la disponibilidad de agua alienta el asentamiento de puestos, como ha ocurrido desde tiempos pre-hispánicos, provocando además cambios en la dinámica de los puestos. Por esto la provisión de agua dulce probablemente podría cambiar la distribución y densidad de los puestos.

Los efectos de la nueva infraestructura o decisiones sobre el uso de la tierra, como la construcción de una ruta, provisión de agua y deforestación podrían ser analizadas con este modelo, agregando nuevos elementos a una grilla, y observando la distribución de los puestos resultante y la degradación de la vegetación.

El presente estudio magnifica los efectos de los puestos en la degradación de la vegetación, aunque ésta se ajusta al patrón espacial general de los cambios de vegetación. Estudios futuros también podrían incluir las consecuencias de diferentes prácticas de manejo con el objetivo de alcanzar un uso sostenible del ecosistema. Esto podría lograrse con estudios más detallados de la vegetación y el ecosistema, para acotar la simulación de la vegetación en el modelo.

5.7. Conclusiones

El modelo, utilizando los parámetros optimizados, simuló una distribución espacial de puestos similar a la observada, con patrones de agregación cerca de ríos y paleocanales, y puestos menos agregados en la llanura eólica, lejos de fuentes de agua superficial. No obstante, para aproximar los resultados de simulaciones a las observaciones, especialmente en la llanura eólica, el 44% de los puestos se establecieron por azar, sugiriendo la existencia de otros factores no incluidos en el modelo, posiblemente relacionados a presiones demográficas o socio-políticas.

Las simulaciones sugieren que las características ambientales relacionadas a la disponibilidad de agua superficial tienen un efecto fuerte en la distribución espacial de los puestos. Los asentamientos también afectan a la vegetación, disminuyendo a su alrededor la cobertura vegetal. Aunque la presencia de la ruta, construida en la mayor parte de su trazado sobre el paleocauce principal, provee varios servicios adicionales para la población rural (ej. electricidad, agua potable, transporte a núcleos urbanos), el paleocauce parece ser más importante que la ruta para la dinámica de asentamientos. No se encontró que la profundidad del nivel freático y la vegetación sean factores importantes para el asentamiento de puestos, contrariamente a las expectativas iniciales, probablemente debido a que la región entera tiene acceso al agua subterránea y al forraje, y ciertos productos de la vegetación pueden ser transportados a los puestos desde las áreas vecinas.

Los resultados mostrados en el presente capítulo sugieren que los cambios en la disponibilidad y calidad del agua modificarán la distribución de asentamientos ganaderos y la presión sobre el ecosistema. La provisión de agua en el futuro, la cual es crucial para el desarrollo de la población rural, debería considerar los efectos de un incremento en la densidad de puestos alrededor de las fuentes de abastecimiento de agua y las presiones en el ecosistema circundante, para asegurar la sostenibilidad a largo plazo.

CAPÍTULO 6

CONCLUSIONES GENERALES



CAPÍTULO 6 CONCLUSIONES GENERALES

El crecimiento de la población, la economía, urbanización y los cambios en los patrones de consumo modelan a la producción ganadera, provocando cambios en el uso de la tierra, y degradación de los ecosistemas (Herrero y Thorton, 2013), en muchos casos antes de detectarlos y comprenderlos totalmente. El NE de la provincia de Mendoza presenta un alto riesgo de desertificación (Abraham, 2002) y no está exento de las presiones y cambios que pueden aumentar aún más los riesgos de degradación, estando en peligro la conservación del sistema ecológico y el desarrollo de las poblaciones locales que sostiene. Es por esto que la motivación para la realización de este trabajo fue entender algunas de las interacciones entre el componente ecológico y el socio-productivo de este sistema complejo, desarrollando o evaluando herramientas de monitoreo y detección temprana de la degradación en la zona de estudio, para aplicarlas en la gestión y planificación sostenible del territorio.

El objetivo general de esta tesis fue *evaluar la interrelación entre el establecimiento y funcionamiento de puestos ganaderos tradicionales y el ecosistema del NE de la provincia de Mendoza; analizando la importancia de factores ambientales en la distribución espacial de los puestos y el efecto de los mismos en la estructura, funcionamiento y resiliencia del ecosistema*. El efecto de la actividad de los puestos sobre el ecosistema del NE mendocino fue abordado a diferentes escalas, desde el análisis de la cobertura vegetal a nivel regional, la evaluación de la resiliencia de la vegetación en las áreas de influencia de puestos individuales y de puestos agregados, hasta el análisis de la estructura espacial de la vegetación y función de retención de nutrientes a escala del gradiente de presión de uso generado en cada puesto, y unidades de paisaje. Por su parte, el estudio del efecto del ambiente sobre los puestos ganaderos se abordó analizando la distribución espacial de los puestos en el territorio y, mediante un modelo, los factores ambientales más influyentes en el establecimiento de los puestos en el área.

Los resultados obtenidos en los diferentes capítulos en general corroboran las hipótesis planteadas, permitiendo observar la ocurrencia de patrones generales en los dos enfoques abordados, que emergen a pesar de la heterogeneidad en las condiciones ambientales y la variabilidad en las características de los puestos de la región. Estos resultados aumentan la comprensión de este sistema complejo y de sus respuestas a cambios en las presiones de uso

antrópicas y de los recursos disponibles en el territorio.

6.1. Relación entre recursos naturales, puestos ganaderos, y tendencias de degradación.

Los análisis de la distribución espacial de los puestos en el NE de Mendoza mostraron que éstos presentan grandes diferencias de densidad en el área, con zonas de alta agregación asociadas a características del paisaje como los ríos, ruta y paleocauces. La agregación de los puestos relacionada a algunos elementos del paisaje pone de manifiesto la importancia de los servicios que éstos le brindan a los pobladores locales, sin embargo la superposición de los factores en algunos sectores del área impiden la identificación de su importancia relativa. Así, por medio de un modelo se analizó la influencia relativa de diferentes factores ambientales en el establecimiento y funcionamiento de los puestos del NE mendocino. Los resultados señalaron que de los factores ambientales, aquellos relacionados a la disponibilidad de agua superficial fueron los más influyentes en el asentamiento de puestos. También, la distribución al azar del 44% de los puestos en el territorio sugiere la presencia de otros factores influyentes, no analizados, posiblemente relacionados a presiones demográficas o socio-políticas.

Para analizar el efecto de la actividad de los puestos sobre el ecosistema del NE mendocino, como primer medida, se evaluaron diferentes índices espectrales de vegetación como indicadores de cobertura vegetal. Se encontró que los índices comúnmente utilizados, como NDVI y SAVI, no son indicadores robustos de la cobertura vegetal en esta región. La vegetación senescente y con poco material fotosintético, no logra detectarse con las combinaciones de bandas de estos índices. Por el contrario el índice SATVI, que incluye en su cálculo las bandas de los infrarrojos cercanos, es sensible tanto a la vegetación verde como a la senescente y tejidos no fotosintéticos y correlaciona mucho mejor que los anteriores con valores de cobertura vegetal total medidos en terreno. Con este indicador, los resultados de cobertura vegetal a escala regional mostraron que el 70% de la planicie eólica presenta coberturas vegetales superiores al 50%, consideradas comúnmente como coberturas a partir de las cuales el riesgo de erosión es muy bajo, mientras que las coberturas inferiores al 30%, valor umbral por debajo del cual el riesgo de erosión es muy alto (Elwell y Stoking, 1986), ocuparon solo el 4% del área de la planicie eólica. Las áreas con baja cobertura se asociaron a altas densidades de puestos, mientras que la influencia de los puestos individuales en la cobertura vegetal se manifestó hasta una distancia aproximada de 2 km desde el puesto. Así, los puestos ubicados a distancias de 4 km o mayores

permitieron la existencia de extensas superficies con altas coberturas vegetales. A este nivel de observación, el área de estudio muestra bajos niveles de degradación. El mayor impacto de la actividad de los puestos en la vegetación se debe a su distribución espacial, en zonas de alta agregación de puestos ganaderos.

No obstante, a una escala de análisis de mayor detalle, los resultados de esta tesis muestran evidencias de insostenibilidad del sistema productivo predominante y su evolución en las últimas décadas, ya que las áreas afectadas por la actividad de los puestos en efecto mostraron la ocurrencia de procesos de degradación, los cuales se incrementaron durante los últimos 28 años. Ésto fue demostrado por las pérdidas de resiliencia de la cobertura vegetal en la mayoría de los casos analizados durante este período. Además, se encontraron señales de aumento de la presión sobre el sistema, dadas por la acentuación creciente de los gradientes de cobertura vegetal asociados a los puestos, durante los períodos secos de dicha serie temporal. Sin embargo, también se encontró una situación donde las presiones de uso sobre el sistema disminuyeron por reducción de la actividad ganadera del puesto, respondiendo éste con aumento de la resiliencia, poniendo de manifiesto un potencial de recuperación del sistema.

Los resultados obtenidos subrayan la complejidad de la respuesta del ecosistema a las presiones de las actividades humanas, mostrando diferente sensibilidad al disturbio en las dos unidades de paisaje predominantes en la llanura medanosa: médanos y valles intermédanos. En general los médanos, con vegetación no freatófita, pendientes más pronunciadas y texturas más gruesas que los valles, presentaron mayor sensibilidad al disturbio, reflejada por las mayores pérdidas de resiliencia de la cobertura vegetal de esta unidad de paisaje a lo largo del tiempo. Esta mayor sensibilidad se manifestó también en la relación estructura-función entre la distribución espacial de la vegetación y la función de retención y reciclado de nutrientes. Los médanos presentaron un acoplamiento entre la estructura de la vegetación y dicha función, mientras que en los valles intermédanos esta función parece no relacionarse a la distribución espacial de la vegetación. Esto significa que frente a cambios en la estructura de la vegetación, como el aumento del tamaño de los espacios entre parches vegetados, provocados por el pastoreo y uso de la vegetación por el puesto, el paisaje de los médanos disminuye la capacidad de retener recursos como hojarasca, agua y nutrientes, siendo más susceptibles a la degradación.

En síntesis, los resultados corroboran en líneas generales la hipótesis que ha guiado este trabajo. La disponibilidad de recursos en el territorio condiciona la instalación y subsistencia de puestos, siendo la disponibilidad de agua superficial el factor de mayor importancia. A su vez, la

actividad de los puestos afecta el ecosistema, reflejándose en alteraciones a diferentes escalas. La interrelación entre el recurso agua y las presiones sobre el ecosistema ejercidas por la actividad de los puestos y su distribución espacial remarcan la importancia de una planificación integral para alcanzar un desarrollo sostenible. Cambios y mejoras en la disponibilidad de agua en el territorio, acciones cruciales para el desarrollo de la población rural, deberían considerar los efectos de un incremento en la densidad de puestos en las áreas cercanas a las fuentes de provisión de agua (ej. acueductos) y las presiones sobre el ecosistema. Para asegurar la sostenibilidad a largo plazo, estos cambios también deben ser acompañados de medidas alternativas que aumenten los ingresos de los pobladores, como aquellas que aumenten el valor agregado de los productos locales, fabricación de artesanías, turismo, mejora de los canales comerciales, entre otras.

6.2. Herramientas para la evaluación y gestión del territorio.

Los métodos que se utilizaron para alcanzar los objetivos de esta tesis ofrecen herramientas simples y de utilidad tanto para la investigación como para trabajos de gestión y planificación del territorio, y evaluación de prácticas de manejo. El índice SATVI demostró un mejor ajuste a la cobertura vegetal total en la zona de estudio que los índices de vegetación más utilizados (NDVI, SAVI). SATVI se calcula a partir de bandas del espectro electromagnético disponibles en los sensores de mayor uso y de libre disponibilidad (LANDSAT) por lo que su cálculo y utilización no implica mayores esfuerzos y costos que el cálculo de otros índices. El índice *R*, aplicado en el capítulo 3 para el análisis de la resiliencia de la vegetación, constituye una herramienta valiosa para el seguimiento de la evolución de un sistema socio-ecológico. Por ejemplo, ofreciendo información de utilidad para la identificación de respuestas del ecosistema, tendencias y estados estables, o para evaluar los efectos a largo plazo de diferentes alternativas de manejo o densidades de puestos. Por su parte, el modelo desarrollado en el capítulo 5 podría aplicarse como herramienta de gestión, para analizar escenarios futuros dados por cambios en los factores ambientales, como la provisión de agua por acueductos, construcción de rutas y deforestación, y sus efectos en la dispersión de puestos ganaderos y degradación de la vegetación en éste y otros ecosistemas limitantes, donde se superponen los esfuerzos para la conservación de bosques, la cultura y actividades de los pobladores, en un marco de creciente escasez de agua.

6.3 Implicancias

Este trabajo mostró que en muchos casos las prácticas ganaderas desarrolladas en la región durante las últimas décadas generaron una tendencia de disminución progresiva de la cobertura de la vegetación y su capacidad de recuperación en épocas favorables, por lo tanto indican procesos de degradación que pueden implicar un nuevo estado del sistema en casos de alta presión sobre el mismo. Estos resultados aportan información y sientan las bases para otros estudios que profundicen en los causales de estos procesos, como diferentes manejos del ganado, cargas y tipos de animales, historia de uso, población.

La identificación de procesos de degradación en el área de estudio tiene además otras implicancias que van más allá del alcance de este trabajo, pero que merecen ser mencionadas. La degradación de un ecosistema afecta directamente a la vida de los pobladores que dependen de los servicios que este brinda. Por ejemplo, la menor cobertura de la vegetación se traduce en menos alimento para el ganado, con consecuencias como mayor mortandad de animales y bajas pariciones, y por ende menores ingresos. Estos ingresos dados por el ganado pueden no ser suficientes para cubrir las necesidades de la familia y puede implicar un aumento de la migración hacia otras regiones, principalmente de jóvenes, para mejorar los ingresos y/o disminuir las cargas familiares, con la consecuente disminución del capital humano. Pero como en todo sistema complejo, estas relaciones no son lineales, ni tan directas, siendo el deterioro ambiental causa y consecuencia de numerosos procesos actuantes a diferentes escalas, generándose círculos viciosos que mantienen las prácticas no sostenibles y profundizan la degradación.

Otros estudios remarcan que las causas primarias de las prácticas productivas no sustentables, y como consecuencia de la desertificación, son las carencias estructurales de la región (acceso, salud, educación, etc) y las necesidades de asegurar la subsistencia de las unidades productivas en el plazo inmediato, dada su situación de pobreza y marginación (Torres et al., 2005; 2010). En otras palabras, el continuo éxodo de población hacia otras regiones (Abraham, 2002; Soria *et al.*, 2011; Torres, 2008) y la insostenibilidad de la explotación de los recursos, al menos en algunas áreas, indican que la capacidad del socio-ecosistema actual de sostener a la población local es superada. Las carencias mencionadas disminuirían la “capacidad de carga” global del sistema, impidiendo la utilización racional de los recursos y el mejoramiento

de ingresos que permita el sostén de las familias. Por ejemplo, el difícil acceso a los puestos del interior del área, coloca a los puesteros en una situación desventajosa con el mercado, ya que sólo pueden comerciar con los cabriteros que ingresan por las huellas y retiran la producción, siendo éstos los que fijan los precios. El mejoramiento de las huellas y caminos, reclamado durante mucho tiempo por los pobladores locales, permitiría reforzar otros sistemas comerciales que impliquen condiciones de intercambio más justas (Torres *et al.*, 2005), lo que generaría escenarios más favorables para la adopción de pautas de manejo sostenibles. Cabe destacar que estas carencias estructurales no solo influyen en los aspectos productivos y sus consecuencias sobre el ecosistema, sino que afectan profundamente la calidad de vida en la región. Situaciones simples para los habitantes de otras regiones, como ir a una consulta médica, es una odisea de días para un puestero y su familia “...caminamos hasta la ruta, y ahí esperamos que alguien nos lleve a Costa, para llegar al médico mañana..., una vez esperamos 4 días” (testimonio de puestero de la reserva Telteca). La mayoría de los habitantes locales aún no tiene acceso a un servicio eficiente de salud ni al agua potable, siendo el agua de pozo con altos contenidos de sales y arsénico la única fuente disponible para todos los usos. Cubrir necesidades básicas de la población como el suministro de agua potable, mejoramiento de los caminos, salud y educación son materias pendientes, sobre las cuales el gobierno local ha hecho esfuerzos, como la construcción del acueducto, pavimentación de caminos, apoyo financiero a proyectos de turismo y subsidios de alimentos para el ganado en épocas de sequía.

Como se describió anteriormente, los resultados de este trabajo indicaron que cambios en el acceso a recursos en el territorio, principalmente agua, pueden favorecer la agregación de puestos en ciertas zonas, aumentando el riesgo de degradación. Así, se hace evidente la complejidad de las interrelaciones dentro del sistema socio-ecológico, donde la manifestación de un proceso de degradación tiene numerosas implicancias a diferentes escalas. La solución es difícil de abordar, siendo necesarias acciones en varios niveles que superen ampliamente las recomendaciones de manejo y prácticas productivas sostenibles. Las acciones sobre los subsistemas ecológico y humano deben ir a la par para alcanzar el desarrollo sostenible. Para lograr el éxito en la adopción de pautas de manejo y medidas sustentables es indispensable mejorar la calidad de vida de los habitantes, aumentando el acceso a recursos y servicios, refuerzo de las redes sociales y el comercio justo. Al mismo tiempo que el mejoramiento del acceso a recursos y servicios debe ir acompañado indefectiblemente de medidas para asegurar la sostenibilidad ambiental.

Los resultados de este estudio también mostraron recuperación paulatina del estado de la

vegetación en casos donde disminuyó la presión de uso. Esto sugiere respuestas favorables de la vegetación a prácticas de manejo tendientes a disminuir la presión sobre las zonas de pastoreo, con el consiguiente beneficio en la provisión de forraje y la disminución de los riesgos de degradación. Además, el potencial de recuperación del ecosistema frente a la liberación de cargas puede ser aprovechado para su restauración. La planificación de proyectos de restauración ecológica, su factibilidad y costos necesarios dependen en gran medida de la capacidad intrínseca de recuperación de los procesos ecosistémicos y de la infraestructura disponible para su seguimiento y control (Zahawi *et al.*, 2014). Áreas dentro de la reserva Telteca donde han habido puestos (por ej. antiguos puestos que fueron trasladados cuando fue creada la reserva, o puestos abandonados), podrían ser una oportunidad para llevar adelante proyectos de restauración ecológica.

6.4 Recomendaciones

De los resultados de este estudio se desprenden diferentes recomendaciones para la planificación territorial y el desarrollo de estrategias de manejo sostenible. Entre ellas, tener en cuenta una distancia mínima entre puestos de 4 km cuando se asienten nuevos puestos, para asegurar baja superposición de las áreas de influencia de los puestos.

La evidencia de degradación asociada a diferentes puestos ganaderos y la variabilidad encontrada lleva a recomendar, para la planificación de estrategias de manejo, analizar el estado de las áreas de influencia de los puestos a manejar e identificar las posibles causas en caso de degradación para controlar la presión de uso sobre éstas áreas. Para esto un punto importante es evaluar las cargas ganaderas, estimando las capacidades de carga de las áreas de pastoreo en los años secos y períodos críticos, y ajustando el número de animales y épocas de diferentes requerimientos del rodeo a estos períodos, considerando además la mayor vulnerabilidad a la degradación de los médanos. También considerar bajo este enfoque los efectos del mantenimiento de cargas por subsidio de alimento en períodos críticos. Aumentar la eficiencia de los rodeos, manteniendo sólo a los animales sanos y productivos de modo que los productores puedan mejorar sus ingresos sin aumentar la presión del ganado sobre el ecosistema.

Adecuar y reforzar, en base a los análisis de cargas ganaderas, prácticas de manejo existentes en la región, que tiendan a disminuir las presiones de pastoreo en épocas críticas y

áreas muy pastoreadas, como el movimiento de animales entre diferentes zonas.

A nivel regional, evaluar los escenarios posibles frente a intervenciones y cambios en el territorio, para mitigar desequilibrios (por ej, generación de áreas más atractivas para los puestos por suministro de agua) y evitar nuevas zonas de alta presión sobre el ecosistema.

Los organismos responsables de la gestión, junto con las mejoras como el suministro de agua, deberían desarrollar estrategias que permitan mantener cargas adecuadas para la región y que aumenten los ingresos de los pobladores. Por ejemplo, incentivar, promover y reforzar otras opciones productivas alternativas y/o complementarias a la ganadería que procuren mayores ingresos a las familias; como artesanías, turismo, agroindustria (producción de leche de cabra y derivados, faena en la zona), mediante apoyo institucional y financiero a organizaciones y emprendimientos locales, subsidios a las familias, comercio justo, mejoramiento de infraestructura, entre otros.

6.5. Direcciones futuras

Finalmente, el trabajo realizado en esta tesis generó nuevos interrogantes que pueden guiar trabajos futuros.

Las tendencias en el tiempo en la resiliencia de las áreas influenciadas por puestos encontradas en este trabajo sugieren la existencia de estados estables en el ecosistema bajo presión de uso del NE mendocino. La identificación de diferentes estados y umbrales en el sistema, incluyendo los mecanismos actuantes entre la estructura y funciones en las diferentes unidades de paisaje, pueden ser abordados en estudios futuros.

Los resultados de los análisis realizados en esta tesis, por ejemplo la baja resiliencia y estable en el tiempo en un área influenciada por varios puestos, o la disminución paulatina de la resiliencia encontrada en otros casos, y las diferencias entre valles y médanos, permiten hipotetizar la dinámica de la productividad y estabilidad de la misma en el tiempo en los posibles estados y unidades de paisaje del área de estudio. En un estado no degradado el sistema se caracterizaría por mayor productividad y menor estabilidad de la productividad, dada la mayor capacidad de respuesta a las precipitaciones en este estado. Al mismo tiempo, las áreas acopladas al acuífero libre (valles intermédanos) presentarían mayor estabilidad que las sin acceso a este recurso (médanos). Por su parte, en un estado degradado la productividad disminuiría y la

estabilidad aumentaría, por disminución de la capacidad de respuesta a las precipitaciones, siendo diferente el cambio en valles y médanos dada la diferente vulnerabilidad a la degradación mostrada en los resultados de esta tesis. Un experimento natural que permitiría evaluar esta hipótesis se está generando debido a cambios demográficos que están ocurriendo en la zona, especialmente en el área de alta densidad de puestos analizada en este trabajo, donde los resultados mostraron menor resiliencia y mayor estabilidad que en otras áreas. La migración de pobladores hacia áreas contiguas a la ruta, dada por la provisión de agua por el acueducto, y posibilidad de construir viviendas en pequeños poblados (Ej. El Cavadito, La Majada, Posta San Gabriel) y la consecuente disminución de cargas, permitiría corroborar si el sistema alcanzó un estado estable, degradado, de menor productividad, o por el contrario si puede recuperarse. En la figura 6.1 se presenta un esquema hipotético. Esta caracterización del sistema, sumado a la identificación de los niveles de presión que pueden provocar estos cambios puede ofrecer información valiosa para el diseño de estrategias de manejo sostenibles.

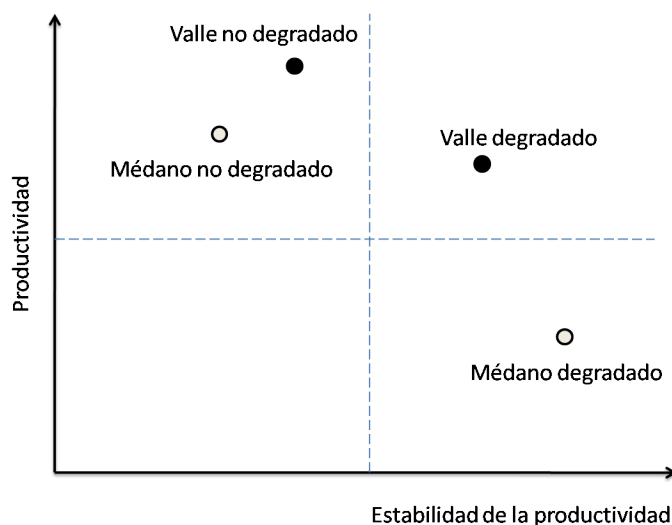


Figura 6.1. Esquema hipotético de la caracterización de los niveles de productividad y estabilidad de la productividad de estados degradados y no degradados en valles intermédanos y médanos del área de estudio.

Por su parte, diferentes mecanismos pueden actuar en las diferentes unidades de paisaje que expliquen el comportamiento del sistema, por ejemplo, la remoción parcial de la vegetación, en combinación con las pendientes de los médanos causaría incrementos en el movimiento de recursos hacia los valles (agua, materiales finos y nutrientes), siendo este proceso reforzado por retroalimentaciones positivas. Estos aspectos podrían ser evaluados con trazadores o indicadores de actividad enzimática, mediciones de movimiento de sedimentos y agua, en situaciones de diferentes coberturas vegetales y configuración espacial de la vegetación en médanos.

La disminución de la resiliencia de la cobertura vegetal, detectada en esta tesis, puede deberse a distintos procesos, como la disminución del reclutamiento de nuevas plantas, debido a la disminución del banco de semillas o la germinación y supervivencia, provocados por un desbalance hídrico y energético. Cambios en la diversidad de especies, en la composición, grupos funcionales de la vegetación y especies clave (Ej. *P. flexuosa*) pueden caracterizar diferentes estados, y relacionarse a procesos de retención y fijación de nutrientes, utilización del agua, facilitación y competencia. Estos puntos pueden ser abordados caracterizando la composición de especies y grupos funcionales, cobertura y configuración espacial de la vegetación en sitios con diferente historia y presión de uso (por ej. áreas taladas y no taladas, presiones de pastoreo variable, antigüedad de la explotación o abandono). Paralelamente, analizar el banco de semillas, germinación y supervivencia de plántulas, eficiencia en el uso del agua, nutrientes del suelo, entre otros. La evolución en clausuras de estos aspectos funcionales y estructurales también puede aportar información sobre la resiliencia de los posibles estados.

En la realización de esta tesis también surgió el interrogante sobre la existencia de diferencias en la intensidad del disturbio generado por el puesto entre las unidades de paisaje principales de la llanura medanosa (valles intermedanos y médanos). Preferencias del ganado de una unidad sobre la otra, lo que puede ser variable entre las diferentes especies de ganado, pueden provocar diferencias en la presión del disturbio generado por un puesto. Por ejemplo, los valles intermedanos pueden ser más utilizados por diferencias en la oferta de recursos, como productos forestales, disponibilidad de sombra, recursos forrajeros extra, o facilidad de acceso. Estudios futuros pueden abordar esta pregunta analizando el comportamiento de los diferentes tipos de ganado en cuanto a la selectividad en el uso de las unidades de paisaje, mediante análisis espaciales de la distribución del ganado y desarrollar o adaptar metodologías para la cuantificación del nivel de disturbio o uso.

Aumentar el conocimiento del funcionamiento del sistema, como las respuestas de la vegetación y unidades de paisaje a niveles de disturbio específicos presiones de uso o liberación de los mismos en diferentes estados del sistema brindará información necesaria para invertir recursos en los aspectos que sean realmente limitantes, tanto en el diseño de estrategias de manejo productivo, como en la conservación y restauración del ecosistema.

ANEXOS



ANEXO I

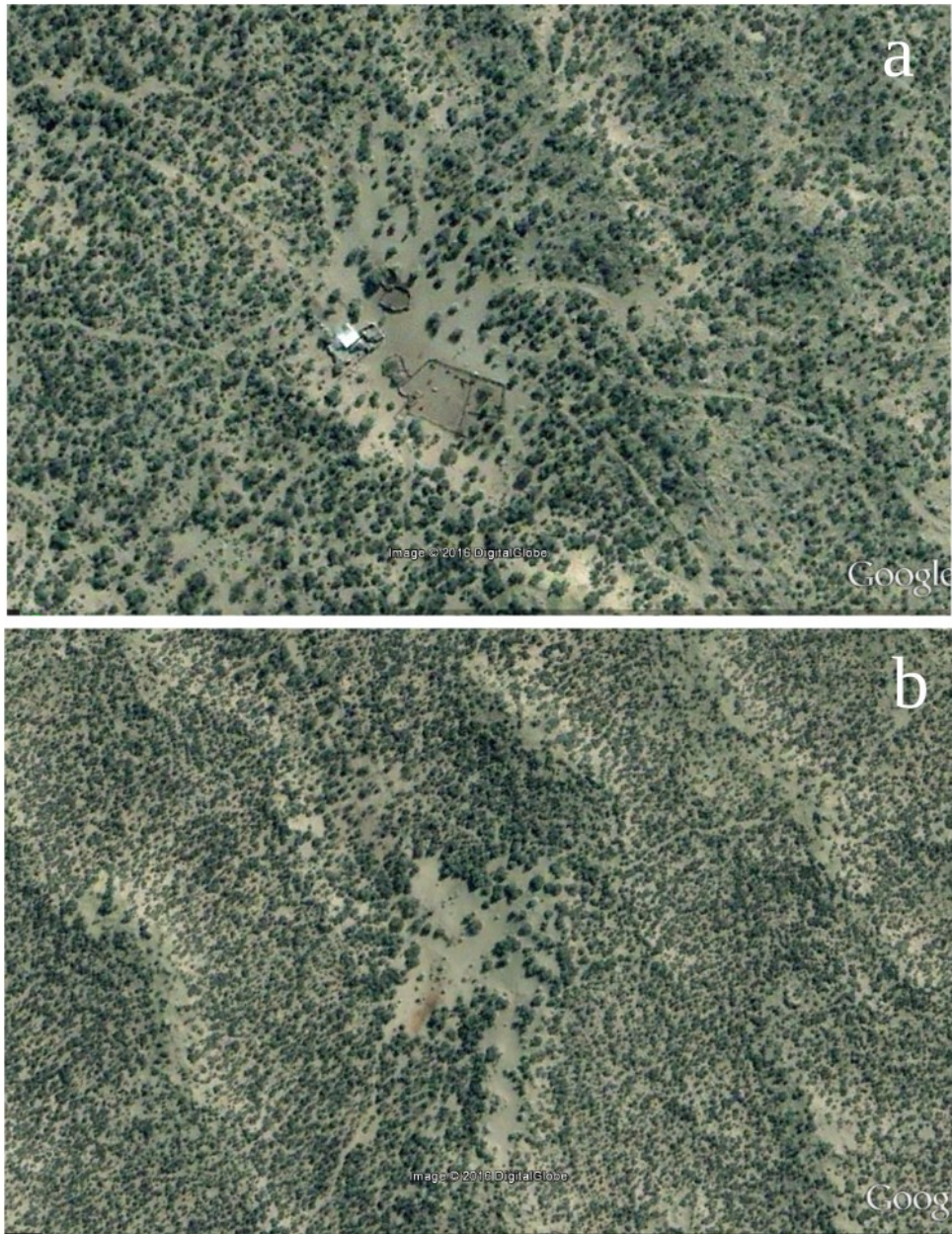


Figura I.1. Puesto activo (a) y puesto abandonado (b) en el área de estudio, como se pueden observar en imágenes de alta resolución disponibles en Google Earth.

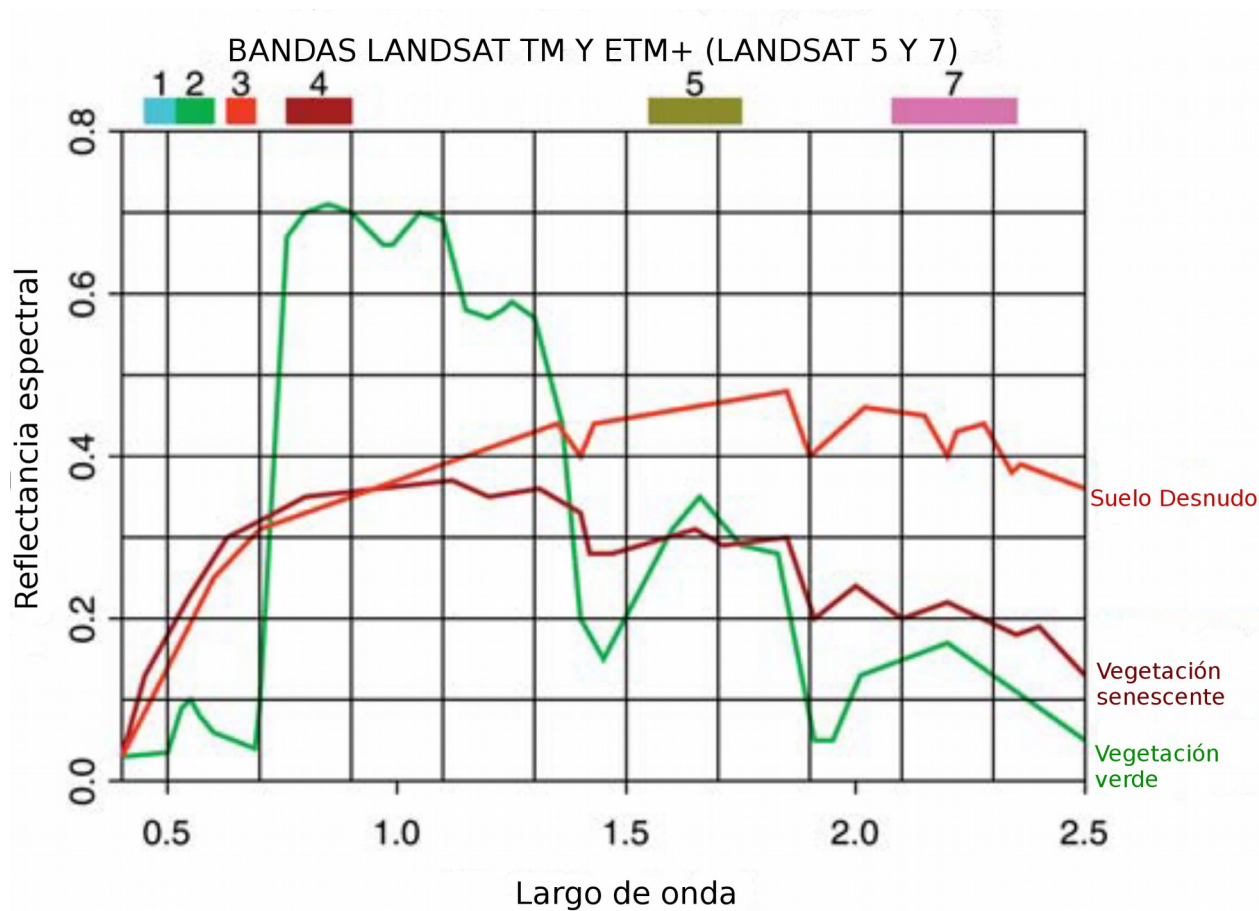


Figura I.2 Firmas espectrales de la vegetación verde, vegetación senescente y suelo desnudo. Como se explica en el texto del capítulo 2, los índices como NDVI y SAVI utilizan la forma característica de la vegetación verde para su detección (baja reflectancia en la banda 3 y alta en la banda 4). El índice SATVI, en cambio, utiliza la relación entre las bandas 3, 5 y 7 para detectar la vegetación verde y senescente. Esta figura fue elaborada y publicada por Marsett y colaboradores (Marsett et al., 2008), se modificó para la presentación de este trabajo.

ANEXO II

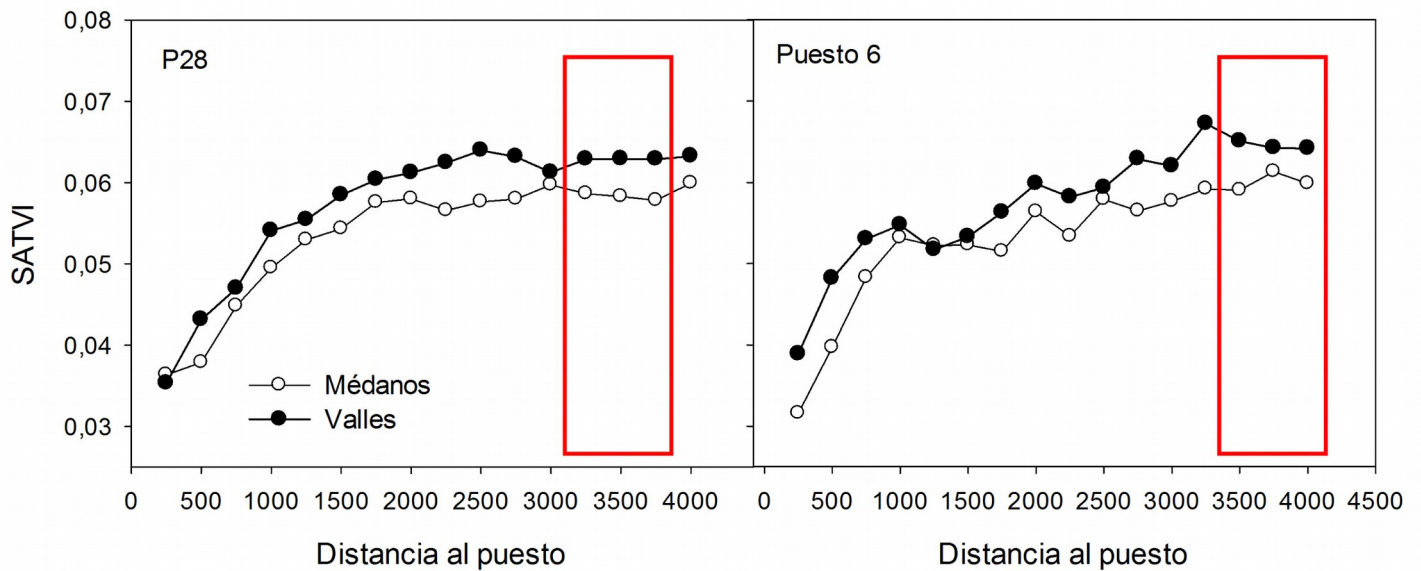


Figura II.1 Valores del índice de vegetación SATVI medio en cada clase de distancia al puesto y unidad de paisaje, en la imagen correspondiente al 19 de marzo de 2015 (período húmedo). Se muestran 2 de los puestos analizados a modo de ejemplo. Con el recuadro rojo se indica las áreas seleccionadas en cada uno como posibles zonas de referencia. En esta etapa, se seleccionaron áreas que se encuentren fuera de la mayor influencia del puesto (a distancias mayores a 2500 m) y que los valores del índice indiquen que las áreas están fuera del gradiente provocado por el puesto. Posteriormente, estas áreas fueron controladas visualmente en imágenes de alta definición, descartando las que presentaron características geomorfológicas o estructurales diferentes al resto del área de influencia del puesto.

Tabla II.1 Datos de las áreas de influencia de cada caso analizado en el capítulo 3 y zonas de referencia. Superficies de las áreas de influencia y de las zonas de referencia por unidad de paisaje.

Puesto	Superficie Médanos (km ²)	Superficie Valles (km ²)	Distancia al puesto zona de referencia (m)	Superficie zona de ref. Médanos (km ²)	Superficie zona de ref. Valles (km ²)
ED	1,6	1,85	3000 a 3500	0,78	1,3
SL	1,74	1,62	3000 a 3500	1,11	1,41
SI	2,02	2,12	3500 a 4000	1,84	2,40
P6	1,95	1,66	3250 a 3750	1,41	1,26
P28	2,06	2,04	3250 a 3750	1,56	1,45
LD	2,28	2,16	2750 a 3250	1,21	1,32
LP	2,27	2,53	2500 a 3000	1,77	1,84
ED	2,09	2,43	2750 a 3000	1,02	1,11
Alta densidad	9.91	9.66	>3000	2,23	2,92

Tabla II.2 Número de cabezas por tipo de ganado para el departamento de Lavalle, datos de los censos agropecuarios de 1988, 2002 y 2008. INDEC, 1988, 2002, 2008.

Censo	Bovinos	Caprinos	Ovinos
1988	12935	72618	10632
2002	12469	95564	4469
2008	18513	134155	10783

Tabla II.3 Datos de población total, población rural del departamento de Lavalle y población de los distritos donde se encuentra el área de estudio: Asunción, Laguna del Rosario, San Miguel y San José. La población rural corresponde a la población que vive en localidades de menos de 2000 habitantes y dispersa en forma aislada. El cuadro indica la población total del departamento en número de habitantes, la población rural total en porcentaje de la población total y en número de habitantes, y la población de los distritos donde se encuentra el área de estudio (población rural en su totalidad) en porcentaje de la población total y en número de habitantes. Información elaborada a partir de los datos disponibles de los censos de población de los años 1991, 2001, y 2010. Censo Nacional de Población y Vivienda, INDEC 1991, 2001, y 2010. Disponibles es www.deie.mendoza.gov.ar

Censo	Población total departamento Lavalle	población rural Lavalle		Población distritos del área de estudio*	
1991	26967	72,36%	19513	-	-
2001	32129	69,69%	22391	9,38%	3015
2010	36738	70,97%	26072	8,14%	2991

*Asunción, Laguna del Rosario, San Miguel y San José. Datos no disponibles por distrito para el censo 1991.

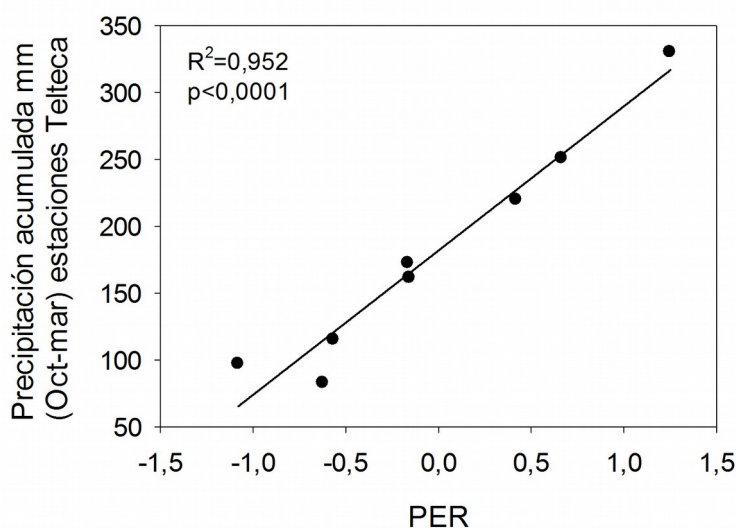


Figura II.2. Regresión lineal entre los valores de precipitación acumulada de octubre a marzo disponibles de estaciones meteorológicas del área de estudio y el índice de precipitación estival regional (PER), calculado a partir de los datos de precipitación mensual de estaciones meteorológicas de la región. Los datos corresponden a los períodos 2006; 2007; 2008; 2009, 2010, 2012, 2013 y 2014.

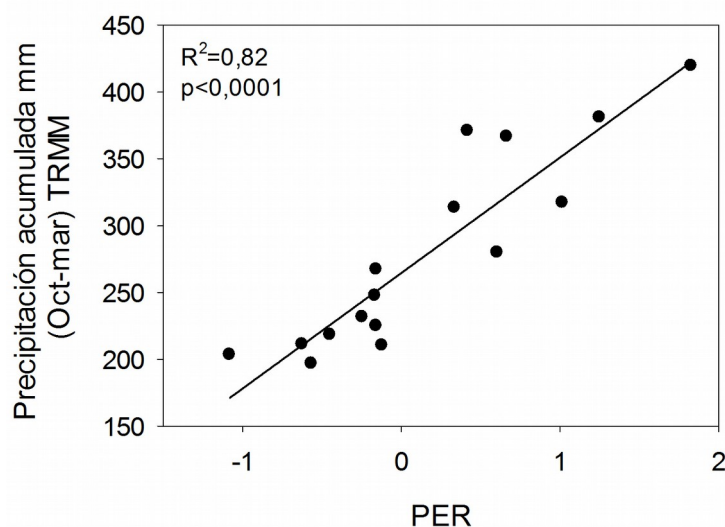


Figura II.3. Regresión lineal entre los valores medios de precipitación acumulada de octubre a marzo para el área de estudio estimados con sensores remotos con la misión TRMM y el índice PER. Los datos corresponden a los períodos 1999 a 2015.

Las figuras II.4; II.5 muestran los valores del índice SATVI con la distancia a cada puesto en los puestos seleccionados para los análisis realizados en el capítulo 3. Los datos corresponden a las dos últimas imágenes de la serie temporal, correspondientes a un período seco (9-5-2013) y a un período húmedo (19-3-2015). Estos gráficos se incluyen en este anexo para ilustrar los gradientes de cobertura vegetal generados por cada puesto y los cambios en la cobertura producidos en cada clase de distancia al puesto entre un período seco y el período húmedo siguiente. Los valores de las dos fechas son comparables debido a que éstos están expresados en términos relativos al valor correspondiente a la zona de referencia (en cada fecha y unidad de paisaje), elegida para cada puesto. Nótese que en los puestos donde el índice R mostró valores de 1 o superiores en el último período húmedo (ej. valles SL, ED), el gradiente de cobertura vegetal generado por el puesto desaparece casi por completo, significando que en todas las distancias al puesto la cobertura vegetal alcanza los valores de la zona de referencia, como postula el marco teórico descrito en la introducción del capítulo.

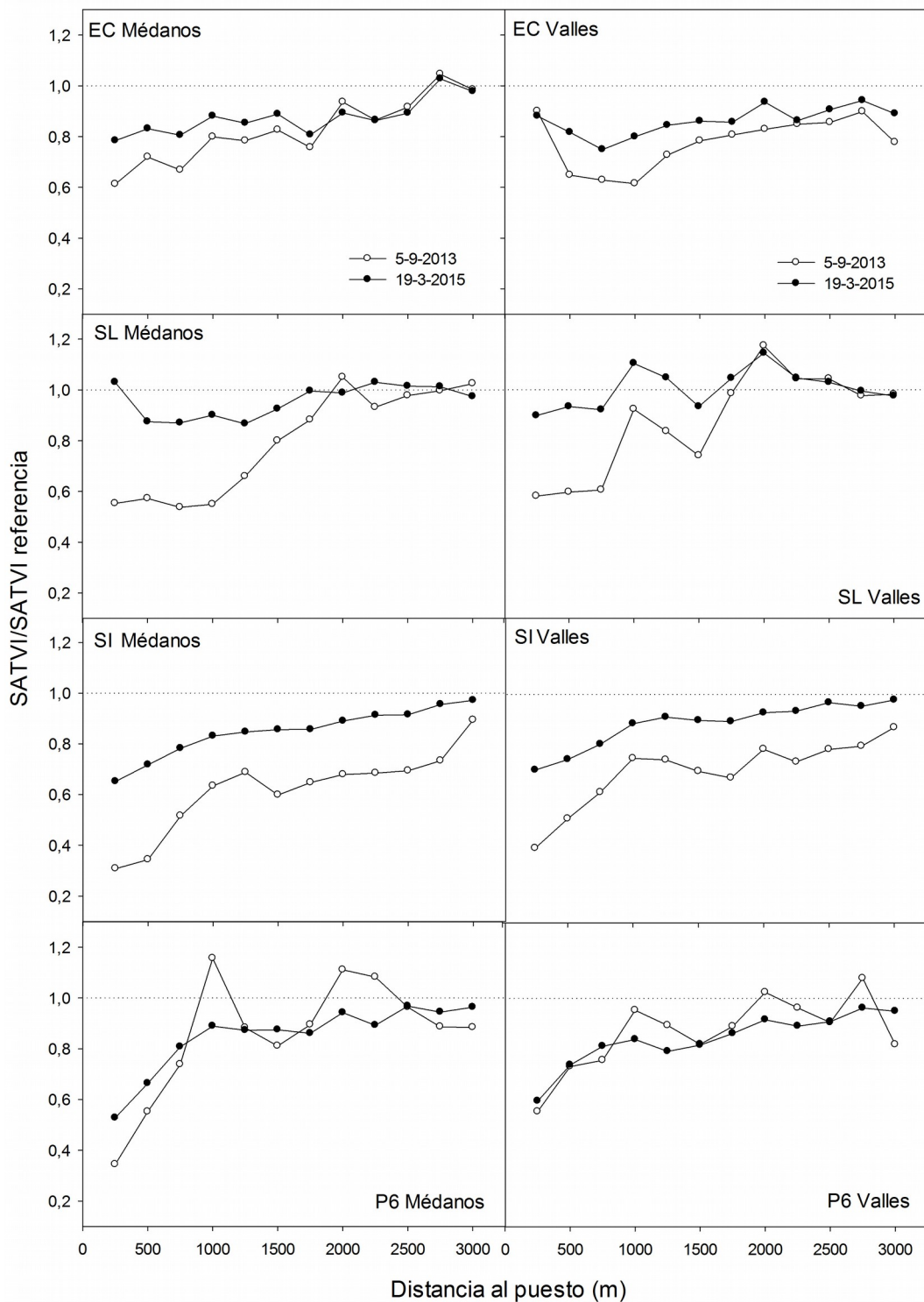


Figura II.4. Valores medios del índice de vegetación SATVI en cada clase de distancia al puesto (250 metros) hasta 3000 metros, para los puestos EC, SL, SI, y P6, en las imágenes correspondientes a los dos últimos períodos de la serie temporal, seco (9-5-2013) y húmedo (16-3-2014). Los valores fueron normalizados por el valor medio de la zona de referencia elegida para cada puesto (tabla I.1 y figura 3.1).

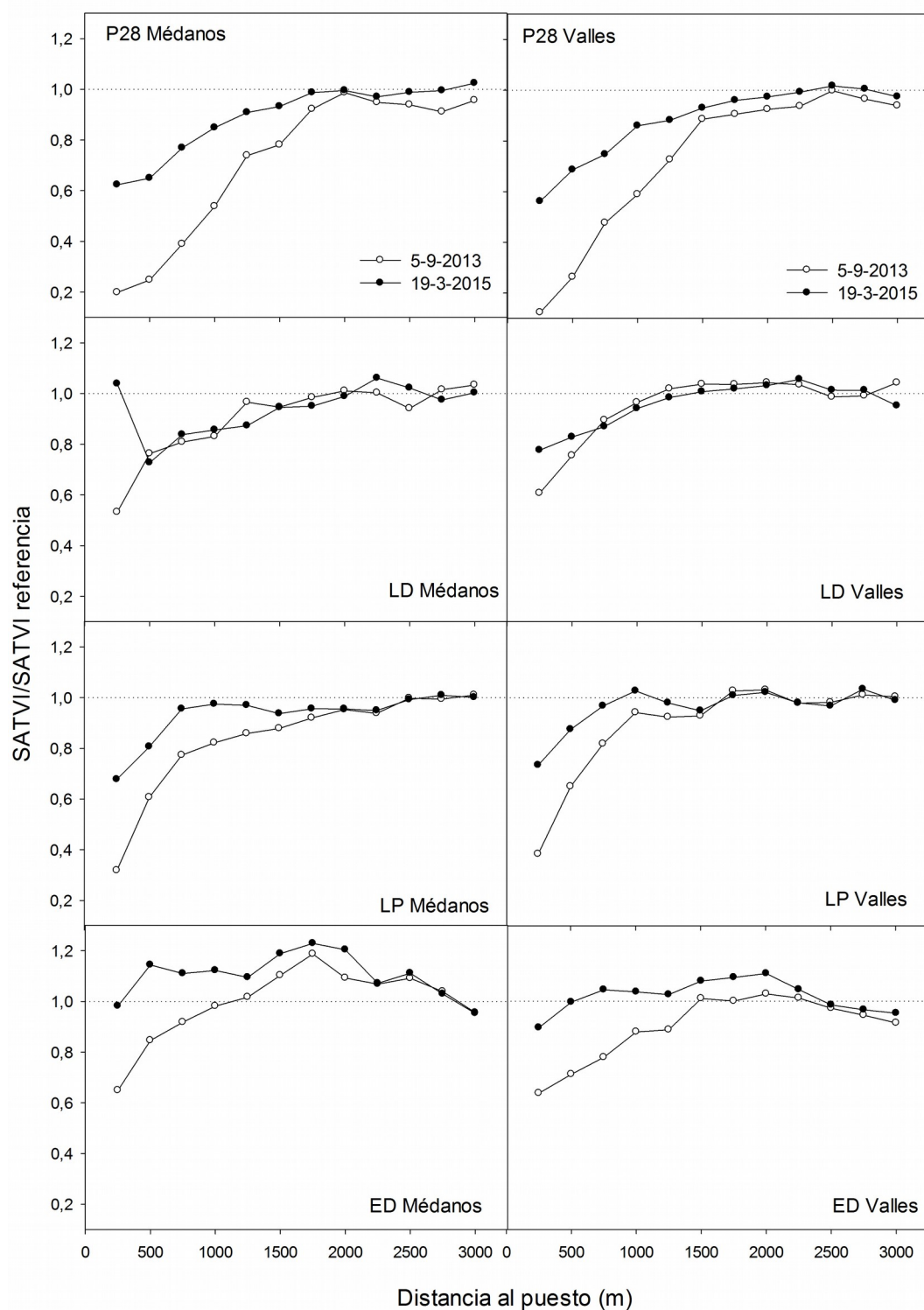


Figura II.5 Valores medios del índice de vegetación SATVI en cada clase de distancia al puesto (250 metros) hasta 3000 metros, para los puestos P28, LD, LP, y ED, en las imágenes correspondientes a los dos últimos períodos de la serie temporal, seco (9-5-2013) y húmedo (16-3-2014). Los valores fueron normalizados por el valor medio de la zona de referencia elegida para cada puesto (tabla I.1 y figura 3.1).

ANEXO III

Las tablas III.1, III.2 y III.3 muestran los atributos de la hojarasca (cobertura, origen y estado de descomposición) que tiene en cuenta en su evaluación y los criterios para la clasificación de los mismos. La evaluación se realiza en un cuadrado de 0,25 m² ubicado abajo de los parches de vegetación leñosa, o incluyendo el parche en el caso de parches pequeños. La columna clase indica la denominación de cada categoría para el registro en el campo. Los criterios utilizados son los establecidos en la metodología LFA (Tongway y Hindley, 2004).

Tabla III.1: Cobertura de hojarasca

% Cobertura de hojarasca en el cuadrado	Clase
<10	1
10 - 25	2
25 - 50	3
50 - 75	4
75 - 100	5
Con 100% de cobertura se evalúa el grosor de la capa de mantillo*:	
Hasta 20 mm	6
21 – 70 mm	7
71 – 120 mm	8
121 – 170 mm	9
>170 mm	10

* algunas categorías no están presentes en el área de estudio.

Tabla III.2: Origen de la hojarasca, este atributo se refiere a la procedencia del material bajo los parches de vegetación y la presencia de signos de transporte

Origen de la hojarasca	Clase
Local: material proveniente de las plantas que conforman el parche, sin signos de transporte/deposición por viento o corrientes de agua.	l
Transportada: material proveniente de especies de otros parches de vegetación, signos claros de transporte de material como lavado por escorrentía o transportado por viento	t

Tabla III.3: Grado de descomposición/incorporación al suelo de la hojarasca

Estado de descomposición	Clase
No descompuesta: la hojarasca está livianamente esparcida en la superficie, con pocos o ningún signo de descomposición e incorporación al suelo	n
Ligeramente descompuesta: la hojarasca está deshecha en pequeños fragmentos e íntimamente en contacto con el suelo; algunos fragmentos pueden estar ligeramente enterrados	s
Descomposición moderada: el mantillo muestra varias capas; son visibles algunos ataques de hongos; la capa más cercana al suelo está un poco humificada; algo de oscurecimiento del suelo a una profundidad de menos de 10 mm	m
Descomposición extensiva: La hojarasca muestra una estratificación de al menos 3 capas en rango de descomposición desde material intacto en la superficie a 20 mm o más de material humificado compresible (muy oscuro, con fragmentos no identificables) en la interface mantillo-suelo; el suelo mineral debe presentar oscurecimiento por materia orgánica en más de 10 mm de profundidad.	e

ANEXO IV

IV.1. Descripción de una simulación del modelo de asentamiento de puestos en código serial para CPU³.

Una simulación se compone de cuatro etapas que incluyen diferentes pasos: *Entrada*, *Configuración*, *Evolución* y *Salida* (*Input*, *Setup*, *Evolve* y *Output*).

1) etapa *Entrada*, el modelo lee los parámetros de entrada desde la línea de comandos o desde un archivo de texto, luego lee los archivos con las grillas correspondientes a cada factor ambiental y los carga en arreglos en la memoria RAM.

2) etapa *Configuración*, en esta etapa se incluyen dos funciones importantes: *calculate_min_distances()* y *set_probabilities()*. La primera función calcula la distancia mínima entre cada celda de la grilla y la ruta, ríos y otros puestos, guardando en un arreglo estas distancias mínimas para cada uno de los tres factores. Luego se asignan las probabilidades a cada celda de la grilla (función *set_probabilities()*), de acuerdo a los parámetros establecidos para las distancias a los ríos, rutas y asentamientos, profundidad del agua subterránea, presencia de paleocanales y vegetación.

3) etapa *Evolución*, comienza si el paso actual $< TotalStep$. Esta etapa inicia disminuyendo las probabilidades dadas por la vegetación (*PVeg*) alrededor de todos los puestos hasta la distancia del 5^o vecino (Figura IV.1) (función *reduce_vegetation()*). A continuación, la función *calculate_PAll_BMC()* calcula la probabilidad total para cada celda de la grilla multiplicando las probabilidades de cada factor ambiental. La función *select_kmax_BMC()* busca en la grilla la probabilidad máxima existente (variable *Pmax*). Si más de una celda tiene la misma probabilidad máxima, una de estas es seleccionada de forma aleatoria. La probabilidad de la celda elegida (*Pmax*) es comparada con el parámetro de entrada *Pset*, que funciona como umbral para limitar el asentamiento de puestos por máxima probabilidad (función *put_settlement_BMC()*). Si $Pmax > Pset$ se establece un puesto en la celda con máxima probabilidad. Si $Pmax < Pset$, el modelo elige de forma aleatoria una celda de la grilla y luego un número aleatorio (*Pran*) de una distribución

³ El modelo fue elaborado en conjunto con el Dr. Eduardo Bringa y el Dr. Emmanuel Millán. El Dr. Eduardo Bringa desarrolló todo el procedimiento, fundamento matemático y diseño del modelo. El Dr. E. Millán desarrolló el código y aspectos computacionales como parte de su tesis doctoral (Universidad Nacional de San Luis, Facultad de Ciencias Físico, Matemática y Naturales, Doctorado en Ciencias de la Computación)

uniforme (0,1). $Pran$ es comparado con el parámetro de entrada $Pthresh$, si $Pran > Pthresh$, se establece un puesto en la celda seleccionada de forma aleatoria. Al establecerse un nuevo puesto el modelo recalcula las distancias y probabilidades de todas las celdas (función *recalc_min_distances()*). Al final de esta etapa, antes de que el paso de tiempo en curso finalice, se ejecuta una parte de la etapa *Salida*, cada n pasos (siendo n definido por el usuario) se escribe un archivo de salida con el estado de la simulación. A continuación, se aumenta el paso de tiempo y se repiten los pasos de la etapa *Evolución*

4) Cuando finaliza la ejecución de la etapa *Evolución*, si el paso de tiempo = $TotalSteps$ se ejecuta la última etapa de la simulación, *Salida*, donde se escriben en el disco rígido los archivos de salida.

			5	4	3	4	5		
			4	2	1	2	4		
			3	1		1	3		
			4	2	1	2	4		
			5	4	3	4	5		

Figura IV.1. Representación de las celdas vecinas a un puesto (celda en negro) hasta el 5^{to} vecino, en las cuales la probabilidad dada por la vegetación disminuye en cada paso de tiempo de acuerdo a los parámetros *VegRate 1* a *VegRate5*. Los números indican el grado de vecino.

IV.2. Parámetros de entrada y variables derivadas

La siguiente lista y la Tabla IV.1 describen cada uno de los parámetros de entrada del modelo y las variables derivadas, las cuales definen el tamaño de la grilla, el número de pasos de tiempo, el número máximo de puestos que podrían ser localizados y las probabilidades de cada clase para un factor dado.

a) Tamaño de celda, h (en km). h no entra directamente en la dinámica de asentamientos, pero es tomada en cuenta al calcular variables de entrada y salida, como la distancia de los puestos a los ríos, ruta y otros puestos.

b) Tamaño de grilla, $Lenght$ (en celdas). Número de celdas en un lado de la grilla cuadrada, define el tamaño de la grilla en celdas.

c) Valor de probabilidad mínima para establecer un puesto en una celda con máxima probabilidad ($Pmax$), $Pset$, determina los requerimientos ambientales mínimos para establecer un puesto por máxima probabilidad.

d) Umbral de rechazo, $Pthresh$, determina si se asienta un puesto en una celda seleccionada al azar (elegida cuando $P < Pset$).

La dinámica temporal de la simulación está controlada por los siguientes parámetros:

e) Tiempo total simulado, en pasos, $TimeSteps$.

f) Tiempo mínimo transcurrido entre el asentamiento de dos puestos, en pasos, $TimeMinSet$. Los puestos se establecen solamente después de un tiempo transcurrido, en pasos, definido por $TimeMinSet$. Los pasos de tiempo deben ser consistentes con las tasas de cambio de la vegetación y con el tiempo transcurrido entre nuevos puestos.

g) Número máximo de puestos que podrían ser establecidos en un intervalo de tiempo dado (en este caso el tiempo total de simulación), $SettlementMax$.

Las probabilidades parciales (variables derivadas) dadas por patrones espaciales, pueden tomar valores de 0 a 1, y son calculadas a partir de la grilla de entrada usando los parámetros relacionados al espacio que se describen a continuación. La distancia está expresada en número de celdas.

h) Parámetros relacionados a la distancia mínima entre cada puesto y la ruta:

$RoadDist$: Distancia más cercana de cada celda a la ruta.

$RoadDistSqr$: $RoadDist * RoadDist$

$PRoadDist$ = probabilidad parcial dada por $RoadDist$

$RoadSqrmin$, $RoadSqrmed$ y $RoadSqrmax$ indican tres diferentes intervalos de distancia a la ruta, delimitados en celdas al cuadrado, que pueden aceptar diferentes $PRoadDist$.

Los parámetros $Proadmax$, $Proadmed$ y $Proadmin$ tienen valores de probabilidad entre 0,0 y 1,0 para cada clase de distancia.

$PRoadDist$, se calcula entonces usando las siguientes condiciones:

- $PRoadDist = Proadmax$ si $RoadSqrmin < RoadDistSqr < RoadSqrmed$

- $PRoadDist = Proadmed$ si $RoadSqrmed < RoadDistSqr < RoadSqrmax$

- $PRoadDist = Proadmin$ si $RoadDistSqr > RoadSqrmax$

i) Parámetros relacionados a la distancia mínima entre los puestos y un río

$RiverDist$ = distancia más cercana de cada celda a un río.

$RiverDistSqr = RiverDist * RiverDist$

$PriverDist$ = probabilidad parcial dada por $RiverDist$

$RiverSqrmin$, $RiverSqrmed$ y $RiverSqrmax$ son delimitadas en celdas al cuadrado, y representan tres categorías de distancia a los ríos, las cuales pueden tomar diferentes valores de $PriverDist$. $Privermax$, $Privermed$ y $Privermin$ tienen valores de probabilidad entre 0,0 y 1,0.

$PriverDist$, es entonces calculada de acuerdo a las siguientes reglas:

- $PriverDist = Privermax$ si $RiverSqrmin < RiverSqrDist < RiverSqrmed$

- $PriverDist = Privermed$ si $RiverSqrmed < RiverSqrDist < RiverSqrmax$

- $PriverDist = Privermin$ si $RiverSqrDist > RiverSqrmax$

j) Parámetros relacionados a la distancia entre puestos.

$SettDist$ = distancia más cercana de cada celda a cualquier otro puesto.

$SettSqrDist = SettDist * SettDist$

$PSettDist$ = probabilidad parcial relacionada a la distancia entre una celda dada y el puesto más cercano, ésta controla el agrupamiento de puestos alrededor de un puesto “madre” de la siguiente manera:

- $PSettDist = Psettmax$ si $SettSqrmin < SettSqrDist < SettSqrmax$

- $PSettDist = Psettmin$ en todas las demás opciones

$SettSqrmin$ y $SettSqrmax$ (en celdas al cuadrado) determinan el rango donde hay alta probabilidad ($Psettmax$) de tener un nuevo puesto. Fuera de este rango la probabilidad es baja ($Psettmin$). Además, es posible determinar un área de exclusión para el asentamiento de un puesto alrededor de otro puesto existente, eligiendo $SettSqrmin > 0$.

Las probabilidades parciales establecidas para los otros factores ambientales están calculadas con las siguientes condiciones:

k) Probabilidades dadas por el tipo de vegetación, $PVeg$. Se asignan diferentes valores de probabilidad a los diferentes tipos de vegetación de la grilla de entrada. En este caso, se utilizaron cinco tipos de vegetación, pero podrían ser agregados fácilmente más tipos modificando el código.

l) Tasa de reducción de la vegetación alrededor de los puestos, $VegRate$. Los parámetros

$VegRate1$ a $VegRate5$ disminuyen $PVeg$ durante cada paso de tiempo, desde las celdas vecinas más cercanas hasta las 5^{tas} celdas vecinas de un puesto dado (Figura IV.1), simulando la degradación causada por la actividad del puesto. Hay 5 valores para $VegRate$ debido a que se toma en cuenta un gradiente. Las celdas más cercanas al puesto pueden ser degradadas de forma diferente a las celdas más lejanas, así $VegRate1 > VegRate2 > \dots > VegRate5$. Para una celda dada, $PVeg(t + Dt) = PVeg(t) - VegRate$, donde $VegRate = 0$ si no hay un puesto cercano y $VegRate = VegRate_i$, si hay un puesto dentro del vecindario i . El efecto de varios puestos se asume como aditivo, el cual es un supuesto fuerte pero razonable. Esto significa que la $PVeg$ de una celda dada puede disminuir si la vegetación en esta celda fue afectada por cada puesto vecino independientemente uno de otro.

m) Probabilidades dadas por la profundidad del agua subterránea, $Pwatertab$. La profundidad del nivel freático está definida en tres categorías, con una probabilidad asociada a cada una. Para describir una situación típica de zonas áridas, en las que sería dificultoso construir pozos de gran profundidad, se asumen tres clases de profundidad de agua.

n) Presencia de un paleocauce, $Ppaleo$. Las celdas dentro y fuera de las áreas definidas como paleocauces tienen asignado $Ppaleomax$ y $Ppaleomin$ respectivamente.

Notar que el valor de probabilidad mínima no puede ajustarse a 0, de lo contrario estas celdas no se resolverían. En su lugar se elige un valor de probabilidad pequeño pero finito, como 0,1, tal como se asignó a $Ppaleomin$ o $Psettmin$. $Ppaleomax$ o $Psettmax$ tienen valor de 1.

IV.3. Evaluación del modelo utilizando condiciones iniciales simplificadas

Para evaluar el comportamiento del modelo, se consideraron varias condiciones iniciales simples, donde los resultados de las corridas deberían seguir tendencias simples. Estas condiciones incluyen separadamente cada uno de los factores que determinan las probabilidades parciales. Los valores para los parámetros de entrada están detallados en las figuras IV.2, IV.3 e IV.4 de este anexo y en la Tabla IV.1. Los valores exactos de las entradas al modelo no son cruciales aquí, debido a que cualquier conjunto razonable de parámetros (basados en un comportamiento hipotético) debería dar resultados cualitativos similares. Además, para evaluar la estabilidad del modelo, se corrieron 100 simulaciones con las variables ambientales y valores de parámetros detallados en la Tabla IV.1 para el caso (i).

La figura IV.2 muestra la distribución de puestos para diferentes casos (a – i), mientras

que las figuras IV.3 y IV.4 muestran las funciones de correlaciones de pares de puesto-puesto y distancias a los ríos y a la ruta, respectivamente para los casos de la figura IV.2.

Como una evaluación inicial, se construyó una grilla con una ruta que cruza la diagonal y con un puesto inicial cercano a la ruta (Figuras IV.2b, IV.3b y IV.4b). En las figuras IV.2c, IV.3c y IV.4c, solamente se cambió la distancia entre puestos, *SettlSqrmin* y *SettlSqrmax*, de 8 a 24 celdas respectivamente (2,1 km y 3,6 km). El agrupamiento de puestos resultante es mayor y la distancia entre puestos se incrementó (Figura IV.3c).

En los casos presentados en las figuras IV.2d y IV.2e, se agregó la distancia de los puestos a la ruta como un factor controlador (*ProadDist*), y los puestos fueron establecidos a lo largo de la ruta en ambos lados, mientras que se mantuvo la distancia entre puestos.

En la figura IV.2e los puestos no podrían establecerse cerca unos de otros, ya que la distancia mínima entre ellos (*SettlSqrmin*) fue ajustada a 2,1 km, y también se modificó la distancia máxima entre puestos (*SettlSqrmax*=3,6 km). Comparado con la figura IV.3d, en este caso los puestos están más dispersos a lo largo de la ruta y las distancias entre ellos han aumentado (Figuras IV.3e y IV.4e).

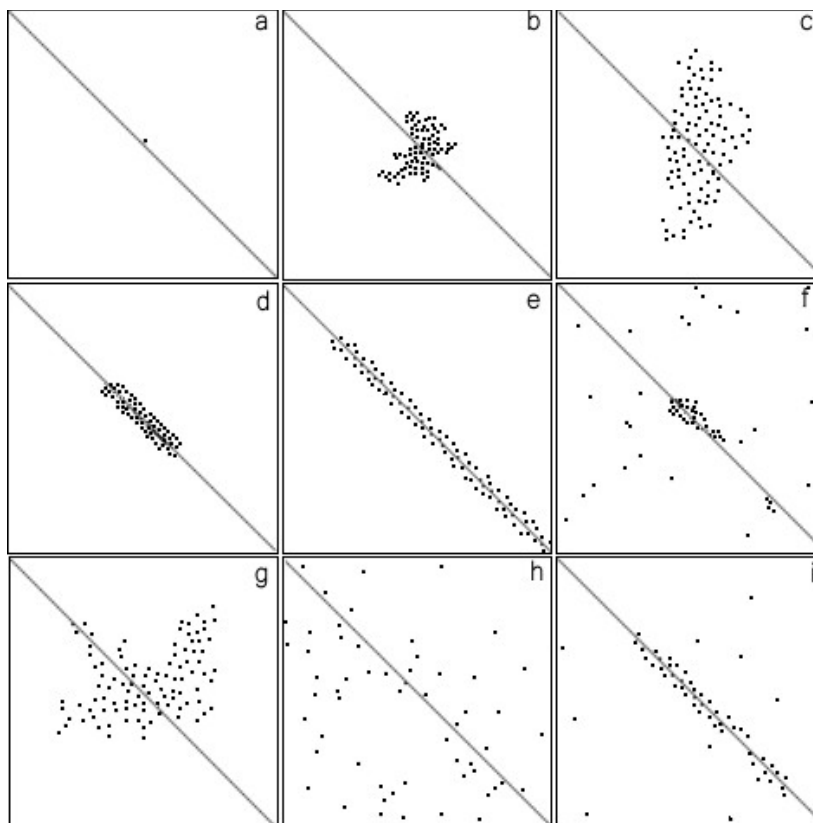


Figura IV.2 Simulaciones con condiciones iniciales simples para probar el modelo. El tamaño de celda es

de 0,75 km. (a) prueba inicial, con una ruta (línea) cruzando la grilla y un puesto simple (punto negro). (b) distancia entre puestos ($PSettDist$) como único factor para establecer un puesto. $PsettImax=1$ entre $SettISqrmin$ y $SettISqrmax=6$ celdas². (c) igual a (b) pero con $PsettImax=1$ entre $SettISqrmin=8$ y $SettISqrmin=24$ celdas². (d) también se incluye la distancia de los puestos a la ruta ($PRoadDist$) como factor controlador. $PsettImax=1$ entre $SettISqrmin=1$ y $SettISqrmax=8$ celdas², intervalos de distancia desde la ruta correspondientes a $RoadSqrmin=0$; $RoadSqrmed=15$ y $RoadSqrmax=50$ celdas², $Proadmax=1$; $Proadmed=0,5$ y $Proadmin=0,1$, respectivamente. (e) similar a (d) pero con $PsettImax=1$ entre $SettISqrmin=8$ y $SettISqrmax=24$ celdas². (f) $SettISqrmin$, $SettISqrmax$ y $PRoadDist$ igual que en (d), pero agregando puestos por azar con $Pset=0,5$ y $Pthresh=0,1$. (g) $PsettImax=1$ entre $SettISqrmin=0$ y $SettISqrmax=30$ celdas², agregando un tipo de vegetación constante en toda la grilla y con $VegRate1$ y $VegRate2=0,010$, y $VegRate3$, $VegRate4$ y $VegRate5=0,005$. (h) asentamiento de puestos solamente por la disminución de la vegetación (disminución de $PVeg$ dada por $VegRate$), anulando todos los demás factores. (i) se incluyeron todos los factores anteriores (ruta, distancia entre puestos, asentamiento de puestos por azar, vegetación), con $SettISqrmin=1$, $SettISqrmax=24$ celdas² e intervalos de distancia desde la ruta $RoadSqrmin=0$, $RoadSqrmed=15$ y $RoadSqrmax=178$ celdas².

En la siguiente simulación, figura IV.2f, se utilizaron los mismos valores de entrada que en el caso d, agregando algunos puestos por azar, con $Pset = 0,5$ y $Pthresh = 0,1$.

En el caso g (Figura IV.2g) la simulación se realizó agregando el mismo tipo de vegetación en toda la grilla y reduciendo la vegetación alrededor de los puestos ($VegRate$), también tomando en cuenta la distancia entre puestos. En el caso h (Figura IV.2h) la simulación solamente toma en cuenta el tipo de vegetación ($PVeg$) y la tasa de reducción de vegetación alrededor de los puestos ($VegRate$), en este caso los puestos no fueron limitados por la distancia entre ellos o a la ruta (Figuras IV.3h y IV.4h). La figura IV.5 muestra la degradación de la vegetación, expresada en $PVeg$ reducida alrededor de los puestos, de acuerdo a los valores de $VegRate$ de los casos g y h.

La simulación en el caso i (Figura IV.2i) consideró como factores a la distancia entre puestos, la distancia a la ruta y el establecimiento de puestos al azar. Los puestos pueden asentarse cerca de la ruta y con una distancia mínima entre ellos ($SettISqrmin$) de 0,75 km y una distancia máxima ($SettISqrmax$) de 3,6 km, y la distancia a la ruta también fue incrementada a un máximo de 10 km ($RoadSqrmax$).

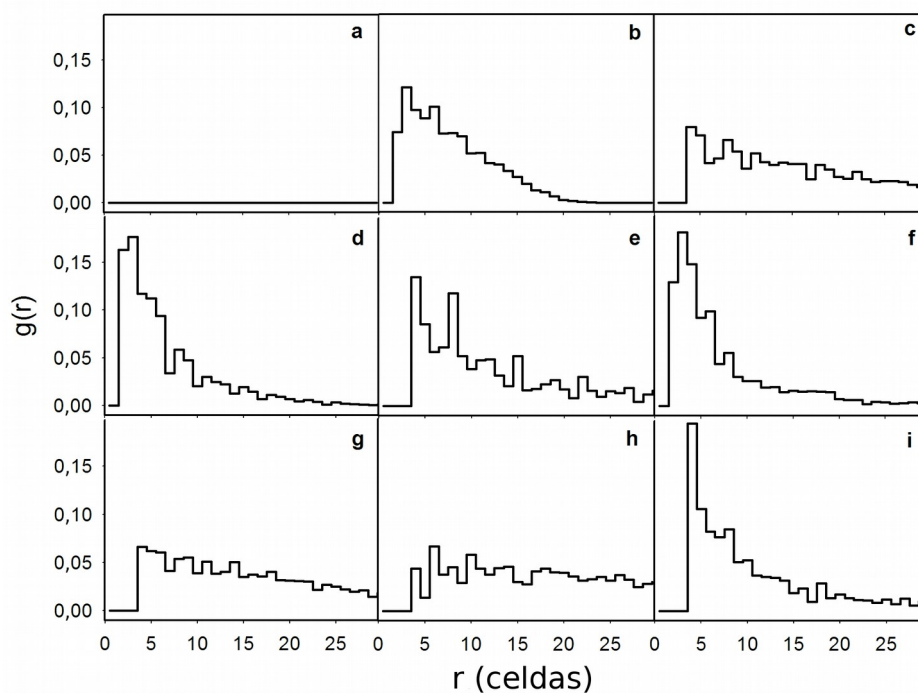


Figura IV.3. Histogramas de la correlación de pares de la distribución entre puestos (puesto-puesto), para las mismas simulaciones mostradas en la figura IV.2, r es la distancia entre los puestos en celdas.

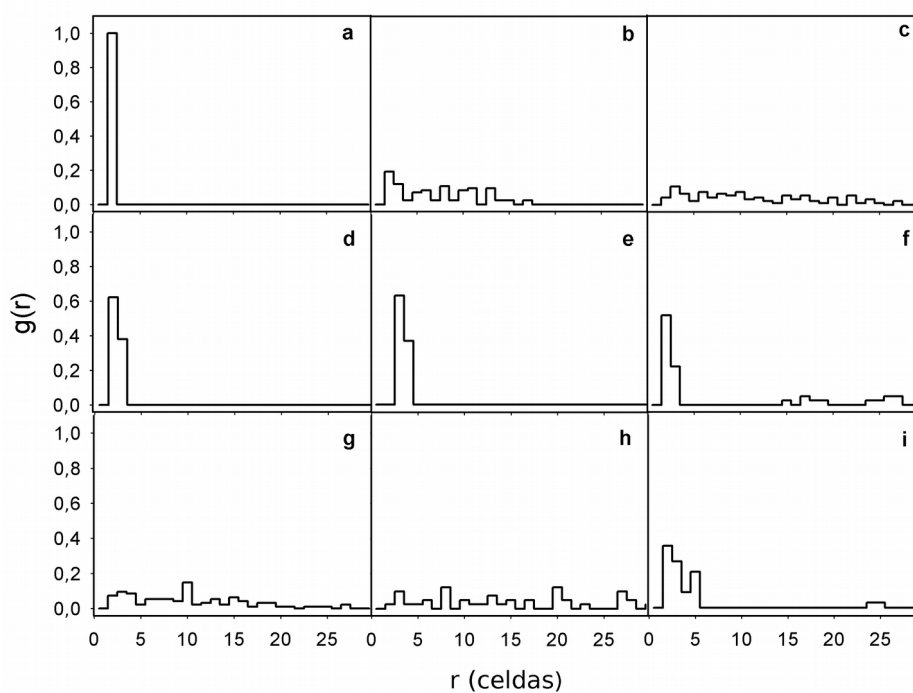


Figura IV.4. Histogramas de la correlación de pares de la distribución de los puestos y la ruta (puesto-

ruta), para las mismas simulaciones mostradas en la figura IV.2, r es la distancia a la ruta en celdas.

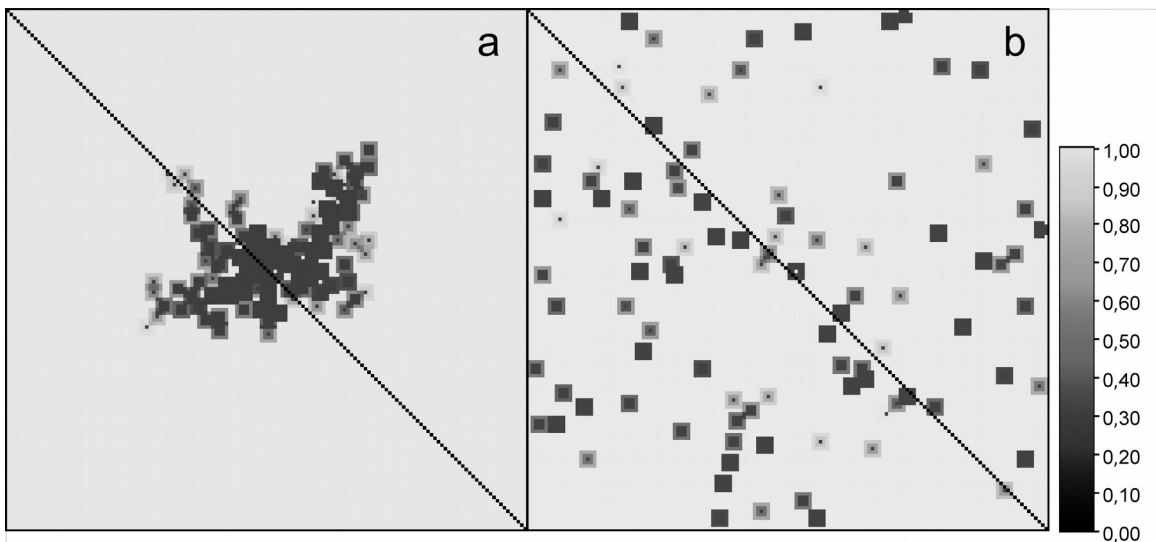


Figura IV.5. **(a)** Degradación de la vegetación para la simulación de la figura I.2g, mostrando la degradación alrededor de los puestos agregados. **(b)** Degradación de la vegetación para la simulación de la figura I.2h, mostrando degradación de la vegetación en los puestos dispersos. La escala de colores indica valores de $PVeg$ finales, resultantes de la disminución gradual de $PVeg$ alrededor de los puestos de acuerdo a $VegRate$. Las celdas negras indican degradación severa alrededor de los puestos ($PVeg$ final 0,3 o menor). Un valor de 1 indica no degradación.

Se ejecutaron simulaciones adicionales para evaluar el comportamiento del modelo. Se localizó un río a lo largo de la mitad de la grilla, en posición vertical y horizontal. Como se esperaba, en ambos casos los histogramas resultantes fueron equivalentes. En otra simulación, cuando se asignó vegetación solamente en la mitad superior de la grilla, todos los puestos se ubicaron en esta área, de acuerdo con la estructura del modelo. Si se reduce a la mitad el valor de las variables $Pset$ y $Pthresh$ en comparación con los valores que éstas tenían en simulaciones previas, el número de asentamientos aproximadamente es el doble en ambos casos (debido a la aleatoriedad de las simulaciones el número de puestos puede no ser exactamente el doble). Se ejecutó otra simulación donde los puestos fueron establecidos por azar sin factores ambientales involucrados, y los resultados en el histograma de la distribución puesto-puesto muestran que los puestos pueden asentarse en cualquier lugar de la grilla. Este histograma presenta solo un escalón en la función, con una exclusión de largo h (tamaño de celda) antes del escalón, debido a que las distancias puesto-puesto no pueden ser menores a h .

Todas las simulaciones descritas arriba indican que el modelo funciona de acuerdo a lo esperado, cambiando los patrones de asentamiento de puestos de acuerdo a las diferentes fuerzas ambientales.

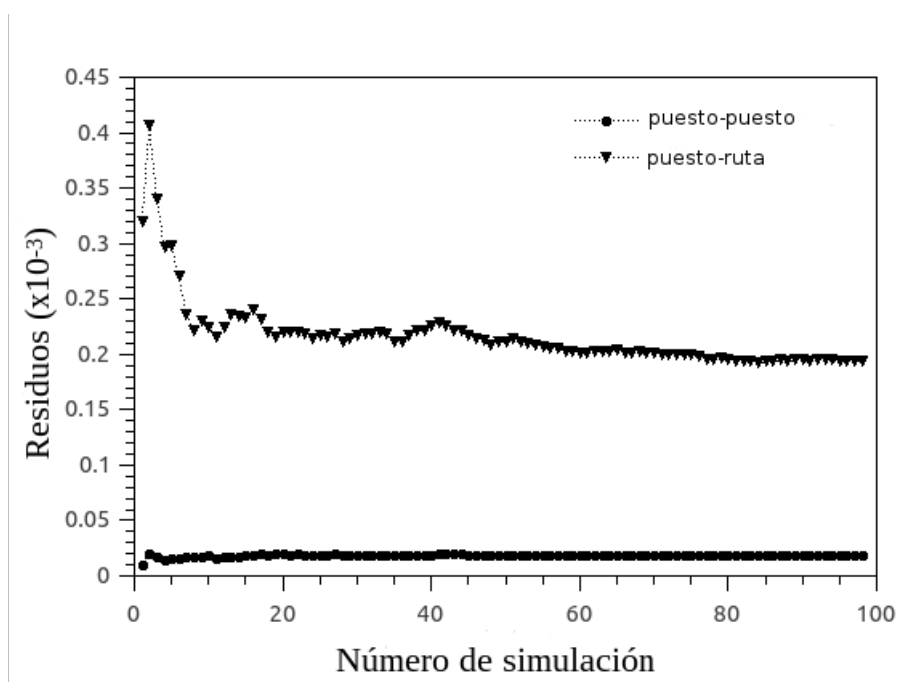


Figura IV.6. Residuos promedio de la distribución puesto-puesto y puesto-ruta vs número de simulación, N , para simulaciones con los parámetros del caso i (Tabla IV.1; figura IV.2).

El número de N simulaciones requeridas para dar resultados estables, considerando los factores ambientales de la Figura IV.2i, es de aproximadamente 60, tal como muestra la figura IV.6. Sin embargo, N puede ser diferente en otras combinaciones de parámetros.

IV.4 Aplicaciones del modelo y consideraciones generales

El código de simulación es relativamente simple y pequeño, y podría ampliarse fácilmente. Pueden agregarse nuevos factores ambientales editando y agregando unas pocas líneas nuevas al código. Las grillas de entrada pueden ser elaboradas a partir de mapas topográficos, hidrogeológicos, de vegetación y asentamientos, a menudo disponibles en instituciones de investigación y gubernamentales en otras regiones. Por ejemplo, los mapas de elevación pueden ser obtenidos usando SRTM-DEM, los cuales son de disponibilidad libre en el

sitio web de la NASA ([http:// www2.jpl.nasa.gov/srtm](http://www2.jpl.nasa.gov/srtm)). Uno de los pasos más costosos computacionalmente en el modelo es la evaluación de los cambios de vegetación en una celda. Esto es equivalente a incluir efectos de “rango largo” en la evolución de grillas de puntos, lo cual es un problema desafiante. La mayoría de las evoluciones de grillas son llevadas a cabo en los vecinos más cercanos o a lo sumo hasta el segundo vecino más cercano, por ejemplo para el modelo de Ising de magnetismo (Binder y Heermann, 2010) y el Simulador de Dispersión de Plantas (*Plant Spread Simulator*, Fennel *et al.*, 2012). En el modelo presentado en este capítulo se incluye hasta el 5^o vecino, sumando 24 las celdas que componen este vecindario, lo cual es equivalente a considerar a todas las celdas vecinas dentro de un cuadrado de $5h$ de lado, para una celda en el centro de ese cuadrado (Figura IV.1). Si el tamaño de celda es h , el 5^o vecino está a una distancia $((8)^{0.5} h) \sim (2,83 h)$, para un $h=0,75$ km resulta en un radio de influencia de ~ 2 km. Esto es apropiado para modelar ambientes áridos utilizados para ganadería extensiva, basado en observaciones de la vegetación alrededor de los asentamientos (Goirán *et al.*, 2012; Ringose *et al.*, 1996). Para seguir la evolución de la vegetación con una mayor precisión y resolución espacial, se requiere un mayor número de vecinos. Para este propósito, podrían ser implementados diferentes métodos de seguimiento en vecindarios, los cuales son eficientes en un número grande de vecinos (Allen y Tildesley, 1987).

Las condiciones de borde deben tenerse en cuenta con cuidado en la elaboración de modelos. En este caso se descarta cualquier influencia de los sitios fuera del área simulada, lo cual podría ser poco realista en ciertos casos. Una adición futura al modelo podría incluir un “buffer” en el área de borde, permitiendo que los puestos y condiciones fuera del área simulada afecten a aquellos dentro del área.

El modelo presentado en este capítulo no tiene como objetivo simular una evolución temporal “realista”, sino solamente la distribución de puestos al final del paso del tiempo, ya que no hay información sobre la dinámica temporal de asentamiento de puestos para evaluar este aspecto del modelo. Las dinámicas temporales podrían incluir un umbral dependiente del tiempo, respondiendo a diferentes presiones ambientales.

Tabla IV.1 valores de los parámetros para las diferentes simulaciones realizadas en la prueba del modelo.

Casos	a	b	c	d	e	f	g	h	i
TotalSteps	0	200							
Pset	0,5								
Pthresh	1				0,1		0,8		
RoadSqrmin	0								
RoadSqrmed	8			15					
RoadSqrmax	50								178
Proadmin	1			0,1			1		0,1
Proadmed	1			0,5			1		0,5
Proadmax	1								
Psetlmin	0,1								
Psetlmax	1								
SettlSqrmin	1	8	1	8	1	0		1	
SettlSqrmax									
VegRate1	0						0,01		
VegRate2							0,005		
VegRate3									
VegRate4									
VegRate5									
PVeg1	1								
PVeg2									
PVeg3									
PVeg4									
PVeg5									

IV.5. Consideraciones computacionales

El código solamente requiere un compilador GCC y herramientas de compilación estándar disponibles en cualquier distribución GNU/Linux. No se utilizaron librerías externas que podrían requerir trabajo adicional para ejecutar las simulaciones. Las simulaciones son corridas desde la

línea de comando. Los parámetros de entrada tienen valores por defecto establecidos en el código, los cuales se utilizan si el programa no recibe nuevos parámetros de entrada.

Para obtener los promedios y residuos de múltiples simulaciones, se creó un *script* para ejecutar la simulación de múltiples casos a evaluar con posibilidad de diferentes archivos de entrada. Este *script*, el cual está escrito en Bash (Ramey y Fox, 2009), corre la simulación N veces con cualquier número de archivos de entrada. Para cada archivo de entrada éste crea un directorio con todos los archivos de salida de cada ejecución, posteriormente cada histograma de correlación de pares para cada simulación es grabado en un archivo simple .csv.

El código toma solamente 1,92 segundos en una ejecución típica, en un procesador simple de una computadora personal (AMD Phenom x6 1055T 2,8 Ghz, 12 GB RAM), para una grilla de 150 x 150 celdas y durante 2000 pasos de tiempo, usando solamente 4 MB de memoria. De este tiempo, 0,34 segundos son utilizados para leer los datos de entrada, 1,51 segundos para la evolución de la grilla, y 0,06 segundos para elaborar los resultados. Para una región de 100 x 100 km, con una grilla de celdas de 0,1 km, usando matrices de 1000 x 1000 celdas es aún posible correr el código sin recurrir a agregados de memoria, ya que esto utiliza solamente 125 MB de memoria. Sin embargo, el área de disminución de vegetación alrededor de los puestos debería ser reducida a 400 m, lo cual no es realista para los casos que se desean estudiar, pero podría ser apropiado para otros escenarios. El tiempo descrito es para una ejecución simple ($N=1$), siendo necesarias ~ 100 simulaciones de un conjunto de parámetros para obtener estadísticas apropiadas. El código actual trabaja utilizando un procesador simple CPU, pero también se creó un *script* para correr N diferentes casos en procesadores múltiples de un simple CPU.

Para evaluar la estabilidad de los resultados a pequeños cambios en los parámetros conocidos podría ser necesario un barrido de parámetros, minimizando el error total, como se explica en el capítulo. Un barrido de parámetros típico puede requerir millones de corridas para la evaluación de diferentes conjuntos de parámetros, debido a que un conjunto simple puede requerir N repeticiones para obtener estadísticas razonables ($N \sim 100$). Entonces, se implementó un *script* computacional en el lenguaje Ruby (www.ruby-lang.org/en/) para acelerar la ejecución. Por ejemplo, si se tiene que optimizar m variables, y cada variable tiene z valores diferentes y discretos, el número de ejecuciones necesarias para el barrido de parámetros será $N z^m$. El *script* Ruby ejecuta N simulaciones para cada conjunto de parámetros y calcula los residuos entre cada caso y uno de referencia, guardando los resultados en un archivo de salida. El *script* soporta múltiples procesadores CPU en una estación de trabajo simple, como un proceso independiente

con un dato de entrada dado en cada procesador, lo cual puede proveer una gran velocidad en la ejecución del código en máquinas con multiprocesador.

IV.6 Glosario

Barrido de parámetros: Proceso en el cual se realizan millones de simulaciones con diferentes combinaciones de valores para los diferentes parámetros de un modelo, con el objetivo de encontrar el conjunto de valores de los parámetros del modelo que optimice los resultados (Ej. minimice el residuo entre la simulación y un testigo).

Bash: Lenguaje de programación

Cluster de computadoras: Conjunto de computadoras interconectadas entre sí normalmente por una red de alta velocidad y que se comportan como si fuesen una única computadora.

Código: Código fuente, en informática, texto desarrollado en un lenguaje de programación y que debe ser compilado o interpretado para poder ejecutarse en una computadora.

Compilador: Programa informático que traduce un programa escrito en un lenguaje de programación a otro lenguaje de programación. Usualmente el segundo lenguaje es lenguaje de máquina, pero también puede ser un código intermedio (bytecode), o simplemente texto. El proceso de traducción se conoce como compilación.

Compilador GCC: Programa desarrollado en el sistema operativo GNU/Linux.

CPU: Sigla de la expresión inglesa de *central processing unit*, “unidad central de proceso”, es la parte de una computadora en la que se encuentran los elementos que sirven para procesar datos.

Lenguaje Ruby: Lenguaje de programación de código abierto.

Memoria RAM: Memoria principal de la computadora. Dispositivo donde se almacenan datos o instrucciones que posteriormente se pueden utilizar

Script: En informática, archivo de órdenes, programas usualmente simple para realizar generalmente tareas muy específicas. Conjunto de instrucciones que por lo general se almacena en un archivo de texto (ej. .txt) que deben ser interpretados línea a línea en tiempo real para su ejecución.

PUBLICACIONES

Durante el desarrollo de este trabajo, parte de los resultados obtenidos fueron publicados. A continuación se citan los trabajos publicados y se presentan los resúmenes de cada uno en el idioma de la publicación.

1) Goirán, S., Aranibar, J., Gomez, M. 2012. **Heterogeneous spatial distribution of traditional livestock settlements and their effects on vegetation cover in arid groundwater coupled ecosystems in the Monte desert (Argentina)**. *Journal of Arid Environments* 87, 188 – 197. doi:10.1016/j.jaridenv.2012.07011

Abstract

The growing population and land-use pressures in arid areas demands a better understanding of the interactions between humans and the environment. Patterns of human occupation are linked to natural resources, such as water and forest resources. In the Monte Desert, shallow groundwater sustains phreatophyte forests and extensive livestock settlements. This study aims to detect environmental factors (i.e., water availability, roads) that affect settlement distribution, estimate the area of influence of individual settlements on surrounding vegetation, and the impact of settlement densities on vegetation cover at a regional scale, using spatial analysis, remote sensing, and vegetation surveys. We found a heterogeneous and aggregated spatial distribution of settlements, with higher densities near rivers and an old-river bed. We detected vegetation changes associated with land-use with the spectral vegetation index SATVI (soil adjusted total vegetation index), which were not detected with NDVI and SAVI (normalized difference vegetation index and soil adjusted vegetation index, respectively). Vegetation was reduced within 2 km of settlements, outside a fenced reserve, and in areas with high settlement densities. Our study suggests that future changes on water availability may affect livestock settlement spatial distribution, densities, and vegetation, pointing to the need of integrated land-use management.

2) Goirán, S., Tonolli, A., Aranibar, J., Villagra, P., Millán, E., Forconesi, L., Bringa, E. 2013. **Factores que determinan el uso del espacio y los recursos en zonas áridas no irrigadas del noreste de Mendoza (Argentina)**. En: Lara, A., Littera, P., Manson, R., Barrantes, G. (Eds). *Servicios ecosistémicos hídricos: estudios de caso en América Latina y el Caribe*. Red ProAgua

CYTED. Imprenta América. Valdivia, Chile. Pp 95 – 107.

Resumen

Los servicios ecosistémicos, y la percepción que las sociedades tienen de ellos, pueden determinar la distribución de las poblaciones y sus actividades, al mismo tiempo que éstas pueden alterar su provisión y modificar el uso del suelo. En las zonas áridas el agua es el principal determinante tanto de procesos ecológicos como actividades culturales, sociales y económicas. La distribución de las poblaciones humanas se relacionaría con la posibilidad de acceder a este recurso y, en forma subordinada, a la disponibilidad de otros recursos. Planteamos los factores influyentes en el uso del espacio y los recursos en una región del Monte central, Argentina. Analizamos el patrón de distribución de puestos ganaderos y su relación con los recursos disponibles. Asumiendo que los recursos naturales son determinantes en el establecimiento de puestos ganaderos, simulamos su distribución espacial con un modelo. Además, explicamos los factores socio-económicos que podrían afectar el uso del territorio. Nuestro trabajo resalta la importancia de los condicionantes ambientales y servicios ecosistémicos en la distribución de población y actividades humanas en zonas áridas, sugiriendo además que los factores socio-económicos modifican este patrón. Intervenciones en el territorio pueden afectar la distribución e intensidad de las actividades humanas, pudiendo generar efectos negativos en la sostenibilidad del ecosistema.

3) Millán, E., Goirán, S., Piccoli, M.F., García Garino, C., Aranibar, J., Bringa, E. En prensa.

Monte Carlo simulations of settlement dynamics in GPU. Cluster Computing.

Abstract

Recently, a Monte Carlo model (MC) was proposed to simulate settlement dynamics in drylands, including several environmental factors, and it was implemented as a serial CPU code. In this work we present a parallel implementation of that code using Graphics Processing Units (GPU) and NVIDIA CUDA. The code was tested with two experiments, a Baseline case and a Realistic case. We take advantage of the GPU architecture to obtain significant speedups: 8 x to 20 x with the Baseline case in a NVIDIA Tesla C2050 versus a Phenom 1055T CPU. The Realistic case obtained 80 x of speedup in the same hardware. Because of the achieved performance more complex simulations can be executed, using larger grid sizes and additional environmental factors which will allow us to obtain more accurate results on future environmental degradation.

Otras publicaciones relacionadas:

4) Aranibar, J., Goirán, S., Guevara, A., Villagra, P. 2014. **Carbon and nitrogen dynamics in a sandy groundwater-coupled ecosystem in the Monte Desert, indicated by plant stable isotopes.** *Journal of arid environments* 102, 58 – 67.

Abstract

The high productivity of sandy groundwater-coupled woodlands in the Monte Desert is exploited by local pastoralist communities for fuel, domestic use, and manure accumulation and export to irrigated oases. We explored processes and species that could replenish C and N losses from the ecosystem using stable isotopes of plants and nutrient analysis of soils. Foliar ^{15}N natural abundances, which were lower in *Prosopis flexuosa* plants and C_4 grasses from dune flanks, indicate that these plants may fix atmospheric N_2 . Groundwater availability did not decrease water use efficiency (indicated by similar foliar $\delta^{13}\text{C}$ in dune flanks and interdune valleys), suggesting that the higher stomatal conductance allowed by the additional water source and reported in previous studies is coupled with higher photosynthetic rates, increasing productivity in interdune valleys. Water use efficiency and N stable isotopes of *P. flexuosa* responded to temporal changes in precipitations, suggesting rapid shifts of N sources, to uptake of recently mineralized soil N (higher $\delta^{15}\text{N}$ and lower $\delta^{13}\text{C}$ after rain events). Soil heterogeneity was low, except for ammonium and moisture in interdune valley soils. This study allows us to hypothesize that carbon is replenished in interdune valleys by increasing photosynthetic rates, and N is replenished by N_2 fixation done by young *P. flexuosa* plants and grasses from dune flanks.

5) Gomez, ML., Aranibar, J., Wuilloud, R., Rubio, C., Martinez, D., Soria, D., Monasterio, R., Villagra, P., Goirán, S. 2014. **Hydrogeology and hidrogeochemical modelling in phreatic aquifer of NE Mendoza, Argentina.** *Journal of Iberian Geology* 40, 521 – 538.

Abstract

The objectives of this study are to develop a conceptual hydrogeological model and evaluate groundwater hydrochemical characteristics of the aquifer in the Guanacache Travesía, in the central Monte desert of Mendoza (Argentina). The region has been granted to aboriginal communities for communal use and is experiencing economic development. The area has limited surface water resources and relies on groundwater for economic activities, and in many cases, for

human consumption. There are no hydrogeochemical studies on the quality of this water as drinking water or its suitability for agriculture and raising livestock. The present study provides information on water quality and availability in the northeast of Mendoza Province. It includes a detailed review of relevant bibliography, including scattered and unpublished studies with geological and geomorphological data. It also includes water level measurements, a definition of water flow direction and hydrochemical analyses, including some trace elements and isotopic data. The hydrogeological model shows a discharge area characterized by vertical upward flows, evident by thermal waters, lakes, salt deposits and the presence of reduced arsenic in some boreholes. The dominance of fine sediments, low relief, scarce local precipitation, low recharge from precipitation, and low groundwater velocities result in long residence times for groundwater and poor renovation (with remote recharge area). Groundwater has high salt content and hardness, as well as trace elements such as fluoride and arsenic. Localized patches of low salinity waters are found along paleochannels. The isotopic signature of these waters indicates distant precipitation from the mountains, which could also have recharged the aquifer in historic times. In addition to the important geologic controls on surface and groundwater flows, human activities affect local conditions of the aquifer near livestock gathering areas, increasing nitrate concentrations and the proportion of As(III) relative to As(V).

BIBLIOGRAFÍA

- Abraham E. 2000. Recursos y problemas ambientales de la Provincia de Mendoza. En: Abraham E, F Rodríguez Martínez (Eds.). Recursos y problemas ambientales de la zona árida. Provincias de Mendoza, San Juan y La Rioja. Junta de Gobierno de Andalucía – Universidades y Centros de Investigación de la Región Andina. p. 15 – 23.
- Abraham, E. 2002. Lucha contra la desertificación en las tierras secas de Argentina; el caso de Mendoza. En: Fernandez Cirelli, A y Abraham, E. (Eds). El agua en Iberoamérica; de la escasez a la desertificación. CYTED XVII, Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el desarrollo. Aprovechamiento y gestión de recursos hídricos. CYTED XVII y CETA, 27 – 44.
- Abraham, E., del Valle, H.F., Roig, F., Torres, L., Ares, J.O., Coronato, F., Godagnone, R. 2009. Overview of the geography of the Monte Desert biome (Argentina). *Journal of Arid Environment*, 73: 144 – 153.
- Abraham, E., Prieto, M. 1991. Contributions of historical geography to the study of processes of landscape change. The case of Guanacache, Mendoza, Argentina. En: Bamberger *Geographische Schriften*, Bamberg, Heft 11, pp 309 – 336.
- Abraham, E., Prieto, M. 1999. Vitivinicultura y desertificación en Mendoza. En: García Martínez, B (Ed.) *Estudios de historia y ambiente en América: Argentina, Bolivia, México, Paraguay*. 109 – 135. Instituto Panamericano de Geografía e Historia (IPGH) – Colegio de México, México.
- Abraham de Vázquez, E., Prieto, M. 1981. Enfoque diacrónico de los cambios ecológicos y de las adaptaciones humanas en el NE árido mendocino. En: Ruiz J.C. (Ed.). Cuaderno N° 8. 108 – 139. CEIFAR-CONICET-UNC. Mendoza.
- Agosta, E., Companucci, R. 2006. Atmospheric conditions during wet and dry summer extremes in central-west Argentina. *Proceedings of 8th Int. Conf. On Southern Hemisphere Meteorology and Oceanography*, Foz do Iguazú, Estado de Paraná, Brasil, INPE, 1439 – 1452.
- Agosta, E., Companucci, R. 2012. Central-west Argentina summer precipitation variability and atmospheric teleconnections. *American Meteorological Society* 25, 1657 – 1677.
- Aguiar, M., Sala, O. 1999. Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. *TREE* 14, 273-277.
- Allegretti, L., Passera, C., Páez, J., Úbeda, A., Pastor, C., Robles, A. 2005. Capacidad sustentadora y composición botánica de la ingesta caprina en un ecosistema árido, Lavalle, Argentina. *Producciones agroganaderas: Gestión eficiente y conservación del medio natural (Vol. I): XLV Reunión Científica de la SEEP*, 221-228. <http://digital.scic.es/handle/10261/10135>.
- Allen, M., Tildesley, D., 1987. *Computer Simulations of Liquids*. Oxford Science Publications, Oxford.

- Álvarez, J. 2008. Bases ecológicas para el manejo sustentable del bosque de algarrobos (*P. flexuosa* D.C.) en el noreste de Mendoza, Argentina. Tesis doctoral, Universidad Nacional del Comahue, Bariloche, Argentina.
- Álvarez, J., Villagra, P., Cony, M., Cesca, E., Boninsegna, J., 2006. Estructura y estado de conservación de los bosques de *Prosopis flexuosa* D.C. en el Noreste de Mendoza, Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural* 79, 75 – 87.
- Álvarez, J., Villagra, P., Rossi, B., Cesca, E. 2009. Spatial and temporal litterfall heterogeneity generated by woody species in the Central Monte desert. *Plant ecology* 205, 295 – 303.
- Amiri, F., Shariff, A. 2010. Using remote sensing data for vegetation cover assessment in semi-arid rangeland of center province of Iran. *World Applied Sciences Journal* 11, 1537 – 1546.
- Aranibar, J., Anderson, I., Epstein, H., Feral, C., Swap, R., Ramontsho, J., Macko, S., 2008. Nitrogen isotope composition of soils, C3 and C4 plants along land-use gradients in southern Africa. *Journal of Arid Environments* 72, 326 – 337.
- Aranibar, J., Anderson, I., Ringrose, S., Macko, S., 2003. Importance of nitrogen fixation in soil crusts of southern African arid ecosystems: acetylene reduction and stable isotope studies. *Journal of Arid Environments* 54, 345 – 358.
- Aranibar, J., Goirán, S., Guevara, A., Villagra, P. 2014. Carbon and nitrogen dynamics in a sandy groundwater-coupled ecosystem in the Monte Desert, indicated by plant stable isotopes. *Journal of arid environments* 102, 58 – 67.
- Aranibar, J., Villagra, P., Gomez, M.L., Jobaggy, E., Quiroga, M., Wuilloud, R., Monasterio, R., Guevara, A. 2011. Nitrate dynamics in the soil and unconfined aquifer in arid groundwater coupled ecosystems of the Monte desert, Argentina. *Journal of Geophysical Research* 116, G04015, doi:10.1029/2010JG001618.
- Ares, J., Bertiller, M., Bisigato, A. 2003a. Estimates of dryland degradation in Argentina with Fourier signatures from low-altitud monochromatic images with high spatial resolution. *Landscape ecology* 18, 51-63.
- Ares, J., Del Valle, H., Bisigato, A. 2003b. Detection of process-related changes in plant pattern at extended spatial scales during early dryland desertification. *Global Change Biology* 9, 1643 – 1659. doi: 10.1046/j.1529-8817.2003.00690.x
- Asner, G., Elmore, A., Olander, L., Martin, R., Harris, A. 2004. Grazing systems, ecosystem response, and global change. *Annual Review of Environment and Resources* 29, 261 – 299.
- Axtell, R., Epstein, J., J., Dean, J., Gumerman G., Swedlund, A., Harburger, J., Chakravarty, S., Hammond, S., Parker, J., Parker, M., 2002. Population growth and collapse In a multiagent model of the Kayenta Anasazi in Long House Valley. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 99 (suppl. 3), 7275–7279.

- Baayen, R. 2008. Language R: Data Sets and Functions with “Analyzing Linguistic Data: a Practical Introduction to Statistics.” R Package Version 0.953.
- Bankes, S. 2002 Agent-based modeling: a revolution? Proceedings of the National Academy of Sciences 99, 7199 – 7200. doi:10.1073/pnas.072081299.
- Bankes, S., Lempert, R. & Popper, S. 2002 Making computational social science effective: epistemology, methodology, and technology. Social Science Computer Review 20, 377–388
- Barbier, N., Couteron, P., Lejoly, J., Deblauwe, V., Lejeune, O. 2006. Self-organized vegetation patterning as a fingerprint of climate and human impact on semi-arid ecosystems. Journal of ecology 94, 537- 547.
- Baret, F., Guyot, G., 1991. Potentials and limits of vegetation indices for LAI and PAR assessment. Remote Sensing of Environment 35, 161 – 173.
- Bartón, K., 2014. MuMin: Multi-model inference: 47. Disponible: <http://cran.r-project.org/web/packages/MuMin>
- Barton C.M., Ullah, I. and Bergin, S., 2010a. Land use, water and Mediterranean landscapes: modelling long-term dynamics of complex socio-ecological systems. Philosophical Transactions of the Royal Society 368, 5275-5297.
- Barton, C.M., Ullah, I. and Mitasova H., 2010b. Computational modeling and Neolithic socioecological dynamics: A case study from southwest Asia. American Antiquity 75, 364–386.
- Bastin, G., Pickup, G., Chewings V, Pearce, G. 1993a. Land degradation assessment in central Australia using a grazing gradient method. The Rangeland Journal 15, 217 – 233.
- Bastin, G., Sparrow, A., Pearce, G., 1993b. Grazing gradients in Central Australian rangelands: ground verification of remote sensing-based approaches. The Rangeland Journal 15, 217 – 233.
- Bates, D., Maechler, M., 2009. lme4: Linear Mixed-effects Models Using S4 Classes. R PackageVersion 0.999375-32. <http://CRAN.R-project.org/package=lme4>.
- 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.
- Bertiller, M., Bisigato, A. 1998. Vegetation dynamics under grazing disturbance. The state-and-transition model for the Patagonian steppes. Ecología Austral 8, 191 – 199.
- Besag, J., 1977. Contribution to the discussion of Dr. Ripley’s paper. Journal of the Royal Statistical Society 39, 193 – 195.
- Bestelmeyer, B., Duniway, M., James, D., Burkett, L., Havstad, K. 2013. A test of critical thresholds and their indicators in a desertification-prone ecosystem: more resilience than we thought. Ecology Letters 16, 339 – 345.

- Bestelmeyer, B., Tugel, A., Peacock, G., Robinett, D., Shaver, P., Brown, J., Herrick, J., Sanchez, H., Havstad, K. 2009. State-and-transition models for heterogeneous landscapes: a strategy for development and application. *Rangeland Ecology and Management* 62, 1 – 15.
- Binder, K., Heermann, D. 2010. Monte Carlo simulations in statistical physics: An introduction springer. 2 ISBN: 978-3-642-03162-5.
- Bisigato, A., Bertiller, M. 1997. Grazing effects on patchy dryland vegetation in northern Patagonia. *Journal of Arid Environments* 36, 639 – 653.
- Bisigato, A., Bertiller, M., Ares, J., Pazos, G. 2005. Effect of grazing on plant patterns in arid ecosystem of Patagonia Monte. *Ecography* 28, 561-572.
- Bisigato, A., Laphitz, R. 2009. Ecohydrological effects of grazing-induced degradation in the Patagonia Monte, Argentina. *Austral Ecology* 34, 545 – 557. doi:10.1111/j.1442-9993.2009.01958.x
- Bisigato, A., Laphitz, R., Carrera, A. 2008. Non-linear relationships between grazing pressure and conservation of soil resources in Patagonia Monte shrublands. *Journal of arid environments* 72, 1464 – 1475.
- Blanco, L., Aguilera, M., Paruelo, J., Biurrun, F. 2008. Grazing effect on NDVI across an aridity gradient in Argentina. *Journal of Arid Environments* 72, 764 – 776.
- BOLFOR; Mostacedo, B., Fredericksen, T. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. Santa Cruz, Bolivia.
- Bonet, A. 2004. Secondary succession of semi-arid Mediterranean old-fields in south-eastern Spain: insights for conservation and restoration of degraded lands. *Journal of Arid Environments* 56, 213 – 233.
- Bowker, M., Mau, R., Maestre, F., Escolar, C., Castillo-Monroy, A. 2011. Functional profiles reveal roles of various biological soil crust organisms. *Functional Ecology* 25, 787 – 795.
- Brinkman, K., Dickhoefer, U., Schlecht, E., Buerkert, A., 2011. Quantification of aboveground rangeland productivity and anthropogenic degradation on the Arabian Peninsula using Landsat imagery and field inventory data. *Remote Sensing of Environment* 115, 465 – 474.
- Briske, D., Fuhlendorf, S., Smeins, F. 2003. Vegetation dynamics on rangelands: a critique of the current paradigms. *Journal of Applied Ecology* 40, 601 – 614.
- Briske, D., Fuhlendorf, S., Smeins, F. 2006. A unified framework for assessment and application of ecological thresholds. *Rangeland Ecology and Management* 59, 225 – 236.
- Brooks, M., Matchett, J., Berry, K., 2006. Effects of livestock watering sites on alien and native plants in the Mojave Desert, USA. *Journal of Arid Environments* 67, 125 – 147.

- Burke, I., Lauenroth, W., Vinton, M., Hook, P., Kelly, R., Epstein, H., Aguiar, M., Robles, M., Aguilera, M., Murphy, K. 1998. Plant Soil interactions in temperate grassland. *Biogeochemistry* 42, 121-143.
- Cabrera A., 1976. Regiones fitogeográficas Argentinas. En: Kugler, W. (Ed). Enciclopedia argentina de agricultura y jardinería. Buenos Aires, Argentina. 2° edición Tomo II Fasc. I. Acme. Buenos Aires, Argentina. 85 pp.
- Cahiza P., Ots, M. 2005. La presencia inka en el extremo sur oriental del Kollasuyo. Investigación en las tierras bajas de San Juan y Mendoza, y el Valle de Uco República Argentina. *Xama* 15 – 18, 217 – 228.
- Campanella, M., Bisigato, A. 2010. What causes changes in plant litter quality and quantity as consequence of grazing in the Patagonia Monte: Plant cover reduction or changes in species composition? *Austral Ecology* 35, 787 – 793. doi:10.1111/j.1442-9993.2009.02085.x
- Chávez, P. 1996. Image-based atmospheric corrections – Revised and Improved. *Photogrammetric engineering and remote sensing* 62, 1025 – 1036.
- Chiavazza, H. 2012. Ocupaciones humanas en la planicie árida del noreste de Mendoza: estudios arqueológicos en el paleocauce central (PC4). *Relaciones de la Sociedad Argentina de Antropología XXXVII*, 299 – 327.
- Chiavazza, H. 2014. Tendencias regionales del registro arqueológico de sociedades sin estructura aldeana del noreste de Mendoza (Argentina). En: Falabella, F., Sanhueza, L., Cornejo, L., Correa, I. (Eds). *Distribución espacial en sociedades no aldeanas: del registro arqueológico a la interpretación social. Serie Monográfica de la Sociedad Chilena de Arqueología N°4*, pp 221-249.
- Chiavazza, H. 2009. Ocupaciones en antiguos ambientes del humedal de las tierras bajas del norte de Mendoza: sitio Tulumaya (PA70). *Intersecciones en Antropología* 11, 41 – 57.
- Chiavazza, H. y Prieto C., 2008. Estudios arqueológicos en el río Desaguadero. *Runa* 29, 30 – 51.
- Chiavazza, H., Prieto Olavaria, C. 2004. Arqueología, ambiente y cultura en el NE de Mendoza. XV Congreso Nacional de Arqueología Argentina. Mendoza. <http://bdigital.uncu.edu.ar/2702>.
- Cocimano, M., Lange, A., Menvielle, E. 1975. Estudio sobre equivalencias ganaderas. *Producción Animal* 41, 161 – 190.
- Contreras, S., Alcaraz-Segura, D., Scanlon, B., Jobbágy, E.G. 2012. Detecting ecosystem reliance on groundwater based on satellite-derived greenness anomalies and temporal dynamics. En: Alcaraz-Segura, D., Di Biella, C.M., Straschnoy, J.V. (eds) *Earth observations of ecosystem services*. CRS Press – Taylor & Francis Group. Pp 283 – 302.

- Contreras, S., Jobbágy, E.G., Villagra, P.E., Noretto, M.D., Puigdefábregas, J., 2011. Remote sensing estimates of supplementary water consumption by arid ecosystems of central Argentina. *Journal of Hydrology* 397, 10 – 22. doi:10.1016/j.jhydrol.2010.11.014.
- Corvalán C, Hales S, McMichael A. 2005. Ecosystems and human well being. Health synthesis. A report of the Millenium Ecosystem Assesment. Organización Mundial de la Salud, Ginebra: 53 pp.
- Crabtree, S., Kohler, T. 2012. Modelling across millennia: Interdisciplinary paths to ancient socio-ecological systems. *Ecological Modelling* 241, 2 – 4. doi: 10.1016/j.ecomodel.2012.02.023
- Davies, J., Niamir-Fuller, M., Kerven, C., Bauer, K., 2010. Extensive livestock production in transition. The future of sustainable pastoralism. En: Steinfeld, H., Mooney, H.A., Schneider, F., Neville, L.E. (Eds.), *Livestock in a Changing Landscape. Drivers, Consequences, and Responses*. Island Press, Washington, pp. 285 – 308.
- Dean, J., Gumerman, G., Epstein, J., Axtell, R., Swedlund, A., Parker, M., McCaroll, S. 2000. Understanding Anazasi cultural change through agent-based modeling. In: Kohler, T. y Gumerman, G. (Eds). *Dynamics in human and primate societies*. New York, Oxford University Press, pp 179 – 206.
- De la Cruz Rot, M. 2006. Introducción al análisis de datos mapeados o algunas de las (muchas) cosas que puedo hacer si tengo coordenadas. *Revista Ecosistemas* 15, 19 – 39.
- Díaz-Delgado, R., Lloret, F., Pons, X., Terradas, J. 2002. Satellite evidence of decreasing resilience in Mediterranean plant communities after recurrent wildfires. *Ecology* 83, 2293 – 2303.
- D´Odorico, P., Bhattachan, A., Davis, K., Ravi, S., Runyan, C. 2012. Global desertification: drivers and feedbacks. *Avances in Water Resources* 51, 326 – 344.
- Du, Y., Cihlar, J., Beaubien, J., Latifovic, R., 2001. Radiometric normalization, compositing, and quality control for satellite high resolution image mosaics over large areas. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 39, 623 – 634.
- Dube, O., Pickup, G. 2001. Effects of rainfall variability and communal and semi-comercial grazing on land cover in Southern African rangelands. *Climate Research* 17, 195 – 208.
- Duvall, C., 2007. Human settlements baobab distribution in south-western Mali. *Journal of Biogeography* 34, 1947 – 1961.
- Egea, A., Allegretti, L., Paez Lama, S., Grilli, D., Sartor, C., Fucili, M., Guevara, J., Passera, C. 2014. Selective behavior of Creole goats in response to the functional heterogeneity of native forage species in the Central Monte desert, Argentina. *Small Ruminant Research* 120, 90 – 99.
- Eldridge, D.J. & Leys, J.F. (2003) Exploring some relationships between biological soil crust, soil aggregation and wind erosion. *Journal of Arid Environments* 53, 457 – 466.

- Elwell, H., Stocking, M. 1986. Vegetative cover to estimate soil erosion hazard in Rhodesia. *Geoderma* 15, 61 – 70.
- ENVI. 2003. The environment for visualizing images (ENVI). Versión 4.0. Research System Inc. Boulder, USA.
- Escolar, D. 2007. Los dones éticos de la Nación. Identidades huarpe y modos de producción de soberanía en Argentina. Buenos Aires, Editorial Prometeo Libros, 249 pp.
- Evans, T., Manire, A., de Castro, F., Brondizio, E., McCracken, S. 2001. A dynamic model of household decision-making and parcel level landcover change in the eastern Amazon. *Ecological Modelling* 143, 95 – 113.
- Fennell, M., Murphy, J., Armstrong, C., Gallagher, T., Osborne, B. 2012. Plant spread simulator: a model for simulating large-scale directed dispersal processes across heterogeneous environments. *Ecological Modelling* 230, 1 – 10. doi:10.1016/j.ecolmodel.2012.01.008.
- Feral, C., Epstein, H., Otter, L., Aranibar, J., Shugart, H., Macko, S., Ramontsho, J. 2003. Carbon and nitrogen in the soil-plant system along rainfall and land-use gradients in southern Africa. *Journal of Arid Environments* 54, 327 – 343.
- Francis, C., Thornes, J. 1990. Runoff hydrographs from three Mediterranean vegetation cover. En: Thornes, J. (Ed.), *Vegetation and Erosion*. John Wiley and Sons, Chichester, pp. 363 – 385.
- Frank, A., Dickman, C., Wardle, G. 2012. Habitat use and behaviour of cattle in a heterogeneous desert environment in Central Australia. *The Rangeland Journal* 34, 319 – 328.
- Garbulsky, M., Paruelo, J. 2004. Remote sensing of protected areas to derive baseline vegetation functioning characteristics. *Journal of Vegetation Science* 15, 711 – 720.
- García Llorca, J., Cahiza, P. 2007. Aprovechamiento de recursos faunísticos en las lagunas de Guanacache (Mendoza, Argentina). Análisis zooarqueológico de La Empozada y Altos de Melián II. *Chungara. Revista de Antropología Chilena* 39, 117 – 133.
- Geist, H., Lambin, E. 2004. Dynamic causal pattern of desertification. *BioScience* 54, 817 – 829.
- Getzin, S., Wiegand, T., Wiegand, K., He, F., 2008. Heterogeneity influence spatial patterns and demographic in forest stands. *Journal of Ecology* 96, 807 – 820.
- Giesselmann, U., Wiegand, T., Meyer, J., Brandl, R., Vogel, M., 2008. Spatial patterns in the sociable weaver (*Philetairus socius*). *Austral Ecology* 32, 359 – 369.
- Grosso, MV., Torres, L. 2015. Entre las políticas del agua y los esfuerzos por calmar la sed. El “acueducto del desierto” en las tierras secas no irrigadas de Lavalle, Mendoza. *América Latina Hoy* 69, 17 – 33. doi: <http://dx.doi.org/10.14201/alh2015691733>.
- Gobierno de la Provincia de Mendoza, 2001. Ley Provincial 6920. Reconoce la preexistencia

- étnica y cultural del pueblo Huarpe Milcallac de la provincia de Mendoza. Anexo I.
- Gobierno de la Provincia de Mendoza. 1985. Ley 5061. Ley de creación de la Reserva Florística y Faunística bosques de Telteca.
- Gobierno de la República Argentina, 1989. Ley Nacional 23302. Ley sobre política indígena y apoyo a las comunidades aborígenes de Argentina.
- Gobierno de la República Argentina, 2009. Ley 26331. Ley de presupuestos mínimos de protección ambiental de los bosques nativos.
- Goirán, S., Aranibar, J., Gomez, M. 2012. Heterogeneous spatial distribution of traditional livestock settlements and their effects on vegetation cover in arid groundwater coupled ecosystems in the Monte desert (Argentina). *Journal of Arid Environments* 87, 188 – 197. doi:10.1016/j.jaridenv.2012.07011
- Goirán, S., Tonolli, A., Aranibar, J., Villagra, P., Millán, E., Forconesi, L., Bringa, E. 2013. Factores que determinan el uso del espacio y los recursos en zonas áridas no irrigadas del noreste de Mendoza (Argentina). En: Lara, A., Larterra, P., Manson, R., Barrantes, G. (Eds). *Servicios ecosistémicos hídricos: estudios de caso en América Latina y el Caribe*. Red ProAgua CYTED. Imprenta América. Valdivia, Chile. Pp 95 – 107.
- Gómez, D., Aranibar, J., Tabeni, S., Villagra, P., Garibotti, I., Atencio A. 2012. Biological soil crust recovery after long-term grazing exclusion in the Monte Desert (Argentina). *Change in coverage, spatial distribution, and soil nitrogen*. *Acta Oecologica* 38, 33 – 40.
- Gomez, ML., Aranibar, J., Wuilloud, R., Rubio, C., Martinez, D., Soria, D., Monasterio, R., Villagra, P., Goirán, S. 2014. Hydrogeology and hidrogeochemical modelling in phreatic aquifer of NE Mendoza, Argentina. *Journal of Iberian Geology* 40, 521 – 538.
- Gomez, M., Aranibar, J., Wuilloud, R., Monasterio, R. 2010. Hydrogeological study of the phreatic aquifer in groundwater coupled arid ecosystem under a world-wide climate change context. *Conferencia Internacional: Arid and semi arid development through water augmentation*. Valparaiso, Chile.
- Guevara, J., Grünwaldt, E., Estevez, O., Bisigato, A., Blanco, L., Biurrun, F., Ferrando, C., Chirino, C., Morici, E., Fernández, B., Allegretti, L., Passera, C. 2009. Range and livestock production in the Monte Desert, Argentina. *Journal of Arid Environments* 73, 228 – 237.
- Guevara, J., Páez, J., Estevez, O. 1993. Caracterización económica de los principales sistemas de producción ganadera en el árido mendocino. *Multequina* 7, 259 – 273.
- Guisan, A. y Zimmerman, N. 2000. Predictive habitat distribution model in ecology. *Ecological Modelling* 135, 147 – 186.
- Harris, A., Asner, G. 2003. Grazing gradient detection with airborne imaging spectroscopy on a semiarid rangeland. *Journal of Arid Environments* 55, 391 – 404.

- Herrero, M., Thornton, P. 2013. Livestock and global change: Emerging issues for sustainable food systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110, 20878 – 20881. doi:10.1073/pnas.1321844111
- Herrick, J., Van Zee, J., Havstad, K., Burkett, L., Whitford, W. 2005. *Monitoring Manual for Grassland, Shrubland and Savanna Ecosystems Vol I: Quick Start*. USDAARS Jornada Experimental Range. Las Cruces, Nuevo México.
- Holmgren, M., Scheffer, M. 2001. El Niño as a window of opportunity for the restoration of degraded arid ecosystems. *Ecosystems* 4, 151 – 159.
- Holmgren, M., Scheffer, M., Ezcurra, E., Gutiérrez, J., Mohren, G. 2001. El Niño effects on the dynamics of terrestrial ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution* 16, 89 – 94.
- Holling, C. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4, 1 – 23.
- Hou, J., Fu, B. 2014. Vegetation dynamics during different abandoned years spans in the land of the Loess Plateau of China. *Environment Monitoring Assessment* 186, 1133 – 1141.
- Huete, A., 1988. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of the Environment* 25, 295 – 309.
- Huete, A., Didan, K., Miura, T., Rodriguez, E. 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices (Special Issue). *Remote Sensing of Environment* 83, 195 – 213.
- Iglesias, M., Barkuck, A., Grilli, M. 2010. Dinámica estacional e interanual del NDVI en bosques nativos de zonas áridas argentinas. *Revista de Teledetección* 34, 44 – 54.
- IGM, Instituto Geográfico Militar, Argentina. Hoja Cartográfica N° 44.
- Imeson, A.C., Prinsen, H. 2004. Vegetation patterns as biological indicators for identifying runoff and sediment source and sink areas for semi-arid landscape in Spain. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104. 333-342.
- INDEC. 1914. Censo Nacional de Población y Vivienda. Instituto nacional de estadísticas y censos. www.deie.mendoza.gov.ar
- INDEC. 1988. Censo Nacional Agropecuario, Mendoza. Dirección de estadísticas e investigaciones económicas. www.deie.mendoza.gov.ar
- INDEC. 1960. Censo Nacional de Población y Vivienda. Instituto nacional de estadísticas y censos.
- INDEC. 1991. Censo Nacional de Población y Vivienda. Instituto nacional de estadísticas y censos. www.deie.mendoza.gov.ar

- INDEC. 2001. Censo Nacional de Población y Vivienda. Instituto nacional de estadísticas y censos. www.deie.mendoza.gov.ar
- INDEC. 2002. Censo Nacional Agropecuario, Mendoza. Dirección de estadísticas e investigaciones económicas. www.deie.mendoza.gov.ar
- INDEC. 2008. Censo Nacional Agropecuario, Mendoza. Dirección de estadísticas e investigaciones económicas. www.deie.mendoza.gov.ar
- INDEC. 2010. Censo Nacional de Población y Vivienda. Instituto nacional de estadísticas y censos. www.deie.mendoza.gov.ar
- James, C., Landsberg, J., Morton, S., 1999. Provision of water points in the Australian arid zone: a review of effects on biota. *Journal of Arid Environments* 41, 87 – 121.
- Jobbágy, E., Noretto, M., Villagra, P., Jackson, R., 2011. Water subsidies from mountains to deserts: their role in sustaining groundwater-fed oases in a sandy landscape. *Ecological Applications* 21, 678 – 694.
- Karnieli, A., Gilad, U., Ponzet, M., Svoray, T., Mirzadinov, R., Fedorina, O., 2008. Assessing land cover change and degradation in the Central Asian deserts using satellite image processing and geostatistical methods. *Journal of Arid Environments* 72, 2093 – 2105.
- Kearney, M. y Poter, W. 2009. Mechanistic niche modelling: combining physiological and spatial data to predict species ranges. *Ecology Letters* 12, 334 – 350. doi:10.1111/j.1461-0248.2008.01277.x
- Kéfi, S., Rietkerk, M., Alados, C., Pueyo, Y., Papanastasis, V., ElAich, A., de Ruiter, P. 2007. Spatial vegetation patterns and imminent desertification in Mediterranean arid ecosystems. *Nature* 449, 213-218.
- Kohler, T., Bocinsky, R., Cockburn, D., Crabtree, S., Varien, M., Kolm, K., *et al.* 2012. Modelling prehispanic Pueblo societies in their ecosystems. *Ecological Modelling* 241, 30 – 41.
- Labraga, J., Villalba, R. 2009. Climate in the Monte Desert: Past trends, present conditions, and future projections. *Journal of Arid Environments* 73, 154 – 163.
- Lake, P. 2013. Resistance, resilience and restoration. *Ecological management and restoration* 14, 1 – 5.
- Lange, R.T. 1969. The piosphere: sheep track and dung patterns. *Journal of Range Management* 22, 396 – 400.
- Latino, E. 2015. Territorio Huarpe. *Revista La Correntada*, diciembre 2015. <http://argentina.indymedia.org/news/2015/12/884685.php>

- Lenzano, L. y Robin, Y. 1995. Sistema de información territorial, redes geodésicas rurales, Norte 1, Unidad de Aplicaciones Geodésicas y Gravimétricas. Tech. Rep. 34, Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias Ambientales, Mendoza.
- Levin S. 1998. Ecosystems and the biosphere as complex adaptive systems. *Ecosystems* 1, 431 – 436.
- Lin, Y., Han, G., Zhao, M., Chang, S. 2010. Spatial vegetation patterns as early signs of desertification: a case study of a desert steppe in Inner Mongolia, China. *Landscape Ecology* 25, 1519-1527.
- López, D., Brizuela, M.A., Willens, 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, D., Cavallero, L., Brizuela, M., Aguiar, M. 2011. Ecosystemic structural-functional approach of the state and transition model. *Applied vegetation science* 14, 6 – 16.
- Ludwig, J. Bartley, R., Hawdon, A., Abbott, B., McJannet, D. 2007. Patch configuration Non-linearly affects sediment loss across scales in a grazed catchment in North-east Australia. *Ecosystems* 10, 839 – 845.
- Ludwig, J., Eager, R., Bastin, G., Chewings, V., Liedloff, A. 2002. A leakiness index for assessing landscape function using remote sensing. *Landscape Ecology* 15, 157 – 171.
- Ludwig, J., Tongway, D., Bastin, D., Graig, J. 2004. Monitoring ecological indicators of rangeland functional integrity and their relation to biodiversity at local to regional scales. *Austral Ecology* 29, 108-120.
- Ludwig, J.A., Wilcox, B.P., Breshears, D.D., Tongway, D.J., Imeson, A.C. 2005. Vegetation patches and runoff-erosion as interacting ecohydrological processes in semiarid landscape. *Ecology* 86, 288-297.
- Maestre, F., Cortina, J. 2004. Insights into ecosystem composition and function in a sequence of degraded semiarid steppes. *Restoration ecology* 12, 494 – 502.
- Macal, C. y North, M. 2010. Tutorial on agent-based modelling and simulation. *Journal of Simulation* 4, 151 – 162.
- Marsett, R., Qi, J., Heilman, P., Bienderbender, S., Watson, C., Amer, S., Weltz, M., Goodrich, D., Marsett, R., 2006. Remote sensing for grassland management in the Arid Southwest. *Rangeland Ecology and Management* 50, 530 – 540.
- Mayor, A., 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. *Landscape ecology* 28, 931-942.

- Meglioli, P. 2015. Efectos de los disturbios provocados por puestos ganaderos sobre el complejo agua-suelo-vegetación en ecosistemas áridos acoplados al acuífero freático. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Cuyo, Mendoza, Argentina, p. 158.
- Meglioli, P., Aranibar, J., Villagra, P., Alvarez, J., Jobbágy, E. 2013. Livestock stations as foci of groundwater recharge and nitrate leaching in a sandy desert of the Central Monte, Argentina. *Ecohydrology* 7, 600 – 611. doi:10.1002/eco.1381.
- Melillo, J., Aber, J., Linkins, A., Ricca, A., Fry, B., Nadelhoffer, K. 1989. Carbon and nitrogen dynamics along decay continuum: Plant litter to soil organic matter. *Plant and Soil* 115, 189 – 198.
- Milesi, F., Marone, L., López De Casenave, J., Cueto, V., Mezquida, E. 2002. Gremios de manejo como indicadores de la condiciones del ambiente: un estudio de caso con aves y perturbaciones del hábitat en el Monte central, Argentina. *Ecología Austral* 12, 149 – 161.
- Miner, A., Villagra, P., Álvarez, J., Aranibar, J. 2010. Temporal dynamics of the litter mass in different microhabitats of the Central Monte desert, Mendoza, Argentina. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Cuyo* 42, 55 – 69.
- Montaña, E., Torres, L., Abraham, E., Torres, E., Pastor, G. 2005. Los espacios invisibles. Subordinación, marginalidad y exclusión de los territorios no irrigados en las tierras secas de Mendoza, Argentina. *Región y Sociedad* 32, 3 – 32.
- Moleele, N.M., Perkins, J.S., 1998. Encroaching woody plant species and boreholes: is cattle density the main driving factor in the Oliphant Drift communal grazing lands, south-eastern Botswana? *Journal of Arid Environments* 40, 245 – 253.
- Moreno de las Heras, M., Saco, P., Willgoose, G., Tongway, D. 2011. Assessing landscape structure and pattern fragmentation in semiarid ecosystems using patch-size distributions. *Ecological Applications* 21, 2793 – 2805.
- Moreno de las Heras, M., Saco, P., Willgoose, G., Tongway, D. 2012. Variations in hydrological connectivity of Australian semiarid landscapes indicate abrupt changes in rainfall-use efficiency of vegetation. *Journal of Geophysical Research* 117, G03009, doi:10.1029/2011JG001839.
- Naciones Unidas, 1994. United Nations Convention to Combat Desertification (UNCCD). United Nations, New York.
- Neff, J., Reynolds, R., Belnap, J., Lamothe, P. 2005. Multi-decadal impacts of grazing on soil physical and biogeochemical properties in southeast Utah. *Ecological Applications* 15, 87 – 95.
- New, M., Lister, D., Hulme, M., Makin, I. 2002. A high resolution data set of surface climate over global land areas. *Climate Research* 21, 1 – 25.
- Noy-Meir I. 1973. Desert ecosystems: Environment and producers. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4: 25 – 51.

- Okin, G., Parsons, A., Wainwright, J., Herrick, J., Bestelmeyer, B., Peters, D., Fredrickson, E. 2009. Do changes in connectivity explain desertification? *BioScience* 59, 237 – 244.
- Paruelo, J., Piñeiro, G., Oyonarte, C., Alcaraz, D., Cabello, J., Escribano, P. 2005. Temporal and spatial patterns of ecosystem functioning in protected arid areas of Southeastern Spain. *Journal of Applied Ecology* 33, 819 – 832.
- Peco, B., Sánchez, A., Azcárate, F. 2006. Abandonment in grazing systems: Consequences for vegetation and soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 113, 284 – 294.
- Perosa, M., Rojas, F., Villagra, P., Tognelli, M., Carrara, R., Álvarez, J. 2014. Distribución potencial de los bosques de *Prosopis flexuosa* en la Provincia Biogeográfica del Monte (Argentina). *Ecología Austral* 24, 238 – 248.
- Pickup, G., Bastin, G., Chewings, V., 1994. Remote-sensing-based condition assessment for nonequilibrium rangelands under large scale commercial grazing. *Ecological Applications* 4, 497 – 517.
- Pickup, G., Chewings, V., 1994. A grazing gradient approach to land degradation assessment in arid areas from remotely-sensed data. *International Journal of Remote Sensing* 15, 597 – 617.
- Pickup, G., Bastin, G., Chewings, V., 1998. Identifying trends in land degradation in non-equilibrium rangelands. *Journal of Applied Ecology* 35, 365 – 377.
- Pinheiro, J., Bates, D. 2000. *Mixed-effects models in S and S-PLUS*. Springer-Verlag. New York. 528 pp.
- Pinheiro, J., Bates, D., Saikat, D., Deepayan, S. EISPACk, Team RDC. 2013. nlme: linear and nonlinear mixed effects models. Disponible: <http://cran.r-project.org/web/packages/nlme>
- Price, K., Guo, X., Stiles, J., 2002. Optimal landsat TM band combinations and vegetation indices for discrimination of six grassland types in eastern Kansas. *International Journal of Remote Sensing* 23, 5031 – 5042.
- Prieto, M.R., 2000. Formación y consolidación de la sociedad en un área marginal del Reino de Chile. Tesis doctoral (1983). Tomo especial de los Anales de Arqueología y Etnología. Facultad de Filosofía y Letras, U.N.Cuyo.
- Puigdefábregas, J. 2005. The role of vegetation patterns in structuring runoff and sediment fluxes in drylands. *Earth Surface Processes and Landforms* 30, 133-147.
- Purevdorj, T.S., Tateishi, R., Ishiyama, T., Honda, Y., 1998. Relationships between percent vegetation cover and vegetation indices. *International Journal of Remote Sensing* 19, 3519 – 3535.
- Qi, J., Chehbouni, A., Huete, A.R., Kerr, Y.H., Sorooshian, S., 1994. A modified soil adjusted

- vegetation index. *Remote Sensing of Environment* 48, 119 – 126.
- R Development Core Team. 2014. R: A language and environment for statistical computing. 1. <http://cran.r-project.org>
- Ramey, C. y Fox, B. 2009. Bash reference manual. www.gnu.org/software/bash/manual/bash.pdf
- Ravi, S., Breshears, D., Huxman, T., D'Odorico, P. 2010. Land degradation in drylands: Interactions among hydrologic-aeolian and vegetation dynamics. *Geomorphology* 116, 236 – 245.
- Rey Benayas, J., Martins, A., Nicolau, J., Schulz, J. 2007. Abandoned of agricultural lands: a overview of drivers and consequences. *CAB review: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources* 2, N° 057. <http://www.cabastractsplus.org/cabreviews>
- Reynolds, J., Maestre, F., Kemp, P., Stafford-Smith, D., Lambin, E., 2007. Natural and human dimensions of land degradation in drylands: causes and consequences. En: Canadell, J.G., Pataki, D.E., Pitelka, L.F. (Eds.), *Terrestrial Ecosystems in a Changing World*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 247–257.
- Reynolds, J., Kemp, P., Ogle, K., Fernández, R. 2004. Modifying the “pulse-reserve” paradigm for deserts of North America: precipitation pulses, soil water, and plant responses. *Occologia* 141, 194 – 210.
- Reynolds, J., Stafford-Smith, D., Lambin, D. 2002. Do humans cause deserts? And old problem through the lens of a new framework: The Dahlem Desertification Paradigm. En: Allsopp, N., Palmer, A., Milton, S., Kirkman, K., Kerley, G., Hurt, C., Brown C. (Eds). *Proceedings of the VIIth International Rangelands Congress 2002 – 2004*.
- Rietkerk, M., Dekker, S., Ruiten, P., Koppel, J. 2004. Self-organized patchiness and catastrophic shifts in ecosystems. *Science* 305, 1926 – 1929.
- Ringrose, S., Vanderpost, C., Matheson, W., 1996. The use of integrated remotely sensed and GIS data to determine causes of vegetation cover change in Southern Botswana. *Applied Geography* 16, 225 – 242.
- Ripley, B.D., 1977. Modelling spatial patterns. *Journal of the Royal Statistical Society* 39, 172 – 212.
- Robinson, T.P., Novelty, P., Watson, I., Corner, R., Thomas, P., Schut, T., Jansen, S., Shepherd, D., 2009. Towards an approach for remote sensing-based rangeland condition assessment in north Western Australia. In: Ostendorf, B., Baldock, P., Bruce, D., Burdett, M., Corcoran, P. (Eds.), *Proceeding of the Surveying & Spatial Science Institute Biennial International Conference. Adelaide 200*, Surveying & Spatial Science Institute, pp. 899 – 913.
- Roig, F., Gonzales Loyarte, M., Abraham, E., Mendez, E., Roig, V., Martinez Carretero, E. 1991. Maps of desertification hazards of Central Western Argentina, (Mendoza province). Study case.

- En: UNEP. World atlas of thematic indicators of desertification. E. Arnold, Londres, 69 p.
- Rojas, J.F., Prieto, M.R., Álvarez, J., Cesca, E., 2009. Procesos socioeconómicos y territoriales en el uso de los recursos forestales en Mendoza desde fines del siglo XIX hasta mediados del XX. *Proyección* 7, 1 – 33.
- Rotemberg, E., Yakir, D. 2010. Contribution of semi-arid forest to the climate system. *Science* 327, 451 – 454.
- Salas, J. 2000. Hidrología de zonas áridas y semiáridas. *Ingeniería del agua* 7, 409 – 429.
- Saltz, D., Schmidt, H., Rowen, M., Karnieli, A., Ward, D., Schmidt, I., 1999. Assessing grazing impacts by remote sensing in hyper-arid environments. *Journal of Range Management* 52, 500 – 507.
- Secretaría de Medio Ambiente Mendoza, 2011a. Departamento de Lavalle, puestos y huellas del secano. Map 1:625000.
[http://ambiente.mendoza.gov.ar/cartav/Secano/145 Puestos y Huellas Lavalle.jpg](http://ambiente.mendoza.gov.ar/cartav/Secano/145_Puestos_y_Huellas_Lavalle.jpg).
- Secretaría de Medio Ambiente Mendoza, 2011b. Departamento de La Paz, puestos y huellas del secano. Map 1:625000.
[http://ambiente.mendoza.gov.ar/cartav/Secano/145 Puestos y Huellas La Paz.jpg](http://ambiente.mendoza.gov.ar/cartav/Secano/145_Puestos_y_Huellas_La_Paz.jpg).
- Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J.A., Folke, C., Walker, B. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413, 591 – 596.
- Schejtman, A. 1999. Las dimensiones urbanas en el desarrollo rural. *Revista de la CEPAL* 67, 15 – 32.
- Schiermeier, Q., 2013. Water risk as world warms. First comprehensive global-impact project shows that water scarcity is a major worry. *Nature* 505, 10 – 11. doi: 10.1038/505010a
- Schlesinger, W., Pilmanis, A. 1998. Plant-soil interactions in deserts. *Biogeochemistry* 42, 169 – 187.
- Schneider, F., 2010. Drivers: Perspectives on change. En: Steinfeld, H., Mooney, H., Schneider, F., Neville, L. (Eds). *Livestock in a changing landscape. Drivers, consequences, and responses*. Vol 1. Island Pres, Washington, 396 pp.
- Sepúlveda, E. 2001. Hoja Geológica 3369-II. Mendoza, provincias de Mendoza y San Juan. Programa de Cartas Geológicas de la República Argentina. Escala 1:250.000. Servicio Geológico Minero Argentino (SEGEMAR).
- Sietse, O. 2010. ISLSCP II FASIR-adjusted NDVI, 1982-1998. En: Hall, Forrest G., Collatz G., Meeson, B., Los, S., Brown de Colstoun, E., y Landis, D. (Eds). *ISLSCP Initiative II Collection*. Data set. Disponible en línea [<http://daac.ornl.gov/>] Oak Ridge National Laboratory Distributed Active Archive Center, Oak Ridge, Tennessee, USA. doi:

10.3334/ORNLDAAC/972

- Soria, D., Rubio, C., Abraham, E., Seitz, V., Fernández, R., Piraino S. 2011. Capítulo 4: Sitio Piloto en la Región Centro Oeste. En: FAO/LADA, Evaluación de la Desertificación en Argentina. Resultados del proyecto LADA/FAO. Gráfica Latina S.A. Buenos Aires, pp 205 – 246.
- Sosa, H. 2012. Restauración y conservación del Sitio Ramsar Lagunas de Guanacache, Desaguadero y del Bebedero. 1^{ra} edición, Buenos Aires. Fundación para la Conservación y el Uso Sustentable de los Humedales, 64 pp.
- Stringham, T., Krueger, W., Shaver, P. 2003. State and transition modelling: An ecological process approach. *Journal of Range Management* 56, 106 – 113.
- Suárez, D., Ormaechea, S., Peri, P., Utrilla, V. 2010. Caracterización objetiva de las condiciones en mallines de Santa Cruz. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. <http://inta.gov.ar/documentos/caracterizacion-objetiva-de-la-condicion-en-mallines-de-santa-cruz>
- Sullivan, S., 1999. The impacts of people and livestock on topographically diverse open wood- and shrub-lands in arid north-west Namibia. *Global Ecology and Biogeography* 8, 257 – 277.
- Tabeni, S., Garibotti, I., Pissolito, C., Aranibar, J. 2014. Grazing effects on biological soil crusts and their integration with shrubs and grasses in an arid rangeland. *Journal of Vegetation Science* 5, 1417 – 1425. doi: 10.1111/jvs.12204
- Tabeni, S., Mastrantonio, L., Ojeda, R. 2007. Linking small desert mammals distribution to habitat structure in a protected and grazed landscape of the Monte, Argentina. *Acta Oecologica* 31, 259 – 269.
- Tabeni, S., Spirito, F., Ojeda, R. 2013. Conservation of small and medium-size mammals following native woodlands regrowth: A case study in a long-term UNESCO Biosphere Reserve, Argentina. *Journal of Arid Environments* 88, 250 – 253.
- Todd, S., Hoffer, R., Milchunas, D., 1998. Biomass estimation on grazed and ungrazed rangelands using spectral indices. *International Journal of Remote Sensing* 19, 427 – 438.
- Tomkins, N., O'Reagain, P. 2007. Global positioning systems indicate landscape preference of cattle in the subtropical savannas. *The Rangeland Journal* 29, 217 – 222.
- Tonolli, A., Ferrer, C., 2011. Heterogeneidades sociales en los campesinos capricultores del NE de Mendoza. II Jornadas Interdisciplinarias de Estudios Regionales. Centro Científico Tecnológico, Mendoza.
- Tongway D., Hindley N. 2000. Assessing and monitoring desertification with soil indicators. En: Arnalds, O., Archer, S. (Eds.) *Rangeland desertification, advances in Vegetation Sciences* vol 19, 89-98. Klumer Academic Publishers, Londres.

- Tongway, D., Hindley, N. 2004. Landscape functional analysis: procedures for monitoring and assessing landscapes. CSIRO Publishing, Brisbane, Australia.
- Tongway, D., Ludwig, J. 1997. The conservation of water and nutrients within landscapes. En: Ludwig, J., Tongway, D., Freudenberg, D., Noble, J., Hodgkinson, K (Eds.). Landscape ecology, function and management: principles from Australia's rangelands. CSIRO Publishing, Melbourne.
- Todd, S. 2006. Gradients in vegetation cover, structure and species richness of Nama-Karoo shrublands in relation to distance from livestock watering points. *Journal of Applied Ecology* 43, 293 – 304.
- Torres, L., 2008a. Nueva ruralidad en territorios periféricos: los productores caprinos del noreste de Mendoza (Argentina), vol. 66. *Universitas humanística*. 199 – 218.
- Torres, L., 2008b. Hilos de Agua, lazos de sangre: enfrentando la escasez en el desierto de Lavalle (Mendoza, Argentina). *Ecosistemas* 17, 46 – 59.
- Torres, L. 2010. Claroscuros del desarrollo sustentable y la lucha contra la desertificación: las racionalidades económicas en el ojo de la tormenta. Estudio de caso con productores caprinos de tierras secas (Mendoza, Argentina). *Mundo Agrario* 11, n° 21. ISSN 1515-5994. http://www.scielo.org.ar/scielo.php?pid=S151559942010000200011&script=sci_arttext&tlng=en
- Torres, L., Abraham, E., Montaña, E., Torres, E. 2005. Las dimensiones socioeconómicas de la desertificación: avances en la utilización de indicadores. Un ejercicio en el caso de Mendoza, Argentina. En: Morales, C., Parada, S. (Eds). *Pobreza, desertificación y degradación de los recursos naturales*. CEPAL. Naciones Unidas. Santiago de Chile, pp 215 – 234. <http://hdl.handle.net/11362/2456>
- Toutain, B., Ickowicz, A., Dutilly-Diane, C., Reid, R., Tamsir Diop, A., Kumar Taneja, V., Gibon, A., Genin, D., Ibrahim, M., Behnke, R., Ash, A., 2010. Impacts of extensive livestock systems on terrestrial ecosystems. En: Steinfeld, H., Mooney, A., Schneider, F., Neville, L. (Eds.), *Livestock in a Changing Landscape*. Island Press, Washington, pp. 165 – 195.
- Tucker, C., 1979. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment* 8, 127 – 150.
- Tucker, C., Dregne, H., Newcomb, W. 1991. Expansion and contraction of the Sahara desert from 1980 to 1990. *Science* 253, 299 – 301.
- USGS (United States Geological Survey). 2004. Shuttle Radar Topography Mission, Arc Second scene, SRTM_ffB03_p231r083, Global Land Cover Facility, Universidad de Maryland, College Park. <http://glcfapp.glcf.umd.edu:8080/esdi/index.jsp>
- Vanderpost, C., Ringrose, S., Matheson, W., Arntzen, J., 2011. Satellite based longterm assessment of rangeland condition in semi-arid areas: an example from Botswana. *Journal of Arid*

- Environments 75, 383 – 389.
- Vázquez, D., Álvarez, J., Debandi, G., Aranibar, J., Villagra, P. 2011. Ecological consequences of dead wood extraction in an arid ecosystem. *Basic and Applied Ecology* 12, 722 – 732.
- Verón, S., Paruelo, J., Oesterheld, M. 2006. Assessing desertification. *Journal of Arid Environments* 66, 751 – 763.
- Villagra, P., Cesca, E., Alvarez, J.A., Rojas, F., Bourguet, M., Rubio, C. y P. Mastrángelo (2010) Ordenamiento de los bosques nativos de la provincia de Mendoza. Anexo II. Documento de ordenamiento de las áreas boscosas de la provincia de Mendoza. 71 pp.
- Villagra, P., Cony, M., Mantován, N., Rossi, B., González Loyarte, M., Villalba, R., Marone, L. 2004. Ecología y manejo de los algarrobales de la Provincia Fitogeográfica del Monte. En: Arturi, M., Frangi, J., Goya, J. (Eds). *Ecología y Manejo de Bosques Nativos de Argentina*. Editorial Universidad Nacional de La Plata.
- Villagra, P.E., Defossé, G., Del Valle, H., Tabeni, M.S., Rostagno, C., Cesca, E., Abraham, E.M., 2009. Land-use and disturbance effects on the dynamics of natural ecosystems of the Monte Desert. Implications for their management. *Journal of Arid Environments* 73, 202 – 211.
- Villagra, P., Villalba, R., Bosinsegna, J. 2005. Structure and growth rate of *Prosopis flexuosa* woodlands in two contrasting environments of the Central Monte desert. *Journal of Arid Environments* 60, 187 – 199.
- Washington-Allen, R., Ramsey, R., West, N., Norton, B. 2008. Quantification of the ecological resilience of drylands using digital remote sensing. *Ecology and Society* 13 (1): 33 <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss1/art33/>
- Wessels, K., Prince, S., Carroll, M., Malherbe, J. 2007. Relevance of rangeland degradation in semiarid Northeastern South Africa to the nonequilibrium theory. *Ecological Applications* 17, 815 – 827.
- Wessels, K., Prince, S., Frost, P., van Zyl, D. 2004. Assessing the effects of human induced land degradation in the former homelands of northern South Africa with a 1 km AVHRR NDVI time-series. *Remote Sensing of Environment* 91, 47 – 67.
- Wessels, K., Prince, S., Reshef, I. 2008. Mapping land degradation by comparison of vegetation production to spatially derived estimates of potential production. *Journal of Arid Environments* 72, 1940 – 1949.
- Wesuls D., Pellowski, M., Suchrow, S., Oldeland, J., Jansen, F., Dengler, J. 2013. The grazing fingerprint: modelling species responses and trait patterns along grazing gradients in semi-arid Namibian rangelands. *Ecological indicators* 27, 61-70.
- Westoby, M., Walker, B., Noir-Meir, I. 1989. Opportunist management for rangeland not at equilibrium. *Journal of Range Management* 42, 266 – 274.

- Wiegand, T., Jeltsch, F., Hanski, I. y Grimm, V. 2003. Using pattern-oriented modeling for revealing hidden information: a key for reconciling ecological theory and application. *Oikos* 104, 209 – 229.
- Wiegand, T., Moloney, K., 2004. Rings, circles and null models for point pattern analysis in ecology. *OIKOS* 104, 209 – 229.
- Wiegand, T., Moloney, K., Naves, J., Knauer, F., 1999. Finding the missing link between landscape structure and population dynamics: a spatially explicit perspective. *American Naturalist* 154, 605 – 627.
- Wiegand, T., Savitri Gunatilleke, C., Nimal Gunatilleke, I., Huth, A., 2007. How individual species structure diversity in tropical forest. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104, 19029 – 19033.
- Winter-Livneh, R., Svoray, T., Gilead, I. 2010. Settlements patterns, social complexity and agricultural strategies during the Chalcolithic period in the Northern Negev, Israel. *Journal of Archaeological Science* 37, 284 – 294.
- Xiao, X., Boles, S., Liu, J., Zhuang, D., Liu, M., 2002. Characterization of forest types in Northeastern China, using multi-temporal SPOT VEGETATION sensor data. *Remote Sensing of Environment* 82, 335 – 348.
- Xiaochen, Z., Wei, S., Yingyi, C., Li, L., Daoliang, L., 2010. Estimation of fractional vegetation cover in opencast coal mine dump area using Landsat TM data. *Sensor Letters* 8, 81 – 88.
- Zaady, E., Kuhn, U., Wilske, B., Sandoval-Soto, L. & Kesselmeier, J. 2000. Patterns of CO₂ exchange in biological soil crust of sucesional age. *Soil Biology and Biochemistry* 32, 959 – 966.
- Zahawi, R., Reid, J., Holl, K. 2014. Hidden cost of passive restoration. *Restoration Ecology* 22, 284 – 287.