

Modelos geomáticos con base en transición para el análisis espacial en Villahermosa, Tabasco*

Geomatic models based in the transition for spatial analysis in Villahermosa, Tabasco

Miguel Ángel Palomeque de la Cruz¹, Adalberto Galindo Alcántara^{2§}, Eunice Pérez Sánchez², Alberto de Jesús Sánchez² y Miguel Jorge Escalona Maurice³

¹Ciencias en Ecología y Manejo de Sistemas Tropicales-Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Carretera Villahermosa-Cárdenas, km 0.5. Villahermosa, Tabasco, México. CP. 86040. Tel. (01) 993 1369052. (migueldacbiol@hotmail.com). ²Universidad Juárez Autónoma de Tabasco-División de Académica de Ciencias Biológicas. Carretera Villahermosa-Cárdenas, km 0.5. Villahermosa, Tabasco, México. CP. 86040. Tel. (01) 993 3581500, ext. 6400. (eukha98@hotmail.com; alberthoj.sanchez@gmail.com). ³Postgrado en Desarrollo Rural-Colegio de Postgraduados. Carretera México-Texcoco, km 36.5. Montecillo, Estado de México. CP. 56230. Tel. (01) 595 9520200, ext. 1843 (mescalona@colpos.mx). [§]Autor para correspondencia: aga2003a@hotmail.com.

Resumen

La periurbanización desmedida de Villahermosa, localizada en la cuenca baja del río Grijalva, ha impactado al sistema natural desde hace 40 años. Para analizar la dinámica espacial de Villahermosa, así como sus efectos y alternativas, se construyeron matrices de probabilidad y escenarios de cambio de uso de suelo mediante el modelador de cambios en el terreno (MCT), las cadenas de Markov y los autómatas celulares. Durante 1984 y 2008, el MCT demostró el incremento de las áreas de uso urbano (4 458 ha) y pastizal (11 239 ha), lo que indujo la disminución de la vegetación arbórea (1 893 ha) y humedales (2 244 ha). Las proyecciones a 2020, 2030 y 2040 efectuadas con Markov y CA-Markov predijeron la continuidad, tanto el aumento del área urbano (6 058, 6 137 y 6 824 ha) y pastizal (10 971, 10 922 y 10 705 ha), como la disminución de coberturas de vegetación arbórea (756, 722 y 444 ha) y humedales (1 965, 1 997 y 1 888 ha). Estas proyecciones de cambio de uso del suelo en Villahermosa muestran la desaparición de la vegetación arbórea y humedales, que resalta la necesidad de crear las reservas territoriales como lo señala el programa de ordenamiento ecológico.

Abstract

The excessive periurbanization of the city of Villahermosa, located in the lower basin of the Grijalva River, has impacts do the natural system since the last 40 years. To analyze the spatial dynamics of Villahermosa and its effects and alternatives, were constructed probability matrices and scenarios of change in land use by the modeler changes ground (MCT), chains of Markov and cellular automata. During 1984 and 2008, the MCT showed the increase in urban areas use (4 458 ha) and grassland (11 239 ha), which induced the decrease tree vegetation (1 893 ha) and wetlands (2 244 ha). The projections to 2020, 2030 and 2040 carried out with Markov and CA-Markov predicted continuation, both d increasing the area of urban use (6 058, 6 137 and 6 824 ha) and grassland (10 971, 10 922 and 10 705 ha), and the decrease of hedges tree vegetation (756, 722 andy 444 ha) and wetlands (1 965, 1 997 and 1 888 ha). This change of projections and land use in Villahermosa show the virtual disappearance of wetlands and tree vegetation, which highlights the need to create land reserves as stated in the program of ecological management.

* Recibido: noviembre de 2016
Aceptado: Febrero de 2017

Palabras clave: autómatas celulares, cadenas de Markov, modelador de cambios en el terreno.

Keywords: cellular automata, Markov chains, modeler changes on the ground.

Introducción

En el mundo los patrones de cambios en coberturas forestales y acuáticas se dan por causas naturales y antrópicas (Velázquez *et al.*, 2002), que pueden provocar la reducción de la resiliencia de los sistemas ecológicos ante distintos agentes desestabilizadores como lluvias y actividades humanas (Restrepo y Juan, 2015). Las actividades humanas han modificado la configuración del paisaje y han alterado la funcionalidad de los ecosistemas (Burel y Braudy, 2002), entre las mismas, las agropecuarias extensivas, la deforestación de selvas tropicales y la urbanización son las más comunes (Fahrge *et al.*, 2011). La pérdida de biodiversidad es el impacto más evidente, por ejemplo, la fragmentación del paisaje ha ocasionado que los recursos naturales perdidos sean irreversiblemente recuperados (Marcantonio *et al.*, 2013). A nivel mundial ha desaparecido alrededor de 50% de humedales (Mitsch y Gosselink, 2009) y de 1990 a 2015 disminuyeron 129 millones de ha de bosques en el planeta (FAO, 2016).

El estudio del cambio de uso del suelo se encuentra en el centro de atención de la investigación ambiental, ya que estima la distribución del cambio de coberturas naturales y usos artificiales e identifica las coberturas que presentan los mayores impactos ambientales (Velázquez *et al.*, 2002). Por lo mismo, la modelación del cambio de uso del suelo en territorios urbanizados, rurales o naturales es importante para predecir escenarios ambientales y socioeconómicos, con la finalidad de establecer políticas de planificación territorial (Paegelow *et al.*, 2003).

Los modelos geomáticos con base en transición simulan la dinámica interna del paisaje y obtienen probabilidades del cambio de uso del suelo (Clarke y Gaydos, 1998; Eastman, 2012). Los modelos comúnmente empleados por su sencillez en la preparación de datos, ejecución y presentación de resultados son: el modelador de cambios en el terreno (MCT), las cadenas de Markov y los autómatas celulares (Clarke y Gaydos, 1998; Eastman, 2012).

Las cadenas de Markov simulan la predicción del estado de un sistema en un tiempo determinado a partir de dos estados precedentes (Eastman, 2012). Es un procedimiento discreto

Introduction

In the world patterns of changes in forest and aquatic coverage given by natural and anthropogenic causes (Velázquez *et al.*, 2002), which may lead to reduced resilience of ecological systems to various destabilizing agents such as rainfall and act human activities (Restrepo and Juan, 2015). The human activities have changed the configuration of the landscape and have altered the ecosystem functionality (Burel and Braudy, 2002), among them, extensive agriculture, deforestation of tropical forests and urbanization are the most common (Fahrge *et al.*, 2011). The loss of biodiversity is the most obvious impact, such as landscape fragmentation has lost causes do that natural resources are irreversibly recovered (Marcantonio *et al.*, 2013). Worldwide it has gone around 50% of wetlands (Mitsch and Gosselink, 2009) and from 1990 to 2015 decreased 129 million ha of forests on the planet (FAO, 2016).

The study of changing land use is in the center of attention of environmental research, and it estimates the distribution of natural cover change and identifies and uses artificial hedges which have the biggest environmental impacts (Velázquez *et al.*, 2002). Therefore, the modeling of land use change in territories or urbanizes, rural or natural it is important to predict environmental and socio-economic scenarios, in order to establish policies of territorial planning (Paegelow *et al.*, 2003).

The transition based in geomatic models simulate internal landscape dynamics and gain probabilities of land use change (Clarke and Gaydos, 1998; Eastman, 2012). The models commonly used for its simplicity in data preparation, execution and results are: the modeler changes in terrain (MCT), Markov chains and automata cellular automata (Clarke and Gaydos, 1998; Eastman, 2012).

The Markov chains simulate the prediction of the state of a system at a given from two previous states (Eastman, 2012) time. It is a discrete procedure in a discrete time, where the value at time t^1 depends on the values at times t^0 and t^{-1} . The prediction is embodied in a series of maps of land use for a future time, where the digital level of

en un tiempo discreto, en donde el valor en el tiempo t^1 depende de los valores en los tiempos t^0 y t^{-1} . La predicción se materializa en una serie de mapas de usos del suelo para un tiempo futuro, en donde el nivel digital de cada píxel expresa la probabilidad de pertenecer a la categoría analizada (Paegelow *et al.*, 2003; Eastman, 2012; Reynoso *et al.*, 2016). Existen variables sociales, económicas, físicas y ambientales que influyen en la modelación de cambios de uso del suelo; sin embargo, el modelo cadenas de Markov es de tipo lineal y no considera los efectos de factores del cambio de uso de suelo (Pontius, 2000), sino que se basa únicamente en el análisis de la dinámica interna del sistema (Paegelow *et al.*, 2003; Reynoso *et al.*, 2016).

Los autómatas celulares funcionan como un conjunto de elementos idénticos o células, cada una de las cuales está en un espacio discreto (Clarke y Gaydos, 1998; Reynoso *et al.*, 2016). Dichas unidades espaciales contienen una historia y una evolución de cambio en el tiempo, además de reglas como la influencia de las celdas colindantes a una central (Clarke y Gaydos, 1998).

Villahermosa, es uno de los cuatro ecosistemas urbanos más importantes de la cuenca del Río Grijalva. En ella subsisten 13 ecosistemas lagunares fluviales y de contacto relacionados con los ríos Mezcalapa Viejo, Carrizal y Sierra-Grijalva que la rodean. En la década de los 70's el auge petrolero se suma al impulso económico y el consecuente crecimiento urbano registrado en las ciudades del sureste del país, entre ellas Villahermosa, Tabasco (Bazant, 2010). El modelo de crecimiento periurbano de Villahermosa se asoció con la modificación de su fisiografía y al aumento de la vulnerabilidad de las inundaciones (Perevochtchikova y Lezama, 2010).

En las zonas urbanas y suburbanas adyacentes y en la cuenca baja del Río Grijalva se desecaron y contaminaron, tanto los humedales como sus zonas de anegación temporal, se modificó el curso de los ríos, se devastaron los lomeríos y se deforestaron las selvas (Sánchez-Munguía, 2005; Kolb *et al.*, 2013; Sánchez *et al.*, 2015).

Por lo mismo, los modelos geomáticos se integraron para generar un diagnóstico complementario, actual y prospectivo del cambio de uso del suelo en la ciudad de Villahermosa. Las proyecciones de cambio de uso del suelo, del periodo 1984-2008, se calibraron y validaron mediante: 1) El MCT para crear

each pixel expresses the probability of belonging to the analyzed category (Paegelow *et al.*, 2003; Eastman, 2012; Reynoso *et al.*, 2016). Exist are social, economic, physical and environmental variables that influence the modeling of changes in land use; however, the Markov chain model is linear and does not consider the effects of factors of change in land use (Pontius, 2000), but is based solely on the analysis of the internal dynamics of the system (Paegelow *et al.*, 2003; Reynoso *et al.*, 2016).

The cellular automata function as a set of identical elements or cells, each of which is in a discrete space (Clarke and Gaydos, 1998; Reynoso *et al.*, 2016). Such spatial units contain a history and evolution of change over time, along with rules such as the influence of neighboring cells to a central (Clarke and Gaydos, 1998).

Villahermosa, is one of the four major urban ecosystems of the basin of the Grijalva River. It subsists 13 river lagoon ecosystems and related contact with rivers Mezcalapa Viejo, Carrizal and Grijalva-Sierra that surrounding. In the decade of the 70's the oil boom adds to the economic impulse and the consequent urban growth in cities in the southeast of the country, including Villahermosa, Tabasco (Bazant, 2010). The periurban growth model of Villahermosa was associated with the modification of its physiography and increased vulnerability to flooding (Perevochtchikova and Lezama, 2010).

In urban areas and adjacent urban sub and the lower basin of the Grijalva River were dried and polluted, both wetlands and their areas of temporary flooding, the course of rivers changed, the hillocks are devastated and forests were deforested (Sánchez-Munguía, 2005; Kolb *et al.*, 2013; Sánchez *et al.*, 2015).

Therefore, geomatics models were integrated to generate a complementary, current and prospective diagnosis of change in land use the city of Villahermosa. Projections of change in land use, the period 1984-2008, were calibrated and validated by: 1) The MCT to create matrices cross tabulation, 2) The Markov chains, for calculating probability matrices transition and 3) Cellular Automata, for mapping and spacial future scenarios. This type of study benefits with additional information to future strategies and land planning policies (Clarke and Gaydos, 1998; Paegelow *et al.*, 2003).

matrices de tabulación cruzada, 2) Cadenas de Markov, para el cálculo de matrices de probabilidad transición y 3) Autómatas Celulares, para el mapeo espacial de escenarios futuros. Este tipo de estudios benefician con información adicional a las próximas estrategias y políticas de planificación territorial (Clarke y Gaydos, 1998; Paegelow *et al.*, 2003).

Materiales y métodos

Área de estudio

La ciudad de Villahermosa (92° 56' latitud norte y 17° 59' longitud oeste) se asienta en una planicie a 10 msnm, la cual está bordeada hacia el oeste y norte por el Río Carrizal, al suroeste por el Río Mezcalapa Viejo y sureste por el Río Grijalva y se localiza en la cuenca baja del Río Grijalva (CONAGUA, 2012). La localización geográfica de la ciudad en una planicie rodeada de ríos sustenta la relevancia de la conservación de vegetación natural y humedales con sus zonas de anegación temporal.

Base de datos

Tres mapas de uso del suelo fueron recopilados de los años 1984, 2000 y 2008, escala 1:10 000: Datum WGS84-Proyección UTM zona 15N en formato vectorial, elaborados mediante digitalización en pantalla, con el programa Arc Gis® 10.2.2. Posteriormente, los vectores fueron transformados en formato ráster con el comando "Rastervector" del programa IDRISI Selva 2012®. Las categorías temáticas fueron: 1) vegetación arbórea; 2) humedales; 3) pastizal; 4) terrenos baldíos; 5) industrial; 6) carreteras; y 7) urbano (Figura 1).

Modelador de cambios en el terreno (MCT)

El MCT del programa IDRISI Selva 2012®, se empleó para generar un análisis cuantitativo de imágenes en dos fechas mediante una matriz de tabulación cruzada. El periodo seleccionado fue de 1984 a 2008. El MCT permitió ubicar la cantidad de cambio (persistencias, ganancias, pérdidas, cambio neto y contribuciones) entre categorías (Eastman, 2012). La precisión de la matriz de tabulación cruzada se validó con el comando "Crosstab", que genera un estadístico Kappa (K).

Cadenas de Markov

Con el módulo Markov de IDRISI Selva 2012® se crearon cuatro matrices de probabilidad de transición. El método de análisis en esta investigación consistió en cruzar mapas

Materials and methods

Study area

The city of Villahermosa (92° 56' north latitude and 17° 59' west longitude) sits on a plateau at 10 masl, which is bordered to the west and north by the River Carrizal, southwest by the River Mezcalapa Viejo and south by the River Grijalva and is located in the lower basin of River Grijalva (CONAGUA, 2012). The geographical location of the city on a plain surrounded by rivers underpins the importance of conservation of natural vegetation and wetlands with temporary flooding areas.

Database

Three land use maps were collected from the years 1984, 2000 and 2008, scale 1:10 000: Datum WGS84-Proyección UTM zone 15N in vector format, developed by scanning a screen, with the program Arc Gis® 10.2.2. Subsequently, the vectors were transformed into raster format with the "Rastervector" command program IDRISI Selva 2012®. The thematic categories were: 1) timberline; 2) wetlands; 3) pasture; 4) vacant lots; 5) Industrial; 6) roads; and 7) urban (Figure 1).

Modeler changes ground (MCT)

The MCT program IDRISI Selva 2012®, was used to generate a quantitative image analysis on two dates using a matrix of cross tabulation. This period was from 1984 to 2008. The MCT allowed to locate the amount of change (persistence's, gains, losses, net change and contributions) between categories (Eastman, 2012). The accuracy of the matrix cross-tabulation was validated with the "Crosstab" command, with kappa and statistical kappa (K).

Markov chains

With the Markov module IDRISI Selva 2012® four matrices of transition probability were created. The method was to cross maps of land use in two time periods, with a margin of error of 15%, to create a matrix of probability of change in a third period (Eastman, 2012; Reynoso *et al.*, 2016).

For each projection, the module generated an array of change probabilities, an array of change areas containing the number of pixels expected to change from one use class to another over a period of time, and a collection of area images adequacy/suitability (Eastman, 2012; Subedi *et al.*, 2013; Reynoso *et*

de uso del suelo en dos periodos de tiempo, con un margen de error de 15%, para crear una matriz de probabilidad de cambio en un tercer período (Eastman, 2012; Reynoso *et al.*, 2016).

al., 2016). The first two matrices created s (calibrated) were: (1) 1984-2000 (projection 2008), (2) 2000-2008 (projection 2020), later they were created: (3) 2008-2020 (projection 2030) and (4) 2008-2020 (projection 2040).

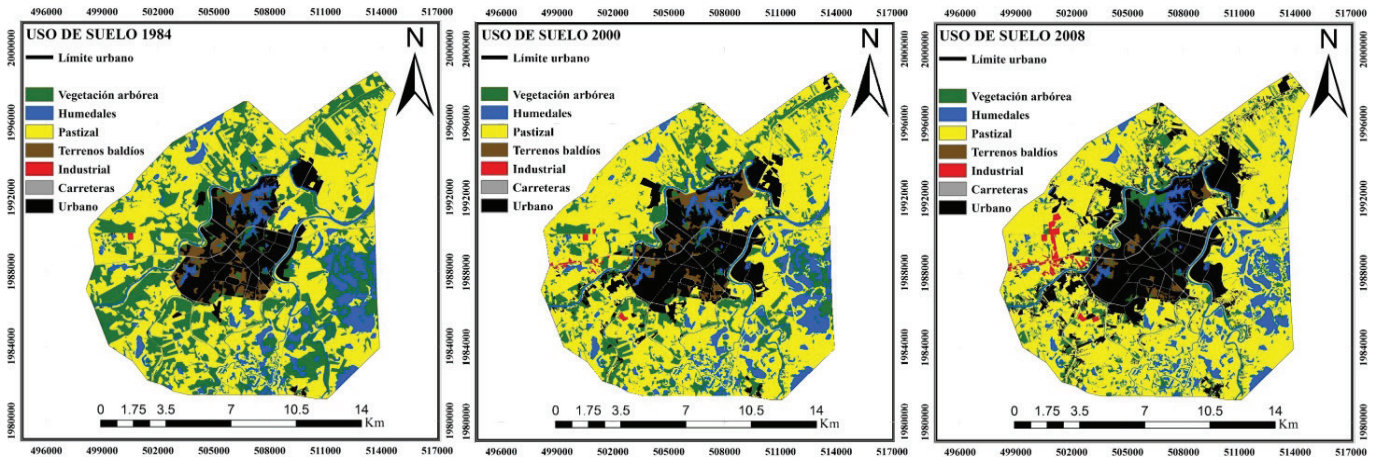


Figura 1. Mapas de uso de suelo escala 1:10 000: WGS84- UTM zona 15N (Fuente: laboratorio de sistemas de información geográfica. División Académica de Ciencias Biológicas, UJAT).

Figure 1. Land use maps 1:10 000: WGS84- UTM zone 15N (Source: geographic information systems laboratory. Academic Division Biological Sciences, UJAT).

Para cada proyección, el módulo generó una matriz de probabilidades de cambios, una matriz de áreas de cambio que contiene el número de píxeles que se espera cambien de una clase de uso a otra durante un período de tiempo, y una colección de imágenes de áreas de adecuación/aptitud (Eastman, 2012; Subedi *et al.*, 2013; Reynoso *et al.*, 2016). Las primeras dos matrices creadas (calibradas) fueron: (1) 1984- 2000 (proyección 2008), (2) 2000- 2008 (proyección 2020), posteriormente se crearon: (3) 2008-2020 (proyección 2030) y (4) 2008- 2020 (proyección 2040).

Autómatas celulares (CA-Markov)

Con el módulo CA-Markov de IDRISI Selva 2012® se construyeron escenarios espaciales calibrados a partir de la combinación de un mapa de uso de suelo base, matriz de áreas de cambio y colección de imágenes de áreas de adecuación/aptitud. Se ejecuto con 12 interacciones y un filtro de contigüidad de 5*5 píxeles para predecir cambios celulares (Eastman, 2012; Reynoso *et al.*, 2016). Los primeros dos escenarios espaciales (calibrados) fueron 2008 y 2020, que sirvieron de base para crear los escenarios finales 2030 y 2040.

Cells automata (CA-Markov)

With the CA-Markov module of IDRISI Selva 2012® spatial scenarios calibrated from the combination of a base map of land use were constructed, the matrix of areas of change and the collection of images of areas suitability/fitness Markov built. The model was run with 12 interactions and a contiguity filter of 5*5 pixels for predict significant cellular changes (Eastman, 2012; Reynoso *et al.*, 2016). The first two space scenarios (calibrated) they were 2008 and 2020, which served as the basis for creating the final scenarios 2030 and 2040.

To assess the accuracy of each projection is performed a comparison of similarity between base maps and spatial scenarios constructed by the “validate” command. This module provided the Kappa (K) statistic to assess the similarity between the classification (Eastman, 2012; Reynoso *et al.*, 2016). The base maps of land use scenarios validate for 2008 and 2020 (calibrated) were the real maps of 1984 and 2008; whereas for validate scenarios 2030 and 2040 was used the actual map of 2008.

Para evaluar la precisión de cada proyección se realizó una comparación de similitud entre mapas base y escenarios espaciales construidos por “validate”. Este módulo proporcionó el estadístico Kappa (K) para evaluar la similitud entre la clasificación (Eastman, 2012; Reynoso *et al.*, 2016). Los mapas base para validar los escenarios 2008 y 2020 (calibrados) fueron los mapas reales de 1984 y 2008; mientras para validar los escenarios 2030 y 2040 se utilizó el mapa real de 2008.

Resultados y discusión

Modelador de cambios en el terreno

El MCT generó una matriz de probabilidades de cambio y el estadístico Kappa= 0.81 (Cuadro 1). Este demostró que los mapas de 1984-2008 fueron precisos al ser cruzados y generó un análisis confiable de la dinámica espacial del territorio.

Cuadro 1. Matriz de probabilidades de cambio calculadas con el modelador de cambios en el terreno, para la ciudad de Villahermosa durante 1984-2008.

Table 1. Matrix of change probabilities calculated with the change modeler in the ground, for the city of Villahermosa during 1984-2008.

Variables	VG	HM	PZ	TB	IT	CR	UR	Total 2008
VG	0.0263	0	0	0.0013	0	0	0	0.0283
HM	0.0004	0.0331	0.0008	0	0	0	0	0.0336
PZ	0.0472	0.0047	0.0001	0	0	0	0	0.1682
TB	0.0004	0	0.1163	0.0023	0	0	0	0.003
IT	0.0006	0	0.0003	0	0.0002	0	0	0.0028
CR	0.0004	0	0.002	0	0	0.0054	0	0.0065
UR	0.0131	0	0.017	0.0034	0	0.0001	0.0326	0.0667
Total 1984	0.0883	0.0379	0.1376	0.007	0.0002	0.0056	0.0327	1
Overall Kappa=	0.8115							

VG= vegetación arbórea; HM= humedales; PZ= pastizal; TB= terrenos baldíos; IT= industrial; CR= carreteras; y UR= uso urbano.

Durante 1984-2008, la matriz de cambios demostró que la categoría con mayor persistencia fue el pastizal (53.7%) (Cuadro 2), la cual ha sido ocupada para actividades agropecuarias, crecimiento urbano, carreteras y áreas industriales. La zona urbana se mantuvo persistente con 15.1%, implicando que esta área artificial difícilmente volverá a ser cobertura natural (McDonnell y Pickett, 1990).

Las coberturas de vegetación arbórea y humedales se mantuvieron persistentes con el 12.1 y 15.3% (Cuadro 2). La persistencia del pastizal y el uso urbano coincidieron con Zavala *et al.* (2009), pues ellos registraron que el pastizal de uso agropecuario (60%) y la ocupación urbana (9.1%) fueron los

Results and discussion

Modeler changes in terrain

The MCT generated a probability of change matrix and a statistical summary Kappa= 0.81 (Table 1). This value showed that the maps of 1984 and 2008 were precise when being crossed and generated a reliable analysis of the spatial dynamics of the territory.

During 1984-2008, the matrix of changes showed that the category with the greatest persistence was pasture (53.7%) (Table 2), which has been occupied for agricultural activities, urban growth, roads and industrial areas. The urban area remained persistent with 15.1%, implying that this artificial area will hardly return to natural cover (McDonnell and Pickett, 1990).

Tree cover and wetlands were persistent with 12.1 and 15.3% (Table 2). Persistence of pasture and urban use coincided with Zavala *et al.* (2009), since they recorded that the pastures for agricultural use (60%) and urban occupation (9.1%) were the dominant uses in Villahermosa during 1984 and 2005, while 74% of the landscape was transformed and 25.3 and 5.2% were occupied by arboreal vegetation and wetlands.

The losses of tree vegetation and wetlands were greater than gains (Table 2). In contrast, pasture had the highest gains in area, although it lost about 2.13% due to its transitions to urban, industrial, roads and vacant lots (Table 2). Also, urban use recorded high gains of 3.41% and zero losses (Table 2).

usos dominantes en Villahermosa durante 1984 y 2005, mientras que, 74% del paisaje fue transformado y el 25.3 y 5.2% fueron ocupados por la vegetación arbórea y los humedales.

The uses that contributed mainly to the loss of tree vegetation were pasture with 3 103 ha, followed by the urban with 872 ha (Figure 2).

Cuadro 2. Estimaciones de la matriz de cambio (ha) con el modelador de cambios en el terreno para la ciudad de Villahermosa durante en el periodo 1984-2008.

Table 2. Estimates of the change matrix (ha) with the land shifter modeler for the city of Villahermosa during the period 1984-2008.

Categoría	1984	2008	Ganancias	(%)	Pérdidas	(%)	Cambio neto	Persistencias	(%)
VG	5 901	1 893	136	0.2	4 144	6.2	-4 008	1 757	12.1
HM	2 533	2 244	33	0.05	322	0.48	-289	2 211	15.3
PZ	9 192	11 239	3 473	5.2	1 426	2.13	2 047	7 766	53.7
TB	465	203	49	0.07	310	0.46	-262	154	1
IT	10	184	173	0.26	0	0	173	10	0
CR	373	435	73	0.11	0	0	62	362	2.5
UR	2 182	4 458	2 278	3.41	0	0	2 276	2 180	15.1

VG= vegetación arbórea; HM= humedales; PZ= pastizal; TB= terrenos baldíos; IT= industrial; CR= carreteras; y UR= uso urbano.

Las pérdidas de la vegetación arbórea y humedales fueron mayores a las ganancias (Cuadro 2). En contraste, el pastizal presentó las mayores ganancias de área, aunque perdió cerca de 2.13% debido sus transiciones a uso urbano, industrial, carreteras y terrenos baldíos (Cuadro 2). También, el uso urbano registró elevadas ganancias de 3.41% y nulas pérdidas (Cuadro 2).

Los usos que contribuyeron principalmente con la pérdida de vegetación arbórea fueron el pastizal con 3 103 ha, seguido por el urbano con 872 ha (Figura 2). El crecimiento de la zona industrial y las carreteras, con 40 y 24 ha, también contribuyeron con la deforestación. De la misma forma, 28 ha de vegetación arbórea fueron remplazadas por humedales, lo que se atribuyó a las inundaciones del 2007, en las cuales 62% del estado resultó inundado (CEPAL, 2008). En contraste, 312 ha de humedales desaparecieron en la ciudad por el crecimiento del pastizal (Figura 2).

El pastizal creció fundamentalmente en áreas donde hubo vegetación arbórea y humedales. Esto fundamenta que el mayor impacto en Villahermosa sobre las coberturas naturales se dio por el crecimiento de las actividades agropecuarias de las últimas cuatro décadas. Sin embargo, el pastizal también presentó importantes pérdidas de 1 169 ha para su transformación a zonas urbanas, 133 ha para transformarse a uso industrial, y en menor proporción perdió 44 ha para su reemplazo a carreteras y 22 ha para terrenos baldíos (Figura 2).

The growth of the industrial zone and roads, with 40 and 24 ha, also contributed to deforestation. Likewise, 28 ha of tree vegetation were replaced by wetlands, attributed to the 2007 floods, in which 62% of the state was flooded (CEPAL, 2008). In contrast, 312 ha of wetlands disappeared in the city due to pasture growth (Figure 2).

The pasture grew mainly in areas where there was arboreal vegetation and wetlands. This is based on the fact that the greatest impact in Villahermosa on natural coverages was due to the growth of agricultural activities in the last four decades. However, the pasture also suffered significant losses of 1 169 ha for its transformation to urban areas, 133 ha to transform to industrial use, and to a lesser extent lost 44 ha for its replacement to roads and 22 ha for vacant land (Figure 2).

The urban use mainly displaced pasture areas, followed by tree vegetation and vacant lots (Figure 2). The analysis of the contributions showed that the urban growth in the three decades included was not directly related to the loss of wetlands, since the MCT found that between 1984 and 2008, these natural coverages were replaced in great proportions by the grassland and in smaller measured by urban growth and road construction (Figure 2).

The distribution of the transitions observed between 1984 and 2008 showed that the major transformation to urban use occurred in the urban neighborhoods previously consolidated and in the vicinity of the roads, where

El uso urbano desplazó fundamentalmente áreas de pastizal, seguido por vegetación arbórea y terrenos baldíos (Figura 2).

residential areas and other artificial zones were built away from the center and edges of the city, which has favored the process of periurbanization.

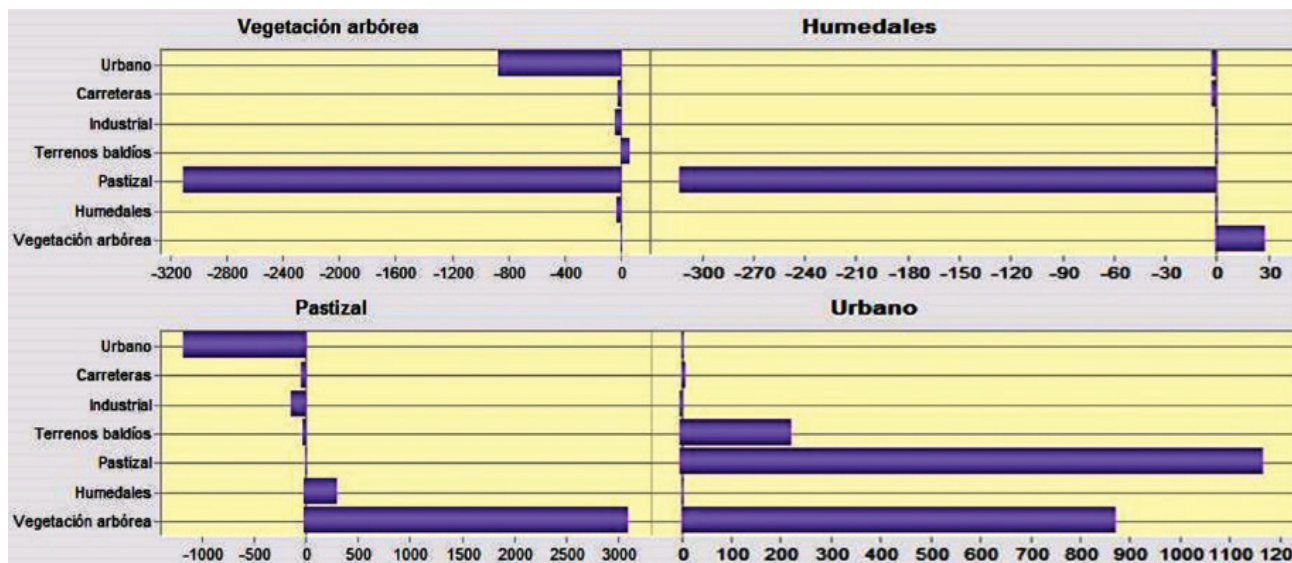


Figura 2. Contribuciones netas entre las categorías de cambio de usos de suelo en la ciudad de Villahermosa (1984-2008).
Figure 2. Net contributions among the categories of land use change in the city of Villahermosa (1984-2008).

El análisis de las contribuciones mostró que el crecimiento urbano en las tres décadas incluidas no estuvo directamente relacionado con la pérdida de humedales, ya que el MCT encontró que entre 1984 y 2008, estas coberturas naturales fueron sustituidas en grandes proporciones por el pastizal y en menor medida por el crecimiento urbano y la construcción de carreteras (Figura 2).

La distribución de las transiciones observadas entre 1984 y 2008 demostraron que la mayor transformación a uso urbano ocurrió en las inmediaciones urbanas consolidadas con anterioridad y en la cercanía a las carreteras, donde se han construido zonas residenciales y otras zonas artificiales alejadas del centro y bordes de la ciudad, lo que ha favorecido el proceso de periurbanización.

El desarrollo periurbano generalmente está acompañado de la fragmentación y contaminación de ecosistemas, así como de la pérdida o reducción drástica de los hábitats y biodiversidad (Benítez *et al.*, 2012; Sánchez *et al.*, 2012; Henny y Meutia, 2014; Hettiarachchi *et al.*, 2014). La expansión periférica de Villahermosa no estuvo exenta de modificar su hidrogeomorfología, ya que sobresalió la práctica de fragmentar y rellenar los humedales, a lo que se añadieron la deforestación y transformación de la red

The periurban development is generally accompanied by the fragmentation and contamination of ecosystems, as well as the drastic loss or reduction of habitats and biodiversity (Benítez *et al.*, 2012; Sánchez *et al.*, 2012; Henny and Meutia, 2014; Hettiarachchi *et al.*, 2014). The peripheral expansion of Villahermosa was not without modifying its hydrogeomorphology, as the practice of fragmenting and replenishing the wetlands was outstanding. In addition, deforestation and transformation of the surface river network of the rivers of the Grijalva basin (Kolb and Galicia, 2012; Sánchez *et al.*, 2015). In the atlas of risk of the center municipality (Galindo-Alcántara *et al.*, 2009) it was pointed out that, during 1984-2000, the city of Villahermosa increased its urban area by 38.65% due to the construction of houses and infrastructure favored by public policies and socioeconomic elements.

In spite of the environmental services that the wetlands have provided and the greater economic benefits that would be received for investing in their conservation (Maltby and Acreman, 2011; Henny and Meutia, 2014); during 1984-2008, urban development projects in Villahermosa continued with the hydraulic isolation of wetlands and the filling of their floodplain areas, which resulted in the net loss of 289 ha of wetlands (Table 2). Sánchez-Munguía

fluvial superficial de los ríos de la cuenca del Grijalva (Kolb y Galicia, 2012; Sánchez *et al.*, 2015). En el atlas de riesgo del municipio de centro (Galindo-Alcántara *et al.*, 2009) se señaló que, durante 1984-2000, la ciudad de Villahermosa incrementó 38.65% su área urbana debido a la construcción de viviendas e infraestructura favorecida por políticas públicas y elementos socio económicos.

A pesar de los servicios ambientales que los humedales han provisto y los mayores beneficios económicos que se recibirían por invertir en su conservación (Maltby y Acreman, 2011; Henny y Meutia, 2014); durante 1984-2008, los proyectos de desarrollo urbano en Villahermosa continuaron con el aislamiento hidráulico de los humedales y el relleno de sus zonas de anegación que provocaron la pérdida neta de 289 ha de humedales (Cuadro 2). Sánchez-Munguía (2005) cuantificó que el avance urbano de 2 296 ha entre 1990 y 2000 invadió humedales y eliminó vasos reguladores con macrofitas enraizadas emergentes. A nivel de cuenca, 60% de los humedales se perdió en los primeros ocho años del siglo XXI (Landgrave y Moreno-Casasola, 2012).

Las tendencias del crecimiento urbano de Villahermosa coinciden, tanto con el grado de urbanización alcanzado en distintas regiones de México, que no han contribuido un incremento substancial en el desarrollo del país. Por el contrario, gran parte de los problemas sociales, como la segregación y desigualdad económica y de deterioro ambiental, como la deforestación y fragmentación y contaminación de humedales en México, se han originado por el desarrollo urbano (Garza 2010; MacGregor-Forsy y Ortega-Álvarez, 2013).

Los efectos provocados por el cambio climático se suman a la expansión urbana y al cambio de uso del suelo, ya que magnifican las inundaciones y la vulnerabilidad, especialmente la población de bajos recursos asentada zonas irregulares que queda más expuesta y con una escasa o nula capacidad de respuesta (Welz y Krellenberg, 2016). En Villahermosa, el crecimiento no planeado y la falta de políticas de desarrollo urbano, la insuficiencia de ingresos de gran parte de la población y la necesidad de vivienda, fomentaron la ocupación de por lo menos 59 asentamientos irregulares que ejercieron presión sobre los humedales con alto riesgo de inundaciones (Galindo-Alcántara *et al.*, 2009).

Durante septiembre y octubre de 2007, se registraron inundaciones de gran magnitud en Tabasco, que afectaron a la ciudad de Villahermosa (Perevochtchikova y Lezama,

(2005) quantified that the urban advance of 2 296 ha between 1990 and 2000 invaded wetlands and eliminated regulatory vessels with emerging rooted macrophytes. At the basin level, 60% of wetlands were lost in the first eight years of the 21st century (Landgrave and Moreno-Casasola, 2012).

The trends of urban growth in Villahermosa coincide, both with the degree of urbanization reached in different regions of Mexico, that have not contributed a substantial increase in the development of the country. On the contrary, much of the social problems, such as segregation and economic inequality and environmental deterioration, such as deforestation and fragmentation and contamination of wetlands in Mexico, have been caused by urban development (Garza, 2010; MacGregor-Forsy and Ortega-Álvarez, 2013).

The effects of climate change are compounded by urban sprawl and land-use change, as floods and vulnerability are magnified, especially by the low-income population living in irregular areas that are most exposed and with little or no capacity of response (Welz and Krellenberg, 2016). In Villahermosa, unplanned growth and lack of urban development policies, insufficient income for a large part of the population, and the need for housing encouraged the occupation of at least 59 irregular settlements that put pressure on wetlands with high flood risk (Galindo-Alcántara *et al.*, 2009).

During September and October 2007, floods of great magnitude were recorded in Tabasco, which affected the city of Villahermosa (Perevochtchikova and Lezama, 2007). The change of land use in the city and in the basin showed the vulnerability of the inhabitants of Villahermosa, since in the extreme flood of October 2007 were affected 50 521 homes, 75% of the population was affected by losses that amounted to 31.8 billion pesos, at level the Grijalva basin (CEPAL, 2008). This shows that in Tabasco the settlement of urban centers leads to the construction of infrastructure in areas prone to flood, which contributes to vulnerability to climate change (Ramos *et al.*, 2016). Despite the environmental lesson of the floods, the city continues to grow with the same practices, under periurban development.

Considering this scenario, sustainable urban development would involve planning that includes the creation of protected natural areas, working lands for the inhabitants of the primary sector and the availability of urban infrastructure

2007). El cambio de uso del suelo en la ciudad y en la cuenca mostró la vulnerabilidad de los habitantes de Villahermosa, ya que en la inundación extrema de octubre de 2007 fueron afectadas 50 561 viviendas, 75% de la población resultó damnificada con pérdidas que ascendieron a 31.8 miles de millones de pesos, a nivel de cuenca baja del Grijalva (CEPAL, 2008). Esto comprueba que en Tabasco el asentamiento de centros urbanos conlleva a la construcción de infraestructura en zonas propensas a inundación, lo cual contribuye a la vulnerabilidad ante el cambio climático (Ramos *et al.*, 2016). A pesar de la lección ambiental de las inundaciones, la ciudad sigue creciendo con las mismas prácticas, bajo un desarrollo periurbano.

Ante este panorama, el desarrollo urbano sostenible implicaría una planificación que incluya la creación de áreas naturales protegidas, tierras de trabajo para los habitantes dedicados al sector primario y la disponibilidad de infraestructura urbana y vivienda construida en zonas no vulnerables (Benítez *et al.*, 2012). En el estado, el programa de ordenamiento ecológico de Tabasco (Galindo-Alcántara *et al.*, 2006), tiene como uno de sus objetivos “orientar y evaluar el establecimiento y desarrollo de las actividades productivas, los asentamientos humanos y la conservación de los recursos naturales, regulando y disminuyendo los impactos ambientales”.

En respuesta a este programa, el gobierno de la ciudad diseñó, para el periodo 2008-2030, el establecimiento de tres áreas para regular el uso y conservar humedales, vegetación arbórea y zonas de pastizal: 5 715 ha para la preservación, conservación total y regulación hidrológica, 1 310 ha reservadas a la preservación ecológica para mejoramiento y compatibilidad restringida y 174 ha de Valor Ambiental (Instituto de Planeación y Desarrollo Urbano, 2008). Sin embargo, la aplicación de las leyes y de los programas de manejo y desarrollo urbano en el país ha sido insuficiente, y ante este problema, el crecimiento y desarrollo de las ciudades mexicanas representa aún amenazas para la conservación de la biodiversidad y el bienestar humano (Bazant, 2010; MacGregor-Forsy y Ortega-Álvarez, 2013).

Cadenas de Markov (Markov) y autómatas celulares (CA-Markov)

La matriz de probabilidad de cambios 2020 (Cuadro 3) indicó que la cobertura de vegetación arbórea tendrá las mayores transiciones, con probabilidades elevadas

and housing built in non-vulnerable areas (Benítez *et al.*, 2012). In the state, the environmental management program of Tabasco (Galindo-Alcántara *et al.*, 2006) has as one of its objectives “to guide and evaluate the establishment and development of productive activities, human settlements and conservation of resources natural, regulating and reducing environmental impacts”.

In response to this program, the city government designed, for the 2008-2030 period, the establishment of three areas to regulate the use and conservation of wetlands, tree vegetation and grassland areas: 5 715 ha for preservation, total conservation and hydrological regulation, 1 310 ha reserved for ecological preservation for improvement and restricted compatibility and 174 ha for Environmental Value (Institute for Urban Planning and Development, 2008). However, the application of laws and management and urban development programs in the country has been insufficient, and in the face of this problem, the growth and development of Mexican cities still represent threats to the conservation of biodiversity and human well-being (Bazant, 2010; MacGregor-Forsy and Ortega-Álvarez, 2013).

Markov chains (Markov) and cellular automata (CA-Markov)

The probability matrix of change 2020 (Table 3) indicated that tree cover would have the greatest transitions, with high probabilities to become pasture and urban use (Table 3), while wetland coverages will have a 12.5% probability of being replaced by pasture. It was also detected that the pasture will present 10.5% probability to be converted to urban use.

In the projection of 2030, tree vegetation will maintain high probabilities of 52 and 13.7% being replaced by grassland and urban use (Table 3), while wetland coverings will present 11.7% probabilities of being converted to pastureland. In 2040, the arboreal vegetation will continue to deteriorate in its area, showing a high probability of 62.6% and 19.1% to become pasture and urban areas (Table 3). Meanwhile, the wetlands will continue with the same trend of change to pasture with probability of 16.1%. The pasture will continue to be important for the growth of the urban area with a probability of 16.6%.

The calibrated CA-Markov projections 2008 and 2020, presented a global precision $Kappa = (K_{no} = 92.2\%, K_{location} = 96.3\%, K_{standard} = 86.1\%)$ and $(K_{no} = 95\%, K_{location} = 96.4\%, K_{standard} = 91.1\%)$, which supports, that these two projections are reliable to represent spatial scenarios of land

para convertirse en pastizal y uso urbano (Cuadro 3), mientras que las coberturas de humedales tendrán 12.5% de probabilidad de ser remplazadas por pastizal. También se detectó que el pastizal presentará 10.5% de probabilidad para transformarse a uso urbano.

use change. Also, the two scenarios constructed for 2030 and 2040, at the base of projections 2008 and 2020, presented reliable statistics Kappa= (Kno= 94.8%, Klocation= 96.3%, Kstandard= 90.8%) and (Kno= 93.4%, Klocation= 96.3% Kstandard= 88.2%).

Cuadro 3. Matrices de probabilidades de cambio (Markov).

Table 3. Matrices of probability of change (Markov).

Proyecciones		VG	HM	PZ	TB	IT	CR	UR
2020	VG	0.3424	0	0.4745	0.0025	0.0048	0.0026	0.1696
	HM	0.0001	0.8714	0.1255	0	0.0003	0	0.0022
	PZ	0.004	0.0003	0.8678	0.0016	0.0139	0.0066	0.1058
	UR	0.0001	0	0.0035	0.0003	0	0	0.996
2030	VG	0.32	0	0.52	0.004	0.005	0.003	0.137
	HM	0	0.88	0.11	0	0	0	0
	PZ	0	0	0.85	0.002	0.013	0.004	0.117
	UR	0	0	0	0	0	0	0.999
2040	VG	0.1565	0.0056	0.6269	0.0047	0.0096	0.0054	0.1913
	HM	0.0002	0.8334	0.1616	0.0001	0.0002	0.0012	0.0033
	PZ	0.0067	0.0007	0.7977	0.0029	0.019	0.0064	0.1667
	UR	0	0	0.0003	0.0003	0.0002	0.0002	0.9989

VG= vegetación arbórea; HM= humedales; PZ= pastizal; TR= terrenos baldíos; IT= industrial; CR= carreteras; UR= urbano.

En la proyección del 2030, la vegetación arbórea mantendrá altas probabilidades de 52 y 13.7% de ser remplazado por pastizal y uso urbano (Cuadro 3), mientras que las coberturas de humedales presentaran probabilidades de 11.7% de convertirse a superficies de pastizal. En 2040, la vegetación arbórea continuará con el deterioro de su área al mostrar elevadas probabilidades de 62.6% y 19.1% para transformarse a pastizal y zona urbana (Cuadro 3), mientras tanto, los humedales seguirán con la misma tendencia de cambio a pastizal con probabilidad de 16.1%. El pastizal seguirá siendo importante para el crecimiento de la zona urbana con probabilidad de 16.6%.

Las proyecciones CA-Markov calibradas 2008 y 2020, presentaron una precisión global Kappa= (Kno= 92.2%, Klocation= 96.3%, Kstandard= 86.1%) y (Kno= 95%, Klocation= 96.4% Kstandard= 91.1%), lo cual sustenta, que estas dos proyecciones son confiables para representar escenarios espaciales del cambio de uso del suelo. También, los dos escenarios construidos para 2030 y 2040, en la base de las proyecciones 2008 y 2020, presentaron estadísticos confiables Kappa= (Kno= 94.8%, Klocation= 96.3%, Kstandard= 90.8%) y (Kno= 93.4%, Klocation= 96.3% Kstandard= 88.2%).

The projection of changes of 2008 2020 (Figure 3) generated a scenario, where no increase in landscape dynamics. The tree vegetation and wetlands occupy 4 137 ha of the total area; While, pasture and urban use 15 697 ha. The analysis of the net changes indicated that the tree vegetation will lose 1 917 ha, the wetlands 451 ha, and the pasture 225 ha. In contrast, urban use will increase by 2 480 ha (Table 4). From 2020 to 2030 (Figure 3) a scenario was detected where the dynamics of the landscape is of smaller magnitude by having a range of 10 years. The arboreal vegetation and the wetlands will cover 2 719 ha of the total area; while pasture and urban use will occupy 17 059 ha. The arboreal vegetation will lose 34 ha, the wetlands 32 ha, and the grassland 49 ha.

In contrast, urban use will increase by 79 ha (Table 4). However, the period 2030-2040 (Figure 3) will be catastrophic, because tree vegetation and wetlands will cover only 2 332 ha of the total area; while pasture and urban use will occupy the largest area of the entire analysis period with 17 529 ha. In relation to the net changes, the tree vegetation will lose 278 ha, the wetlands, 109 ha, and the pasture 217 ha. In contrast, urban use will increase 689 ha (Table 4).

La proyección de cambios del 2008 al 2020 (Figura 3) generó un escenario, en donde hay aumento en la dinámica del paisaje. La vegetación arbórea y los humedales ocuparán 4 137 ha de la superficie total; mientras que, el pastizal y el uso urbano 15 697 ha. El análisis de los cambios netos señaló que la vegetación arbórea perderá 1 917 ha, los humedales 451 ha, y el pastizal 225 ha. En contraste, el uso urbano aumentará 2 480 ha (Cuadro 4). De 2020 a 2030 (Figura 3) se detectó un escenario donde la dinámica del paisaje es de menor magnitud por tener un rango de 10 años. La vegetación arbórea y los humedales cubrirán 2 719 ha del área total; mientras que, el pastizal y el uso urbano ocuparán 17 059 ha. La vegetación arbórea perderá 34 ha, los humedales 32 ha, y el pastizal 49 ha.

It is noted that the process of land use change is affected by environmental factors (slope, relief, orientation, among others), socioeconomic (population density, distances to residential areas, shopping centers, and factories) environmental (protected areas, aquatic ecosystems, soil type, etc).

These factors can be analyzed in other geomatic models such as: logistic and multiple regression, neural networks and multicriteria evaluation (EMC). The spatial variables to be compared in these models must coincide in scale and method of classification to avoid errors in the results (Velázquez *et al.*, 2002).

Cuadro 4. Estimación de los escenarios espaciales de cambio CA-Markov.
Table 4. Estimation of spatial change scenarios CA-Markov.

Variables	2008	(%)	2020	(%)	2030	(%)	2040	(%)	2008-2020	2020-2030	2030-2040
VG	2 673	9.2	756	3.7	722	3.5	444	2.1	1 917	-34	-278
HM	2 416	10.9	1 965	9.5	1 997	9.7	1 888	9.1	451	32	-109
PZ	11 196	54.4	10 971	53.1	10 922	52.9	10 705	51.8	225	-49	-217
UR	3 578	21.6	6 058	29.3	6 137	29.7	6 824	33	-2 480	79	687

VG= vegetación arbórea; HM= humedales; PZ= pastizal; UR= urbano.

En cambio, el uso urbano aumentará 79 ha (Cuadro 4). Sin embargo, el periodo 2030-2040 (Figura 3) será catastrófico, porque la vegetación arbórea y los humedales cubrirán solamente 2 332 ha de la superficie total; mientras que, el pastizal y el uso urbano, ocuparán la mayor superficie de todo el periodo de análisis con 17 529 ha. En relación a los cambios netos, la vegetación arbórea perderá 278 ha, los humedales, 109 ha, y el pastizal 217 ha. En cambio, el uso urbano incrementará 689 ha (Cuadro 4).

Se remarca que el proceso de cambio de uso del suelo es afectado por factores físicos (pendiente, relieve, orientación, etc), socioeconómicos (densidad de población, distancias a zonas residenciales, centros comerciales y fábricas) ambientales (áreas protegidas, ecosistemas acuáticos, tipo de suelo, etc).

Estos factores pueden ser analizados en otros modelos geomáticos como: regresión logística y múltiple, las redes neuronales y la evaluación multicriterio (EMC). Las variables espaciales a comparar en estos modelos deben coincidir en escala y método de clasificación para evitar errores en los resultados (Velázquez *et al.*, 2002).

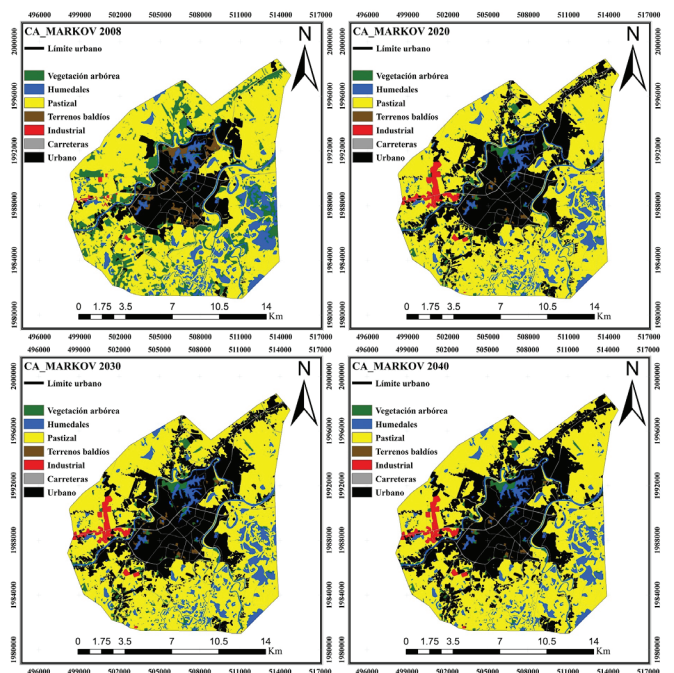


Figura 3. Mapas de escenarios espaciales de cambio CA-Markov.
Figure 3. Maps of spatial scenarios of change CA-Markov.

Las imágenes de aptitud resultantes en estos modelos pueden integrarse a CA-Markov, para crear mapas de proyección con mayor idoneidad de representación de la realidad que mejoraría en gran medida la capacidad de predicción (Thapa y Murayama, 2011; Subedi *et al.*, 2013).

En este estudio se presentaron limitantes en la preparación de la base de datos, ya que: 1) sólo se contó con imágenes de 1984, 2000 y 2008 en escala 1:10 000, 2) no se logró integrar imágenes de aptitud de tipo social, económica o física (como el modelo digital de elevación), pues la información disponible para estos temas se encuentra en escalas diferentes de 1:50 000, 1:250 000 y 1:1 000 000 (INEGI, 2016), y 3) tienen diferentes métodos de clasificación. Para resolver esta limitante; se emplearon como variables, la matriz de áreas de cambio y la colección de imágenes de áreas de adecuación/ aptitud construidas en Markov, para correr el modelo CA-Markov en las cuatro proyecciones, y se demostró que la propia dinámica interna del paisaje fue suficiente para la creación de escenarios espaciales 2008, 2020, 2030 y 2040.

De esta forma, se constata que el uso de modelos geomáticos depende del detalle, costos de implementación e información espacial disponible al mismo tamaño de escala (Romero y López, 2000). El estudio comprueba que es imprescindible la integración y combinación de modelos geomáticos del cambio de uso del suelo para conocer con precisión el alcance de los cambios registrados, los riesgos que implica y de ser posible identificar los agentes que causan el cambio con fines de seguimiento de la planificación territorial (Chuvieco, 2008).

Conclusiones

La integración de modelos geomáticos con base a transición es una herramienta para simular la dinámica interna del paisaje y obtener probabilidades del cambio para establecer estrategias de planeación ambiental. En Villahermosa localizada en la cuenca baja del Río Grijalva, durante 1984 y 2008 el uso urbano (4 458 ha) y el pastizal (11 239 ha), elevaron sus superficies causando el deterioro de 1 893 ha de vegetación arbórea y 2 244 ha de humedales. Las proyecciones mostraron con gran precisión escenarios para el 2020, 2030 y 2040, donde el aumento en las superficies de uso urbano (6 058, 6 137 y 6 824 ha) y pastizal (10 971, 10 922 y 10 705 ha), continuarán provocando disminuciones de coberturas vegetación arbórea (756, 722 y 444 ha) y humedales (1 965, 1 997 y 1 888 ha).

The resulting fitness images in these models can be integrated into CA-Markov, to create projection maps with greater adequacy of reality representation that would greatly improve the predictive capacity (Thapa and Murayama, 2011; Subedi *et al.*, 2013).

In this study, limitations were presented in the preparation of the database, since: 1) only images of 1984, 2000 and 2008 were found in scale 1:10 000, 2) it was not possible to integrate images of social aptitude, economic or physical (such as the digital elevation model), since the information available for these subjects is in different scales of 1:50 000, 1:250 000 and 1:1 000 000 (INEGI, 2016), and 3) have different classification methods. To solve this limitation; were used as variables, the matrix of areas of change and the collection of images of areas suitability/fitness built in Markov as variables to run the CA-Markov model in the four projections, and it was shown that the internal dynamics of the landscape itself were sufficient for the creation of spatial scenarios 2008, 2020, 2030 and 2040.

In this way, we can verify that the use of geomatic models depends on the detail, implementation costs and spatial information available at the same scale size (Romero and López, 2000). The study confirms that it is essential to integrate and combine geomatic models of land use change to better understand the scope of the changes, the risks involved and if possible to identify the agents that cause the change for the purpose of monitoring of territorial planning (Chuvieco, 2008).

Conclusions

The integration of geomatic models in transition-based is a powerful tool to simulate the internal dynamics of the landscape and obtain probabilities of change to establish environmental planning strategies. In the city of Villahermosa located in the lower Grijalva River basin, urban use (4 458 ha) and pasture (11 239 ha) increased in 1984 and 2008, causing deterioration of 1 893 ha of tree vegetation and 2 244 ha of wetlands. The projections showed very accurate scenarios for 2020, 2030 and 2040, where the increase in urban (6 058, 6 137 and 6 824 ha) and pasture land (10 971, 10 922 and 10 705 ha) will continue (756, 722 and 444 ha) and wetlands (1 965, 1 997 and 1 888 ha).

Los resultados reafirman que el modelo de crecimiento urbano ha omitido en general la conservación de los ecosistemas debido a la falta de aplicación del programa de ordenamiento del territorio sumado a la pérdida de los humedales como vasos reguladores y su cambio de uso para zonas habitacionales. Si continúa el proceso anárquico de cambio de uso del suelo por el crecimiento periurbano mal planificado en la ciudad, la zona sur-sureste de Villahermosa puede perder las últimas superficies arbóreas y acuáticas conservadas en las próximas dos décadas. Por lo tanto, para evitar escenarios de deterioro ambiental en las próximas dos décadas, la zona sur-sureste debe ser protegida como área natural protegida mediante un plan de manejo integral y decreto legal que lo respalde para detener la periurbanización.

The results reaffirm that the urban growth model has generally neglected the conservation of ecosystems due to the lack of application of the land management program coupled with the loss of wetlands as regulatory vessels and their change of use for housing areas. If the anarchic process of change of land use continues due to the badly planned periurban growth in the city, the south-southeast area of Villahermosa may lose the last remaining tree and aquatic surfaces in the next two decades. Therefore, to avoid scenarios of environmental deterioration in the next two decades, the south-southeast zone should be protected as a protected natural area through a comprehensive management plan and legal decree to support it to stop periurbanization.

End of the English version

Literatura citada

- Bazant, J. 2010. Expansión urbana incontrolada y paradigmas de la planeación urbana. *Espacio abierto*. 19(3).
- Benítez, G.; Pérez, V. A.; Nava, T. M.; Equihua, M. and Álvarez, P. J. L. 2012. Urban expansion and the environmental effects of informal settlements on the outskirts of Xalapa city, Veracruz, Mexico. *Environment and Urbanization*. 24(1):149-166.
- Burel, F. and Baudry, J. 2002. *Ecología del paisaje: conceptos métodos y aplicaciones*. Madrid, España: Ediciones Mundi Prensa. 428 p.
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). 2012. Atlas digital del agua México. <http://www.conagua.gob.mx/atlas/index.html>
- Fahrig, L.; Baudry, J.; Brotons, L.; Burel, F. G.; Crist, T. O.; Fuller, R. J. and Martin, J. L. 2011. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology letters*. 14(2):101-112.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2016. <http://www.fao.org/news/story/es/item/327382/icode/>.
- Garza, G. 2010. La transformación urbana de México, 1970-2020. In: Garza, G. y Schteingart, M. (Eds.). *Los grandes problemas de México. Desarrollo urbano y regional*. Ciudad de México: El Colegio de México A. C. 2:31-86.
- Galindo, A. A.; Gama, L. M.; Salcedo, M. A.; Ruiz, A. S. D.; Morales, A. y Rullán, C. 2006. Programa de ordenamiento ecológico del estado de Tabasco. Villahermosa, México: Secretaría de Desarrollo Social y Protección al Ambiente. 44 p.
- Galindo, A. A.; Ruiz, A. S. D.; Morales, A.; Gómez, C.; Salcedo, M. A.; Aguilar, M.; Valencia, J. y Rodríguez, C. M. 2009. Atlas de riesgos del municipio de centro, Tabasco. Villahermosa: Ayuntamiento Municipal de Centro, Secretaría de Desarrollo Social. 125 p.
- Henny, C. and Meutia, A. A. 2014. Urban lakes in megacity Jakarta: risk and management plan for future sustainability. *Procedia Environmental Sciences*. 20:737- 746.
- INEGI (Instituto Nacional de Geografía). 2016. Cartografía urbana. <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/urbana/default.aspx>.
- Instituto de Planeación y Desarrollo Urbano. 2008. Programa de desarrollo urbano del centro de población de la ciudad de Villahermosa y centros metropolitanos, Tabasco 2008-2030. Villahermosa: H. Ayuntamiento Constitucional de Centro.
- Kolb, M. and Galicia, L. 2012. Challenging the linear forestation narrative in the Neo-tropic: regional patterns and processes of deforestation and regeneration in southern Mexico. *The Geographical Journal*. 178(2):147-161.
- Kolb, M.; Mas, J. F. and Galicia, L. 2013. Evaluating drivers of land-use change and transition potential models in a complex landscape in Southern Mexico. *Inter. J. Geograp. Infor. Sci.* 27(9):1804-1827.
- Landgrave, R. y Moreno, C. P. 2012. Evaluación cuantitativa de la pérdida de humedales en México. *Investigación ambiental*. 4(1):19-35.
- MacGregor, F. I. y Ortega, Á. R. 2013. *Ecología urbana: experiencias en América Latina*. Ciudad de México: INECOL. 76 p.
- Marcantonio, M.; Rocchini, D.; Geri, F.; Bacaro, G. and Amici, V. 2013. Biodiversity, roads, and landscape fragmentation: two mediterranean cases. *Applied Geography*. 42:63-72.
- Maltby, E. and Acreman, M. C. 2011. Ecosystem services of wetlands: pathfinder for a new paradigm. *Hydrol. Sci. J.* 56(8):1341-1359.
- McDonnell, M. J. and Pickett, S. T. 1990. Ecosystem structure and function along urban-rural gradients: 7 an unexploited opportunity for ecology. *Ecology*. 71(4):1232-1237.
- Mitsch, W. J.; Goseelink, J. G. and Anderson, C. J. 2009. *Wetland ecosystems*. Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, Inc. 50 p.
- Paegelow, M.; Camacho, M. y Toribio, J. 2003. Cadenas de Markov, evaluación multicriterio y evaluación multiobjetivo para la modelización prospectiva del paisaje. *Geofocus*. 3:22-44.
- Perevochtchikova, M. y Lezama, T. J. L. 2010. Causas de un desastre: inundaciones del 2007 en Tabasco, México. *J. Latin American Geography*. 9(2):73-98.
- Pontius, R. G. 2000. Quantification error versus location error in comparison of categorical maps. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. 66(8):1011-1016.

- Ramos, R. R.; Gama, C. L. M.; Núñez, G. J. C.; Sánchez, H. R.; Hernández, T. H. y Ruiz, A. O. 2016. Adaptación del modelo de vulnerabilidad costera en el litoral tabasqueño ante el cambio climático. *Rev. Mex. Cienc. Agríc.* (13):2551-2563.
- Restrepo, A. and Juan, D. 2015. The impact of deforestation on the erosion in the Magdalena River drainage basin (1980-2010). *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas.* 39(151):250-267.
- Reynoso, S. R.; Valdez, L. J. R.; Escalona, M. M. J.; de los Santos Posadas, H. M. y Pérez, H. M. J. 2016. Cadenas de Markov y autómatas celulares para la modelación de cambio de uso de suelo. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental.* 37(1):72-81.
- Romero, H. D. y López, B. J. 2000. Producción e integración de fotomapas digitales para la evaluación del crecimiento urbano, Texcoco, Estado de México: periodo 1970-1989-1997. *Investigaciones Geográficas.* (42):48-66.
- Sánchez, A. J.; Salcedo, M. A.; Macossay, C. A.; Feria, Y.; Vázquez, L.; Ovando, N. y Rosado, L. 2012. Calidad ambiental de la laguna urbana la Pólvora en la cuenca del río Grijalva. *Revista Tecnología y Ciencias del Agua.* 3(3):143-152.
- Thapa, R. B. and Murayama, Y. 2011. Urban growth modeling of Kathmandu metropolitan region, Nepal. *Computers, Environment and Urban Systems.* 35(1):25-34.
- Velázquez, A.; Mas, J. F.; Gallegos, R. D.; Mayorga, S. R.; Alcántara, P. C.; Castro, R. y Palacio, J. L. 2002. Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. *Gaceta Ecológica.* (62):21-37.
- Welz, J. and Krellenberg, K. 2016. Vulnerabilidad frente al cambio climático en la Región Metropolitana de Santiago de Chile: posiciones teóricas versus evidencias empíricas. *EURE.* 42(125):251-272.