

Reemplazo y fragmentación de pastizales pampeanos semiáridos en San Luis, Argentina

MANUEL R DEMARÍA^{1,2,✉}, INMACULADA AGUADO SUÁREZ^{2,*} &
DIEGO F STEINAKER^{1,**}

1. INTA, EEA San Luis, Villa Mercedes, San Luis, Argentina.

2. Departamento de Geografía, Universidad de Alcalá, Alcalá de Henares, España.

RESUMEN. Conocer las tasas de reemplazo y fragmentación de los pastizales pampeanos, y su relación con las características edáficas y climáticas, resulta relevante para identificar áreas de conservación y planear el manejo sustentable del uso de la tierra en la región. Cinco imágenes Landsat (1985, 1992, 1997, 1999, 2001), que cubren una superficie de 4129.9 km², fueron utilizadas para cuantificar las áreas de pastizal pampeano reemplazado por cultivos de cosecha o pasturas exóticas y los patrones de cambio sufridos en un período de 16 años, en la provincia de San Luis, Argentina. La tasa de reemplazo del pastizal pampeano y los cambios de cobertura de la tierra se determinaron utilizando una clasificación mixta. Además, se utilizó una clasificación borrosa para analizar cambios en los porcentajes de suelo desnudo. Las imágenes clasificadas se relacionaron con información auxiliar (mapa de aptitud agronómica, mapa de condición ecológica, distribución de parcelas) para caracterizar los cambios producidos. Entre 1985 y 2001, el área cubierta por pastizales naturales se redujo de 92.6% a 43.8%, y la tasa de transformación anual se incrementó significativamente de 1.4 a 10.9%. Asimismo, aumentó el porcentaje de suelo desnudo y la fragmentación del paisaje (incremento de 463 a 800 parcelas), principalmente en el área de mayor aptitud agrícola. Por otro lado, las parcelas de grandes dimensiones (mayores a 1000 ha) son las que presentaron mejor condición ecológica. Este trabajo aporta datos relevantes para el ordenamiento del territorio y la elaboración de planes de manejo que integren tanto criterios productivos como conservacionistas. Sin embargo, la creación de áreas protegidas y la implementación de planes de manejo, continúan siendo los grandes desafíos para la conservación de este ecosistema..

[Palabras clave: detección de cambio, uso de la tierra, Landsat TM, teledetección, clasificación no supervisada, supervisada y borrosa]

ABSTRACT. *Semiarid pampa grassland replacement and fragmentation in San Luis, Argentina:* Understanding rates of natural grassland transformation and fragmentation and their relation with soil and climatic characteristics is relevant for identifying potential conservation sites, for sustainable management and for land-use planning. In this study, five Landsat images (1985, 1992, 1997, 1999, 2001), covering 4129.9 km², were used to quantify the amount of natural grassland areas replaced by exotic pastures or crops, and to analyze the pattern and rate of change of these grasslands in a 16-year period. Grassland transformation rates were measured using a mixed classification and post-change detection method. A fuzzy classification was used to analyze changes in proportions of bare soil. Auxiliary data (an agronomic aptitude map, an ecological condition map and paddock subdivisions) were related with the classified images to analyze ecological patterns. Image classification showed that between 1985 and 2001, natural grassland cover was reduced from 84.5 to 37.8% and that the annual transformation rate increased significantly from 1.4 to 10.9%.

✉ INTA, EEA San Luis, CC 17-5730, Villa Mercedes, San Luis, Argentina.

Departamento de Geografía, Universidad de Alcalá, Colegios 2, 28801, Alcalá de Henares, España.

mdemaria@sanluis.inta.gov.ar

* inmaculada.aguado@uah.es

** dsteinaker@sanluis.inta.gov.ar

Recibido: 3 de abril de 2007; Fin de arbitraje: 21 de mayo de 2007; Revisión recibida: 23 de octubre de 2007; Aceptado: 15 de noviembre de 2007

Furthermore, the proportion of bare soil and incidence of fragmentation increased, especially in the most productive areas (fragmentation rose from 463 to 800 paddocks). This work provides relevant data for land management planning that integrates productive and conservationist criteria. However, the creation of protected areas and the implementation of sustainable management is a decisive challenge for the conservation of the semiarid pampa ecosystem.

[Keywords: change detection, land use, Landsat TM, remote sensing, supervised, unsupervised and fuzzy classification]

INTRODUCCIÓN

La región Pampeana Argentina y la región de los Campos de Uruguay y Brasil, designados en su conjunto como Pastizales del Río de la Plata (Soriano et al. 1991), constituyen el ecosistema más extenso de pastizal de América del Sur. En Argentina, el ecosistema pampeano ocupa una superficie de 460000 km² en el centro este del país (Cabrera 1976; Burkart et al. 1994) y su aptitud para el uso agropecuario ha determinado una temprana ocupación por ganaderos y agricultores. En los últimos 150 años la fisonomía de este ecosistema se ha transformado profundamente, con un continuo avance de la frontera agropecuaria desde el este húmedo hacia el oeste semiárido (Anderson 1979; León et al. 1984; Viglizzo et al. 2001). En la actualidad, casi la totalidad de las tierras con aptitud agrícola han sido convertidas en campos de cultivo (León et al. 1984). Dentro de las cinco subregiones que integran la región pampeana, donde ya prácticamente no existen pastizales relictuales (Soriano et al. 1991), sólo los pastizales semiáridos del área occidental de la Pampa Interior (León et al. 1984), ubicados en la provincia de San Luis, presentan un grado de conservación muy próximo a la condición "climática" original (Anderson et al. 1978; Demarúa et al. 1996). No obstante, estos pastizales relativamente bien conservados han sufrido en los últimos años un proceso de reemplazo similar al observado en otras áreas de la región pampeana (Demarúa et al. 2003). Determinar las tasas de reemplazo y fraccionamiento de estos pastizales y cómo estas variables se relacionan con las características edáficas y climáticas del sitio, es de vital importancia para el ordenamiento del territorio y la planificación de su conservación.

El área de estudio incluye los relictos existentes de la comunidad "climática" de los pastizales pampeanos de San Luis (Anderson et al. 1978; Echeverría et al. 1996), caracterizada por la dominancia de *Sorghastrum pellitum*, gramínea C₄ dominante en el área definida como "área medanosa con pastizales e isletas de chañar" (Anderson et al. 1970) y considerada por León & Anderson (1983) como el límite occidental del pastizal pampeano. En estos relictos, el grado de invasión por especies exóticas es mucho menor, producto de una historia agro-ganadera más reciente y de restricciones climáticas para muchas especies europeas que colonizaron la pampa húmeda. Por otro lado, una gran proporción de esta región se encuentra ocupada por pastizales naturales dominados por *Elyonurus muticus*, que si bien no pueden ser considerados como "climáticos" verdaderos, nunca han sido roturados y están compuestos prácticamente en su totalidad por especies nativas (Aguilera et al. 1998).

A pesar que estos pastizales naturales constituyen el último relicto de grandes extensiones de pastizales pampeanos con un mínimo grado de transformación y representan importantes reservas de hábitat para la fauna asociada a este ecosistema (Dellafiore et al. 2001; Isacch et al. 2002; Demarúa et al. 2003), su situación ha cambiado drásticamente en los últimos veinte años debido a su reemplazo por pasturas exóticas o cultivos de cosecha (Maceira et al. 1996; Aguilera et al. 1998; Demarúa et al. 2003). Si bien existe información sobre los procesos ecológicos que determinan la estructura de estos pastizales naturales (Aguilera et al. 1998, 1999a, 1999b) muy pocos estudios han analizado a gran escala y a nivel de paisaje los cambios sufridos en su distribución a lo largo del tiempo. La teledetección espacial combi-

nada con sistemas de información geográfica (SIG), al permitir la valoración de un mismo espacio en diferentes momentos (análisis temporal), constituyen una herramienta esencial para determinar cambios de cobertura de la tierra a gran escala y estudiar procesos ecológicos a distintas escalas de análisis (Johnson 1990; Tueller 1991; Simpson et al. 1994; Oesterheld et al. 1998; Baban & Luke 2000; Tucker & Townshend 2000; Larsson 2002; Yamano et al. 2003; Herrera et al. 2005).

El reemplazo de áreas de pastizal implica una intensificación del uso de la tierra que puede favorecer la invasión de especies exóticas, aumentar la subdivisión parcelaria del establecimiento, incrementar el suelo desnudo y favorecer procesos erosivos (Perkins & Thomas 1993). Lechevalier (1992) atribuye la erosión de los suelos a la evolución de la estructura agraria, a la variación del patrón parcelario y a la implementación de nuevas prácticas y técnicas de manejo. En este contexto, las modificaciones en los patrones espaciales de uso (transformación del espacio rural y reestructuración parcelaria) y en los porcentajes de suelo desnudo, resultan cruciales para evaluar el deterioro consecuencia de empleos inadecuados de la tierra y constituyen un parámetro ecológico relevante de la relación entre configuración espacial e implicancias ecológicas (O'Nelly et al. 1988). Los objetivos de este estudio son: 1) cuantificar la extensión y la tasa de reemplazo de los pastizales pampeanos semiáridos de mayor relevancia ecológica, 2) examinar el grado de fragmentación a nivel de parcela, 3) relacionar estos cambios en el paisaje con información complementaria de suelo y vegetación, y 4) determinar el impacto del uso agropecuario actual y su posible proyección futura en la conservación de este ecosistema.

MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en un área de pastizal de 4130 km² localizada en el extremo occidental de los pastizales pampeanos semiáridos del centro-sur de San Luis (Argentina) (Fig. 1). El área de estudio limita hacia el oeste con la

provincia fitogeográfica del Monte y fue seleccionada por la presencia de alto porcentaje de relictos de pastizal natural en buen estado de conservación (Demaría et al. 1996; Echeverría et al. 1996). La precipitación media anual es de 450 mm, concentradas en un 80% entre octubre y abril. Existe una gran amplitud térmica diaria y estacional, con máximas absolutas en verano de 43°C y mínimas en invierno de -15°C (Capitanelli & Zamorano 1972). Topográficamente, es una planicie ligeramente ondulada con cordones de médanos fósiles colonizados por vegetación y médanos vivos de origen reciente. Los suelos son de textura arenosa, con bajo contenido de materia orgánica (0.7% a 0.9%), baja capacidad de retención de agua, y muy susceptibles a la erosión eólica (Peña Zubiate et al. 1998). La profundidad de la napa freática presenta un gradiente descendiente de este a oeste y entre ondulaciones del terreno aflora formando lagunas.

Anderson et al. (1970) describe esta región como una estepa gramínea con isletas de chañar (*Geoffroea decorticans*), caldenes aislados (*Prosopis caldenia*) y alpatacos (*Prosopis alpataco*). Se trata de un pastizal psamófilo mixto con especies C₄ (dominantes) y C₃. Las principales especies de gramíneas de este pastizal son: *Sorghastrum pellitum*, *Elyonurus muticus*, *Chloris retusa*, *Sporobolus cryptandrus*, *Bothriochloa spriengfieldii*, *Eragrostis lugens*, *Poa ligularis*, *P. lanuginosa*, *Aristida spegazzini*, *A. inversa*, *Schizachyrium plumigerum* y *Stipa tenuis* (Anderson et al. 1970). Estos pastizales son reemplazados principalmente por pasturas perennes al oeste y cultivos de cosecha y pasturas anuales al este. Las principales pasturas exóticas implantadas en la región son de *Eragrostis curvula* y *Digitaria eriantha*, ambas especies perennes C₄ de origen africano que han sido introducidas para aumentar la capacidad de carga ganadera de los campos. *E. curvula* fue introducida en la década del '40 y su sustentabilidad, adaptabilidad y rendimiento han sido fehacientemente constatadas en la zona (Marchi et al. 1974; Covas & Cairnie 1985). *D. eriantha* es una especie recientemente introducida en el área (Frasinelli et al. 1992) que, durante todo el año, presenta mayor calidad forrajera que *E. curvula* (Veneciano & Terenti 1996). Los principales cultivos anuales realizados en esta zona son centeno, maíz y girasol.

El área de estudio fue dividida en dos unidades fisonómicas sobre la base del estudio de suelos y vegetación de Peña Zubiarte et al. (1998): «llanura medanosa con lagunas permanentes» (Unidad 1) y «llanura medanosa central muy pronunciada» (Unidad 2) (Fig. 1).

La Unidad 1 ocupa una superficie de 774.9 km² en el extremo sureste del área de estudio, limitando hacia el este con áreas agrícolas lo que determina la presencia de cultivos ocasionales. La Unidad 2 cubre 3355 km² en el centro-oeste del área estudiada. Ambas unidades presentan limitaciones climáticas y

edáficas muy severas que condicionan su uso agrícola, siendo la Unidad 2 la de mayores restricciones edáficas y climáticas. La Unidad 1 tiene la napa freática más superficial y presenta un gran número de lagunas permanentes de agua dulce.

Procesamiento previo de las imágenes

Se utilizaron cuatro imágenes del sensor Landsat Thematic Mapper (TM) (1985, 1992, 1997, 1999) y una imagen del sensor Landsat Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+)

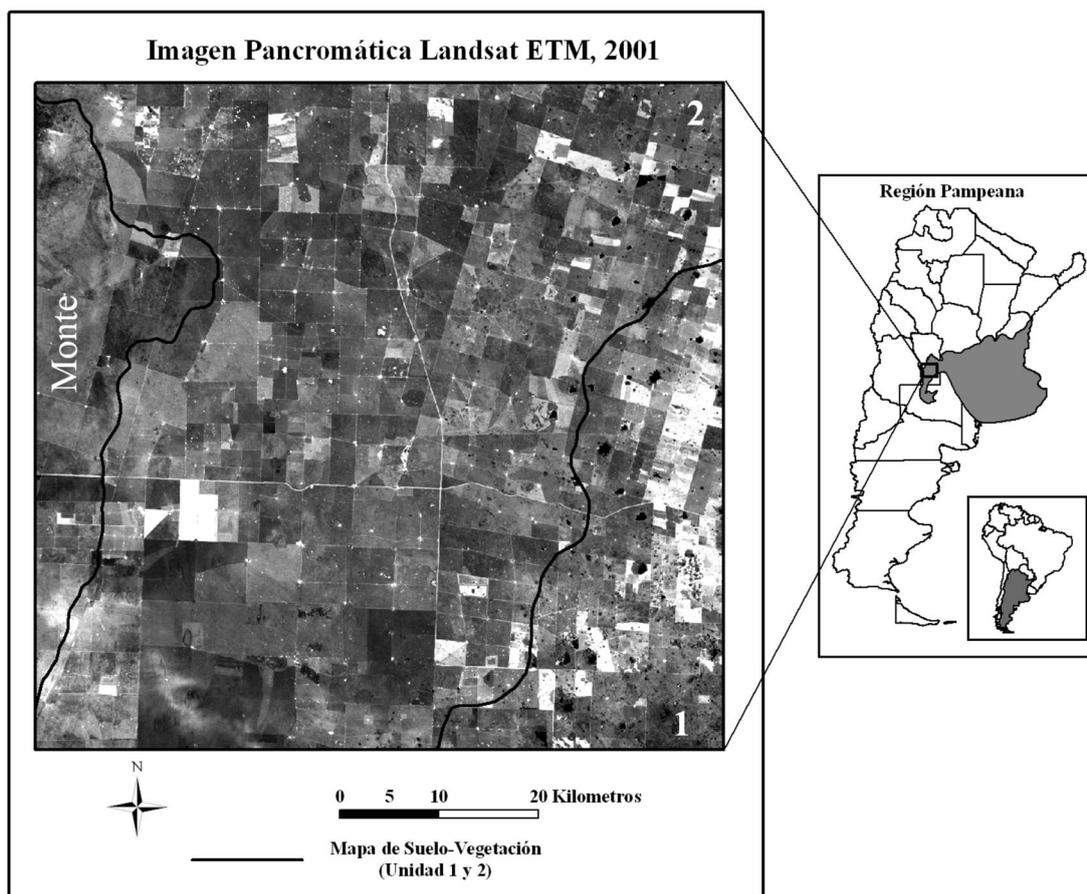


Figura 1. Imagen satelital del área de estudio y límites de las unidades fisonómicas (1 y 2) según el mapa de suelo-vegetación (Peña Zubiarte et al. 1998). La Unidad 1 (con napas freáticas más superficiales y mayores precipitaciones) presenta menores restricciones edáficas y climáticas para la agricultura que la Unidad 2. Mapa de ubicación del área de estudio en la porción semiárida occidental de la región pampeana, San Luis, Argentina.

Figura 1. Satellite image of the study area and boundaries of soil and vegetation units 1 and 2 (Peña Zubiarte et al. 1998). Unit 1 has fewer agricultural restrictions than unit 2 that has deeper groundwater level and less precipitation. Location map of study area in the western portion of the semiarid pampa grassland region, San Luis, Argentina.

(2001), que abarcan un período de 16 años. Todas las imágenes corresponden al período comprendido entre los meses de octubre y abril, coincidiendo con la estación húmeda y de mayor actividad fotosintética de las especies vegetales del pastizal. La imagen de 1992 está compuesta solamente por las bandas 3, 4 y 5 (rojo, infrarrojo cercano, infrarrojo medio), única información disponible de esa fecha. El resto de las imágenes cuentan con todas las bandas (3 del visible, 1 del infrarrojo cercano, 2 del infrarrojo medio y 1 térmica). La banda 6, situada en la región del térmico, no fue utilizada en los análisis de este estudio.

El ajuste geométrico entre imágenes se realizó utilizando el método de registro de imagen a imagen (Jensen et al. 1993). Se tomaron 25 puntos de control comunes entre la imagen de 1985 (corregida geoméricamente por el United States Geological Survey) y las restantes. El remuestreo se realizó mediante el método del vecino más próximo, con un polinomio de transformación de primer grado. El error medio cuadrático (RMS) fue menor a un píxel en todas las imágenes (Promedio del $RMS=0.591 \pm 0.05$). Las imágenes fueron proyectadas a UTM zona 19, Esferoide WGS84, Datum WGS84 con una resolución espacial de 28.5 metros.

Se emplearon dos técnicas de análisis digital de imágenes: «detección de cambios con post-clasificación» y «clasificación borrosa» (Chuvieco 2002). En el primer análisis (detección de cambios), se utilizaron las cinco imágenes mencionadas (1985, 1992, 1997, 1999 y 2001) y se emplearon los niveles digitales originales para realizar las clasificaciones y detectar los cambios en los tipos de cobertura. Song et al. (2001) señalan que no es necesario convertir a valores de reflectividad los niveles digitales de una imagen cuando se aplica el método de detección de cambios con post-clasificación, donde todas las imágenes se clasifican individualmente y los mapas resultantes se comparan para detectar los cambios (Singh 1989; Foody et al. 1996). En la clasificación borrosa, aplicada solo a las imágenes de 1985 y 2001, se emplearon valores de reflectividad a los efectos de trabajar con variables físicas de significado estándar (Chuvieco 2002). La imagen de 2001 se convirtió a valores de re-

fectividad a través del modelo simplificado propuesto por Chávez (1996), mientras que la imagen de 1985 se convirtió mediante una normalización atmosférica empírica, utilizando como referencia la imagen corregida de 2001 y áreas radiométricamente estables entre ambas imágenes (Chuvieco 2002).

Cambios en la cobertura de la tierra

La tasa de reemplazo del pastizal y los cambios de cobertura de la tierra se determinaron aplicando el método de detección de cambios con post-clasificación (Singh 1989) mencionado anteriormente. Se clasificaron las imágenes en cuatro categorías de cobertura de la tierra: Pastizal natural, Cultivo, Bosque y Agua. La categoría Cultivo incluye a los cultivos de cosecha, pasturas anuales y pasturas exóticas perennes en todos sus estados fenológicos. También se incluyeron dentro de esta categoría parcelas recientemente aradas y barbechos. La categoría Bosque comprende isletas de chañar y áreas boscosas de caldén presentes alrededor de las lagunas (Agua). La categoría Pastizal corresponde a las distintas comunidades de pastizales naturales no roturados.

Los tipos de cobertura de la tierra se obtuvieron empleando en cada imagen satelital un método de clasificación mixta (Chuvieco 2002). Para cada fecha, primero se aplicó una clasificación no supervisada a toda la imagen utilizando el algoritmo ISODATA con 60 clases. El número máximo de interacciones empleado fue de 25, y el umbral de convergencia usado fue de 0.95. Para asignar las clases originadas por el algoritmo ISODATA a las cuatro coberturas de la tierra consideradas, se empleó información obtenida a partir de los niveles digitales de cada clase, diferente composición de bandas y el amplio conocimiento de la zona por parte del primer autor (Clement & Pontius 2006). Las clases mal clasificadas se asignaron como tales. Posteriormente, a través de una máscara se originó una nueva imagen constituida solamente por píxeles mal clasificados por el ISODATA. Sobre esta imagen se realizó una clasificación supervisada utilizando el algoritmo del paralelepípedo (Jensen 1996). Se seleccionaron como campos de entrenamiento entre 10 y 15 polígonos con un tamaño superior a 50 píxeles por tipo de cobertura (Jensen

1996). Las áreas de entrenamiento se reconocieron a partir de información histórica publicada (Demaría et al. 1996; Aguilera et al. 1998) y de fuentes no publicadas que incluyeron encuestas a propietarios de campos ubicados dentro del área de estudio. La separabilidad entre las áreas de entrenamiento se midió a través del método de divergencia estadística transformada (Swain & Davis 1978). A continuación, los píxeles correctamente asignados a partir del algoritmo ISODATA se unieron a los píxeles de la clasificación supervisada para constituir la imagen clasificada final. A las clasificaciones finales se les aplicó un filtro de mayoría a través de una ventana móvil de 3 x 3 píxeles (Bauer et al. 1994). Por último, se corrigieron visualmente errores menores que no pudieron ser identificados a través del análisis digital. Las áreas mal clasificadas se digitalizaron y posteriormente se reasignaron los valores correctos a los píxeles comprendidos en ellas.

La precisión de la clasificación de la imagen del 2001 se verificó a través de una matriz de error y el cálculo del coeficiente Kappa (Jensen 1996). Se seleccionaron 50 píxeles de verificación mediante un muestreo estratificado al azar (Hay 1979; Congalton 1991; Stein et al. 1999). Estos píxeles de control se visitaron utilizando un receptor GPS (Trimble Geoplotter II) y se muestrearon en mayo de 2002. Resultó imposible verificar la precisión de las imágenes históricas por no contar con información auxiliar (mapas cartográficos detallados o fotografías aéreas). Por lo tanto, asumimos que la precisión de las imágenes históricas resultó similar a la obtenida en la imagen del 2001, ya que se utilizó el mismo método de clasificación en todas las imágenes.

El reemplazo del pastizal se estimó a través de una tabulación cruzada y se comparó cada imagen con la imagen previa. Asimismo, la última imagen (2001) se comparó con la primera (1985) para cuantificar el cambio sobre el período de tiempo completo. Las cinco imágenes clasificadas se superpusieron y se determinó el número de píxeles que se mantuvieron como pastizal a lo largo de todo el estudio. La tabulación cruzada permitió obtener una matriz de transición o de cambio donde se representaban los píxeles que mantuvieron la misma clase de cobertura y los píxeles que pasaron

a otro tipo de cobertura en todas las combinaciones posibles. A partir de esta matriz se estimó la superficie total de pastizal natural que fue reemplazada por pasturas o cultivos en cada período. La tasa de transformación se calculó como el cociente entre la superficie total de pastizal que pasó a cultivo entre dos imágenes con fechas sucesivas y la superficie total de pastizal presente al comienzo de cada período. Se utilizó una línea de tendencia para examinar variaciones en la cobertura de pastizal entre 1985 y 2001 y en la tasa de transformación anual de ese período. Por otro lado, se aplicó el índice Kappa de similitud (K_s) para determinar el nivel de similitud entre las imágenes clasificadas (Brennan & Prediger 1985; Monserud & Leemans 1992). Este índice indica el grado en que dos imágenes concuerdan para cada categoría en una localización específica. El valor 0 indica que el grado de similitud es igual a la similitud debida al azar (ningún grado de similitud entre las imágenes), y el valor 1 una similitud perfecta. El grado de similitud se midió entre cada imagen con fechas sucesivas (1985-1992, 1992-1997, 1997-1999-2001), y entre la imagen de 1985 y 2001.

Además, se midió el reemplazo del pastizal pampeano en las dos unidades fisonómicas descritas anteriormente (Unidades 1 y 2), ya que la tasa de reemplazo del pastizal podría verse afectada por sus diferentes aptitudes agrícola-ganaderas. Se utilizó la Carta de Suelos y Vegetación de la Provincia de San Luis (escala 1:500000) (Peña Zubiato et al. 1998), la cual analiza las capacidades y limitaciones de uso de las unidades fisonómicas presentes en el área de estudio (Fig. 1). Las tasas de cambio se calcularon a través de una tabulación cruzada entre las cinco imágenes previamente clasificadas (clasificación mixta) y el mapa digitalizado de la Carta de Suelos y Vegetación (Unidades 1 y 2).

Suelo desnudo

El porcentaje de suelo desnudo se cuantificó a través de una clasificación borrosa supervisada aplicada a las imágenes correspondientes a los extremos del análisis temporal (1985 y 2001), superponiendo la clasificación borrosa supervisada y la clasificación mixta previamente descripta.

Generalmente, los análisis en teledetección consideran que el píxel está uniformemente cubierto y le asignan una sola categoría (Chuvieco 2002). Sin embargo, algunos procesos de degradación ocurren a escalas menores a la resolución espacial de las imágenes (Epema & Tromp 1999). En estos casos, una alternativa de análisis es a través de una clasificación borrosa donde una clase determinada presenta un continuum de diferentes grados de pertenencia (Zadeh 1965; Chuvieco 2002). Debido a que el comportamiento espectral de un píxel es el resultado de la interacción entre diferentes objetos, la reflectancia de ese píxel puede ser modelada como el resultado de mezclas espectrales puras (Adams et. al. 1989). De esta manera, a través de una clasificación borrosa obtenemos el porcentaje que ocupa cada componente puro dentro de un píxel (Chuvieco 2002). En la clasificación borrosa supervisada aplicada a este estudio se utilizaron tres bandas (3-4-5), obtenidas a partir del cálculo del Optimum Index Factor (Chuvieco 2002), y se seleccionaron médanos vivos como campos de entrenamiento del suelo desnudo. Se empleó el método de asignación de máxima probabilidad con una función de pertenencia comprendida entre 0 y 1, asumiendo una distribución normal. A partir de este análisis se obtuvo una imagen para ambas fechas donde el valor de cada píxel constituye la cobertura de suelo desnudo (expresada en porcentaje) dentro del área del píxel. Estos valores se utilizaron para determinar variaciones en la cobertura de suelo desnudo entre diferentes clases y fechas.

Fragmentación parcelaria

Los datos correspondientes a número y superficie de las parcelas se obtuvieron a partir de la digitalización de todas las parcelas que estuvieran incluidas dentro de las imágenes de 1985, 1992 y 2001. Se comprobó normalidad en los datos y homogeneidad de varianzas con los tests Shapiro-Wilk y Levene, respectivamente. Para comparar medias de tamaño de parcelas entre años se utilizó el test de *t*. Las parcelas se superpusieron con las imágenes clasificadas previamente (clasificación mixta) a los efectos de observar relaciones entre tamaño de parcela y tipo de cobertura. Las parcelas se clasificaron

en seis clases: menores a 100 ha, entre 100 ha y 300 ha, entre 300 ha y 500 ha, entre 500 ha y 1000 ha, entre 1000 ha y 2000 ha y mayores a 2000 ha. La distribución parcelaria también se superpuso a un mapa de condición ecológica elaborado a partir de relevamientos de campo realizados en 1996 sobre una superficie de 1452 km² (Demaría et. al. 1996, 2003). Este mapa clasifica las parcelas en cuatro categorías de condición ecológica (muy bueno, bueno, regular y pobre) según el grado de conservación del pastizal como función de su alejamiento del clímax ecológico (Anderson 1982; Molinero et al. 1996).

RESULTADOS

Cambios en la cobertura de la tierra

La precisión total de la clasificación de la imagen del 2001 fue de 94.5% y el estadístico Kappa de 0.9. La precisión del productor (complementario del error por omisión) fue de 100%, 100%, 87% y 100% para las clases Agua, Bosque, Pastizal y Cultivo, respectivamente. La precisión del usuario (complementario del error por comisión), fue de 100%, 100%, 100% y 88% para las clases Agua, Bosque, Pastizal y Cultivo, respectivamente.

Se produjo un cambio importante en todas las coberturas estudiadas excepto en las áreas cubiertas por bosque. Entre 1985 y 2001, una superficie de pastizales naturales de 2178.4 km² (52.7% de la superficie total) fue transformada en cultivos de cosecha o pasturas (Fig. 2), con una disminución substancial de la cobertura de pastizal ($y = -51642x + 446535$; $r^2 = 0.99$) (Fig. 3). En 1985, el pastizal natural ocupaba la mayoría de la superficie estudiada (92.6%), y las áreas cultivadas sólo el 4.6%. En 2001, las pasturas exóticas y las áreas cultivadas cubrieron más del 54% del área de estudio (Fig. 2 y 3). Durante el periodo 1997-1999 se observó la tasa anual más elevada de reemplazo del pastizal (Tabla 1). Sin embargo, en relación al total de pastizal natural remanente, la más alta proporción de pastizal natural reemplazado se produjo en el último periodo analizado (1999-2001) (Tabla 1). La tasa de transformación o reemplazo anual se incrementó de 1.4% en el periodo 1985-1992, a 10.9% en el periodo 1999-

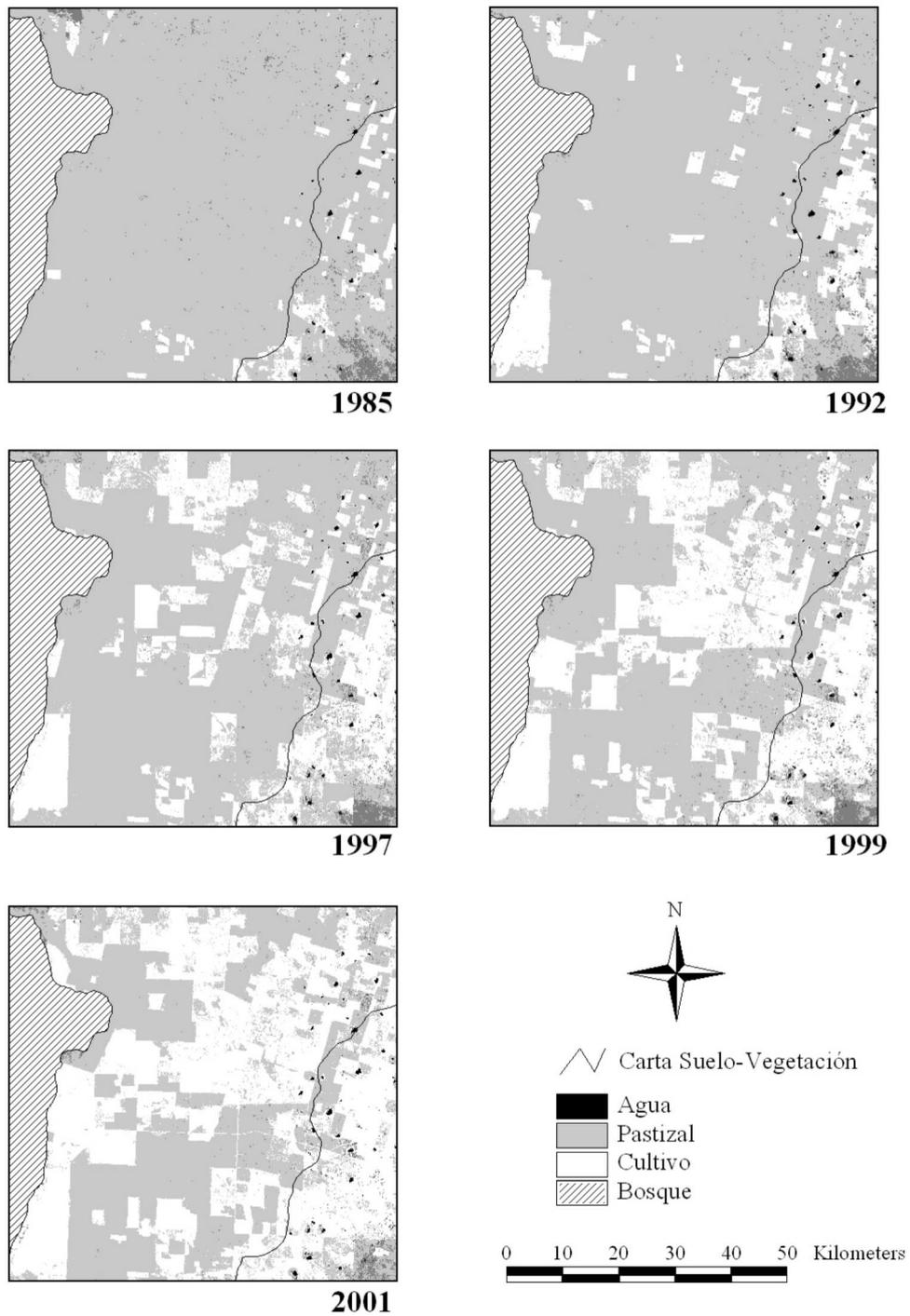


Figura 2. Distribución de tipos de cobertura (Bosque, Cultivo, Pastizal, Agua) correspondientes a los 5 años analizados. Se indican los límites de las unidades de suelo y vegetación (1 y 2). El área no clasificada ubicada en el oeste del área de estudio corresponde a la provincia fitogeográfica del Monte.

Figure 2. Distribution of land types (Forest, Crop, Grassland, Water) in the study area for the 5 years analysed. Soil and vegetation units 1 and 2 are shown on each image. The non classified area in the west of the study area corresponds to the Monte phytogeographic region.

Tabla 1. Superficie (km² y % entre paréntesis) de pastizal natural convertido a cultivos de cosecha o pasturas en cada período, desde 1985 a 2001 (períodos considerados: 1985-1992; 1992-1997; 1997-1999 y 1999-2001), y superficie y porcentaje de pastizal natural y cultivo en las unidades fisonómicas 1 y 2 para cada imagen.

Table 1. Natural grassland area (km² and % in brackets) converted to agricultural lands (crops or exotic pastures) in each period from 1985 to 2001 (periods considered: 1985-1992; 1992-1997; 1997-1999 y 1999-2001), and natural grassland and crop areas in soil and vegetation units 1 and 2 (km² and % in brackets) for each of the years.

Año	Pastizal reemplazado por período		Unidad 1		Unidad 2	
	Total*	Por año*	Pastizal	Cultivo	Pastizal	Cultivo
1985			585.9 (75.6)	126.8 (16.4)	3240.1 (96.6)	64.0 (1.9)
1992	374.5 (9.6)	53.5 (1.4)	414.8 (53.5)	282.5 (36.5)	3045.6 (90.8)	272.3 (8.1)
1997	689.1 (19.6)	137.8 (3.9)	329.0 (42.5)	383.0 (49.4)	2534.9 (75.6)	773.3 (23.0)
1999	592.8 (20.3)	296.4 (10.2)	240.7 (31.1)	456.9 (59.0)	2057.6 (61.3)	1260.1 (37.6)
2001	522.0 (21.9)	261.0 (10.9)	191.5 (24.7)	539.9 (69.7)	1618.4 (48.2)	1701.1 (50.7)

* Porcentaje de reemplazo calculado respecto al pastizal natural total presente al comienzo de cada período.

* Percentage of replacement calculated as % of the total natural grassland area at the beginning of each period.

Superficie (km²)

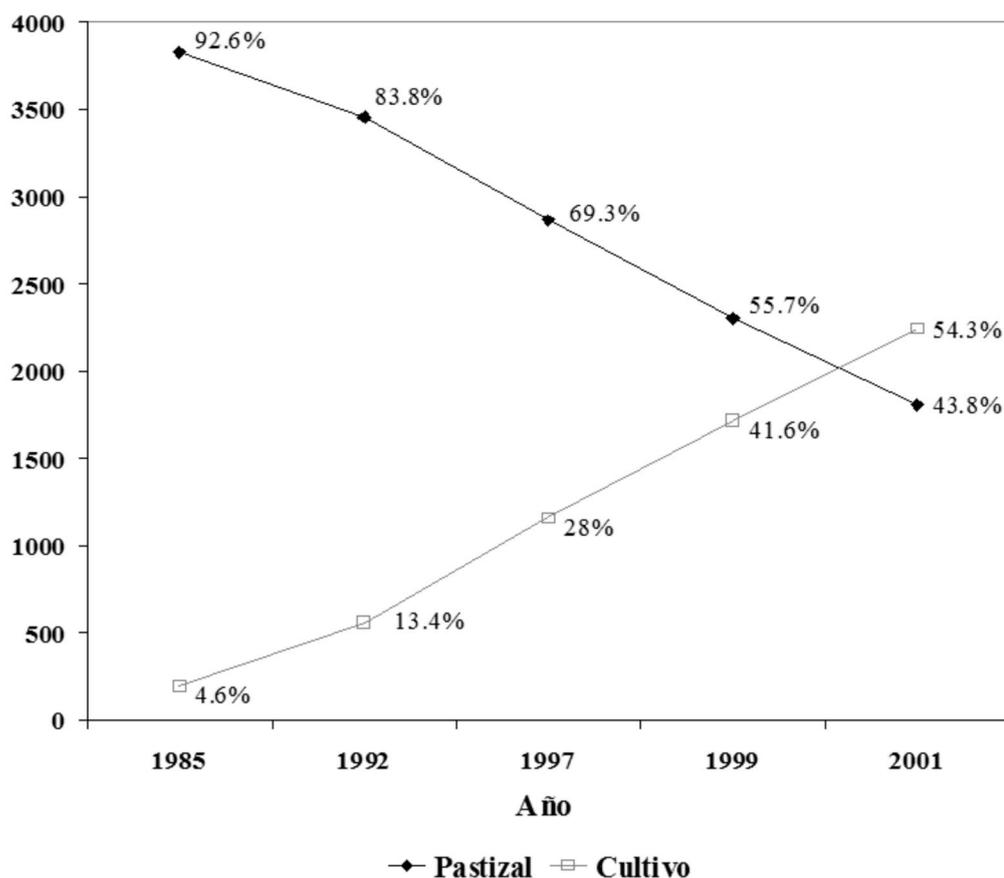


Figura 3. Superficie (km²) y % de área ocupada por pastizales naturales y cultivos (de cosecha o pasturas) en el área de estudio (superficie total 4.130 km²), para los años considerados desde 1985 hasta 2001.

Figure 3. Area (km²) and % of natural grassland and cultivated (crops and pastures) areas in the study area (total area 4,130 km²), for selected years between 1985 and 2001.

2001 ($y=3,4886x - 2,1254$; $r^2=0.92$) (Tabla 1). En 2001 sólo persistían tres parches continuos de pastizal natural mayores a 993 km² (Fig. 2).

El área cubierta por agua (lagunas) prácticamente se duplicó en el período estudiado, pasando de 6.1 km² en 1985 a 11.7 km² en 2001. El área de bosque se mantuvo relativamente estable a lo largo de todo el estudio (102.7 km² \pm 17.3). Sin embargo, se observó una disminución de su cobertura en la imagen del 2001 (superficie total: 72 km²) (Fig. 2).

El menor grado de similitud entre imágenes sucesivas se observó en el período 1992-1997 ($Ks=0.57$), lo que indica que en este período se produjo un reemplazo significativo de pastizal natural por cultivos o pasturas. Entre las imágenes de 1985-2001 observamos un grado de similitud muy bajo ($Ks=0.23$) como consecuencia de la profunda transformación producida.

A lo largo de todo el estudio, la Unidad 1 (de mayor aptitud agrícola) presentó una tasa de reemplazo de pastizal mayor al de la Unidad 2 (Tabla 1). La tasa de reemplazo en la Unidad 2 fue muy baja antes de 1992, con una cobertura del pastizal natural superior al 90%. Hasta esa fecha, el reemplazo del pastizal natural ocurrió principalmente en la Unidad 1 (Tabla 1). Sin embargo, a partir de 1992 el reemplazo se incrementó significativamente en ambas unidades. Durante el período 1992-1999, la superficie de pastizal natural disminuyó de 90.8% a 61.3% en la Unidad 2; y del 53.5% al 31.1% en la Unidad 1 (Tabla 1). En el 2001 el pastizal natural sólo cubría el 24.7% de la Unidad 1, y hubo una proporción casi igual de pastizal y cultivo en la Unidad 2 (Tabla 1).

Suelo desnudo

Tanto en 1985 como en 2001 el pastizal natural presentó menor proporción de suelo desnudo que las áreas de cultivos o pasturas. Sin embargo, en las áreas de pastizal natural la cobertura de suelo desnudo aumentó del 3.6% al 13.9% entre 1985 y 2001. En 1985 más del 85% del área de pastizales naturales poseía menos de 10% de suelo desnudo (Fig. 4). En 2001, sólo el 62% del área ocupada por pastizales tenía menos del 10% de suelo desnudo

(Fig. 4). Por el contrario, no se observaron diferencias importantes en los porcentajes de suelo desnudo en las áreas de cultivo entre ambas imágenes (Fig. 4).

Fragmentación parcelaria

El número de parcelas prácticamente se duplicó entre 1985 y 2001 (463 en 1985, 562 en 1992, y 800 en 2001), por lo que el tamaño medio de las parcelas se redujo significativamente (Tabla 2). Entre 1985 y 1992 el tamaño medio de las parcelas disminuyó de 894 a 740 ha ($P=0.06$). De 1992 a 2001 la disminución en el tamaño de las parcelas fue aún mayor (de 740 a 525 ha, $P<0.001$) (Tabla 2). En 1985, había 127 parcelas mayores a 1000 ha (27.4% del número total de parcelas), que cubrían el 66% del área total. En 1992, el número de parcelas de gran tamaño se redujo a 122 (21.7% del total), cubriendo el 60% del área de estudio. Finalmente, en 2001 se produjo una nueva reducción a 93 parcelas de más de 1000 ha (11.6% del total), correspondientes al 43% del área de estudio (Tabla 2). En el área de menor aptitud agrícola (al oeste del área de estudio) la división parcelaria fue menor. Esta zona presentó la mayoría de las parcelas mayores a 1000 ha. La parcela de mayor tamaño en 1985 tenía 5299 ha pero 4620 ha en 2001 (Tabla 2). La mayor división parcelaria se produjo en parcelas menores a 1000 ha en el área de mayor aptitud agrícola.

Las parcelas de menos de 100 ha estuvieron en su mayoría reemplazadas por cultivos en todas las imágenes analizadas (Tabla 3). Sin embargo, en 1985 las parcelas de más de 100 ha presentaron porcentajes mayores de pastizal que de cultivo. Por otro lado, muy pocas parcelas de más de 300 ha fueron sustituidas por cultivos hasta esa fecha. Esta tendencia se mantuvo pero en menor proporción en 1992. A partir de esa fecha, un número importante de parcelas mayores a 300 ha comenzaron a ser reemplazadas por cultivos. El 42.5% y el 22.6% de las parcelas de más de 1000 ha y 2000 ha, respectivamente habían sido sustituidas por cultivos en 2001 (Tabla 3).

Ninguna parcela de menos de 300 ha presentaba una condición ecológica muy buena, y el 76.4% de las parcelas con esta condición

Tabla 2. Características de las parcelas del área de estudio en los años 1985, 1992 y 2001.**Table 2.** Paddock characteristics for the years 1985, 1992 and 2001.

	1985	1992	2001
Número total de parcelas	463	562	800
Número de parcelas grandes (>1000 ha)	127	122	93
Tamaño medio de las parcelas (ha)	893.9	740.0	524.7
Error Standard	43.4	34.2	21.8
Rango de tamaño de las parcelas (ha)	18-5299	18-4620	18-4620
Área cubierta por parcelas grandes (km ²)	2748.28	2479.18	1809.28

superaba las 1000 ha en 1996. Estas parcelas, de gran valor ecológico, fueron reducidas de 13 en 1996 a 7 en 2001. Si consideramos que muchas de ellas superaban las 2000 ha, la pérdida de este tipo de condición fue significativa. Lo mismo sucedió con las de condición ecológica buena. El 59.1% de las parcelas con esta condición superaba las 1000 ha en 1996.

CONCLUSIONES

Conocer las tasas de reemplazo y fragmentación de los pastizales pampeanos, y su relación con las características edáficas y climáticas, resulta relevante para identificar áreas de conservación y planear el manejo sustentable del uso de la tierra en la región pampeana semiárida. La transformación de los pastizales naturales en áreas de cultivo o pasturas es probablemente el proceso más importante que condiciona y limita su extensión (Hadley 1993). Por lo tanto, la reducción documentada de los pastizales naturales en la provincia de San Luis es alarmante. En un período de 16 años (1985-2001), los pastizales que en 1985 ocupaban un 92.6% del área de estudio, se redujeron a un 43.8% en 2001. Sólo las regiones más húmedas de la pampa y con un gran potencial agrícola, experimentaron tasas de reemplazo a principios de 1900 similares a las observadas en este estudio (Viglizzo et al. 2001).

A pesar de que los pastizales naturales de San Luis han sido utilizados para la cría de ganado durante más de 100 años (Viglizzo et al. 2001), un porcentaje significativo (92.6%) de este ecosistema aún persistía en el área de estudio hasta 1985 debido a la presencia de

establecimientos de grandes extensiones y con manejo ganadero extensivo. En los pastizales naturales ubicados en las regiones más húmedas de la pampa, la transformación del pastizal se debió a la conversión de los campos ganaderos en campos agrícolas o mixtos (Viglizzo et al. 2001). En el área analizada en este estudio, las limitaciones edáficas y climáticas retrasaron estos cambios. Sin embargo, a partir de 1985, y con mayor intensidad a partir del período 1992-1997, se produjo una drástica modificación de los pastizales naturales de San Luis similar a la observada en otras áreas de la región pampeana (Viglizzo et al. 2001). El reemplazo comenzó primero en la denominada Unidad 1 (llanura medanosa con lagunas permanentes) con menores restricciones agronómicas y en fechas posteriores (1997), en la Unidad 2 (llanura medanosa central muy pronunciada).

En la Unidad 1 (ubicada más al este), como en las áreas más húmedas de la región pampeana (Viglizzo et al. 2001), el reemplazo del pastizal está asociado principalmente a la conversión de los campos ganaderos de cría en campos mixtos (agrícola-ganaderos) (M. Demaría, observación personal). A pesar de los riesgos que implica la agricultura en regiones semiáridas con restricciones edáficas y climáticas (Stafford Smith & Foran 1993; Peña et al. 1998), y debido a su gran rentabilidad, algunos productores ocasionalmente deciden diversificar su producción e implantar cultivos en las áreas más accesibles y productivas de sus establecimientos. Por el contrario, en la Unidad 2 de menor aptitud agrícola, uno de los principales factores que provocaron el reemplazo de los pastizales naturales fue la introducción de *Digitaria eriantha*. Esta especie, de mejor calidad forrajera que *Eragrostis*

Tabla 3. Superficie (km²) y % (entre paréntesis) ocupada por pastizales naturales y convertidos a cultivos o pasturas exóticas correspondiente a diferentes rangos de tamaño de parcelas para los años 1985, 1992 y 2001.

Table 3. Area (km²) of natural grassland and converted to agriculture (crops and pastures) and % (in brackets) for different ranges of paddock size, for the years 1985, 1992 and 2001.

Parcela	1985		1992		2001	
	Pastizal	Cultivo	Pastizal	Cultivo	Pastizal	Cultivo
>100 ha	8.1 (36.2)	13.5 (60.6)	7.3 (24.9)	21.3 (72.4)	1.9 (3.6)	48.8 (94.5)
100-300 ha	102.8 (57.4)	70.8 (39.6)	128.3 (44.1)	151.6 (52.1)	96.5 (17.5)	437.0 (79.1)
300-500 ha	273.2 (82.2)	42.5 (12.8)	295.8 (70.1)	103.9 (24.6)	185.8 (29.6)	418.8 (66.8)
500-1000 ha	785.5 (91.7)	35.1 (4.1)	788.3 (85.4)	104.8 (11.3)	477.2 (41.2)	627.6 (54.2)
1000-2000 ha	817.3 (94.0)	4.0 (0.5)	826.5 (90.8)	34.0 (3.7)	354.9 (48.2)	312.7 (42.5)
<2000 ha	1617.8 (86.1)	0.3 (0.4)	1245.5 (78.7)	86.3 (5.5)	619.0 (57.7)	281.1 (26.2)

curvula, permite realizar un aprovechamiento más versátil de los campos favoreciendo el reemplazo del pastizal natural (Frasinelli et al. 1992). Otro factor que probablemente impulsó esta sustitución fue el aumento en las precipitaciones registradas en los últimos 20 años y el consiguiente desplazamiento de las isohietas de mayor valor hacia el oeste (Bertón & Echeverría 2002). El incremento de la superficie de lagunas observada en nuestro estudio, la cual se duplicó entre 1985 y 2001, es consecuente con este fenómeno.

La clasificación borrosa permitió analizar el cambio sufrido por el pastizal natural de San Luis desde otra perspectiva, al permitir cuantificar la cobertura de suelo desnudo. El aumento de suelo desnudo observado en las áreas de pastizal natural durante el período 1985-2001, puede deberse a una intensificación del uso ganadero en estos pastizales. El incremento de las áreas destinadas a cultivos de cosecha en un establecimiento obliga a concentrar el ganado en otras parcelas durante el período de desarrollo del cultivo. Mayores proporciones de suelo desnudo junto a la presencia de cultivos de cosecha pueden favorecer a la invasión de especies vegetales exóticas presentes en otras áreas de la región pampeana (Aguilera et al. 1999a). En el área analizada aquí, *Heterotheca latifolia*, una dicotiledónea herbácea introducida desde Estados Unidos en la década del '70 (Anderson et al. 1981), invade estos pastizales al aprovechar

los espacios de suelo desnudo, reduciendo la biodiversidad y receptividad ganadera de las parcelas afectadas.

El estado fenológico puede afectar la cobertura de suelo desnudo observada, especialmente si existe una diferencia importante entre las fechas analizadas. Sin embargo, no observamos entre ambas imágenes diferencias de suelo desnudo en áreas clasificadas como cultivo. Si el estado fenológico hubiese sido un factor determinante, habría afectado principalmente las áreas ocupadas por cultivos ya que los mismos presentan mayor variabilidad estacional que los pastizales. Bajo este contexto, concluimos que las diferencias observadas en los porcentajes de suelo desnudo en áreas de pastizal están asociadas a cambios en las prácticas de manejo y no a variaciones fenológicas.

El proceso de reemplazo del pastizal fue acompañado por una mayor división parcelaria del establecimiento con la finalidad de poder utilizar eficientemente las nuevas pasturas incorporadas o evitar el acceso del ganado a las áreas destinadas a cultivos de cosecha. La subdivisión de los lotes, la rotación del pastoreo y la incorporación de pasturas permiten realizar un aprovechamiento más intensivo y aumentar las cargas ganaderas del establecimiento (Marchi et al. 1974; Frasinelli 1998; Aguilera et al. 1999b). Esta intensificación del uso puede generar procesos de degradación del pastizal con pérdida de las especies más

susceptibles (Aguilera et al. 1999). En este estudio observamos que la mayoría de los pastizales de condición ecológica cercana al «climax» fueron encontrados en parcelas de grandes dimensiones que no determinan un pastoreo intensivo (el 76.4% y el 59.1% de las parcelas con condición Muy Buena y Buena respectivamente superaban las 1000 ha). Consecuentemente, las parcelas de grandes dimensiones y utilizadas de manera extensiva que aún persisten en el área tienen un gran significado ecológico como áreas potenciales de conservación del pastizal natural.

El nivel de impacto ambiental del reemplazo observado depende de la importancia ecológica del pastizal sustituido. El reemplazo de pastizales naturales dominados por *Sorghastrum pellitum* es probablemente una modificación irreversible debido a la incapacidad de esta especie para recolonizar sitios donde se ha

extinguido localmente y a su dificultad para establecerse en sitios de sucesión secundaria (Aguilera et al. 1998). La restauración del pastizal original a través de la implantación de las especies dominantes es una posibilidad, pero estas técnicas no han sido completamente desarrolladas para nuestra región. Por otro lado, consideramos que existen muy pocas oportunidades de tentar a productores en un proyecto de reposición a gran escala, teniendo en cuenta la superficie afectada, las dificultades de implantación de las especies nativas y la relativa baja rentabilidad de los pastizales naturales.

A pesar de la profunda transformación sufrida en los pastizales naturales de San Luis, el último período analizado (1999-2001), presentó una tasa anual de reemplazo menor a la observada en el período anterior, lo que permitiría especular sobre la posibilidad de

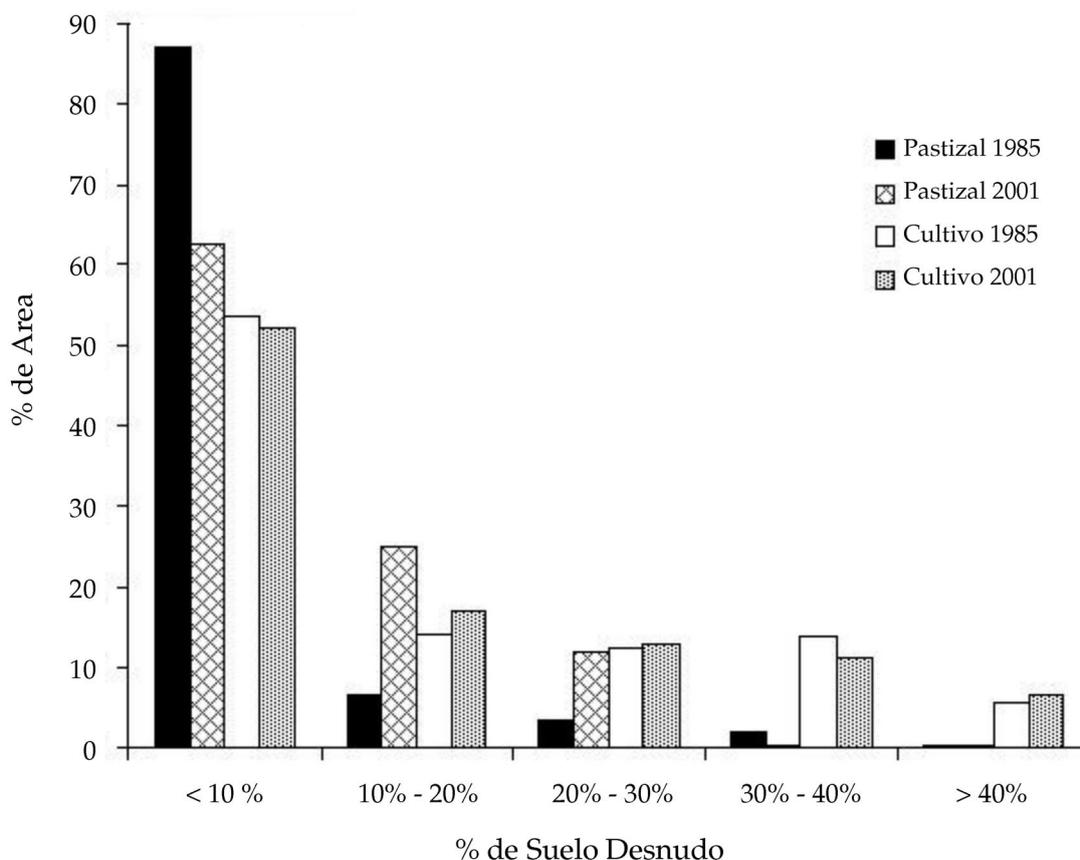


Figura 4. Área (%) de cada categoría de uso de la tierra para distintos rangos de % de suelo desnudo, correspondientes a 1985 y 2001. Datos obtenidos a partir de la clasificación borrosa.

Figura 4. Area (%) of each class of land use for various ranges of % of bare soil, in 1985 and 2001. Data obtained from image fuzzy classification.

una futura tendencia decreciente de reemplazo. Por otro lado, tres parches importantes de pastizal natural interconectados entre sí y cubriendo una superficie de 1694,53 km², junto a un número importante de parcelas de pastizal natural de grandes dimensiones, aún persisten en el área de estudio. Parte de esta superficie debería ser incluida en algún sistema de protección, lo cual tendría un significado relevante para la conservación de la región pampeana argentina. Además, deberían ser implementados planes de manejo y ordenamiento del territorio para toda la región estudiada. De lo contrario, las severas limitaciones edáficas y climáticas pueden ocasionar problemas de desertificación en las áreas con importantes proporciones de suelo desnudo, especialmente bajo las condiciones de aumento de temperatura y disminución en las precipitaciones pronosticadas para regiones semiáridas por el cambio climático global (Verstraete & Schwartz 1991, Houghton et al. 1996).

Regulaciones en las cargas ganaderas y en las tasas de reemplazo del pastizal natural, como así también en las prácticas de manejo permitidas, pueden evitar problemas futuros de desertificación y pérdidas de diversidad biológica. Este trabajo aporta datos relevantes para el ordenamiento del territorio y la elaboración de planes de manejo que integren tanto criterios productivos como conservacionistas. Sin embargo, la creación de áreas protegidas y la implementación de planes de manejo integrales, continúan siendo los grandes desafíos para la conservación de este ecosistema.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Smithsonian Institution por el programa de becas que permitió la realización de alguno de los análisis y el apoyo económico. Al programa de doctorado en Cartografía SIG y Teledetección de la Universidad de Alcalá por el apoyo académico. A la Ing. Agr. Karina Frigerio por la lectura crítica del manuscrito. La imagen de 2001 fue cedida por la Comisión Nacional Espacial Argentina (CONAE).

BIBLIOGRAFÍA

- ADAMS, JB; MO SMITH & AR GUILLESPIE. 1989. Simple models for complex natural surfaces: a strategy for hyperspectral era of remote sensing. En: *Proc. IEEE Internat. Geosci. Remote Sensing Symp.*, IEEE, New Cork, 16-21.
- AGUILERA, MO; DF STEINAKER; MR DEMARÍA & AO ÁVILA. 1998. Estados y transiciones de los pastizales de *Sorghastrum pellitum* del área medanosa central de San Luis, Argentina. *Ecotropicos* 11:107-120.
- AGUILERA, MO; MR DEMARÍA; AO ÁVILA & DF STEINAKER. 1999a. Impacto de la intensificación del uso de la tierra en la diversidad vegetal: un estudio en pastizales semiáridos de San Luis, Argentina. En: Matteucci, SD, OT Solbrig; J Morillo & G Halffter. (eds.). *Biodiversidad y Uso de la Tierra. Conceptos y Ejemplos de Latinoamérica*. EUDEBA, Centro de Estudio Avanzados, Universidad de Buenos Aires, Argentina, pp. 515-528.
- AGUILERA, MO; DF STEINAKER; MR DEMARÍA & JD GIULIETTI. 1999b. Guía utilitaria de manejo para pastizales naturales pampeanos del Area Medanosa Central de Argentina. Información Técnica 153. INTA EEA, San Luis, Argentina.
- ANDERSON, DL; JA DEL ÁGUILA & AE BERNARDÓN. 1970. Las formaciones vegetales de la provincia de San Luis. *Rev. Inv. Agropecuaria INTA*, serie 2. *Biología y Producción Vegetal* 7:83-153.
- ANDERSON, DL; EL ORIONTE & JC VERA. 1978. Una reliquia del pastizal de San Luis. *Ecología* 3:139-152.
- ANDERSON, DL. 1979. La distribución de *Sorghastrum pellitum* (Poaceae) en la provincia de San Luis y su significado ecológico. *Kurtziana* 12-13:37-45.
- ANDERSON, DL. 1981. La distribución del alcanfor (*Heterotheca latifolia* Buck.) en San Luis. *Informativo Rural* 15, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria San Luis.
- ANDERSON, DL. 1982. Determinación de la condición del pastizal natural en el área medanosa de pastizales e isletas de chañar. INTA-EEA San Luis, mimeógrafo, Villa Mercedes.
- BABAN, SMJ & C LUKE. 2000. Mapping agricultural land use using retrospective ground referenced data, satellite sensor imagery and GIS. *Int. J. remote sensing* 21(8):1757-1762.
- BAUER, M; A BURK; P EK; S COPPIN; T LIME ET AL. 1994. Satellite inventory of Minnesota forest resources. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 60(3):287-298.
- BERTÓN, JA & JC ECHEVERRÍA. 2002. Zonas áridas de la provincia de San Luis (Argentina): Dos clasificaciones climáticas. X Jornadas Cuidemos nuestro mundo. Implementación de un modelo

- ambiental para San Luis, 31-40.
- BRENNAN, RL & DJ PREDIGER. 1981. Coefficient Kappa: some uses, misuses and alternatives. *Educational and Psychological Measurement* **41**:687-698.
- BURKART, R; L DEL VALLE RUIZ; C DANIELE; C NATENZON; F ARDURA & A BALABUSIC. 1994. El Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas de la Argentina. Administración de Parques Nacionales, Buenos Aires, Argentina.
- CABRERA, AL. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. En: Tomo, Fascículo II (Ed.), Enciclopedia Argentina de Agricultura y Ganadería, 2a.edición. Acme S.A.C.I, Buenos Aires, Argentina.
- CAPITANELLI, R & M ZAMORANO. 1972. Geografía regional de la Provincia de San Luis. Boletín de estudios geográficos. Vol. XX, N° 74-77. Fac. de Filosofía y Letras. U. de Cuyo.
- CHÁVEZ, PS. 1996. Image-based atmospheric corrections. Revisited and improved. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* **62**(9):1025-1036.
- CHUVIECO, E. 2002. Teledetección ambiental: la observación de la tierra desde el espacio. Barcelona, Ariel Ciencia.
- CLEMENT, AA & RG PONTIUS. 2006. Identifying systematic land cover transitions using remote sensing and GIS: The fate of forests inside and outside protected areas of southwestern Ghana. *Environmental and Planning*, En prensa.
- CONGALTON, RG. 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment* **35**-46.
- COVAS, G & A CAIRNIE. 1985. El pasto llorón. Manual con información básica y normas para su cultivo y utilización. Ed. Hemisferio Sur, Buenos Aires, Argentina.
- DELLAFIORE, CM; MR DEMARÍA; NO MACEIRA & E BUCHER. 2001. Estudio de la distribución y abundancia del venado de las pampas en la provincia de San Luis mediante entrevistas. *Revista Argentina de Producción Animal* **21**:137-144.
- DEMARÍA, MR; CM DELLAFIORE; J GIULIETTI; B MOLINERO & NO MACEIRA. 1996. Zonificación por condición ecológica para la planificación de un área protegida en el pastizal pampeano semiárido. XVIII Reunión Argentina de Ecología, Buenos Aires, Argentina.
- DEMARÍA, MR; WJ MCSHEA; K KOY & NO MACEIRA. 2003. Pampas deer conservation with respect to habitat loss and protected area considerations in San Luis, Argentina. *Biological Conservation* **115**:121-130.
- ECHEVERRIA, JC; HB MOLINERO; JA SERRA; C PEÑA ZUBIATE. 1996. Evaluación de recursos naturales con geoestadística y kriging. IV Jornadas Modelo Ambiental (CNM) **96**:31-35.
- EPEMA, GF & BCJ BOM. 1994. Spatial and temporal variability of field reflectance as a basis for deriving soil surface characteristic from multiscale remote sensing data in Niger. *ITC Journal* **1**:23-28.
- FOODY, GM; G PALUBINSKA; RM LUCAS; PJ CURRAN & M HONZAK. 1996. Identifying terrestrial carbon sinks: classification of successional stages in regenerating tropical forest from Landsat TM data. *Remote Sens. Environ.* **55**:205-216.
- FRASINELLI, CA; NP STRITZLER; JH VENECIANO; JR CASAGRANDE; A MARCHI & MO FUNES. 1992. *Digitaria eriantha*. Una forrajera estival promisoría. Revista de Divulgación Ciencia y Tecnología en el Desarrollo de la Provincia de San Luis **2**:1-17.
- FRASINELLI, CA. 1998. El pasto llorón y los sistemas de producción en San Luis. Estación Agropecuaria San Luis, Villa Mercedes, San Luis, Argentina.
- HAY, AM. 1979. Sampling designs to test land-use map accuracy. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* **529**-533.
- HADLEY, M. 1993. Grassland for sustainable ecosystem. En: Baker, MJ (Ed.), *Grassland for our World*. SIR Publishing, Wellington, New Zealand, pp. 12-18.
- HERRERA, LP, V GÓMEZ HERMIDA; GA MARTÍNEZ; P LATERRA & N MACEIRA. 2005. Remote Sensing Assessment of *Paspalum quadrifarium* Grasslands in the Flooding Pampa, Argentina. *Rangeland Ecology and Management* **58**:406-412.
- HOUGHTON, JT, LGM FILHO, BA CALLANDER, N HARRIS, A KATTENBERG, & K MASKELL. 1996. Climate Change 1995: The Science of Climate Change, Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- ISACCH, JP; MS BO; NO MACEIRA; MR DEMARÍA & S PELUC. 2002. Composition and seasonal changes of the bird community of natural grasslands in the western pampa of Argentina. *J. of Field Ornithology* **74**(1):59-65.
- JENSEN, JR; D COWENS; S NARUMALANI; O WEATHERBEE & J ALTHAUSEN. 1993. Evaluation of CoastWatch Change Detection Protocol in South Carolina. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* **59**:1039-1046.
- JENSEN, JR. 1996. Introductory Digital Image Processing: A Remote Sensing Perspective, second ed. Prentice Hall, New Jersey.
- JOHNSON, LB. 1990: Analysing Spatial and Temporal Phenomena Using Geographical information System, A Review of Ecological Applications. *Landscape Ecology* **4**:1-14.
- LARSSON, H. 2002. Analysis of variations in land cover between 1972 and 1990, Kassala Province, Eastern Sudan, using Landsat MSS data. *Int. J. Remote Sensing* **23**(2): 325-333.

- LECHEVALIER, C. 1992. Évolution des structures agraires et érosion des sols en Pays de Caux. Bulletin Association Géographique Française, pp 101-103.
- LEÓN, RJC & DL ANDERSON. 1983. El límite occidental del pastizal pampeano. *Tuexenia* 3:67-83.
- LEÓN, RJC; GM RUSCH & M OESTERHELD. 1984. Pastizales pampeanos-impacto agropecuario. *Phytocoenología* 12(2/3):201-218.
- MACEIRA, NO; C SARAVIA TOLEDO; C BERTONATTI & A VILA. 1996. Conservación y uso sostenible de la biodiversidad en las zonas áridas y semiáridas de Argentina. En: Simonetti, J (Ed.), *Conservación y uso sostenible de la biodiversidad en zonas áridas y semiáridas de América Latina y El Caribe*. Oficina Regional de la FAO para América Latina y El Caribe, Serie Zonas Áridas y Semiáridas 8, pp. 13-48.
- MARCHI, A; CG GIRAUDO & VH HAIDAR. 1974. El pasto llorón cv. Tanganyka en la cría bovina. Satisfacción de los requerimientos de materia seca digestible. *Revista Argentina de Producción Animal* 5:246-258.
- MOLINERO, HB, J GIULIETTI; MR DEMARÍA & NO MACEIRA. 1996. Condición ecológica de los pastizales naturales del Refugio de Vida Silvestre San Martín del Alto Negro. Información Técnica 140. INTA EEA, San Luis, Argentina.
- MONSERUD, R & R LEEMANS. 1992. Comparing Global Vegetation Maps with the Kappa Statistic. *Ecological Modelling* 62:275-293.
- OESTERHELD, M.; CM DIBELLA; H KERDILES. 1998. Relation between NOAA-AVHR satellite data and stocking rate of rangelands. *Ecological Applications* 8(1), 207-212.
- O'NELLY, RV; JR KRUMMEL; RH GARDNER; G SUGIHARA; B JACKSON ET AL. 1988. Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology* 1:153-162.
- PEÑA ZUBIATE, CA; DL ANDERSON; MA DEMMI; JL SAENZ & A D'HIRIART. 1998. Carta de suelos y vegetación de la provincia de San Luis. Payne Publishing, San Luis, Argentina.
- PERKINS JS & DSG THOMAS. 1993. Spreading deserts or spatially confined environmental impacts? Land degradation and cattle ranching in the kalahari desert of Botswana. *Land degradation & Rehabilitation* 4:179-194.
- SIMPSON, JW; REJ BOERNER; MN DEMERS; LA BERNIS; FJ ARTIGAS & A SILVA. 1994. Forty-eight year of landscape change on two continuous Ohio landscapes. *Landscape Ecology* 9:261-270.
- SINGH, A. 1989. Digital change detection techniques using remotely-sensed data. *Int. J. Remote Sensing* 10:989-1003.
- SONG, C; CE WOODCOCK; KC SETO; MP LENNEY & SA MACOMBER. 2001. Classification and Change Detection Using Landsat TM Data: When and How to Correct Atmospheric Effects? *Remote Sens. Environ.* 75:230-244.
- SORIANO, A, RJC LEÓN; OE SALA; RS LAVADO; VA DEREGBUS; ET AL. 1991. Rio de la Plata Grasslands. En: Copeland, RT (Ed.), *Ecosystems of the World. Natural Grasslands, Introduction and Western Hemisphere*. Elsevier, New York, pp. 367-407.
- STAFFORDSMITH, DM & BD FORAN. 1993. Problems and opportunities for commercial animal production in the arid and semi-arid rangelands. En: Baker, MJ (Ed.), *Grassland for our World*. SIR Publishing, Wellington, New Zealand, pp. 30-37.
- STEIN, A; FD MEER; VAN DER & B GORTE. 1999. Spatial Statistics for Remote Sensing, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- SWAIN, PH & SM DAVIS. 1978. Remote Sensing: The Quantitative Approach. New York: McGraw Hill Book Company.
- TUCKER, CJ & JRG TOWNSHEND. 2000. Strategies for monitoring tropical deforestation using satellite data. *Int. J. Remote Sensing* 21(6 & 7):461-471.
- TUELLER, PT. 1991. Remote sensing applications for monitoring rangeland vegetation. *J. of Grassland Society Southern Africa* 8:160-166.
- VENECIANO, JH & OA TERENTI. 1996. Producción anual y estacional e forraje de *Digitaria Eriantha*, con y sin fertilización, en San Luis (Argentina). *Rev. UNRC* 16(2):113-122.
- VERSTRAETE, MM & SA SCHWARTZ. 1991. Desertification and global change. *Plant Ecology* 91:3-13.
- VIGLIZZO, EF; F LECTORA; AJ PORDOMINGO; JN BERNARDOS; ZE ROBERTO & H DEL VALLE. 2001. Ecological lessons and applications from one-century of low external-input farming in the pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83:65-81.
- YAMANO, H; J CHEN & M TAMURA. 2003. Hyperspectral identification of grassland vegetation in Xilinhot, Inner Mongolia, China. *Int. J. Remote Sensing* 24(15):3171-3178.
- ZADEH, L. 1965. Fuzzy sets. *Information and Control* 8:338-353.