

Aplicación de sensores remotos en el análisis de la fragmentación del paisaje en Cuchillas de la Zarca, México

Recibido: 1 de abril de 2013. Aceptado en versión final: 29 de julio de 2013.

Gerardo Daniel de León Mata*

Alfredo Pinedo Álvarez**

José Hugo Martínez Guerrero***

Resumen. Se analizó la dinámica espacial y composición de la cobertura vegetal del Área Prioritaria para la Conservación de Pastizales (APCP) Cuchillas de la Zarca, determinando su afectación por los procesos de fragmentación. Se generó una clasificación supervisada y un análisis de fragmentación del periodo 2008 a 2011. El análisis espectral permitió definir con claridad seis clases, donde el ecosistema mayormente representado es el de pastizal natural con un 41.6% del área total. El análisis de fragmentación de las métricas del paisaje generadas muestra un proceso gradual de fragmentación. Un aumento en el número de fragmentos totales en función del tiempo confirma el proceso de fragmentación en la zona, mientras que para el tamaño medio de los parches se observa

una disminución, lo que indica que los parches grandes fueron fragmentados o divididos. Aunado a lo anterior, los índices de Shannon y Simpson presentan una tendencia ascendente (0.66 a 0.89; 0.68 a 0.82), indicando el aumento de fragmentos en el tiempo. La exactitud global de las clasificaciones evaluadas en el periodo 2008-2011 muestra una alta precisión que fluctuó del 91 al 94%, mientras que el índice discreto multivariado Kappa presentó una variación de 0.90 al 0.93.

Palabras clave: Fragmentación, cobertura vegetal, clasificación supervisada, Landsat TM, kappa, índice de diversidad.

* Universidad Juárez del Estado de Durango, Boulevard Guadiana 501, Fraccionamiento Ciudad Universitaria, 34120 Durango, México. E-mail: biodaniell@gmail.com

** Facultad de Ciencias Agrotecnológicas, Universidad Autónoma de Chihuahua, Ciudad Universitaria s/n Campus # 1, 31310 Chihuahua, México. E-mail: apinedoa@gmail.com

*** Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Juárez del Estado de Durango, Carretera Durango-Mezquital Km. 11.5, 34000, Durango, México. E-mail: che_hugo1@hotmail.com

Cómo citar:

León Mata, G. D. de, A. Pinedo Álvarez y J. H. Martínez Guerrero (2014), "Aplicación de sensores remotos en el análisis de la fragmentación del paisaje en Cuchillas de la Zarca, México", *Investigaciones Geográficas, Boletín*, núm. 84, Instituto de Geografía, UNAM, México, pp. 42-53, doi: 10.14350/ig.36568.

Application of remote sensing in the analysis of landscape fragmentation in Cuchillas de la Zarca, Mexico

Abstract. We analyzed the spatial dynamics and composition of the vegetation cover of the Priority Area for Grasslands Conservation (PAGC) Cuchillas de la Zarca, determining their involvement in the fragmentation processes. A supervised classification and fragmentation analysis in the period from 2008 to 2011 was generated. Spectral analysis allowed to clearly define six classes, where the ecosystem is represented mostly by natural grassland, 41.6% of the total area. The fragmentation analysis of the generated landscape metrics shows a gradual process of fragmentation. An increase in the total number of fragments versus time confirms the fragmentation process in the area, whereas the average size of

the patches shows decreasing, indicating that large patches were fragmented or divided. In addition to this, the Shannon and Simpson indicators are trending upward (0.66 to 0.89), (0.68 to 0.82), indicating the increase in time pieces. The overall accuracy of the classifications evaluated in the period 2008 - 2011 shows a high accuracy that ranged from 91 to 94%, while the index Kappa discrete multivariate presents a variation of 0.90 to 0.93.

Key words: Fragmentation, plant coverage, supervised classification, Landsat TM, kappa, diversity index.

INTRODUCCIÓN

El campo de estudio de la percepción remota ha crecido rápidamente en los últimos 15 años debido a la influencia persistente de la historia del uso del suelo y la alteración de los ecosistemas naturales, estos estudios se enfocan en las interacciones recíprocas entre patrones espaciales del terreno y los procesos ecológicos (McGarigal y Cushman, 2005; Turner, 2005). La modelización ha sido objeto de estudio de un gran número de investigadores que buscan explicar las tendencias espaciales y temporales de los atributos de la vegetación en relación con la estructura y fragmentación de los ecosistemas terrestres (Cohen y Goward, 2004).

En ese contexto, el uso de los sensores remotos, que generan imágenes satelitales, representan un método de bajo costo y permiten evaluar grandes extensiones de terrenos o zonas remotas e inaccesibles (Poso y Paananen, 1984; Wulder 1998; Wynne *et al.*, 2000).

La aplicación de estas técnicas proporciona una base fuerte en el empleo de metodologías que permiten monitorear los patrones que intervienen en los procesos de fragmentación, mismos que están fuertemente ligados a la dinámica espacial y temporal de actividades antrópicas. Recientemente se han realizado estudios enfocados a la aplicación de métricas del paisaje con la finalidad de cuantificar la heterogeneidad a nivel ecosistema (Hoechstetter *et al.*, 2008; McGarigal *et al.*, 2009).

A su vez, los estudios sobre cambios progresivos en la cubierta vegetal a menudo emplean indicadores para cuantificarlos a través del tiempo, utilizando los análisis de los mapas de cobertura terrestre derivados de la clasificación de imágenes de sensores remotos a partir de dos o más periodos de tiempo (Linke *et al.*, 2009; Velázquez *et al.*, 2010).

Esa cuantificación produce información numérica denominada métricas (Subirós *et al.*, 2006), que arrojan información sobre las características de la cubierta vegetal y los procesos ecológicos que ahí se presentan, tanto del punto de vista espacial como temporal (Burel y Baudry, 2002).

Con base en lo anterior, el ecosistema pastizal cubre entre 45 y 56 millones de km² de la superficie terrestre (WRI, 2000), y representa uno de los más extensos, mayormente productivos, diversos y amenazados biomas terrestres (Sala *et al.*, 2000; Olson *et al.*, 2001). El cambio de uso de suelo para ampliar la frontera agrícola, derivado de una mayor demanda de alimentos, ha resultado en la modificación de los límites geográficos de las principales regiones biogeográficas en el mundo. Esta modificación incluye al Desierto Chihuahuense, donde la fragmentación de la cubierta vegetal por acciones antropogénicas, como el pastoreo a gran escala y la conversión de áreas grandes en pequeñas parcelas, ha transformado sus fronteras (Curtin *et al.*, 2002; Pinto, 2006; Hoth, 2009; Sánchez *et al.*, 2009; PMARP, 2012).

El efecto principal de estas alteraciones es la fragmentación, lo cual deriva en el corto o mediano plazo en el cambio y/o la pérdida de ecosistemas y por ende de la biodiversidad (Sala *et al.*, 2000).

En este sentido, el área de conservación y protección de pastizales de Norteamérica, región a la que pertenece Cuchillas de la Zarca, ha representado el hábitat invernal exclusivo en pastizal para mamíferos y aves reconocidas como especies focales o especies indicadoras, de importancia continental, que están disminuyendo sus poblaciones de manera sostenida anualmente (Macías *et al.*, 2011; Martínez *et al.*, 2011a; Macías *et al.*, 2013) por lo que se han desarrollado esfuerzos trinacionales (Canadá, Estados Unidos y México) para la conservación de estos ecosistemas y su biodiversidad (CEC y TNC, 2005; ECOPAD, 2007; Berlanga *et al.*, 2010).

El objetivo de este trabajo fue realizar un análisis de fragmentación de la cubierta vegetal mediante técnicas de percepción remota en el Área Prioritaria para la Conservación de Pastizales (APCP) denominada Cuchillas de la Zarca, mediante el uso de imágenes satelitales Landsat TM y la obtención de métricas del paisaje de la zona, que permite describir los cambios que ha seguido un territorio a lo largo de un periodo de tiempo de cuatro años, donde los

resultados ayudan a interpretar la situación y/o su dinámica espacial y temporal desde un punto de vista ecológico.

ÁREA EN ESTUDIO

El Área Prioritaria para la Conservación de Pastizales (APCP) denominada Cuchillas de la Zarca, forma parte del Desierto Chihuahuense en México y comprende una pequeña parte de la zona sur del estado de Chihuahua y el centro-norte del estado de Durango, cuenta con superficie de 11 588 km², y se ubica entre las coordenadas geográficas extremas 25° 20' 00" y 27° 00' 00" de latitud Norte y 105° 50' 00" y 104° 25' 00" de longitud Oeste (Figura 1).

En la zona se presentan tres tipos de clima, el primero es el semiárido-templado (BS1kw), con temperatura media anual entre 12 y 18° C, temperatura del mes más frío entre -3 y 18° C, temperatura del mes más caliente menor de 22° C; lluvias de verano del 5 al 10.2% anual, respectivamente. El segundo, árido-templado (BSokw), presenta temperaturas entre 12 y 18° C, temperatura del mes más frío entre -3 y 18° C, temperatura del mes más caliente menor de 22° C; lluvias de verano del 5

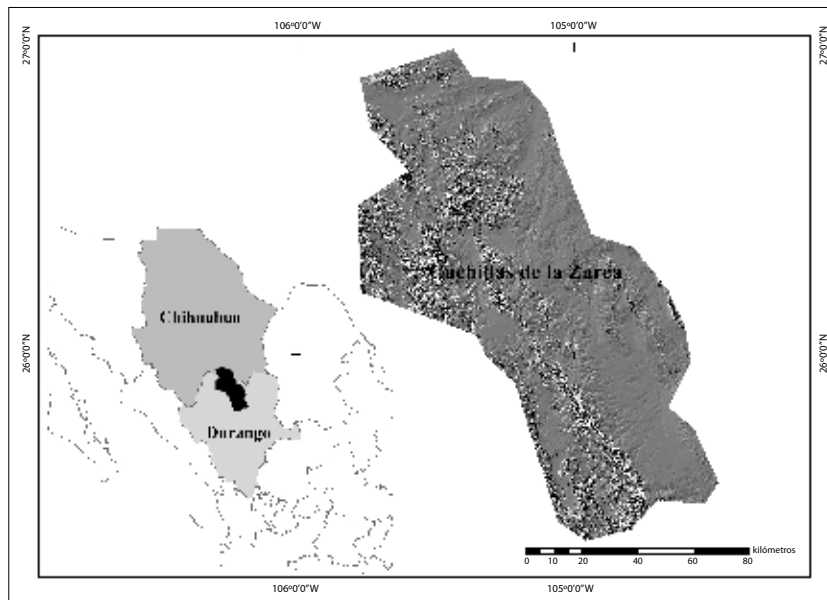


Figura 1. Localización del área en estudio: Área de Protección y Conservación de Pastizales (APCP) Cuchillas de la Zarca.

al 10.2% anual, respectivamente. El último, muy árido-semicálido (BWhw), se dan temperaturas entre 18 y 22° C, temperatura del mes más frío menor de 18° C, temperatura del mes más caliente mayor de 22° C y lluvias de verano del 5 al 10.2% anual.

La vegetación en el área en estudio se compone de matorral xerófilo y pastizal natural (Rzedowski, 1981). El estrato arbustivo está conformado por especies de los géneros *Larrea*, *Prosopis*, *Acacia*, *Ephedra*, *Nolina*, *Opuntia*, *Juniperus* y *Quercus*; el estrato herbáceo por los géneros *Bouteloua*, *Aristida*, *Buchloe*, *Andropogon*, *Melinis*, *Muhlenbergia*, *Sporobolus*, *Heteropogon* y *Pleuraphis*.

Se considera como región prioritaria para la conservación, porque constituye el extremo sur de los pastizales asociados a la vertiente oriental de la Sierra Madre Occidental en los estados de Chihuahua y Durango. La diversidad de origen de los suelos contribuye a la formación de los pastizales con diferente composición de especies. Existe además una alta riqueza de aves. La región se delimita hacia el oeste y el norte por subcuencas donde el parteaguas llega hasta la cota de los 2 000 msnm, que coincide con bosques bajos-abiertos de encinos, y hacia el este y sur con pastizales naturales. La región protege un gradiente entre los pastizales naturales, matorrales xerófilos y las zonas ecotonales de la Sierra Madre Occidental (piedemonte) como son los chaparrales y los bosques bajos-abiertos (Martínez *et al.*, 2011b).

MÉTODOS

Fuentes de datos y procesamiento de imágenes de satélite

Se adquirieron ocho escenas del sensor Landsat TM 5 (*path/row*31-41 y 31-42) con fechas de captura del 2 al 24 febrero, correspondiendo al periodo de adquisición del 2008, 2009, 2010 y 2011; las escenas fueron delimitadas usando la poligonal para el APCP Cuchillas de la Zarca definida por la Commission for Environmental Cooperation and The Nature Conservancy (CEC-TNC, 2005).

Las imágenes fueron registradas usando los sistemas de referencia de la proyección Universal Transversal de Mercator (UTM) ubicándose a la

zona del huso horario 13N y con un datum y elipsoide World Geodesic System 1984. Las imágenes poseen una resolución espacial de 30 m. El procesamiento digital de las imágenes de satélite, implicó realizar operaciones básicas relacionadas con las correcciones y calibración de las mismas para obtener una representación de la superficie terrestre tan real como sea posible (Eastman, 2003).

Se aplicó un preprocesamiento de calibración de las escenas Landsat TM 5; al comparar escenas de diferentes periodos se obtienen mejores resultados si se lleva a cabo una transformación a valores de reflectancia. Las escenas fueron calibradas de acuerdo con los valores de radiancia mínima y máxima (*L_{max}* y *L_{min}*) derivado de los valores publicados por Chander *et al.* (2009). Estos cálculos permiten transformar los valores originales de cada imagen en parámetros físicos, permitiendo así que sean comparables en el tiempo, aun bajo condiciones atmosféricas diferentes (Chuvienco, 2008). La radiancia espectral fue calculada usando la siguiente ecuación:

$$L_{\lambda} = LMIN_{\lambda} + \frac{(LMAX_{\lambda} - LMIN_{\lambda})}{(QCALMAX - QCALMIN)} (QCAL - QCALMIN)$$

donde:

QCAL: es la calibración y la radiación cuantificadas a escala en unidades de números digitales,

LIN_λ: es la radiancia espectral en QCAL = 0,

LMAX_λ: es la radiancia espectral en QCAL = QCALMAX;

QCALMIN: es el valor mínimo cuantificado de pixel calibrado (correspondiente a LMIN_λ) en Niveles Digitales,

QCALMAX: es el valor máximo cuantificado de pixel calibrado (correspondiente a LMAX_λ) en Niveles Digitales.

La reflectancia exoatmosférica (ρ_p) fue calculada usando la siguiente ecuación:

$$\rho_p = \frac{p * L_{\lambda} * d_2}{ESUN_{\lambda} * \cos\Phi_s}$$

donde:

L_λ: es la radiancia espectral,

d: es la distancia en unidades astronómicas Tierra-Sol,

ESUN_λ: es la media de irradiación solar exoatmosférica,

Φ_s: es el ángulo cenital solar en grados.

Las escenas calibradas fueron unidas para construir un mosaico de cada banda espectral de cada escena del área, esto permitió obtener el área en estudio empleando una extracción por máscara.

Clasificación supervisada

Se aplicó una clasificación de máxima probabilidad basada en los estadísticos de cada clase, este método asume que todas las clases en cada banda del sensor multispectral tienen una distribución normal y calcula la probabilidad de que el pixel puede pertenecer a una clase específica basada en la información que éste posee (Richards, 1999).

$$g_i(x) = \ln p(\omega_i) - \frac{1}{2} \ln |\Sigma_i| - \frac{1}{2} (x - m_i)^T \Sigma_i^{-1} (x - m_i)$$

donde:

i = clase,

x = n -datos dimensionales (donde n es el número de bandas),

$p(\omega_i)$ = probabilidad de que la clase ω_i aparezca en la imagen y se asume que es la misma para todas las clases,

$|\Sigma_i|$ = determinante de la matriz de covarianza de los datos de la clase ω_i ,

Σ_i^{-1} = matriz inversa,

m_i = vector.

Este procedimiento es de los más sofisticados, y sin duda el clasificador más utilizado en la clasificación de imágenes de teledetección.

Validación de la información

Un procedimiento de verificación permitió cuantificar el error de la clasificación de coberturas bajo procesos de fragmentación. El diseño de muestreo empleado, fue el aleatorio estratificado basado en el entendido de que cada clase temática registra un número determinado de puntos de muestreo de acuerdo con la superficie de cada unidad temática. Para el análisis se generaron áreas de entrenamiento,

las cuales fueron utilizadas como zonas de verificación, en el entendido de que se conocía con amplia certeza el tipo de vegetación. Se empleó la información de 96 transectos distribuidos en toda la zona.

$$K_{APPA} = \frac{N \sum^k N_{ij} \Sigma^k (X_{i+} * X_{+i})}{N^2 - (X_{i+} * X_{+i})}$$

donde:

K_{APPA} = Índice de Kappa,

k = número de filas en la matriz,

X_{ii} = número de observaciones en la fila i y columna i ,

X_{i+} ; X_{+i} = total marginal para la fila i y columna i ,

N = número total de observaciones.

Análisis de fragmentación

Una vez procesadas y generadas las clases de cobertura para las áreas en estudio, se importaron al software ArcGis y se generaron las métricas del paisaje utilizando la extensión de análisis de fragmentación Patch Analysis, el cual tiene el principio de acuerdo con las metodologías sugeridas por Elkie *et al.* (1999).

Se obtuvieron las siguientes métricas del paisaje para determinar con precisión las áreas fragmentadas de las zonas evaluadas: Número de parches (NumP), Media del tamaño del parche (MPS), Media del borde del parche (MPE), Coeficiente de varianza del tamaño del parche (PSCoV), Índice de diversidad de Simpson (SDI) e Índice de diversidad de Shannon (SEI), donde cabe resaltar a los índices de diversidad, ya que nos dan la pauta para la determinación de proceso de fragmentación de las áreas en estudio (McGarigal y Marks, 1995).

RESULTADOS

El análisis espectral permitió definir con claridad seis clases (Figura 2), donde el ecosistema mayormente representado es el de pastizal con un 61% del área total del APCP, distribuidos entre pastizal natural con un 41.6% y pastizal inducido con un 19.3%. Posteriormente se encuentra el matorral desértico micrófilo con un 17.5% seguido de los

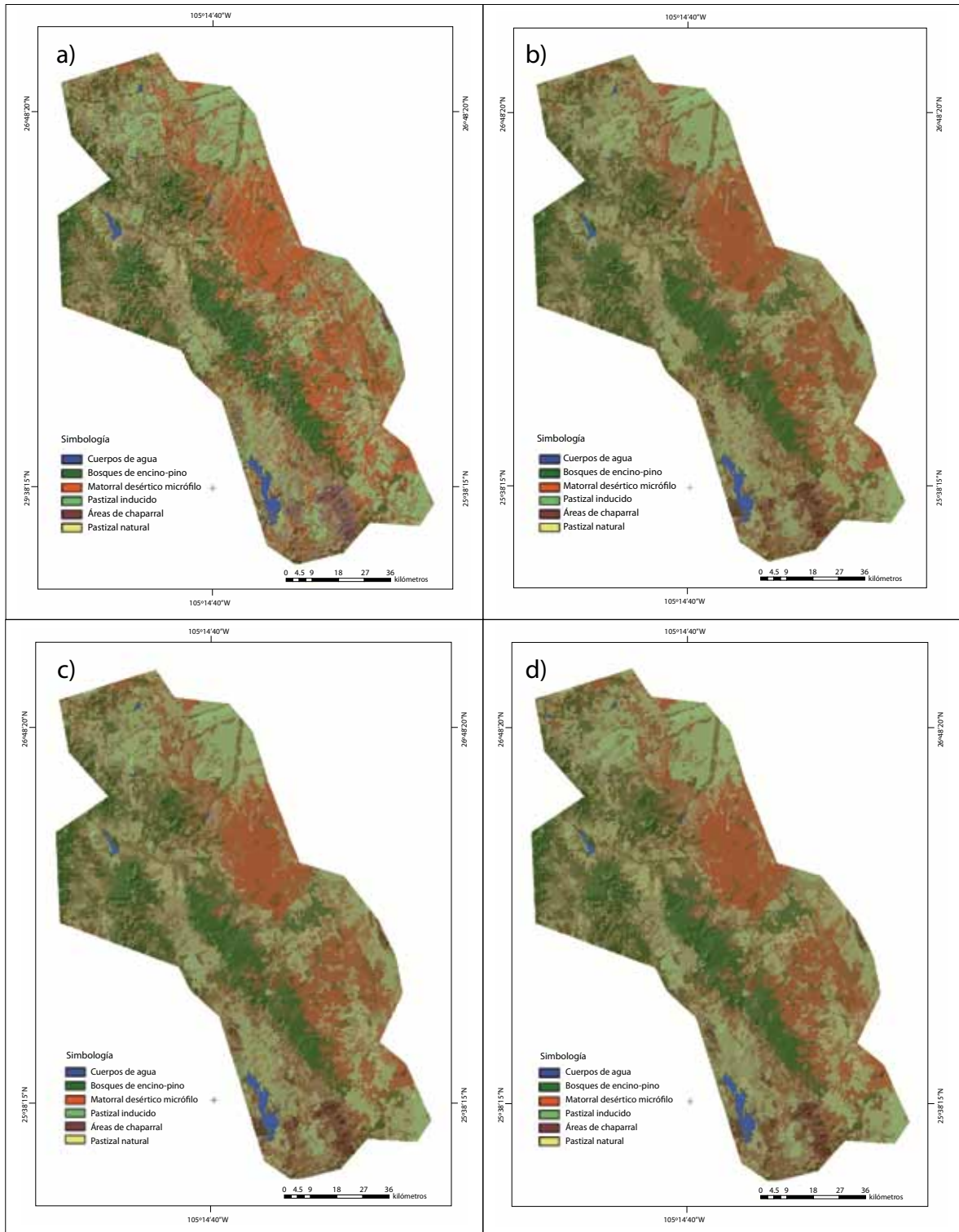


Figura 2. Mapas de clasificación supervisada de la APCP Cuchillas de la Zarca, con identificación de clases para cada año: a) 2008, b) 2009, c) 2010 y c) 2011.

bosques de encino-pino con 11.6% y en una menor representación en la zona se encontraron las áreas de chaparral 5.3% y los cuerpos de agua 4.6%. Pinedo (2008) en un estudio similar utilizando imágenes Landsat TM 5, determinó seis clases espectrales (agricultura de temporal, bosque pino-encino, bosque de encino-pino, bosques de encino, comunidades de pastizal y selva baja caducifolia), como las más acertadas para la representación de la vegetación presente en un predio ubicado en el municipio de Guadalupe y Calvo, Chihuahua.

De acuerdo con la Tabla 1, los datos evaluados para los diferentes periodos mostraron valores altos de exactitud, el valor relativamente más bajo lo presentó la clase de pastizal inducido para todos los años evaluados, mientras que el valor más alto lo obtuvo la clase de cuerpos de agua, disminuyendo un poco en el 2009 e incrementando para 2010 y 2011. Wang *et al.* (2009) evaluaron la precisión de clasificaciones de vegetación generadas del procesamiento de imágenes Landsat TM de diferentes periodos (1976, 1986 y 2002) obteniendo coeficientes de precisión Kappa de 0.87, 0.86 y 0.84. En cuanto a la exactitud global, los valores más bajos los presentaron las clasificaciones de 2008 y 2009, aumentando la precisión para las clases del 2010 y 2011. El índice discreto multivariado

Kappa tuvo un comportamiento muy similar a la exactitud global siendo las clasificaciones del 2010 y 2011 con los índices más altos relativamente comparándolos con los demás. Nutini *et al.* (2013) evaluaron la dinámica de la cubierta vegetal de la región semiárida del Níger utilizando un conjunto de imágenes multitemporales de la serie Landsat de 2000 y 2007, emplearon métodos supervisados en donde la precisión fluctuó entre 0.80 y 0.90. La alta precisión obtenida de acuerdo con la matriz de error, se genera probablemente en las condiciones que imperan en los ecosistemas del semidesierto, asociado a la fecha (febrero) de captura de la imagen, estas superficies muestran diferente absorción de la radiación electromagnética entre clases, en este sentido los CA, por ejemplo, presentaban valores de reflectancia media en las longitudes de onda de los infrarrojos lo que los hace fácilmente identificables.

Derivado de la clasificación supervisada se obtuvieron datos de tasa de cambio basados en un periodo de cuatro años, mostrando una disminución gradual de la superficie de las áreas de chaparral con un cambio de -661 ha anuales, para una pérdida 2 644 ha (22.3%) en el periodo analizado, seguido de los bosques de encino-pino con una tasa de cambio anual de -795.6 ha (-6.7%) y por último el pastizal natural con -296.7 ha y una tasa de cambio de -0.35%. Posteriormente se identifica un aumento en la superficie ocupada por el pastizal inducido 3 523.7 ha (9.7%) y del matorral desértico micrófilo con 1 204.6 ha (3.5%). En el caso de los cuerpos de agua se encontró una disminución de -131.5 ha (1.44 %) entre el 2008 al 2010, sin embargo, en 2011 hubo un aumento de 571.33 ha (6.2%; Figura 3). De acuerdo con los datos publicados por el Servicio Meteorológico Nacional de CONAGUA (2013), este fenómeno obedece al comportamiento de los datos mensuales de afectación por sequía en México, donde específicamente en el periodo de lluvias del 2010 hasta principios de 2011, el porcentaje de afectación por sequía en el área en estudio fue bajo, mostrando afectaciones de datos anormalmente secos y sequía moderada, lo cual permitió que los cuerpos de agua temporales se mantuvieran por un periodo de tiempo mayor. Velázquez *et al.* (2010) encontraron que los cambios

Tabla 1. Resumen de la precisión del periodo de la clasificación de Landsat TM 5 evaluada a través de la matriz de error para el área en estudio (2008 al 2011)

Clases	Clasificaciones			
	2008	2009	2010	2011
CA	0.97	0.93	0.96	0.97
BQP	0.90	0.92	0.95	0.92
MDM	0.93	0.91	0.94	0.96
PI	0.89	0.90	0.91	0.88
AC	0.93	0.88	0.92	0.93
PN	0.89	0.92	0.96	0.96
Exactitud global (%)	91	91	94	93
kappa	0.90	0.91	0.93	0.92

Notas: CA= Cuerpos de agua, BQP= Bosques de Encino-pino, MDM= Matorral desértico micrófilo, PI= Pastizal inducido, AC= Áreas de chaparral y PN= Pastizal natural.

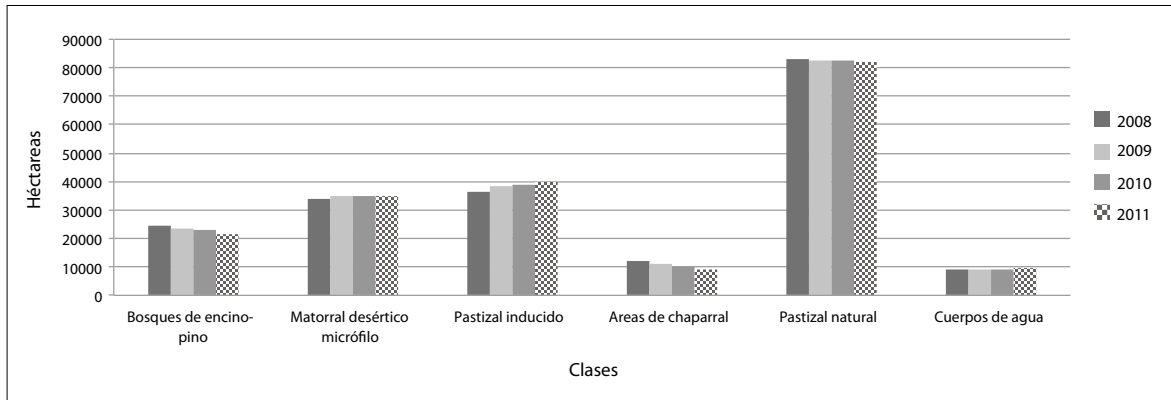


Figura 3. Representación gráfica de la dinámica de cambios ocurridos en las clases identificadas en el APCP Cuchillas de la Zarca durante el periodo del 2008 al 2011.

de las coberturas del suelo sin disturbio que no evidenciaban cambio al inicio, presentaron una tasa de cambio de 13.7% en relación con las coberturas de uso de suelo con algún disturbio, las cuales tuvieron una recuperación 6.7%. Caciono *et al.* (2011) mencionan que de acuerdo con las actividades humanas en el área natural protegida Sierra de Los Lobos, Guanajuato, ha disminuido un 10.5% de superficie agrícola de temporal, de manera contraria, se incrementó la superficie de matorrales y pastizal inducido con una tasa de cambio anual de 10.9%. Por otra parte, en un estudio realizado en el noroeste de Turquía se encontró una disminución del 33.5% de las áreas forestales, mientras que las áreas agrícolas tuvieron un incremento del 11.2%; los cambios se deben a la rápida urbanización y actividades agrícolas (Ikiel *et al.*, 2013).

El análisis y la interpretación de las métricas y el índice de fragmentación que determinan la evo-

lución del paisaje en el APCP Cuchillas de la Zarca, se describe de manera resumida en la Tabla 2.

Numero de parches. Es claro el aumento en el número de fragmentos totales en función del tiempo, confirmando que existe un proceso de fragmentación o división de los grupos homogéneos de las diferentes clases o tipos de vegetación que existían en periodos pasados, se observa el aumento progresivo durante los cuatro años de estudio (Tabla 2). Plue y Cousins (2013) mencionan que en comunidades de pastizal existe una importante asociación con el número de parches, la dispersión temporal permite una prolongada presencia de numerosas especies típicas de pastizales en paisajes fragmentados.

Media del tamaño del parche. En la Tabla 2 se observa la disminución del tamaño promedio de los parches, lo cual indica que los parches grandes fueron fragmentados o divididos debido a diversas

Tabla 2. Valores de las métricas e índices de fragmentación obtenidos en el análisis del paisaje de las clases temáticas evaluadas de 2008 a 2011

Periodo	NumP	MPS	MPE	PSCoV	SDI	SEI
2008	245.00	110.30	5 156.56	547.12	0.68	0.66
2009	210.00	116.78	6 662.67	545.71	0.72	0.70
2010	381.00	49.34	4 969.45	689.19	0.79	0.81
2011	1 300.00	25.45	3 008.78	1 787.25	0.82	0.89

Notas: NumP= Número de parches, MPS= Media del tamaño del parche (ha), MPE= Media del borde del parche (m), PSCoV= Coeficiente de varianza del tamaño del parche, SDI= Índice de diversidad de Simpson y SEI= Índice de diversidad de Shannon.

causas propias de las actividades productivas desempeñadas en el APCP (Figura 2).

Coefficiente de variación del tamaño medio de los parches. Los resultados muestran que este parámetro tiene un comportamiento similar al de número de parches, mostrando valores bajos en 2008 y con tendencia a la alta conforme se avanza en el tiempo, efectos producidos quizá por el aprovechamiento de recursos naturales, actividades productivas o por fenómenos naturales tales como la sequía que se ha acentuado en los últimos años en la zona. Se puede apreciar el aumento en el coeficiente de variación del tamaño del parche, éste es propiciado por el aumento en el número de fragmento volviendo más heterogéneo el ecosistema (Figura 4).

Media del borde del parche. Este valor mide los valores de una misma clase (uso del suelo) y mues-

tra el grado de fragmentación y conectividad, los valores obtenidos fluctúan de 0 al infinito. Paisajes con valores reducidos indican que se encuentran más fragmentados y aislados, y paisajes con valores altos indican que se encuentran menos fragmentados. Para el periodo evaluado existe una menor fragmentación en los primeros periodos de estudio, el valor tiende a disminuir específicamente en 2011 lo cual muestra de nuevo que es el año en el cual es más notorio el proceso de fragmentación para el APCP (Figura 5).

Índices de diversidad. De acuerdo con el análisis efectuado a las clasificaciones de las imágenes satelitales para los periodos evaluados, tanto el índice de Simpson así como el de Shannon, tienen una clara tendencia ascendente. El índice de Simpson muestra que conforme avanza el tiempo

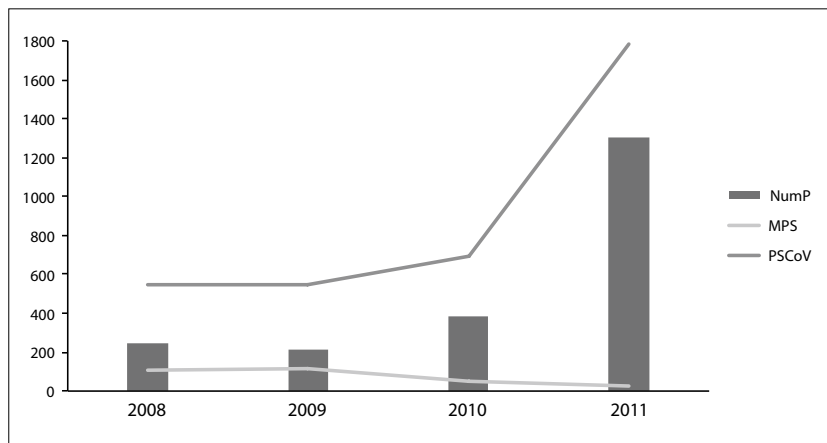


Figura 4. Representación gráfica de la tendencia de Número de parches (NumP), Tamaño medio de los parches (MPS) y el Coeficiente de variación del tamaño medio de los parches (PSCoV) durante el periodo del 2008 al 2011.

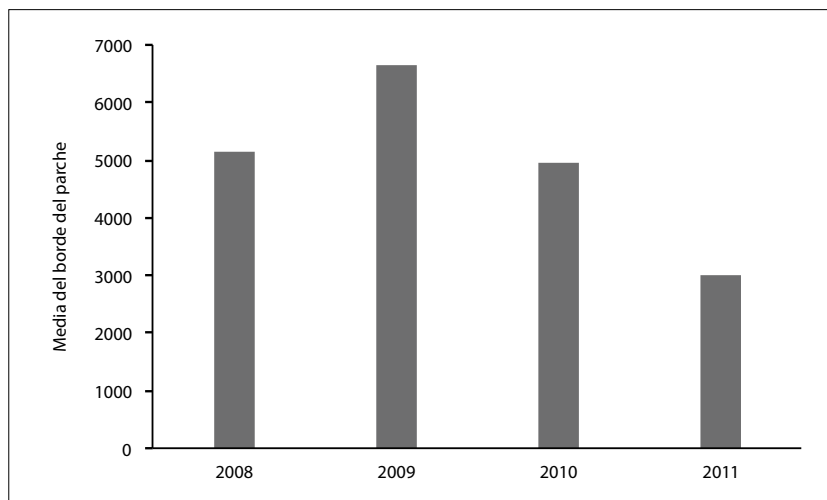


Figura 5. Valores de la métrica Media del borde del parche expresada en metros para los cuatro años de estudio del APCP.

existe una mayor diversidad paisajística; por otra parte, el índice de Shannon nos da como resultado que del 2008 al 2011 está incrementándose el número de fragmentos de cada clase. En ambos casos se muestra una evolución paisajística debido al incremento de los parches que presentan un claro proceso de fragmentación en el área en estudio (Figura 6). Wu *et al.* (2013) en su estudio en comunidades de pastizal del noreste de China, encontraron que el número de grupos funcionales de plantas mostraron respuestas distintas debido a la fragmentación; el aumento de la diversidad era producto del aumento de la fragmentación.

De acuerdo con McGarigal *et al.* (2002), así como con Matteucci *et al.* (2004), esto nos da una indicación del grado de fragmentación, especialmente si en su estado inicial la región era relativamente homogénea en cuanto a las clases o uso del suelo.

CONCLUSIONES

En términos generales, durante el periodo analizado, en el APCP Cuchillas de la Zarca resulta evidente el proceso de fragmentación de acuerdo con las métricas de paisaje analizadas.

En el caso de los índices de diversidad paisajística, cabe ser muy prudente en la interpretación

de los resultados, pues aportan información sobre heterogeneidad y homogeneidad desde un punto de vista estrictamente cuantitativo, por lo que no se pueden extraer valoraciones de carácter cualitativo sobre los resultados obtenidos en un paisaje concreto.

Para las operaciones de mapeo y clasificación, la resolución y nivel de detalle, así como la precisión alcanzada por los sensores evaluados en este estudio, permiten trabajar grandes extensiones de terreno de forma precisa, facilitando los trabajos de cuantificación, monitoreo y comprensión de la dinámica de los ecosistemas.

Los resultados obtenidos serán de gran importancia para otros estudios que se realicen en la zona e identificar la posible relación o efecto del proceso de fragmentación que se está presentando en la zona.

REFERENCIAS

Berlanga, H., J. A Kennedy, T. D. Rich, M. C. Arizmendi, C. J. Beardmore, P. J. Blancher, G. S. Butcher, A. R. Couturier, A. A Dayer, D. W. Demarest, W. E. Easton, M. Gustafson, E. Iñigo-Elias, E. A. Krebs, A. O. Panjabi, V. Rodriguez-Contreras, K. V. Rosenberg, J. M. Ruth, E. Santana-Castellon, R. M. Vidal y T. Will (2010), *Conservando a nuestras aves compartidas: la visión trinacional de Compañeros en Vuelo para la*

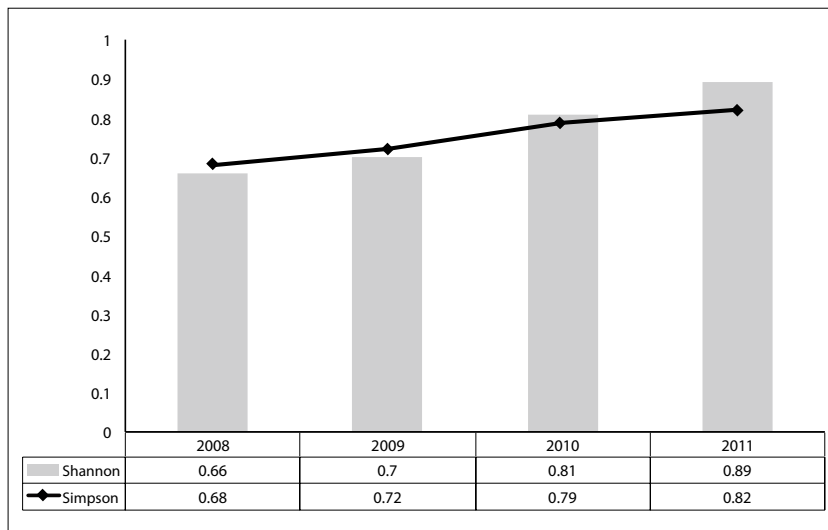


Figura 6. Tendencia de los índices de diversidad paisajística durante los cuatro años de estudio del APCP.

- conservación de las aves terrestres, Cornell Lab. of Ornithology, Ithaca, Nueva York.
- Burel, F. y J. Baudry (2002), *Ecología del Paisaje*, Mundi-Prensa, Madrid.
- Caciano, R. T., J. E. Ávalos, J. C. Paredes y M. R. González (2011), "Interpretación del cambio en vegetación y uso de suelo", *Terra Latinoamericana*, vol. 29, no. 4, pp. 359-367.
- CEC-TNC (2005), *North American central grasslands priority conservation areas*, Technical report and documentation. Commission for Environmental Cooperation and The Nature Conservancy, Montreal, Quebec.
- Chander, G., B. Markham and D. Helder (2009), "Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors", in *Remote Sensing of the Environment*, no. 113, pp. 893-903.
- Chuvieco, E. (2008), *Teledetección ambiental. La observación de la tierra desde el espacio*, Ariel, Barcelona, España.
- Cohen, B. W. and N. S. Goward (2004), "Landsat's role in ecological applications of remote sensing", *American Institute of Biological Sciences. BioScience*, vol. 54, no. 6, pp. 535-545.
- CONAGUA (2013), "Sequías" en Servicio Meteorológico Nacional, México [http://smn.cna.gob.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=236&Itemid=74 13 de marzo de 2013].
- Curtin, C., N. Sayre and B. Lane (2002), "Transformations of the Chihuahuan Borderlands: grazing, fragmentation and conservation in desert grasslands", *Environmental Science & Policy*, vol. 5, pp. 55-68.
- Eastman, J. R. (2003), *IDRISI Kilimanjaro: Guide to GIS and ImageProcessing*, Clark Laboratories, Clark University, Worcester, USA.
- ECOPAD (2007), Aguirre, C., J. Hoth y A. Lafón (eds.), *Estrategia para la Conservación de Pastizales del Desierto Chihuahuense*, Chihuahua, México.
- Elkie, P., R. Rempel and A. Carr (1999), *Patch Analyst User's Manual*, Ont. Min. Natur. Resour., Northwest Sci. & Technol., Thunder Bay, Ont. TM-002.
- Hochstetter S., U. Walz, L. H. Dang and N. X. Thinh (2008), "Effects of topography and surface roughness in analyses of landscape structure a proposal to modify the existing set of landscape metrics", in *Landscape Online*, no. 1, pp. 1-14.
- Hoth, J. (2009), *Chihuahuan desert lessons: there's much the deserts of North America can teach the world about grasslands conservation*, World Wildlife Fund, Chihuahuan desert program [http://www.pcap-sk.org/docs/5_resandlit/Chihuahuan_Desert_lessons_BC_Grasslands_2008-09.pdf 11 de julio de 2013].
- Ikiel, C., B. Ustaoglu, A. A. Dutucu and D. E. Kilic (2013), "Remote sensing and GIS-based integrated analysis of land cover change in Duzce plain and its surrounding (north western Turkey)", *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 185, no. 2, pp. 1699-1709.
- Linke J., G. J. McDermid, A. D. Pape, A. J. McLane, D. N. Laskin, M. Hall-Beyer and S.E. Franklin (2009), "The influence of patch-delineation mismatches on multi-temporal landscape pattern analysis", *Landscape Ecology*, no. 24, pp. 157-170.
- Macías Duarte, A., A. O. Panjabi, D. Pool, E. Youngberg and G. Levandoski (2011), *Wintering Grassland Bird Density in Chihuahuan Desert Grassland Priority Conservation Areas, 2007-2011*, Rocky Mountain Bird Observatory, Brighton, CO, RMBO Technical Report INEOTROP-MXPLAT-10-2.
- Macías Duarte, A. and A. O. Panjabi (2013), "Association of habitat characteristics with winter survival of a declining grassland bird in Chihuahuan Desert grasslands of Mexico", *The Auk*, vol.130, no. 1, pp. 141-149.
- Martínez Guerrero, J. H., C. Wehenkel, M. Pereda, A. Panjabi, G. Levandoski, J. Corral, R. Moreno y J. Hernández (2011a), "Abundancia y distribución invernal de *Ammodramus bairdii*, en la región de Cuchillas de la Zarca, México", *Huitzil*, vol. 12, núm. 1, pp. 1-14.
- Martínez Guerrero, J. H., C. Wehenkel, M. E. Pereda Solís, A. Panjabi, G. Levandoski, J. J. Corral Rivas y R. Díaz Moreno (2011b), "Relación entre la cobertura del suelo y atributos de la vegetación invernal con *Ammodramus bairdii*, Audubon 1844, en el noroeste de México", *Agrociencia*, no. 45, pp. 443-451.
- Matteucci, S. D., J. Morello, A. Rodríguez y N. Mendoza (2004), *Mosaicos de paisaje y conservación regional: el Alto Paraná Encajonado argentino-paraguayo*, Facultad de Arquitectura, Diseño y Urbanismo, Buenos Aires, Argentina.
- McGarigal K. and S. A. Cushman (2005), "The gradient concept of landscape structure", in Wiens, J. and M. Moss (comps.), *Issues and perspectives in landscape ecology*, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 112-119.
- McGarigal, K. and B. Marks (1995), *Fragstats: A spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure V2.0* (unpublished computer program user manual and guide), Oregon State University, Corvallis.
- McGarigal, K., B. Marks, E. Ene and C. Holmes (2002), *Fragstats: Spatial pattern analysis program for categorical maps. Software program designed to compute a wide variety of landscape metrics for categorical map patterns*, Massachusetts, US, University of Massachusetts [http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html 05 de diciembre de 2012].

- McGarigal, K., S. Tagil and S. A. Cushman (2009), "Surface metrics: an alternative to patch metrics for the quantification of landscape structure", *Landscape Ecology*, no. 24, pp. 433-450.
- Nutini, F. B., M. Brivio, P. A. Bocchi and M. Antoninetti (2013), "Land-use and land-cover change detection in a semi-arid area of Niger using multi-temporal analysis of Landsat images", *International Journal of Remote Sensing*, vol. 34, no. 13, pp. 4769-4790.
- Olson, D., E. Dinerstein, E. Wikramanayake, N. Burgess, G. Powell, E. Underwood, J. D'Amico, I. Itoua, H. Strand, J. Morrison, C. Loucks, T. Allnutt, T. Ricketts, Y. Kura, J. Lamoreux, W. Wettengel, P. Hedao and K. Kassem (2001), "Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on Earth", *Bioscience*, vol. 51, no. 11, pp. 933-938.
- Pinedo, A. (2008), *Modelación de atributos de bosques templados con Landsat TM y Spot-HRV e índice de sitio como indicador de productividad*, tesis Doctoral, Facultad de Zootecnia, Universidad Autónoma de Chihuahua, Chihuahua, México.
- Pinto, J. (2006), "Evolución del paisaje y estado de conservación de la reserva forestal El Choré", *Kempffiana*, vol. 2, núm. 1, pp. 45-56.
- Plue, J. and S. A. O. Cousins (2013), "Temporal dispersal in fragmented landscapes", *Biological Conservation*, no. 160, pp. 250-262.
- PMARP (2012), Plan Maestro de la Alianza Regional para la Conservación de los Pastizales del Desierto Chihuahuense, Guzmán Aranda, J. C., J. Hoth y H. Berlanga (eds.), Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal [http://rmbo.org/v3/Portals/0/Documents/International/Master_Plan_Chihuahua_jan2012.pdf 22 de julio de 2013].
- Poso S., T. Hame and R. Paananen (1984), "A method of estimating the stand characteristics of a forest compartment using satellite imagery", *Silva Fennica*, no. 18, pp. 261-292.
- Richards, J. A. (1999), *Remote Sensing Digital Image Analysis: An Introduction*. Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Rzedowski, J. (1981), *Vegetación de México*, LIMUSA, México.
- Sala, O. E., F. Stuart-Chapin III, J. J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L. F. Huenneke, R. B. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, D. M. Lodge, H. A. Mooney, M. Oesterheld, N. Leroy-Poff, M. T. Sykes, B. H. Walker, M. Walker and D. H. Wall (2000), "Global biodiversity scenarios for the year 2100", *Science*, Review Biodiversity, vol. 287, pp. 1770-1774.
- Sánchez Colón, S., A. Flores Martínez, I. A. Cruz Leyva y A. Velázquez (2009), "Estado y transformación de los ecosistemas terrestres por causas humanas", en Dirzo, R., R. González y I. J. March (coords.), *El capital natural de México: estado de conservación y tendencias de cambio*, vol. II, CONABIO, pp. 75-129.
- Subirós, J. V., D. Varga, A. Llausàs y A. Ribas (2006), "Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la geografía", *Doc. Anàl. Geogr.*, núm. 48, pp. 151-156.
- Turner, M. G. (2005), "Landscape ecology: what is the state of the science?", *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, no. 36, pp. 319-344.
- Velázquez, A., J. F. Mas, G. Bocco and J. L. Prieto (2010), "Mapping land cover changes in Mexico, 1976 – 2000 and applications for guiding environmental management policy", *Singapore Journal of Tropical Geography*, vol. 31, no. 2, pp. 152-162.
- Wang, Y., B. J. Mitchell, J. Nugranad-Marzilli, G. Bonyng, Y. Zhou and G. Shriver (2009), "Remote sensing of land-cover change and landscape context of the National Parks: A case study of the Northeast Temperate Network", *Remote Sensing of Environment*, no. 113, pp. 1453-1461.
- WRI (2000), "Taking stock of Ecosystems-Grasslands ecosystems, in World resources 200-2001: People and Ecosystems" (Chapter 2), *The fraying web of life*, World Resources Institute, pp. 119-131 [<http://pubs.wri.org> 12 de Julio de 2013].
- Wu, J., Z. Liu and J. Qian (2013), "Non-linear effect of hábitat fragmentation on plant diversity: Evidence from a sand dune field in a desertified grassland in northeastern China", *Ecological Engineering*, vol. 54, pp. 90-96.
- Wulder, M. A. (1998), "Optical remote sensing techniques for the assessment of forest inventory and biophysical parameters", *Progress in Physical Geography*, vol. 22, no. 4, pp. 449-476.
- Wynne, R. H., R. G. Oderwald, G. A. Reams and J. A. Scrivani (2000), "Optical remote sensing for forest area estimation", *Journal of Forestry*, no. 98, pp. 31-36.