

Modelado espaciotemporal del paisaje mediante autómatas celulares: una aproximación prospectiva en la cuenca de la Presa Solís

Spatiotemporal landscape modeling using cellular automata: a prospective approach in the Solís Dam watershed

Martha Sofía Medina Acuña¹, Michelle Farfán Gutierrez², Ismael Orozco Medina^{2*}

¹ Maestría en Ciencias del Agua, División de Ingenierías, Campus Guanajuato, Universidad de Guanajuato. CP. 36000, Guanajuato, Gto., México. ms.medinaacuna@ugto.mx

² Departamento de Ingeniería Geomática e Hidráulica, División de Ingenierías, Universidad de Guanajuato, CP. 36000, Guanajuato, Gto., México. michelle.farfán@ugto.mx, i.orozco@ugto.mx

*Autor de correspondencia

Resumen

Palabras clave:

Cambio de uso del suelo; autómatas celulares; Dinámica EGO.

Anticipar el cambio en la cobertura y uso de suelo es fundamental para comprender y mitigar sus repercusiones en el ciclo hidrológico, la recarga de acuíferos, los riesgos de sequías, las inundaciones y la degradación ambiental. Es por ello que este estudio se enfocó en evaluar, mediante autómatas celulares, los cambios en la cobertura y uso de suelo proyectados hasta el año 2035. Lo anterior se realizó usando como caso de estudio la cuenca de aportación a la presa Solís. Los resultados muestran un incremento del 90.54% en la superficie destinada a uso urbano, una reducción del 25.07% en el área de bosques y una disminución del 2.72% en las tierras agropecuarias. Se resalta la necesidad de impulsar instrumentos de planificación territorial que promuevan prácticas de uso responsable del suelo y que favorezcan la restauración y protección de la cobertura forestal.

Abstract

Keywords: Land use change; cellular automata; Dinámica EGO.

Anticipating land cover and use changes is vital to understanding and mitigating their impacts on the hydrological cycle, aquifer recharge, droughts, flood risks, and environmental degradation. Hence, this study focused on assessing, through cellular automata, land cover and land use changes projected to the year 2035. The case study was conducted in the contributing watershed of the Solís Reservoir. Results demonstrated substantial changes, notably a 90.54% increase in urban expansion, a 25.07% decline in forest cover, and a 2.72% reduction in agricultural land. It is highlighted that it is important to promote land-use planning instruments fostering responsible land use practices and supporting the restoration and protection of forest cover.

Recibido: 17 de abril de 2025

Aceptado: 15 de octubre de 2025

Publicado: 4 de marzo de 2026

Cómo citar: Medina, M. S.; Farfán, M.; & Orozco, I. (2026). Modelado espaciotemporal del paisaje mediante autómatas celulares: una aproximación prospectiva en la cuenca de la Presa Solís. *Acta Universitaria*, 36, e4609. doi: <https://doi.org/10.15174/au.2026.4609>

Introducción

El cambio en la cobertura y uso de suelo constituye un proceso de transformación de los paisajes naturales provocado principalmente por actividades antropogénicas (Niemelä *et al.*, 2000). Según Woodward & Foster (1997), el cambio en la cobertura y uso de suelo tiene un impacto significativo en la erosión del suelo, el transporte de sedimentos y la degradación de la fertilidad del suelo. Otros estudios, como los realizados por Taleshian *et al.* (2018), Kuhnle *et al.* (1996) y Hossain *et al.* (2020), destacan que los impactos anteriormente mencionados son más significativos cuando se combinan con fuertes precipitaciones y cuando intervienen características como el contenido de materia orgánica, la textura, la estructura y la permeabilidad del suelo.

Asimismo, una de las principales actividades antropogénicas que contribuyen al cambio de cobertura y usos de suelo es el crecimiento urbano, el cual, según Singh *et al.* (2015), es una tendencia global que se ha intensificado desde principios del siglo XX. Según Maheng *et al.* (2021), el crecimiento urbano tiene repercusiones directas en los servicios ecosistémicos y en la sostenibilidad ambiental de las cuencas hidrológicas, pues reduce las áreas verdes y los cuerpos de agua.

Con base en lo anterior, es prioritario realizar proyecciones del cambio en la cobertura y uso de suelo con la finalidad de anticipar y mitigar futuros impactos sobre los servicios ecosistémicos de la cuenca hidrológica (Gomes *et al.*, 2021). Sin embargo, las proyecciones del cambio en la cobertura y uso del suelo constituyen una tarea compleja, ya que involucran múltiples variables físicas, climáticas y socioeconómicas (Pahlavani *et al.*, 2017). Para abordar esta complejidad, se han empleado diversos enfoques de modelación, entre los que destacan las autómatas celulares, el análisis de decisión multicriterio o el modelado basado en Agente (Gomes *et al.*, 2021).

En caso de los autómatas celulares, estos han sido ampliamente utilizados en el estudio de las dinámicas del cambio en la cobertura y uso de suelo (Boavida-Portugal *et al.*, 2016), porque permiten simular el estado futuro de la cobertura y uso de suelo a escala de celda, basándose en su estado anterior y en la influencia de las celdas vecinas (Gharbia *et al.*, 2016; Gomes *et al.*, 2021). Por otro lado, las cadenas de Markov también han sido aplicadas mediante la generación de una matriz de transición que representa la probabilidad de que cada celda en que se discretiza el área de estudio cambie de estado en un tiempo futuro (Pahlavani *et al.*, 2017).

Estudios como el realizado por Pahlavani *et al.* (2017) han demostrado que, al combinarse las cadenas de Markov y los autómatas celulares, se logra modelar con mayor precisión el cambio en la cobertura y uso de suelo, pues de esta manera se integran tanto la dimensión temporal como la espacial del proceso (Pahlavani *et al.*, 2017). En la calibración y validación de estos modelos se han empleado técnicas como las matrices de peso, el índice característica operativa del receptor y el índice Kappa (Gomes *et al.*, 2021; Jaman *et al.*, 2022).

En el caso específico de México, se han encontrado estudios que han aplicado los autómatas celulares a través del uso del modelo Dinamica EGO, como es el caso de Pérez-Vega *et al.* (2012), Camacho-Sanabria *et al.* (2015), Leija-Loredo *et al.* (2018), Prieto-Amparán *et al.* (2019) y Denvir (2023). Estos estudios han evidenciado la capacidad del modelo para representar las dinámicas de cambio en la cobertura y uso del suelo, así como la necesidad de ampliar su aplicación en el territorio mexicano, sobre todo en la evaluación del impacto que el cambio en la cobertura y uso de suelo puede tener sobre las fuentes superficiales.

La falta de este tipo de estudios es especialmente relevante en la cuenca de la presa Solís, la más importante del estado de Guanajuato, y una de las principales presas de México, cuya función es proveer recursos hídricos a un distrito de riego de 112 mil hectáreas (Gobierno del Estado de Guanajuato, 2024). Por tanto, la simulación de escenarios del cambio en la cobertura y uso del suelo en esta región puede ofrecer información valiosa sobre las tendencias de cambio, permitiendo una gestión más efectiva de la cuenca. Esto es crucial para mitigar las alteraciones en el régimen hidrológico del río Lerma, en el ciclo de los sedimentos y en la fertilidad de los suelos agrícolas, protegiendo así las actividades económicas, la sociedad y el ambiente de la región.

Caso de estudio

El caso de estudio utilizado ha sido la cuenca de aportación a la presa Solís, se ubica en la región hidrológica Lerma Santiago y comprende un área de 5608.6 km² (Figura 1). El 89.41% de la cuenca se encuentra en esta región hidrológica, que es crucial para el desarrollo económico de México debido a su alto consumo de recursos hídricos (Escobar, 2006).

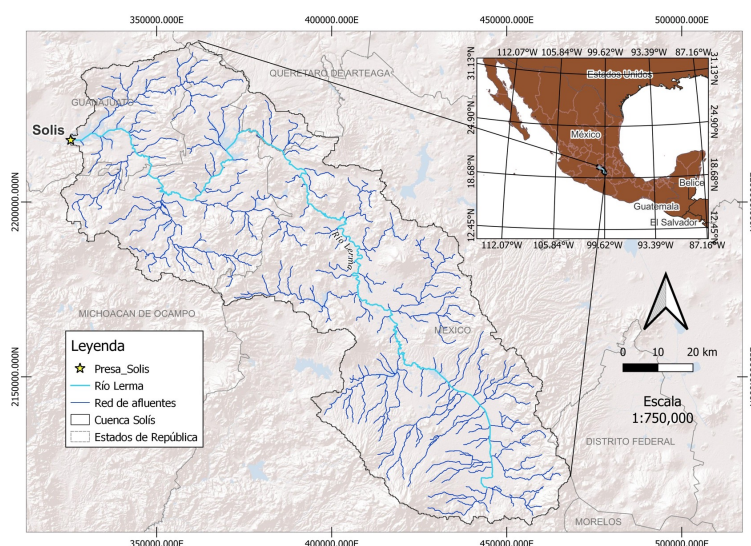


Figura 1. Ubicación de la cuenca de aportación de la Presa Solís.

Fuente: Elaboración propia.

El clima predominante en la cuenca es templado subhúmedo y semiseco, según la clasificación de Köppen (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI], 2021). Este tipo de clima indica regímenes de lluvia escasos a lo largo del año. La cuenca registra una precipitación media anual de 810 mm, una evapotranspiración media anual de 655 mm y una temperatura media anual superior a los 18 °C (Díaz *et al.*, 2019). Además, según el Monitor de Sequías (Servicio Meteorológico Nacional [SNM], 2024), al 15 de junio de 2024, gran parte de la cuenca se encontraba en condiciones de sequía extrema, lo que incrementa la vulnerabilidad de las actividades agropecuarias y el suministro de agua, así como el riesgo de incendios forestales (Barcia-Sardiñas *et al.*, 2019).

Materiales y métodos

En el presente estudio se utilizó el modelo Dinámica EGO para el modelado del cambio en la cobertura y uso de suelo (CCUS). El Dinámica EGO fue desarrollado por el Centro de Investigación de Sensoramiento Remoto de la Universidad Federal de Minas Gerais, en Brasil (<https://csr.ufmg.br/dinamica/>). Este modelo combina autómatas celulares y cadenas de Markov para realizar simulaciones estocásticas de múltiples pasos, utilizando probabilidades de transición espacial con dinámicas calculadas dentro de un vecindario cartográfico (Al-sharif & Pradhan, 2014; Razavi, 2014; Silveira *et al.*, 2002). En su implementación se ha diseñado una metodología que incluye cuatro etapas (Figura 2).

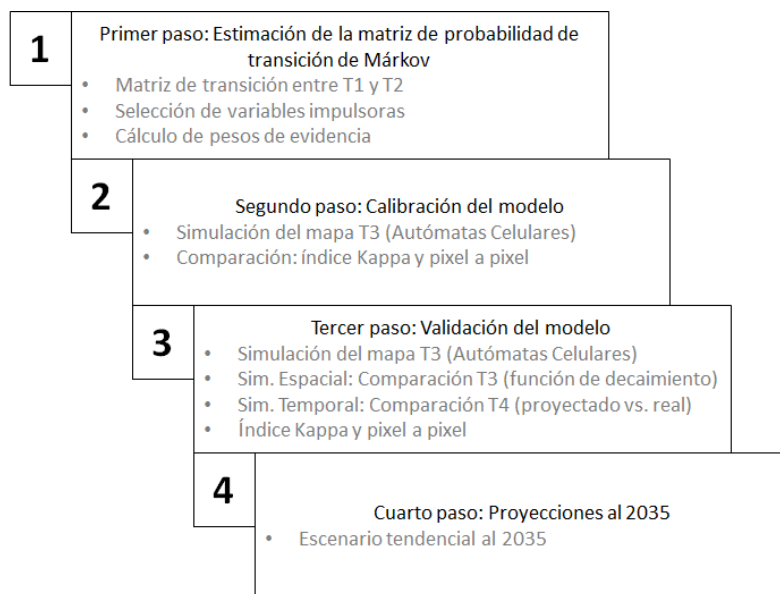


Figura 2. Metodología implementada para el modelado de CCUS con Dinámica EGO.

Fuente: Elaboración propia.

En el modelado del CCUS se emplearon los mapas de uso del suelo y vegetación de las series IV (generada en el periodo 2007-2010) y V (generada en el periodo 2011-2013) del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). A partir de estos mapas, se generó la matriz de transición de Markov. Para fines de identificación, en este estudio el mapa de la serie IV será identificado como MR1-2009 y el mapa de la serie V como MR2-2013. La matriz de transición establece las probabilidades de cambio desde un estado inicial en el tiempo T1 hacia un estado futuro en T+1 (Ossa, 2013). Adicionalmente, se incluyeron variables cartográficas impulsoras del cambio, tales como elevaciones, pendientes, caminos, red fluvial y asentamientos humanos, variables comúnmente utilizadas en evaluaciones de modificación del paisaje (Bucata, 2014; Llena *et al.*, 2019; Wang *et al.*, 2021).

Se garantizó la independencia espacial de los mapas de entrada evaluando el coeficiente de Cramer, asegurando que su valor fuera inferior a 0.1, con el fin de evitar correlaciones moderadas entre variables (Akoglu, 2018); posteriormente, se realizó la simulación al 2016 (MP3-2016). La calibración del modelo se realizó mediante el cálculo del índice Kappa (Cohen, 1960) y el porcentaje de aciertos entre el mapa proyectado (MP3-2016) y el mapa real de la serie VI de INEGI (MR3-2016).

Para la validación de los mapas simulados, se llevaron a cabo dos enfoques: uno espacial y otro temporal. La validación espacial se basó en un análisis de similitud utilizando múltiples ventanas aplicadas al mapa proyectado (MP3-2016) (Figura 3), con una función de decaimiento constante dentro de ventanas de tamaño variable. Según el método descrito por Barni (2009), y citado por Piontekowski *et al.* (2012), esta función compara la coincidencia de píxeles dentro de una ventana, la cual se va reduciendo progresivamente a medida que aumenta la cantidad de aciertos en niveles de mayor resolución. Por otro lado, la validación temporal se llevó a cabo empleando nuevamente el índice Kappa y el porcentaje de aciertos, esta vez comparando el mapa simulado al 2021 (MP4-2021) con el mapa real de la serie VII de INEGI en el 2021 (MR4-2021).

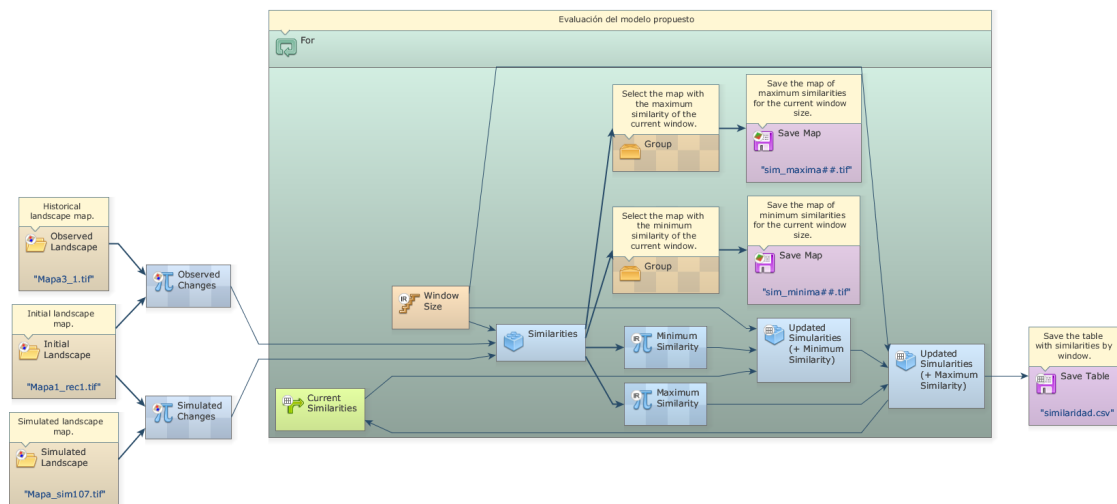


Figura 3. Submodelo de validación del mapa simulado al 2016 con el mapa observado al 2016.

Fuente: Dinámica EGO (2024).

Finalmente, tras la calibración y validación del modelo, se generaron proyecciones del CCUS para el periodo 2020-2035, tomando en cuenta un escenario tendencial de crecimiento urbano y deforestación.

Resultados y discusión

Con el objetivo de facilitar el modelado del CCUS, las unidades de cobertura fueron reclasificadas en cinco categorías dominantes: uso agropecuario, cobertura boscosa, cuerpos de agua, áreas urbanizadas y superficies carentes de vegetación aparente (Figura 4). Al comparar los mapas iniciales MR1-2009 y MR2-2013, se observó un aumento del 18.27% en la categoría de zona urbana, mientras que la mayor reducción la tuvo la categoría de bosques con un -0.71%, seguida de una disminución en las zonas agropecuarias con un -0.36%. Aunque la pérdida relativa de áreas forestales y agropecuarias puede parecer menor en términos porcentuales, su impacto resulta relevante en la fragmentación del paisaje. En particular, el crecimiento urbano constituye un factor crítico, dado que implica un aumento en la superficie impermeabilizada. Según Alaoui *et al.* (2018), esto limita los procesos de infiltración y recarga de acuíferos, incrementa el escurrimiento superficial y eleva la vulnerabilidad frente a inundaciones.

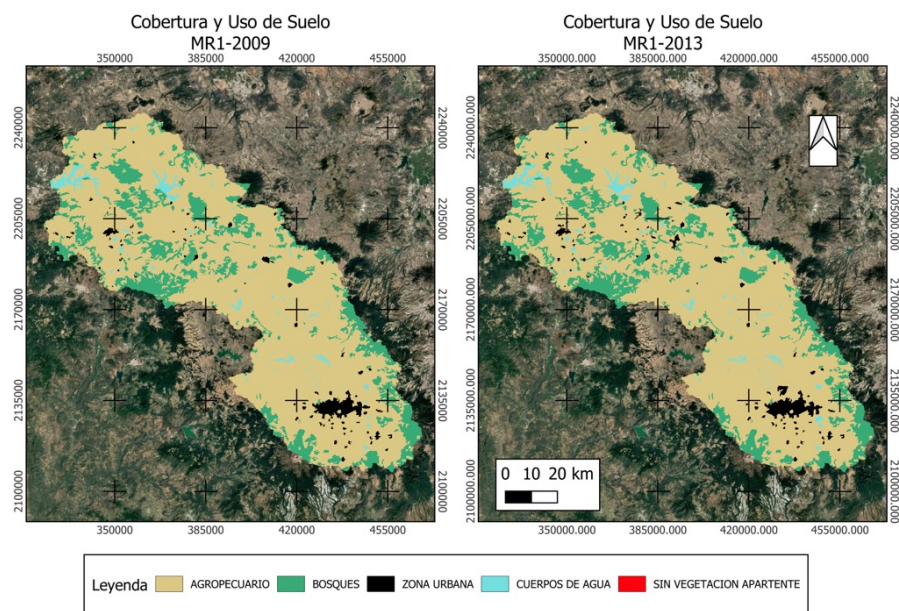


Figura 4. Mapas de cobertura y uso de suelo en la cuenca según las series IV y V de INEGI (MR1-2009 y MR2-2013).

Fuente: Elaboración propia.

En el caso de la matriz de transición de Markov obtenida, esta ha mostrado valores relativamente bajos en las transiciones entre clases, lo cual es consistente con el estado de degradación a un ritmo lento (Figura 5). En la matriz de puede observar que la transición de bosque primario a agricultura de temporal presenta la tasa más alta (0.05837). También se ha observado que la agricultura de riego y pastizal inducido están contribuyendo en la deforestación en la cuenca de aportación a la presa Solís.

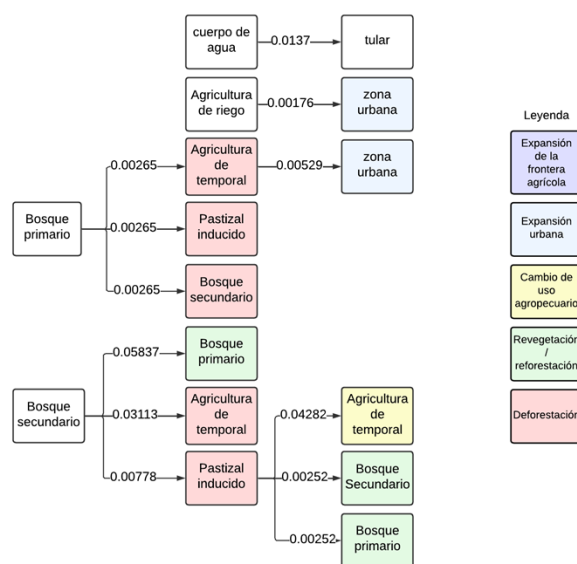


Figura 5. Transiciones del MR1-2009 al MR2-2013.

Fuente: Elaboración propia.

Por otro lado, los pesos de evidencia calculados para el escenario de deforestación y crecimiento urbano han indicado que la proximidad a los asentamientos humanos (AAHH) es la variable con mayor influencia, registrando valores de +2.3 para crecimiento urbano y +1.6 para deforestación (Figura 6). Estos resultados presentan similitud con los reportados por Camacho-Sanabria *et al.* (2015) para el Estado de México. Lo anterior sugiere que el CCUS es más probable en áreas cercanas a asentamientos urbanos, lo que subraya la necesidad de políticas de planificación urbana más sostenibles, como los ordenamientos ecológicos territoriales.

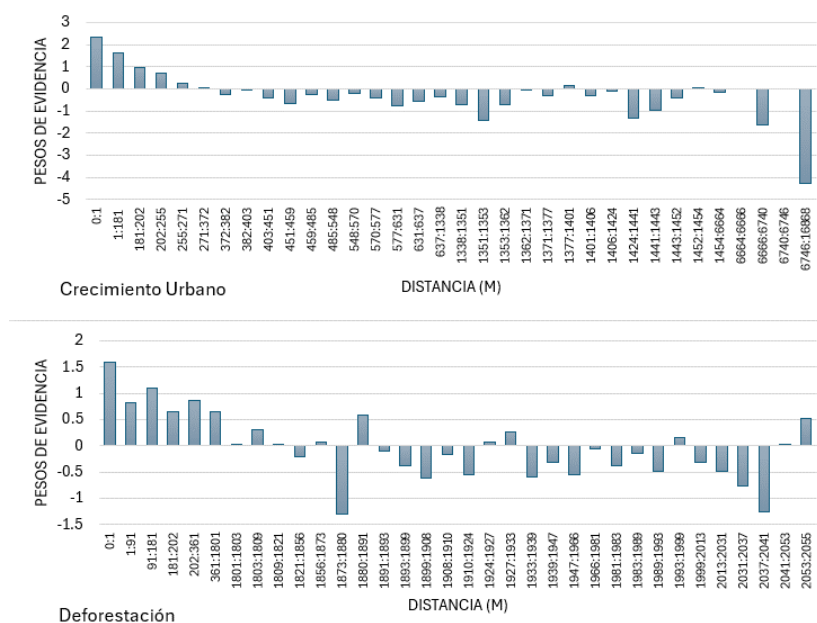


Figura 6. Variación de los pesos de evidencia de la variable AAHH sobre los escenarios de crecimiento urbano y deforestación.

Fuente: Elaboración propia.

En la calibración se utilizó el coeficiente de Cramer para evaluar la correlación entre las variables seleccionadas, obteniéndose un valor máximo de 0.083 (Tabla 1). Es decir, se ha observado que la mayor dependencia se presenta entre los asentamientos humanos (dist_AAHH) y los caminos (dist_caminos). Este resultado es consistente con la lógica espacial del territorio, dado que las zonas urbanizadas tienden a localizarse en proximidad a las vías de comunicación, lo cual refleja la influencia conjunta de la accesibilidad y la densidad poblacional en los procesos de transformación del uso del suelo.

Tabla 1. Resultados de la evaluación de correlación entre las variables seleccionadas.

Primera variable	Segunda variable	Coefficiente de Cramer
dist_AAHH/layer_0	dist_caminos/layer_0	0.08308916
MDE/layer_0	dist_AAHH/layer_0	0.074454257
MDE/layer_0	dist_caminos/layer_0	0.058545906
MDE/layer_0	dist_hidrog/layer_0	0.038161579
dist_caminos/layer_0	dist_pasti/layer_0	0.029226337
dist_hidrog/layer_0	dist_pasti/layer_0	0.028818806
MDE/layer_0	dist_pasti/layer_0	0.025959189
dist_AAHH/layer_0	dist_pasti/layer_0	0.023211516
dist_caminos/layer_0	dist_hidrog/layer_0	0.01638834
dist_AAHH/layer_0	dist_hidrog/layer_0	0.014647136

Nota. AAHH = asentamientos humanos, MDE = Modelo Digital de Elevaciones.

Fuente: Elaboración propia.

Una vez realizada la calibración, se llevó a cabo la validación espacial y temporal del modelo en Dinamica EGO. En el primer caso se ha comparado el mapa simulado para el año 2016 (MR3-2016) y el mapa real de la serie VI de INEGI (MR3-2016) (Figura 7). Los resultados obtenidos han mostrado una similitud del 50.08% utilizando ventanas de resolución espacial de 19 píxeles. Además, se ha obtenido un índice Kappa de 0.88 para los mapas simulados y reales de 2016 (MP3-2016 y MR3-2016), lo que indica una excelente precisión (>0.80), de acuerdo con la clasificación de Fleiss *et al.* (2013) (Figura 8). Por otro lado, la comparación de píxeles mostró una precisión del 95.66%.

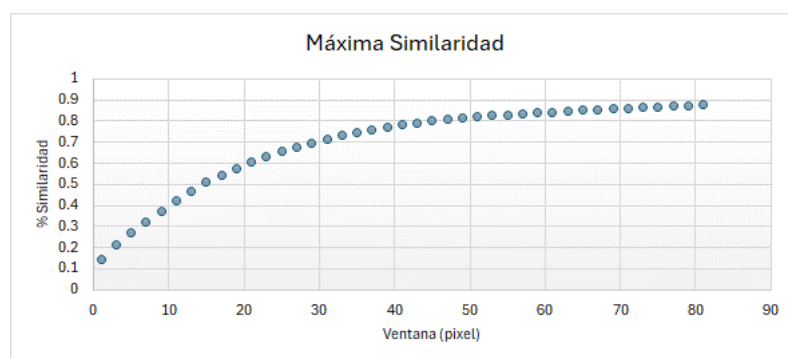


Figura 7. Tamaño de ventana de evaluación de similitud entre el mapa real MR3-2016 y el mapa simulado MP3-2016.

Fuente: Elaboración propia.

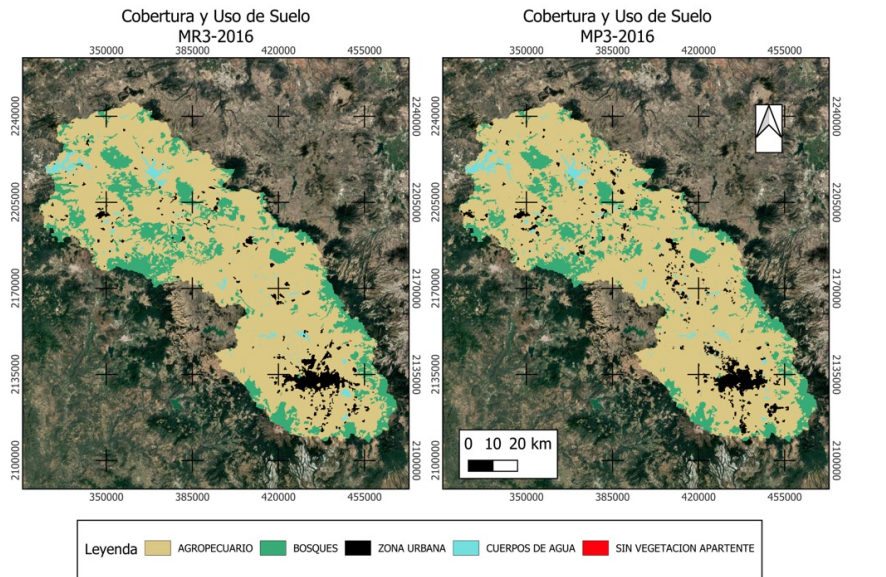


Figura 8. Mapa de cobertura y uso de suelo simulado en Dinamica EGO (MP3-2016) y el mapa real de la serie VI de INEGI (MR3-2016).
Fuente: Elaboración propia.

En la validación temporal se han comparado el mapa simulado a través de Dinamica EGO con la cobertura y uso de suelo del año 2021 (MP4-2021 y MR4-2021, respectivamente), obteniéndose una precisión del 87.59% y un índice Kappa de 0.69 (Figura 9). La precisión anterior es aceptable de acuerdo con Camacho *et al.* (2022), quienes consideran que una precisión superior al 85% es aceptable en el modelado del CCUS en contextos locales o regionales.

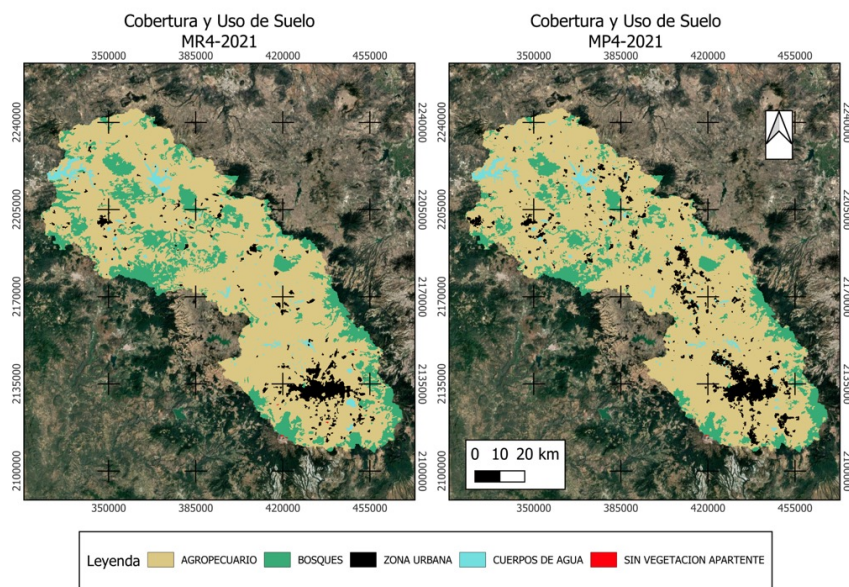


Figura 9. Mapa de cobertura y uso de suelo simulado en Dinamica EGO (MP4-2021) y el mapa real de la serie VII de INEGI (MR4-2021).
Fuente: Elaboración propia.

Los resultados del modelado del CCUS para el periodo 2010-2035 muestran una tasa promedio de crecimiento anual del 6.67% en las zonas urbanas, mientras que los bosques y las áreas agrícolas presentan reducciones promedio de 1.91% y 0.15%, respectivamente (Figura 10). Es decir, en el periodo simulado se ha obtenido un incremento del 90.54% en la superficie destinada a uso urbano, una reducción del 25.07% en el área de bosques y una disminución del 2.72% en las tierras agropecuarias. Estos resultados resaltan la necesidad de impulsar instrumentos de planificación territorial que promuevan prácticas de uso responsable del suelo y favorezcan la restauración y protección de la cobertura forestal. La tendencia es coherente con los procesos de urbanización acelerada observados en diversas regiones de México y América Latina, donde el crecimiento poblacional y la expansión de infraestructura ejercen una presión directa sobre los ecosistemas (Seto *et al.*, 2012).

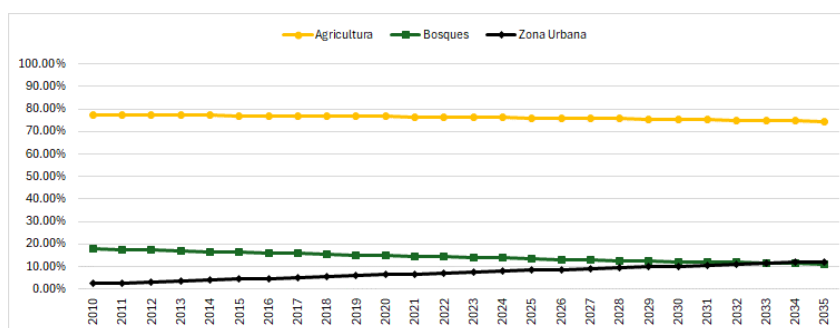


Figura 10. Tendencia anual del cambio de cobertura y uso de suelo (2010-2035).

Fuente: Elaboración propia.

En el mismo contexto, la proyección del CCUS para 2035 indica que se mantiene la tendencia a la disminución de los bosques, mientras que las zonas urbanas continuarían expandiéndose y la agricultura mostraría una ligera reducción debido a la competencia por el suelo con las áreas urbanas. Esto sugiere la necesidad de realizar estudios hidrológicos y sedimentológicos para evaluar los impactos del cambio del paisaje y promover una gestión del territorio hacia un uso sostenible del suelo y la conservación de áreas forestales para contribuir a la sostenibilidad ambiental de la cuenca de aportación a la Presa Solís.

Conclusiones

El modelado espaciotemporal del CCUS mediante autómatas celulares ha permitido identificar patrones significativos en la dinámica territorial y los factores espaciales que influyen en la transformación del paisaje en la cuenca de aportación a la presa Solís. A partir de los resultados obtenidos se pueden destacar las siguientes conclusiones principales:

- Los resultados han mostrado una expansión urbana y pérdida de cobertura natural. Entre 2009 y 2013 la superficie destinada a zonas urbanas aumentó un 18.27%, mientras que los bosques y áreas agropecuarias mostraron reducciones del 0.71% y 0.36%, respectivamente. En el periodo 2010-2035, las proyecciones presentaron un incremento del 90.54% en la superficie urbana, una disminución del 25.07% en bosques y una reducción del 2.72% en tierras agrícolas.
- El análisis de pesos ha evidenciado que la proximidad a asentamientos humanos es la variable más influyente tanto en la deforestación como en el crecimiento urbano. La mayor correlación observada entre los asentamientos humanos y la cercanía a caminos refleja la interacción de la accesibilidad y la densidad poblacional en la transformación del uso del suelo.

- c) La calibración y validación del modelo Dinamica EGO mostró una precisión espacial y temporal aceptable, con índices Kappa de 0.88 para 2016 y 0.69 para 2021, así como precisiones superiores al 87% que respaldan la fiabilidad del modelo para proyectar cambios en la cobertura y uso del suelo.

Con base en los resultados obtenidos, la expansión urbana continuará presionando los ecosistemas, mientras que los bosques y áreas agrícolas seguirán reduciéndose. Por lo tanto, es imprescindible promover estrategias de restauración y conservación de la cobertura forestal para contribuir en la sostenibilidad ambiental de la cuenca.

Agradecimientos

A la Dirección de Apoyo a la Investigación y al Posgrado (DAIP) de la Universidad de Guanajuato por el financiamiento asignado al Proyecto 210/2024 dentro de la Convocatoria Institucional de Investigación Científica 2024.

Conflicto de interés

Los autores declaran no tener conflictos de interés.

Referencias

- Akoglu, H. (2018). User's guide to correlation coefficients. *Turkish Journal of Emergency Medicine*, 18(3), 91-93. <https://doi.org/10.1016/j.tjem.2018.08.001>
- Alaoui, A., Rogger, M., Peth, S., & Blöschl, G. (2018). Does soil compaction increase floods? A review. *Journal of Hydrology*, 557, 631-642. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.12.052>
- Al-sharif, A. A. A., & Pradhan, B. (2014). Monitoring and predicting land use change in Tripoli Metropolitan City using an integrated Markov chain and cellular automata models in GIS. *Arabian Journal of Geosciences*, 7(10), 4291-4301. <https://doi.org/10.1007/s12517-013-1119-7>
- Barcia-Sardiñas, S., Fontes-Leandro, M., Ramírez-González, M., & Viera-González, E. Y. (2019). La sequía meteorológica 2014-2017, características e impactos en la provincia Cienfuegos. *Revista Cubana de Meteorología*, 25, 319-333. <https://www.redalyc.org/journal/7019/701977516007/html/>
- Barni, P. E. (2009). *Reconstrução e asfaltamento da Rodovia BR-319: Efeito "dominó" pode elevar as taxas de desmatamento no Sul do Estado de Roraima* [Tesis]. Universidad Estatal de Roraima. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.33413.50403>
- Boavida-Portugal, I., Rocha, J., & Ferreira, C. C. (2016). Exploring the impacts of future tourism development on land use/cover changes. *Applied Geography*, 77, 82-91. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2016.10.009>
- Bucata, A. (2014). The impact of human activities on land use and land cover changes and environmental processes in the Gorce Mountains (Western Polish Carpathians) in the past 50 years. *Journal of Environmental Management*, 138, 4-14. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.01.036>
- Camacho, M. T., García-Álvarez, D., Gallardo, M., Mas, J. F., Paegelow, M., Castillo-Santiago, M. A., & Molinero-Parejo, R. (2022). Validation of land use cover maps: a guideline. En D. García-Álvarez, M. T. Camacho-Olmedo, M. Paegelow & Mas, J. F. (eds.), *Land use cover datasets and validation tools* (pp. 35-46). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-030-90998-7_3
- Camacho-Sanabria, J. M., Juan-Pérez, J. I., & Pineda-Jaimes, N. B. (2015). Modeling of land use/cover changes: prospective scenarios in the Estado de Mexico. Case study - Amanalco de Becerra. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 21(2), 203-220. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2014.10.049>
- Cohen, J. (1960). A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and Psychological Measurement*, 20(1), 37-46. <https://www.semanticscholar.org/paper/A-Coefficient-of-Agreement-for-Nominal-Scales-Cohen/9e463eefadbc336c69270a299666e4104d50159>

- Denvir, A. (2023). Avocado expansion and the threat of forest loss in Michoacán, Mexico under climate change scenarios. *Applied Geography*, 151, 102856. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2022.102856>
- Díaz, U. S., López, R., Ortiz, T. L., Torres, I., & Galván, E. (2019). Análisis del índice de sequía en caudales (SDI) empleando escurrimiento natural en la cuenca mexicana del río Lerma. *Aqua-LAC*, 11(2), 17-28. <https://doi.org/10.29104/phi-aqualac/2019-v11-2-02>
- Dinámica EGO. (2024). [Documentation]. <https://dinamicaego.com/dokuwiki/doku.php?id=start>
- Escobar, B. (2006). La cuenca Lerma-Chapala: el agua de la discordia. *Gestión y Política Pública*, 15(2), 369-392. <https://www.redalyc.org/pdf/133/13315204.pdf>
- Fleiss, J. L., Levin, B., & Paik, M. C. (2013). *Statistical methods for rates and proportions* (3a ed.). John Wiley & Sons. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/book/10.1002/0471445428>
- Gharbia, S. S., Alfatah, S. A., Gill, L., Johnston, P., & Pilla, F. (2016). Land use scenarios and projections simulation using an integrated GIS cellular automata algorithms. *Modeling Earth Systems and Environment*, 2(151), 1-20. <https://doi.org/10.1007/s40808-016-0210-y>
- Gobierno del Estado de Guanajuato. (14 de mayo de 2024). *Abren Presa Solís para riego del Primavera - Verano 2024*. <https://boletines.guanajuato.gob.mx/2024/05/14/abren-presa-solis-para-riego-del-primavera-verano-2024/>
- Gomes, E., Inácio, M., Bogdzevič, K., Kalinauskas, M., Karnauskaitė, D., & Pereira, P. (2021). Future land-use changes and its impacts on terrestrial ecosystem services: a review. *Science of the Total Environment*, 781, 146716. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146716>
- Hossain, A., Krupnik, T. J., Timsina, J., Mahboob, M. G., Chaki, A. K., Farooq, M., Bhatt, R., Fahad, S., & Hasanuzzaman, M. (2020). Agricultural Land Degradation: Processes and Problems Undermining Future Food Security. En Fahad, S., et al. *Environment, Climate, Plant and Vegetation Growth*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-49732-3_2
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2021). *Tipos de clima*. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825199258>
- Jaman, T., Dharanirajan, K., & Rana, S. (2022). Land use and land cover change detection and its environmental impact on South Andaman Island, India using Kappa coefficient statistical analysis and geospatial techniques. *International Research Journal of Engineering and Technology (IRJET)*, 9(4), 281-288. <https://www.researchgate.net/publication/359822029>
- Kuhnle, R. A., Bingner, R. L., Foster, G. R., & Grissinger, E. H. (1996). Effect of land use changes on sediment transport in Goodwin Creek. *Water Resources Research*, 32(10), 3189-3196. <https://doi.org/10.1029/96WR02104>
- Leija-Loredo, E. G., Pavón, N. P., Sánchez-González, A., Rodríguez-Laguna, R., & Ángeles-Pérez, G. (2018). Land cover change and carbon stores in a tropical montane cloud forest in the Sierra Madre Oriental, Mexico. *Journal of Mountain Science*, 15, 2136-2147. <https://doi.org/10.1007/s11629-018-4937-y>
- Llena, M., Vericat, D., Cavalli, M., Crema, S., & Smith, M. W. (2019). The effects of land use and topographic changes on sediment connectivity in mountain catchments. *Science of the Total Environment*, 660, 899-912. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.479>
- Maheng, D., Pathirana, A., & Zevenbergen, C. (2021). A preliminary study on the impact of landscape pattern changes due to urbanization: case study of Jakarta, Indonesia. *Land*, 10(2), 1-27. <https://doi.org/10.3390/land10020218>
- Niemelä, J., Kotze, J., Ashworth, A., Brandmayr, P., Desender, K., New, T., Penev, L., Samways, M., & Spence, J. (2000). The search for common anthropogenic impacts on biodiversity: a global network. *Journal of Insect Conservation*, 4(1), 3-9. <https://doi.org/10.1023/A:1009655127440>
- Ossa, J. C. (2013). Matrices de transición y patrones de variabilidad cognitiva. *Universitas Psychologica*, 12(2), 559-570. <https://doi.org/10.11144/Javeriana.UPSY12-2.mtpv>
- Pahlavani, P., Omran, H. A., & Bigdeli, B. (2017). A multiple land use change model based on artificial neural network, Markov chain, and multi objective land allocation. *Earth Observation and Geomatics Engineering*, 1(2), 82-99. <https://doi.org/10.22059/eoge.2017.220342.1006>

- Pérez-Vega, A., Mas, J. F., & Ligmann-Zielinska, A. (2012). Comparing two approaches to land use/cover change modeling and their implications for the assessment of biodiversity loss in a deciduous tropical forest. *Environmental Modelling & Software*, 29(1), 11-23. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.09.011>
- Piontekowski, V. J., Souza, S., Huamán, E. R., De Souza, W. L., & Campos, F. (2012). Modelagem do desmatamento para o Estado do Acre utilizando o programa DINAMICA EGO. *4o Simpósio de Geotecnologias no Pantanal, Bonito, MS*, 20-24. <https://www.geopantanal.cnptia.embrapa.br/2012/cd/p183.pdf>
- Prieto-Amparán, J. A., Villarreal-Guerrero, F., Martínez-Salvador, M., Manjarrez-Domínguez, C., Vázquez-Quintero, G., & Pinedo-Alvarez, A. (2019). Spatial near future modeling of land use and land cover changes in the temperate forests of Mexico. *Peer Journal*, 7, e6617. <https://doi.org/10.7717/peerj.6617>
- Razavi, B. S. (2014). Predicting the trend of land use changes using artificial neural network and Markov chain model (case study: Kermanshah City). *Research Journal of Environmental and Earth Sciences*, 6(4), 215-226. <https://doi.org/10.19026/rjees.6.5763>
- Servicio Meteorológico Nacional (SNM). (2024). *Monitor de sequía de México*. <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/monitor-de-sequia/monitor-de-sequia-en-mexico>
- Seto, K. C., Güneralp, B., & Hutyrá, L. R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(40) 16083-16088. <https://doi.org/10.1073/pnas.1211658109>
- Silveira, B., Coutinho, G., & Lopes, C. (2002). DINAMICA - a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. *Ecological Modelling*, 154(3), 217-235. https://www.researchgate.net/publication/222830178_DINAMICA_-_A_stochastic_cellular_automata_model_designed_to_simulate_the_landscape_dynamics_in_an_Amazonian_colonization_frontier
- Singh, S. K., Mustak, S., Srivastava, P. K., Szabó, S., & Islam, T. (2015). Predicting spatial and decadal LULC changes through cellular automata Markov chain models using earth observation datasets and geo-information. *Environmental Processes*, 2(1), 61-78. <https://doi.org/10.1007/s40710-015-0062-x>
- Taleshian, F., Ghajar, M., & Emadi, M. (2018). Impact of land use change on soil erodibility. *Global Journal of Environmental Science and Management*, 4(1), 59-70. <https://doi.org/10.22034/gjesm.2018.04.01.006>
- Wang, L., Wu, L., & Zhang, W. (2021). Impacts of land use change on landscape patterns in mountain human settlement: the case study of Hantai District (Shaanxi, China). *Journal of Mountain Science*, 18(3), 749-763. <https://doi.org/10.1007/s11629-020-6236-7>
- Woodward, J., & Foster, I. (1997). Erosion and suspended sediment transfer in river catchments: environmental controls, processes and problems. *Geography*, 82(4), 353-376. <https://doi.org/10.1080/20436564.1997.12452621>