

Traectoria de la cubierta vegetal de la Sierra de Guadalupe, Valle de México (1994-2019)

Trajectory of the vegetation cover at Sierra de Guadalupe, Valle de México (1994-2019)

Erick Eduardo Mendoza Ruiz,* Dante Arturo Rodríguez Trejo,** Diódoro Granados Sánchez***
y Alejandro Corona Ambriz‡

Recibido: 28/08/2023. Aceptado: 17/01/2024. Publicado: 21/03/2024.

Resumen. La Sierra de Guadalupe es el último reducto forestal al norte de la Ciudad de México. Para restaurar su cubierta vegetal, o al menos manejarla, es necesario conocer su desarrollo. Es un sistema con unidad por donde transita la energía en formas diferentes según la vegetación, que es el resultado más evidente de condiciones litológicas, edafológicas, climáticas, geográficas e históricas con intervención humana de diferentes tipos.

Se describe el comportamiento de cubierta vegetal en la Sierra de Guadalupe en las últimas décadas a partir de la comparación del área y el perímetro de los mosaicos. También se aplicaron cuatro índices paisajísticos: un enfoque matriz-parche-corredor (Puyravaud, 2003), que expresa el cambio de la cobertura vegetal a partir de la ecuación del interés compuesto (Mikels, 2003), la detección de la fragmentación por la cercanía entre los centros de los mosaicos de cada tipo de vegetación; la relación de la disección de un paisaje, a partir de la similitud de los mosaicos, con círculos de la misma área (Bowen y Burgess, 1981), expresada por

la posibilidad de que un organismo se encuentre a otro de su especie estando en sitios aleatorios del paisaje (Jaeger, 2000). Con el análisis de la matriz de transición de Markov se observa la sucesión ecológica de algunos mosaicos y también el cambio de uso de suelo forestal a urbano en la mayor parte de la Sierra. El índice de autocorrelación de Moran permite evaluar qué tan agrupados están los parches, o, dicho de otra manera, qué tan constante es el flujo de energía a través del paisaje.

Para determinar los mosaicos se compararon imágenes de 1994 y 2019 de la Sierra de Guadalupe, trazando a mano alzada el perímetro de cada mosaico. Se hicieron visitas de campo a la zona de estudio para relacionar la textura y posición de cada mosaico.

Se definió la Sierra de Guadalupe como un conjunto de microcuencas con una extensión de 16 813 ha. En 1994, estaban urbanizadas 8698 ha, para 2019 el concreto había cubierto 1741 ha más. Se han establecido 540 ha de bosque y plantaciones, además de las que 1670 ha que ya existían.

* Estudiante de la Maestría en Ciencias Forestales. Universidad Autónoma Chapingo. Km 38.5 Carretera México-Texcoco, Chapingo, 56230, Estado de México, México. Roles de autoría: conceptualización, software, investigación, curaduría de datos, redacción – revisión y edición, visualización. ORCID: 0000-0003-3145-8092. Email: eredmendozaru@gmail.com

** Profesor investigador. Universidad Autónoma Chapingo. Km 38.5 Carretera México-Texcoco, Chapingo, 56230, Estado de México, México. Roles de autoría: metodología, análisis formal, redacción – revisión y edición, visualización, supervisión. ORCID: 0000-0002-1407-8365. Email: dantearturo@yahoo.com. Autor de correspondencia.

*** Profesor investigador. Universidad Autónoma Chapingo. Km 38.5 Carretera México-Texcoco, Chapingo, 56230, Estado de México, México. Roles de autoría: validación, redacción – revisión y edición. ORCID: 0000-0002-6739-8573. Email: didorog@hotmail.com

‡ Profesor investigador. Universidad Autónoma Chapingo. Km 38.5 Carretera México-Texcoco, Chapingo, 56230, Estado de México, México. Roles de autoría: análisis formal, redacción – revisión y edición. ORCID: 0000-0003-0005-7480. Email: acoronaa@chapingo.mx

El bosque de encino se ha extendido por las cañadas sobre 74 ha. La comunidad vegetal más importante en cuanto a extensión hacia 1994 era el matorral xerófilo, cuando representaba 16.8% de la Sierra. En 2019, el matorral xerófilo con pastizal tenía una extensión de 12.7% del total. El encinar cerrado o abierto, ecosistema más conservado y de crecimiento maduro, cubría 334 ha en 1994 y para 2019 alcanzó 410 ha. En cuanto a las masas forestales artificiales, las plantaciones de eucalipto han sido las más extendidas, pues en 1994 representaban 3.7% y 5.2% en 2019.

El índice de Puyvaraud (2003) reveló un incremento de la masa forestal de 1.05% por año. Por supuesto, el dosel de la masa forestal no aumenta realmente a ese ritmo, más bien dichas masas se establecieron hasta que fueron visibles en imagen satelital como un dosel establecido. El índice de cohesión de Jaeger (2000) indica nula probabilidad (tanto en 1994 como en 2019) del encuentro de dos organismos de la misma especie hipotéticamente dispuestos al azar en el paisaje. El índice de disección (Bowen y Burgess, 1981) arroja un valor de 5.84% en 1994 y de 8.42% en 2019, lo que indica que el paisaje se ha vuelto más disperso en 3.42% con respecto a la similitud de un círculo de la misma área que todos los parches, es decir, se ha vuelto de un grano más fino.

La matriz de Márkov revela las transiciones más representativas (descartando las transiciones a urbanización). Los pastizales se volvieron matorral xerófilo; los matorrales se convirtieron en bosque heterogéneo y encinar; el matorral xerófilo en plantaciones de eucalipto, los matorrales y pastizales en masas de pirul, y los matorrales y pastizales en bosques artificiales de pino, casuarina y cedro blanco. Se encontró una correlación espacial de 0.5 para 1994 y de 0.06 para 2019.

En general, la cubierta vegetal se ha visto afectada casi en su totalidad por causas humanas, sea con impacto ambiental negativo, como la construcción de colonias, o impacto positivo, como las reforestaciones. Los índices paisajísticos indican que, salvo las plantaciones de eucalipto, la mayoría de las comunidades forestales se han vuelto mosaicos pequeños, dispersos, y con poca área núcleo, configurando un paisaje de grano fino; asimismo, la retracción de la frontera forestal ha promovido mayor fragmentación.

Palabras clave: fragmentación, índices paisajísticos, paisaje, restauración ecológica, trayectoria del paisaje.

Abstract. The Sierra de Guadalupe is the last forest redoubt north of Mexico City. In order to restore its vegetation cover, or at least manage it, it is necessary to understand its development. It is a system with unity through which energy transits in different forms depending on the vegetation, which is the most evident result of lithological, edaphological, climatic, geographical and historical conditions with different types of human intervention.

The behaviour of vegetation cover in the Sierra de Guadalupe in recent decades is described by comparing the area and perimeter of the mosaics. Four landscape indices were also applied: a matrix-patch-corridor approach (Puyvaraud, 2003), which expresses the change in vegetation cover based

on the equation of compound interest (Mikels, 2003), the detection of fragmentation by the proximity between the centres of the mosaics of each vegetation type; the relationship of the dissection of a landscape, based on the similarity of the mosaics, with circles of the same area (Bowen and Burgess, 1981), expressed by the possibility of an organism encountering another of its species at random sites in the landscape (Jaeger, 2000). The Markov transition matrix analysis shows the ecological succession of some mosaics and also the change from forest to urban land use in most of the Sierra. Moran's autocorrelation index allows us to assess how clustered the patches are, or, in other words, how constant the energy flow across the landscape is.

To determine the mosaics, 1994 and 2019 images of the Sierra de Guadalupe were compared and the perimeter of each mosaic was drawn freehand. Field visits were made to the study area to relate the texture and position of each mosaic.

The Sierra de Guadalupe was defined as a set of micro-watersheds with an extension of 16 813 ha. In 1994, 8698 ha were urbanised, by 2019 concrete had covered a further 1741 ha. 540 ha of forest and plantations have been established, in addition to the 1670 ha that already existed. The oak forest has spread along the ravines over 74 ha. The most important plant community in terms of extent in 1994 was xerophytic scrub, when it represented 16.8% of the Sierra. In 2019, xerophytic scrub with grassland had an extension of 12.7% of the total. Closed or open oak woodland, the most conserved and mature growing ecosystem, covered 334 ha in 1994 and by 2019 it reached 410 ha. As for artificial forest stands, eucalyptus plantations have been the most widespread, accounting for 3.7% in 1994, but 5.2% in 2019.

The Puyvaraud index (2003) revealed an increase in forest mass of 1.05% per year. Of course, the forest stand canopy does not actually increase at that rate, rather forest stands became established until they were visible on satellite imagery as established canopy. Jaeger's (2000) cohesion index indicates zero probability (both in 1994 and 2019) of encountering two organisms of the same species hypothetically randomly arranged in the landscape. The dissection index (Bowen and Burgess, 1981) yields a value of 5.84% in 1994 and 8.42% in 2019, indicating that the landscape has become more sparse by 3.42% with respect to the similarity of a circle of the same area as all patches, i.e. it has become finer grained.

The Markov matrix reveals the most representative transitions (discarding transitions to urbanisation). Grasslands became xerophytic scrubland; scrubland became heterogeneous forest and oak woodland; xerophytic scrubland became eucalyptus plantations, scrubland and grassland became stands of pirul, and scrubland and grassland became artificial copses of pine, casuarina and white cedar. A correlation of 0.5 was found for 1994 and 0.06 for 2019.

In general, vegetation cover has been almost entirely affected by human causes, either with negative environmental impact, such as the construction of colonies, or positive impact, such as reforestations. Landscape indices indicate that, with the exception of eucalyptus plantations, most forest communities have become small, scattered mosaics

with little core area, forming a fine-grained landscape, and the retraction of the forest frontier has promoted further fragmentation.

Keywords: fragmentation, landscape indices, landscape, ecological restoration, landscape trajectory.

INTRODUCCIÓN

La Sierra de Guadalupe es el último reducto forestal al norte de la ciudad de México, enclavada en medio de una de las masas urbanas más grandes del mundo. En 1992, el gobierno del entonces Distrito Federal y del Estado de México gestionaron un préstamo con el Banco Interamericano de Desarrollo (BID) en la Cumbre de la Tierra, celebrada en Rio de Janeiro (Villavicencio, 2007), que se aplicaron en el muro ecológico y reforestaciones. Este trabajo explica lo que sucedió con aquellos esfuerzos. Entender la trayectoria del paisaje es fundamental para lograr la restauración ecológica (Clewel y James, 2004). Este estudio presenta elementos para la planeación conceptual del manejo de los recursos naturales en la Sierra, concierne a las autoridades, así como para los grupos voluntarios que se esfuerzan en los trabajos para su restauración.

Conocer con exactitud la trayectoria histórica de un paisaje tan degradado como la Sierra de Guadalupe es una tarea compleja (De Torre y Magro, 2018) y solo posible en el intervalo entre la fotografía aérea más antigua y útil y la más reciente. Adoptar en conjunto, sociedad y Estado, un proyecto de restauración es la única manera de lograr un paisaje que preste los imprescindibles servicios ambientales que constituirán, en un futuro cercano, la resiliencia de la población urbana que vive en la Sierra de Guadalupe ante el calentamiento global. Debido a la crisis climática, la Sierra de Guadalupe se vuelve estratégica en cuanto a recursos fundamentales para la sociedad, como lo es el agua. Los pozos en la Ciudad de México abaten sus niveles precipitadamente. Para asegurar los servicios ambientales del futuro, hay que entender cómo evolucionó el paisaje.

A partir de entonces, el sistema lacustre de la Sierra de Guadalupe fue desapareciendo progresivamente, como dejan testimonio las pinturas de

José María Velasco (1876-1890). La vegetación que se puede observar desde la colonia española hasta inicios de 1980 indica un claro aumento de la vegetación exótica, relegando a especies nativas, reminiscentes de lo que alguna vez debe haber sido bosque caducifolio tropical (Calderón de Rzedowski y Rzedowski, 2005). Las acciones de restauración sin continuación o coordinación ha resultado en un paisaje de grano fino y muy complejo. El objetivo del estudio es describir el desarrollo histórico de la cubierta vegetal en la Sierra de Guadalupe a partir de distintas expresiones matemáticas que miden indirectamente el flujo de la energía entre la matriz y los mosaicos de la Sierra (teoría de percolación), bajo un enfoque matriz-parche.

METODOLOGÍA

La Sierra de Guadalupe es el conjunto de 27 microcuencas exorreicas cuyas partes más bajas se encuentran entre la cota 2200 a 2375 msnm. Está compuesta por cincuenta elevaciones, siendo la de menor altitud el cerro Lomas de Cartagena, con 2340 msnm, y el más alto, el pico de los Tres Padres, que alcanza los 3000 msnm. El área de estudio tiene una extensión de 16 813 ha (Figura 1).

Se encuentra en el eje Neovolcánico transversal, al norte del valle del Anáhuac. La precipitación fue de 591 a 695 mm entre 1951 y 2010, con una temperatura media anual de 23.8 a 24.6° C (CONAGUA, 2010). Su fórmula climática es C(w0)(w) (Vela-Correa y Flores-Román, 2004). Es probable que en las zonas más altas de la Sierra de Guadalupe haya mayor precipitación, y menor temperatura.

Se emplearon imágenes del satélite Sentinel 2^a del 12 de febrero de 2021 (Sentinel 2^a, 2021), que durante la temporada de sequía no detectan del todo plantas anuales y matorrales caducifolios, pues para entonces ya han tirado sus hojas, mientras que los árboles perennes (coníferas, eucaliptos, casuarinas, encinos) conservan su verdor. Los encinares componen las masas forestales naturales de la Sierra de Guadalupe. Al generar el NDVI de estas imágenes, resultan reconocibles tales masas; con esta herramienta se trazaron los polígonos,

visualizar los intervalos. La escala manejada para la cartografía fue 1:125 000.

El presente estudio analiza la dinámica de la cubierta vegetal en el área de estudio, bajo el enfoque matriz-parche-corredor. Para ello, los índices que se usaron fueron: media de cambio anual, razón de cambio (Puyravaud, 2003), índice de fragmentación (Gurruxtaga, 2003), índice de disección (Bowen y Burgess, 1981), índice de cohesión (Jaeger, 2000), índice de autocorrelación (Zhu *et al.*, 2022), y matriz de transición de Markov (Ching *et al.*, 2013).

Para estimar la media del cambio en los mosaicos, se aplicó en la calculadora de campos (QGIS, 2023):

$$tc = \frac{A_2 - A_1}{t_2 - t_1}$$

Donde: A es el área del mosaico y t el año en que se presentó esa condición, el subíndice 2 indica una fecha más reciente y tc es la media de cambio anual en hectáreas. Razón de cambio de (Puyravaud, 2003):

$$r = \left(\frac{100}{t_2 - t_1}\right) \ln\left(\frac{A_2}{A_1}\right)$$

Esta representa la razón de interés compuesto (r) con el que han cambiado los mosaicos expresados en porcentaje por año.

El índice de fragmentación (Gurruxtaga, 2003) permitió comparar el paisaje a través del tiempo:

$$F = \frac{A_t}{(n)(Rc)}$$

A_t representa el área total del área de estudio, específicamente el área que correspondía a las zonas no urbanas de la Sierra de Guadalupe en 1994 y 2019, respectivamente. Donde n es el número de parches de cada comunidad, en algunas comunidades los parches en 1994 son igual a cero, para estos no aplica el índice de fragmentación en este periodo, tal es el caso de los cedros blancos y la casuarina. Rc es la dispersión de las manchas, expresada como:

$$Rc = 2dc\left(\frac{\lambda}{\pi}\right)$$

La expresión dc es la distancia media desde dentro de un mosaico al centro del mosaico más cercano. λ es la densidad media de las manchas, igual al cociente del número de manchas entre la superficie total del área (ha) multiplicado por cien. Esta ecuación no considera el área de los parches, en su lugar utiliza la distancia entre ellos.

El índice de disección (Bowen y Burgess, 1981) relacionó el perímetro de cada parche (P_i) con el perímetro de un círculo cuya área es la misma del parche (A_i), según la siguiente igualdad, que se aplica para el conjunto de todos los mosaicos:

$$Dlt = \frac{\sum P_i}{2\sqrt{\pi \sum A_i}}$$

Dicha igualdad fue ajustada a todo el paisaje en porcentaje, s es la superficie no urbana:

$$Dlt\% = (Dlt)\left(\frac{100}{\sqrt{s}}\right)$$

El índice de Cohesión (Jaeger, 2000), es la probabilidad de que dos organismos de la misma especie se encuentren en el sitio de investigación:

$$C = \sum \left(\frac{A_i}{A_t}\right)^2$$

Donde C es el índice de cohesión, A_i es el área de un parche cuando i tiene rango de uno al número total de parches en todas las categorías y A_t es área total del paisaje (depende del año).

Este índice aplica a todo el paisaje. Para acercarse aún más a la descripción de la trayectoria de las comunidades vegetales en la Sierra de Guadalupe se empleó el concepto de autocorrelación espacial, que nos permite cuantificar la agrupación de los datos. El estadístico que se usó para este propósito fue el índice de Moran (Zhu *et al.*, 2022):

$$I = \left(\frac{n}{\sum_i \sum_j w_{ij}}\right) \left(\frac{\sum_i \sum_j w_{ij} (x_i - \bar{x})(x_j - \bar{x})}{\sum_i (x_i - \bar{x})^2}\right)$$

Donde w_{ij} es la matriz de distancias de cada uno de los píxeles, lo que determina si son vecinos o no, x es la observación, i y j corresponde a dos diferentes píxeles, de tal manera que w_{ij} es una matriz cuadrada donde se encuentra la distancia entre cada una de las parejas de píxeles resultantes de la imagen rasterizada del paisaje (anteriormente producida) a una resolución de 100 m por lado de píxel (dando como resultado una matriz cuadrada de más de cuatro millones de elementos), x es el uso de suelo establecido con anterioridad (por ejemplo, para el bosque de encino tiene la categoría 4).

El software R (R Core Team, 2020) cuenta con una librería capaz de calcular el índice de Moran, solo es necesario administrar una matriz con las coordenadas (dos vectores) y la categoría de uso de suelo a la que corresponde el píxel (o la mayoría del píxel). Todas las ecuaciones anteriores permiten estimar cuantitativamente el éxito de los trabajos de restauración.

También se obtuvo la matriz de transición de Markov, que permite entender la sucesión ecológica y transición que se ha presentado en la Sierra de Guadalupe, así como los efectos antropogénicos sobre el paisaje. Dicha matriz determina la probabilidad de que una categoría se transforme en otra (Ching *et al.*, 2013). Se rasterizaron (resolución 5 m por píxel) los archivos vectoriales de uso de suelo de 1994 y 2019, estimando la proporción en la que un uso de suelo cedió su territorio a otro, esto se llama matriz de transición. En general, la matriz de transición da cuenta de las sucesiones ecológicas más comunes en la Sierra de Guadalupe, o bien, los cambios antropogénicos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Hacia 1994 gran parte de la cuenca, la que corresponde a la parte baja y más llana, había sido lotificada y habitada, es muy evidente que la densidad de ese tejido urbano dejaba descubierto el suelo desnudo o residuos de vegetación, que en conjunto representaban un atenuante ambiental en lo que respecta a la recarga hídrica, amortiguamiento de altas temperaturas, calidad del aire, entre otros. En 1994 se estableció el muro ecológico solo del lado

correspondiente al otrora Distrito Federal (hoy Ciudad de México), que ha servido para detener parcialmente el avance urbano.

En cuanto a la matriz de la cubierta vegetal, los matorrales han aumentado en densidad, ocupan ahora grandes extensiones dentro de la Sierra de Guadalupe, que pueden considerarse conservadas o recuperadas, han superado los disturbios de las últimas décadas, o bien estos no han pasado por ellas, y por lo tanto prestan más servicios ambientales que aquellos matorrales que se han fragmentado para dar paso a los pastizales, o comparados con los pastizales que no cambiaron su condición. En la Tabla 1 se muestra el porcentaje de uso de suelo correspondiente a cada categoría

El área total del conjunto de microcuencas es de 16 813 ha, por lo tanto, la extensión sin urbanizar es cercana a 8698 ha en la actualidad y fue de 6945 ha en 1994, es decir, que el concreto cubrió 1741 ha más. Es muy importante no perder de vista que dicho fenómeno es una de las razones por la que varios índices paisajísticos indican una tendencia de mayor fragmentación en la actualidad. Los pastizales y matorrales fueron ocupados principalmente por nuevas colonias, mientras que otros pastizales han desarrollado matorrales en manchones o en todo lo que antes era pastizal. Este efecto se puede observar claramente en las escorrentías, donde han promovido matorrales, nopaleras y árboles aislados, y de igual forma, con los matorrales que, en algunos casos, han cedido pequeñas áreas. En la actualidad, se han perdido cerca de 706 ha de matorral y pastizal. Es posible distinguir numerosos nopales entre muchos matorrales, son nopales silvestres envejecidos de los que es muy difícil descifrar la edad, pero es presumible que ya existían en 1994.

La matriz del paisaje de la Sierra de Guadalupe está compuesta por pastizales, matorrales abiertos y cerrados, y en toda ella se encuentran árboles aislados, principalmente de eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill, *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh), pirul (*Schinus molle* L.), pero también otras especies como encinos (principalmente *Quercus rugosa* Neé, pero hay varias de este género), o copales (*Bursera cunneata* Schltdl, *Bursera fagaroides* Kunth), entre otras. Hacia 2019 la matriz ocupaba un total de

Tabla 1. Distribución de los usos del suelo y vegetación en la Sierra de Guadalupe.

Uso del suelo y vegetación	1994 (%)	2019 (%)	Δ (%)
1. Tejido urbano continuo	51.73	58.39	6.66
2. Agricultura	3.57	1.19	-2.38
3. Matorral xerófilo	14.55	8.97	-5.58
4. Pastizal	10.08	5.91	-4.17
5. Matorral xerófilo/pastizal	5.75	11.30	5.55
6. Tejido urbano discontinuo	4.16	1.01	-3.15
7. Artefacto	0.24	0.19	-0.05
8. Bosque heterogéneo	0.92	1.33	0.42
9. Bosque heterogéneo abierto con sotobosque de matorral xerófilo	0.64	0.74	0.10
10. Bosque heterogéneo abierto en pastizal	0.28	0.33	0.05
11. Bosque de encino cerrado	1.83	1.96	0.14
12. Bosque de encino abierto con sotobosque de matorral xerófilo-pastizal	0.11	0.45	0.33
13. Plantación cerrada de eucalipto	3.65	5.06	1.41
14. Plantación abierta de eucalipto con sotobosque de matorral xerófilo	0.84	1.10	0.26
15. Plantación abierta de eucalipto con sotobosque de matorral xerófilo-pastizal	0.38	0.55	0.18
16. Bosque natural/ plantación de pirul	0.03	0.41	0.38
17. Bosque natural/ plantación de pirul abierto con sotobosque de matorral xerófilo	0.50	0.79	0.30
18. Bosque natural/ plantación de pirul con sotobosque de matorral xerófilo-pastizal	0.76	0.27	-0.50
19. Plantación de pino	0.005	0.04	0.03
20. Plantación de casuarina		0.01	0.01
21. Plantación de cedro blanco		0.11	0.11
Total		16 813 ha	

Nota: artefacto se refiere a construcciones, minas y basureros.

4400 ha (26% para todas las microcuencas y 63% para el paisaje no urbanizado) y en 1994 fueron 5100 ha (30% para todas las microcuencas y la misma proporción para el paisaje no urbanizado).

En general, el bosque heterogéneo, compuesto principalmente por eucaliptos y pirules, aunque puede contener cualquier otra especie (desde caza-huates *Ipomea murucoides* Roem. et Schult, hasta zapotes blancos *Casimiroa edulis* Llave y Lex) se mantuvo constante, porque las zonas que sucedieron hacia las colonias se establecieron sobre los terrenos agrícolas, de pastizal y matorral afectando

apenas algunas hectáreas de bosque heterogéneo. En la Sierra de Guadalupe se pueden encontrar árboles de todos los tipos, como araucarias, ceibas (que son sagradas para una religión importante en la Sierra de Guadalupe, denominándolas Palo mayombe), ahuehuetes, aguacates, y muchas más cuya razón de existir es la voluntad de los vecinos, para eso la categoría “bosque heterogéneo”, compuesto principalmente de pirul y eucalipto. Sin embargo, aunque existen grandes extensiones de la Sierra donde no se encuentra un solo árbol, la mayor parte de ella sostiene árboles aislados de eucalipto, pirul,

y en menor frecuencia copales, pinos y cazuates, entre muchos otros.

El encinar representa la comunidad más conservada de la Sierra de Guadalupe y ocupa una extensión importante en la parte más alta, después del cerro del Chiquihuite. Seguramente para 1994 ya existían brinzales de encino en las cañadas, favorecidos por su humedad, pero no se pueden apreciar en las ortofotos de esa época, en un fenómeno parecido al del desarrollo de matorrales. Hacia 2019, ya se observan corredores de encino correspondientes a las cañadas, entre encinar cerrado y encinar abierto, aumentando 78 ha la cubierta con este tipo de bosque.

Las plantaciones de eucalipto son la comunidad (artificial) más importante de la Sierra de Guadalupe si se habla de extensión en cobertura forestal; 27 años antes ya existían 818 ha con plantaciones de eucalipto en diferentes densidades, hoy son cerca de 1128 ha. El pirul se ha establecido por su propia cuenta y también a partir de reforestación; el cambio de uso de suelo indica un aumento en la densidad de las masas abiertas que se observan en 1994 y la aparición de individuos que constituyen masas abiertas donde antes existían matorrales. En las fotos aéreas de 27 años atrás, tan solo se encuentra un bosque de pino, en el cerro Zacatenco, ahora las masas de pino alcanzan 5.95 ha, además se han establecido nuevas plantaciones de casuarina (2.1 ha) y cedro blanco (14.4 ha). La Figura 2 muestra la comparación de los mosaicos de 1994 y 2019. La ciudad se constituyó en las zonas bajas de las microcuencas, desde la altitud de 2226 hasta 2610 msnm en la actualidad, y para 1994 era desde los 2226 hasta los 2605 msnm. El avance se detuvo en las zonas con más pendiente. La colonia vista hermosa es la que alcanza mayor altitud en la Sierra de Guadalupe.

En la Tabla 2 se observa que la mitad de la cobertura forestal de bosque heterogéneo ocupaba una gran franja de los 2331 a los 2618 msnm, pero se encontraba dispersa hasta los 2800 msnm y desde los 2605 msnm; para 2019, más del 25% del bosque heterogéneo había desaparecido en las altitudes menores a 2423 msnm, casi cien metros más que en 1994, cedidos a nuevas viviendas. Otra diferencia es que las masas abiertas del bosque

heterogéneo en 1994 se agrupaban en altitudes de 2331 a 2618 msnm, tanto con sotobosque de matorral xerófilo como masas sin sotobosque (con pastizal), conjuntando 50% de superficie en esas altitudes. En 2019 las plantaciones de eucalipto con sotobosque de matorral ocuparon posiciones más altas en comparación a las plantaciones con pastizal (Tabla 2 y Figura 3).

En la Tabla 2 se lee la altitud de la mitad de los píxeles cubiertos por cada comunidad vegetal. Se puede observar que el cambio en el bosque de encino cerrado es apenas perceptible, en tanto que el bosque de encino abierto se ha extendido por las cañadas. La mitad de las plantaciones de eucalipto cerrado se encontraron muy extendidos en 1994 mientras que en 2019 las reforestaciones posteriores a 1994 las concentraron en una franja más pequeña y baja (2403-2512 msnm).

En la plantación de eucalipto abierto (con matorral xerófilo y pastizal) se observa apenas una pequeña diferencia en la altitud entre 2019 y 1994. La Figura 3 muestra la distribución de las altitudes, donde se observa la totalidad de los datos (no solo los centrales).

Por su parte, las masas de pirul comparten un nicho altitudinal muy parecido a las de eucalipto. Igual que en esas masas forestales, las masas abiertas comparten altitudes ya sea con matorral xerófilo o con pastizal. Por lo demás, las plantaciones de pino, casuarina y cedro blanco se desarrollaron y fueron visibles en las imágenes después de 1994, principalmente pino y cedro blanco ocupan las mismas altitudes que aquellas de otras especies introducidas, eucalipto y pirul. Las masas artificiales de casuarina apenas ocupan dos manchones significativos, aunque se presentan pequeños grupos a lo largo de toda la Sierra, lo mismo sucede con las plantaciones de pino y cedro blanco, que tienen individuos aislados en toda el área de estudio. En la zona, y en general en los bosques de la Ciudad de México, el pastizal limita la regeneración, supervivencia de plantaciones y crecimiento de pinos debido a la competencia que representa (Sierra Pineda *et al.*, 1991).

Tal como se observa en la Figura 3, la cobertura forestal de todas las clases se encuentra en todas las altitudes de la Sierra (salvo los encinares) de una

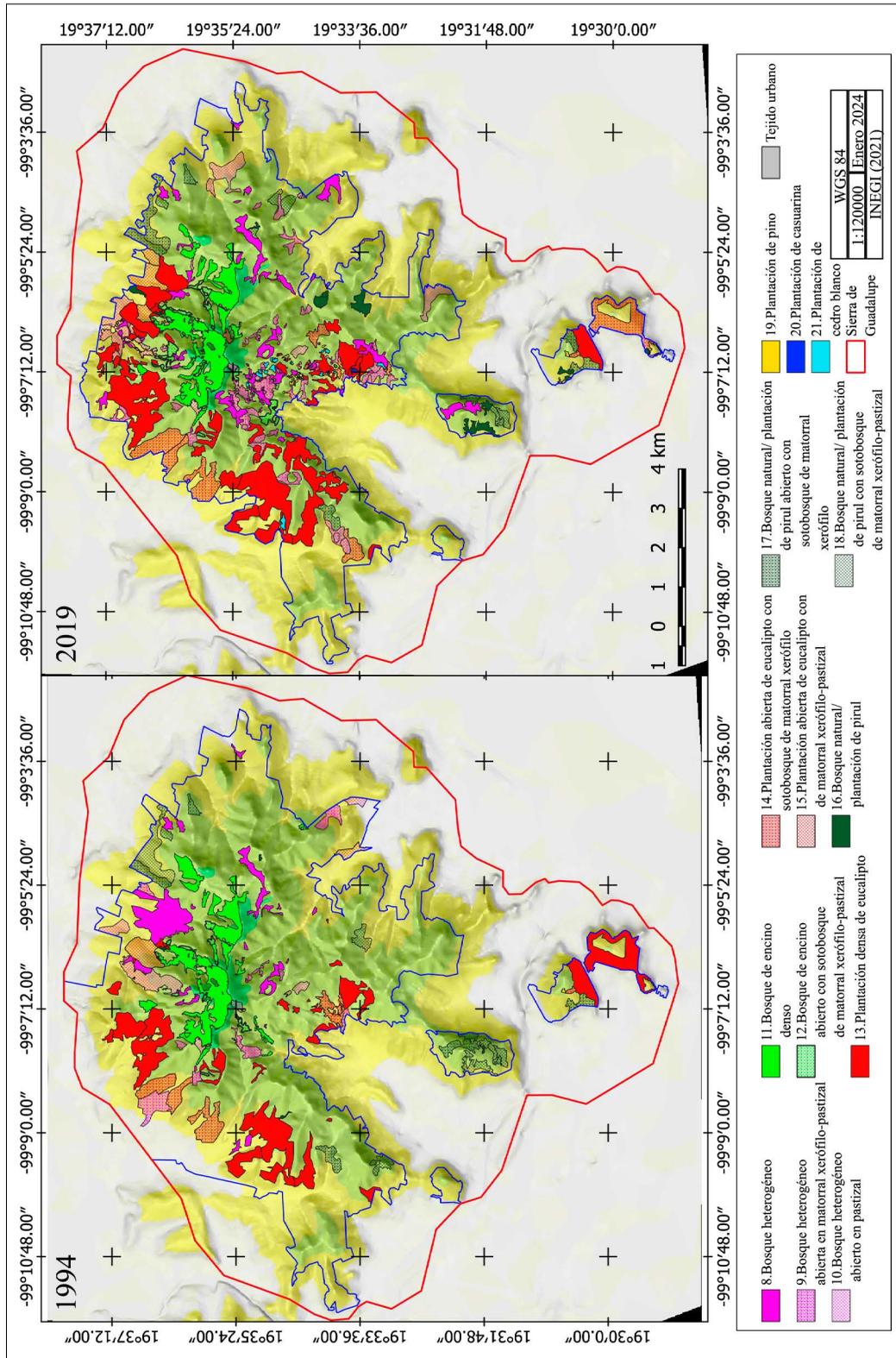


Figura 2. Comparación de los mosaicos del paisaje de la Sierra de Guadalupe, en 1994 y 2019.

Tabla 2. Intervalo de distribución altitudinal de los mosaicos.

Clase dominante	Densidad/Sotobosque	1994 (msnm)	2019 (msnm)	2019 (msnm)	2019 (msnm)
Bosque heterogéneo	8. Cerrado	2389	2606	2468	2677
	9. Abierto con sotobosque de matorral xerófilo	2331	2561	2480	2614
	10. Abierto en pastizal	2344	2618	2423	2532
Bosque de encino	11. Cerrado	2624	2805	2617	2802
	12. Abierto con sotobosque de matorral xerófilo-pastizal	2562	2631	2528	2630
Plantación de eucalipto	13. Cerrado	2467	2635	2403	2512
	14. Abierto con sotobosque de matorral xerófilo	2364	2428	2372	2394
	15. Abierto con sotobosque de matorral xerófilo-pastizal	2396	2466	2371	2433
Bosque natural/ plantación de pirul	16. Cerrado	2456	2643	2395	2539
	17. Abierto con sotobosque de matorral xerófilo	2369	2518	2370	2477
	18. Abierto con sotobosque de matorral xerófilo-pastizal	2384	2499	2480	2561
Plantación de pino	19. Cerrado	2473	2483	2350	2533
Plantación de casuarina	20. Cerrado			2459	2462
Plantación de cedro blanco	21. Cerrado			2459	2680

manera casi aleatoria, como después se comprobará. Las especies nativas no son raras en la Sierra de Guadalupe, pero se encuentran dispersas en masas forestales con especies exóticas. Solamente el bosque de encino compone una masa forestal con especies nativas, tiene una superficie de 404 ha, y las especies exóticas componen una superficie de 1805 ha. En suma, la Sierra de Guadalupe es un paisaje altamente complejo dominado principalmente por masas artificiales de especies introducidas.

Un sistema tan complejo como la Sierra de Guadalupe tiene distintas dimensiones que pueden medirse, muchas perspectivas que pueden analizarse. Destacan dos hechos fundamentales de los párrafos anteriores: la superficie arbolada ha aumentado en más de 540 ha, principalmente a partir de especies introducidas, y la superficie urbana de la Sierra de Guadalupe devoró más de 1000 ha del paisaje. En

la Tabla 3 se muestran las áreas de cada categoría por año, el número de parches (n), el cambio entre estos, la tasa de cambio, entendiendo que las masas forestales que no se observan para 1994 ya existían como brinzales o monte bravo (la mayoría son masas coetáneas), por lo que la tasa de cambio pierde un poco de sentido, pero no pierde su valor como indicador o meta. Algo similar sucede con la razón de crecimiento r de toda la extensión de las masas coetáneas; pues estas ya existían en 1994, pero no se veían.

En otras masas, como el bosque/plantación de pirul, bosque heterogéneo o algunos encinares (misos que son incoetáneos), la razón de crecimiento r sí tiene aplicación. Sin embargo, en la zona de estudio el crecimiento regular que pueda tener cualquier masa en su cobertura se ve afectado por disturbios (alteraciones antropogénicas). Todas las categorías se

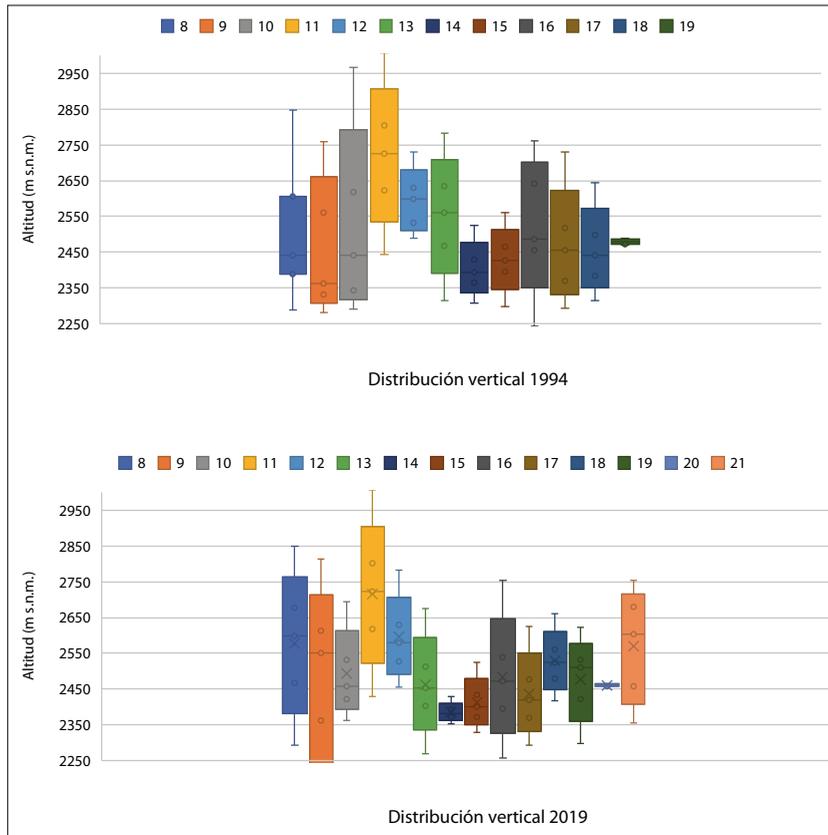


Figura 3. Distribución vertical del uso de suelo en la Sierra de Guadalupe. Nota: los números de la comunidad vegetal son los mismos que se señalan en la Tabla 1.

Tabla 3. Área, número de parches, tasa y razón de cambio.

Dominante	Densidad/Sotobosque	1994		2019		Diferencia Tc			
		Área (ha)	Parches	Área (ha)	Parches	(ha)	(Parches)	(ha año ⁻¹)	r (%)
Bosque heterogéneo	Cerrado	153.91	23	223.95	52	70.04	29	2.80	1.56
	Abierto con matorral xerófilo	106.89	12	123.87	38	16.99	26	0.68	0.61
	Abierto con pastizal	47.66	5	63.18	10	15.52	5	0.62	1.17
Bosque de encino	Cerrado	306.86	14	329.65	14	22.80	0	0.91	0.30
	Abierto con matorral xerófilo-pastizal	18.93	9	70.73	20	51.80	11	2.07	5.49
Plantación de eucalipto	Cerrado	613.82	25	851.07	56	237.25	31	9.49	1.36
	Abierto con matorral xerófilo	140.65	7	184.16	12	43.51	5	1.74	1.12
	Abierto con matorral xerófilo-pastizal	63.72	4	93.18	4	29.46	0	1.18	1.58

Tabla 3. Continuación.

Dominante	Densidad/Sotobosque	1994		2019		Diferencia Tc			
		Área (ha)	Parches	Área (ha)	Parches	(ha)	(Parches)	(ha año ⁻¹)	r (%)
Bosque natural/ plantación de pirul	Cerrado	4.62	6	68.36	17	63.74	11	2.55	11.23
	Abierto con matorral xerófilo	83.45	9	133.65	12	50.19	3	2.01	1.96
	Abierto con matorral xerófilo-pastizal	128.55	8	44.86	7	-83.70	-1	-3.35	-4.39
Plantación de pino	Cerrado	0.82	1	6.41	15	5.59	14	0.22	8.58
Plantación de casuarina	Cerrado			2.13	2	2.13	2	0.09	
Plantación de cedro blanco	Cerrado			18.24	14	18.24	14	0.73	
	Total	1669.87	123	2213.43	273	543.56	150	21.74	2.55

Nota: Tc corresponde al cambio por año y r razón de cambio (Puyravaud, 2003).

mantuvieron o aumentaron el número de parches salvo el bosque/plantación de pirul abierto con pastizal, no así para el área, pues en varias categorías esta se redujo. Es muy importante anotar que la tasa de cambio más alta es la de las plantaciones de eucalipto, lo cual da una idea del esfuerzo de reforestación que se ejecutó hace décadas. En cuanto a r, un gran desarrollo en el bosque/plantación de pirul cerrado corresponde a masas forestales de pirul abiertas que aumentaron en densidad, lo cual posiblemente se dio sin intervención humana.

Le sigue el bosque de encino abierto, mismo que ha tenido una razón de cambio tan alta por

extenderse sobre las cañadas. Se observa el impacto en el bosque de heterogéneo y también la consolidación o desaparición del bosque/plantación de pirul abierto. Salvo esos datos la razón de cambio (Puyravaud, 2003) ronda entre 1.1% y 1.9%. La Tabla 4 presenta el cambio en la forma de los mosaicos (área y perímetro).

Como se observa, el área de los parches en general se ha reducido, esto se debe a que se han establecido numerosos y pequeños manchones forestales. Hay que destacar que tanto las plantaciones de eucalipto, como el bosque de encino, siempre han sido las categorías cuyos mosaicos

Tabla 4. Área, número de parches, tasa y razón de cambio.

Clase dominante	Densidad/Sotobosque	1994		2019		Diferencia	
		Área (ha)	Perímetro (km)	Área (ha)	Perímetro (km)	Área (ha)	Perímetro (km)
Bosque heterogéneo	Cerrado	6.69	1.7	4.31	1.3	-2.38	-0.5
	Abierto con matorral	8.91	1.6	3.26	1.1	-5.65	-0.5
	Abierto con pastizal	9.53	1.8	6.32	1.8	-3.21	0.0

Tabla 4. Continuación.

Clase dominante	Densidad/Sotobosque	1994		2019		Diferencia	
		Área (ha)	Perímetro (km)	Área (ha)	Perímetro (km)	Área (ha)	Perímetro (km)
Encino	Cerrado	21.92	4.0	23.55	4.7	1.63	0.7
	Abierto con matorral-pastizal	2.10	0.9	3.54	1.3	1.43	0.4
Eucalipto	Cerrado	24.55	3.0	15.20	2.1	-9.36	-1.0
	Abierto con matorral	20.09	2.7	15.35	1.9	-4.75	-0.7
	Abierto con matorral-pastizal	15.93	1.8	23.29	2.9	7.37	1.1
Pirul	Cerrado	0.77	0.5	4.02	1.1	3.25	0.6
	Abierto con matorral	9.27	1.7	11.14	1.9	1.86	0.2
	Abierto con matorral-pastizal	16.07	2.6	6.41	1.3	-9.66	-1.2
Pino	Cerrado	0.82	0.4	0.43	0.3	-0.39	-0.1
Casuarina	Cerrado			1.06	0.6	1.06	0.6
Cedro blanco	Cerrado			1.30	0.7	1.30	0.7
	Promedio	11.39	1.89	9.73	1.80	-1.65	-0.09

son más grandes. En general, el perímetro de los mosaicos varía entre uno y tres kilómetros, y ha aumentado apenas unos cientos de metros en las últimas décadas. En cuanto al índice de fragmentación (Gurrutaga, 2003), Tabla 5, no considera el área de los parches, es un índice que relaciona la distancia entre los parches de una categoría con la extensión del área de estudio, en este caso, la superficie no urbanizada de la cuenca.

El índice de fragmentación (F) es grande cuando se trata de poca fragmentación y pequeño cuando se habla de mayor fragmentación. Reuniendo todos los mosaicos y aplicando este índice, la distancia entre manchones disminuye y, por lo tanto, la fragmentación. Lo más válido es entender el índice por categoría.

En las últimas dos columnas de la Tabla 5, se observa el índice de disección (Bowen y Burgess,

Tabla 5. Índice de fragmentación (Gurrutaga, 2003) y de disección (Bowen y Burgess, 1981).

Clase dominante	Densidad/Sotobosque	Índice de fragmentación		Índice de disección	
		1994	2019	1994	2019
Bosque heterogéneo	Cerrado	4.28	0.52	13.22	14.78
	Abierto con matorral	2.06	1.2	11.34	12.68
	Abierto con pastizal	11.2	6.4	6.76	7.56
Encino	Cerrado	9.19	6.89	10.91	12.2
	Abierto con matorral-pastizal	12.83	4.16	9	10.06
Eucalipto	Cerrado	1.17	0.37	12.03	13.45
	Abierto con matorral	10.74	4.46	5.18	5.79
	Abierto con matorral-pastizal	35.51	90.71	3.64	4.07

Tabla 5. Continuación.

Clase dominante	Densidad/Sotobosque	Índice de fragmentación		Índice de disección	
		1994	2019	1994	2019
Pirul	Cerrado	9.79	4.35	6.71	7.51
	Abierto con matorral	10.83	5.66	5.83	6.52
	Abierto con matorral-pastizal	16.14	16.55	4.19	4.68
Pino	Cerrado		16.03	6.04	6.76
Casuarina	Cerrado		272.93		2.94
Cedro blanco	Cerrado		7.05		7.3
		11.25	31.24	7.9	8.31

1981), que compara el perímetro del parche con el perímetro de un círculo con la misma área, pues el círculo es la figura geométrica que alberga la mayor área núcleo. Las categorías que se acercan al 100% son las más disectadas. Cabe destacar que el eucalipto aumentó su complejidad junto con el pirul abierto con matorral en un porcentaje muy somero. La Tabla 6 es el concentrado de tablas anteriores, incluye el índice de cohesión (Jaeger, 2000).

En la Tabla 5 casi todas las categorías exhiben mayor fragmentación en la actualidad que hacia

1994. Esto se debe a dos factores: el avance de la mancha urbana y el aumento de polígonos (fragmentación y reforestación). En un paisaje donde existen varios parches dispersos, el flujo de energía se verá modificado entre los mosaicos (Wu, 2009), independientemente del área de estos (Gurruxtaga, 2003). Es muy importante acompañar este índice con información de cambio de uso de suelo, porque es contraintuitivo que un paisaje más reforestado esté más fragmentado. La bondad de las ecuaciones consiste en que pueden detectar la fragmentación del paisaje entendiéndolo como un concepto dentro de la percolación, ofreciendo un panorama claro sobre los disturbios del paisaje (Farina, 2006), como son los incendios forestales.

Las políticas estatales de reforestación establecieron extensas masas de eucalipto, mientras que los esfuerzos posteriores, incluyendo los de la sociedad civil, han establecido pequeñas masas forestales. Conforme al índice de fragmentación (Gurruxtaga, 2003), se detecta que las pequeñas reforestaciones han promovido la fragmentación en la Sierra de Guadalupe, aunque esto no implica necesariamente que sea perjudicial para el paisaje, pero es necesario tenerlo en cuenta para el manejo de sus recursos naturales. Sería mejor ir estableciendo reforestaciones sucesivas de forma aleatoria para ir aumentando la superficie que esta única masa artificial va cubriendo.

El índice C es la probabilidad de encuentro de dos organismos posicionados aleatoriamente en el paisaje. Tal como se observa, la probabilidad es nula, tanto para 1994 como actualmente.

Tabla 6. Cambios totales de la masa forestal de la Sierra de Guadalupe.

	1994	2019	Diferencia
Área total bosquetes (ha)	1669.87	2213.43	543.56
Área total zona forestal (ha)	8686	6945	-1741.00
F	0.19	0.04	-0.15
C	0.01	0.01	
Dit%	20.18	31.03	
Incremento medio			22.65
r			0.0117

Nota: F es el índice de fragmentación (Gurruxtaga, 2003), C es el índice de cohesión (Jaeger, 2000). Dit% el índice de disección (Bowen y Burgess, 1981) y r la tasa de crecimiento (Puyravaud, 2003).

También se observa el promedio del índice de cohesión (Dit%) con la ligera variación de la que se habló en el párrafo anterior. Ahora, con celdas del paisaje más pequeñas aún, la matriz de transición de Markov se muestra en la Tabla 7. Destacan las siguientes transiciones, algunas relacionadas con sucesiones ecológicas y otras con influencia antropogénica. La probabilidad de transición en la Tabla 7 se refiere a la superficie.

Tejido urbano discontinuo a tejido urbano continuo. El tejido urbano continuo se consolidó completamente sobre el tejido urbano discontinuo de 1994. Esta transición tuvo lugar, en su mayoría, en el norte de la Sierra de Guadalupe, donde existieron grandes extensiones de agricultura y tejido discontinuo, ahí no se levantó muro ecológico

Pastizal a matorral. La matriz del paisaje que está compuesta por matorral y matorral con pastizal, se mantienen sin cambios en más de la mitad de las ocasiones, mientras que el pastizal sucedió a matorral con pastizal en 46%.

Matorral a bosque heterogéneo. El bosque heterogéneo cerrado se estableció en un 30% sobre matorrales, el bosque heterogéneo abierto con sotobosque de matorral lo hizo en un 59%. El 36% de bosque heterogéneo abierto en pastizal se estableció sobre matorral-pastizal.

Masas de encino. El encinar denso no presentó cambios significativos. En cuanto al encinar abierto con matorral-pastizal, se desarrolló casi por partes iguales en pastizales y matorrales debido a las acciones de restauración y a que los encinos han aprovechado las cañadas, dada la mayor humedad con la que cuentan ahí. Un 12% del nuevo encinar abierto con sotobosque de matorral-pastizal se estableció en el bosque heterogéneo abierto. El bosque heterogéneo puede proporcionar las condiciones suficientes para suceder al encinar.

Matorral a plantación de eucalipto. La plantación de eucalipto fue desarrollada como una masa abierta o cerrada, sobre los páramos que eran matorral, pastizal o matorral-pastizal.

Bosque/plantación de pirul. Un 60% de las masas cerradas de pirul eran masas abiertas con matorral-pastizal. Un tercio de las masas abiertas de pirul con matorral xerófilo proviene de masas abiertas de pirul con pastizal. Más de la mitad de

la extensión de las masas abiertas de pirul, con matorral xerófilo-pastizal en el sotobosque se establecieron donde antes había matorral xerófilo, o matorral xerófilo-pastizal

Plantaciones de pino, casuarina y cedro blanco. Las tres categorías, en 1994, eran en su mayor parte, agricultura o matorral.

En cuanto a la correlación, se dividió el paisaje forestal de la Sierra en celdas, en 1994 fue de 0.057 y para 2019 de 0.074, esto indica una dispersión aleatoria, es decir, el flujo de energía será más interrumpido que en un paisaje de patrón grueso, pero menos que en un paisaje cuyo índice sea negativo.

La conversión de pastizal a bosque natural o por regeneración de plantaciones no siempre se puede llevar a cabo de forma natural. Ello obedece a que el pastizal limita la regeneración, supervivencia de plantaciones y crecimiento de la regeneración debido a la fuerte competencia por agua y nutrimentos y por luz que representan los zacates (Sierra-Pineda *et al.*, 1991).

Durante el desarrollo del estudio se apreciaron 464 polígonos afectados por incendios forestales en el periodo 2013 a 2021, la gran mayoría de los cuales no resultaron deforestados. Esto se debió principalmente a factores naturales, aunque también a los esfuerzos de reforestación. Todas las comunidades vegetales naturales de la Sierra de Guadalupe y la mayoría de las especies utilizadas en su reforestación son tolerantes o resistentes al fuego, aún en condiciones de alta cantidad de combustible (Rodríguez-Trejo, 2014).

Los pastizales, en general, son magníficos rebrotadores posfuego (Rzedowski, 2006; Paysen *et al.*, 2000), y las especies de matorrales xerófilos sin dominancia de cactáceas (salvo diversas especies de *Opuntia*), también rebrotan bien después del paso del fuego (Paysen *et al.*, 2000; Rodríguez-Trejo *et al.*, 2019), lo mismo que los bosques de *Quercus rugosa* y las masas de *Schinus molle* (Paysen *et al.*, 2000; Rodríguez-Trejo, 2014). Las especies de *Pinus* presentan diversas adaptaciones al fuego, como corteza gruesa, capacidad de rebrotación post fuego y regeneración en áreas incendiadas, entre otras (Rodríguez-Trejo, 2014; Scott *et al.*, 2014). *Eucalyptus camaldulensis*, la especie plantada en Sierra de Guadalupe tiene lignotubérculo, un

Tabla 7. Matriz de transición de Markov

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
Tejido urbano continuo	1	0.20	0.04	0.10	0.06	0.49		0.01	0.03	0.02			0.01		0.01						
Agricultura	2	0.64	0.14	0.07	0.02		0.11	0.01					0.01								
Matorral	3	0.01	0.71	0.15	0.01			0.01	0.01	0.01			0.06	0.01							0.01
Pastizal	4	0.01	0.03	0.90	0.02	0.01		0.01					0.02								
Matorral/pastizal	5	0.06	0.46	0.16	0.29			0.01			0.01										
Tejido urbano discontinuo	6	0.01	0.13	0.05	0.18	0.62															
Artefacto	7	0.43	0.00		0.02		0.54							0.01							
Bosque heterogéneo	8	0.05	0.30	0.10	0.10	0.04		0.28	0.09	0.01		0.03									
Bosque heterogéneo abierto con sotobosque de matorral	9	0.03	0.59	0.01	0.12				0.23							0.01					
Bosque heterogéneo abierto en pastizal	10	0.00	0.06	0.08	0.36			0.07	0.11	0.30	0.01										
Encinar	11	0.02	0.06	0.05	0.02			0.03			0.83										
Encinar abierto con sotobosque de matorral-pastizal	12	0.02	0.24	0.26	0.07			0.12		0.01	0.25			0.01	0.02						
Plantación de eucalipto	13	0.02	0.12	0.05	0.18			0.01				0.55	0.02	0.04							
Plantación de eucalipto abierto con sotobosque de matorral	14	0.12	0.12	0.12				0.01						0.63							

Tabla 7. Continuación.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
Plantación de eucalipto abierto con 15			0.48		0.35										0.16						
sotobosque de matorral-pastizal																					
Bosque/ plantación de 16		0.02	0.19	0.01	0.13							0.02			0.04		0.60				
pirul																					
Bosque/ plantación de 17		0.01	0.04		0.00												0.64	0.31			
pirul abierto con sotobosque de matorral																					
Bosque/ plantación de 18			0.52	0.01	0.10													0.37			
pirul abierto con sotobosque de matorral-pastizal																					
Plantación de 19		0.34	0.37		0.14			0.01					0.01						0.14		
pino																					
Plantación de 20		0.96	0.03											0.02							
casuarina																					
Plantación de 21		0.41	0.48										0.12								
cedro blanco																					

órgano subterráneo con reservas y yemas, que junto con sus yemas epicórmicas le permite rebrotar muy bien después de incendios forestales, y posterior a estos hechos también puede mostrar una buena regeneración (Whelan, 1997). Sin duda, todos estos mecanismos, principalmente la rebrotación, han permitido la permanencia de la cubierta vegetal en presencia de fuego. En cambio, *Casuarina equisetifolia* L., *Callitropsis lusitanica* (Mill.) D.P.Little y los pinos piñoneros tienen cortezas delgadas y menor capacidad de rebrotación posfuego, por lo que son sensibles a este factor y muestran elevada mortalidad después de incendios (Whelan, 1997; Rodríguez-Trejo et al., 2014; Hernández-Rosas et al., 2023).

Por ello es importante que, como parte del manejo forestal, se realice el manejo de fuego y no solo su prevención y combate (que siempre serán relevantes). La política de exclusión de fuego que se sigue en la Sierra de Guadalupe, así como la no intervención a las masas forestales sobredensas, entre otros, generan condiciones que pueden contribuir a la pérdida de bosques naturales y artificiales. Es importante que se incluyan las categorías de manejo forestal, de recursos naturales y restauración ecológica en los próximos programas de manejo. Entender la restauración ecológica en los marcos de la ecología del paisaje es necesariamente buscar colaboración entre los gobiernos del Estado de México y de la Ciudad de México. Estudios como el presente sirven como apoyo al manejo de ecosistemas pues proveen información sobre su composición, estructura y procesos. Por esta razón, en la Sierra de Guadalupe primero se debe realizar un amplio estudio de los recursos naturales y luego una planeación conceptual, tal como lo marca la Sociedad Ecológica de Restauración (Clewell et al., 2005).

CONCLUSIONES

En este trabajo se muestra la trayectoria de la cubierta vegetal de la Sierra de Guadalupe, entendida como la ruta de desarrollo de un ecosistema a través del tiempo (Clewell y James, 2004). Por lo general, la restauración ecológica tiene por objetivo alcanzar un estado anterior no alterado, para esto es fundamental entender la trayectoria del paisaje (Clewell

et al., 2005). En el caso de la Sierra de Guadalupe, los bosques primarios se aprovecharon casi en su totalidad hacia finales de 1910, para ese entonces también se habían drenado los grandes lagos de la Ciudad de México (Contreras Servín, 2015). El clima era distinto en ese entonces (Jáuregui Ostos, 2000) y probablemente también el suelo. Las condiciones actuales permiten que especies originales sigan desarrollándose en masas aisladas menores a cientos de metros cuadrados en algunos casos. En esta situación están especies como el copal, el cazahuate y el chapulxtle, entre otras.

El escenario de restauración de la Sierra de Guadalupe concuerda con un paisaje degradado que puede volver a su forma primaria (Clewell et al., 2005), cuya reminiscencia se encuentra en los encinares y matorrales xerófilos viejos. Describir la trayectoria del paisaje como aquí se vuelve necesario para determinar qué comunidades vegetales se pueden incluir sobre qué otras y cómo se han desarrollado las que ahora existen, así como los efectos que han tenido las estrategias anteriores, y delinear así hacia dónde se deben dirigir los esfuerzos. El concepto de qué especies introducidas son inaceptables en áreas naturales protegidas se vuelve un tanto frágil para las coníferas en la Sierra, pues existen especies introducidas que han demostrado buena aclimatación.

Por otra parte, existen especies que son ajenas al paisaje, como el eucalipto y el pirul, especies exótica y naturalizada, respectivamente, que han demostrado frugalidad en los matorrales y pastizales, y que componen gran parte de las masas forestales de la Sierra. Por supuesto, estas no deben de plantarse más, pero sí deben reconocerse los servicios ambientales que brindan. Esas plantaciones resultan tener menor índice de disección respecto al encinar, o el bosque heterogéneo (con especies nativas), cuentan con áreas núcleo más grandes y mayor probabilidad de albergar especies en su interior (Bowen y Burgess, 1981).

Aunque la creencia general es que la “naturaleza” se ha deteriorado en la Sierra de Guadalupe, está demostrado que, al menos las comunidades forestales, han aumentado en 540 ha. De estas últimas, 461 ha son de plantaciones de eucalipto y plantaciones/bosque de pirul. En 1994 ya existían 1344 ha con

estas dos últimas clases. Casi toda la extensión de la Sierra de Guadalupe está configurada como un paisaje de grano fino según los anteriores índices, es probable que las especies que requieran de grandes extensiones forestales no se puedan desarrollar (Myers, 2006). La configuración del paisaje es el resultado tanto de la vegetación natural, como de su alteración por el hombre (disturbios), los intentos de este por revegetar y las perturbaciones naturales.

Las tendencias detectadas permiten afirmar que el bosque heterogéneo, el de encino y las plantaciones de pino, eucalipto y, pirul son estables. Se pone de relieve la necesidad de realizar su manejo forestal, por ejemplo, la aplicación de aclareos y repoblaciones bien fundamentadas, sin lo cual se facilita el fin de estas masas: la exclusión de fuego promueve la acumulación de combustibles forestales. En la zona de estudio, el pastizal limita la regeneración natural y artificial de árboles.

Todas las comunidades vegetales de la Sierra de Guadalupe, así como la mayoría de las especies utilizadas en la reforestación, son tolerantes o resistentes al fuego, lo que ha contribuido a su permanencia. Las excepciones son el cedro blanco y la casuarina, que no están adaptados a dicho factor.

Casi todas las categorías de vegetación tienen actualmente mayor fragmentación que en 1994, lo cual obedece al avance de la mancha urbana y al aumento de polígonos, este último a su vez a causa de la fragmentación y de la reforestación.

Las políticas estatales de reforestación establecieron extensas masas de eucaliptos, mientras que los esfuerzos de la sociedad civil han establecido pequeñas reforestaciones, lo cual no es negativo, pero ha contribuido a la fragmentación.

Son los bosques de encino y las plantaciones de eucalipto las masas forestales menos fragmentadas. Su área núcleo se ha reducido aun cuando el área de estas ha aumentado. Tal incremento de fragmentación es consecuencia del aumento de mosaicos dispersos y retracción de la frontera urbana.

REFERENCIAS

- Bowen, G. W., y Burgess, R. L. (1981). *A Quantitative Analysis of Forest Island Pattern in Selected Ohio Landscapes*. Oak Ridge National Laboratory.
- Calderón de Rzedowski, G., y Rzedowski, J. (2005). *Flora fanerogámica del Valle de México* (2ª ed.). Instituto de Ecología, A.C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Ching, W., Huang, X., K. Ng, M., y Siu, T.-K. (2013). *Markov Chains* (2a ed.). Springer. <http://www.springer.com/series/6161>
- Clewell, A., y James, A. (2004). *Principios de SER International sobre la Restauración Ecológica*. www.ser.org
- Clewell, A., Rieger, J., y Munro, J. (2005). *Guidelines for Developing and Managing Ecological Restoration Projects*. www.ser.org
- CONAGUA. (2010). Gran Canal 15040. <https://smn.conagua.gob.mx/es/observando-el-tiempo/estaciones-meteorologicas-automaticas-ema-s>
- Contreras Servín, C. (2015). *La transformación del paisaje en el Distrito Federal. Del crecimiento urbano a la primera crisis ambiental en México*. Universidad Autónoma de San Luis Potosí.
- De Torre, R., y Magro, S. (2018). *Guía Práctica de Restauración Ecológica*. <https://www.researchgate.net/publication/329059824>
- Farina, A. (2006). *Principles and Methods in Landscape Ecology Towards a Science of Landscape*. Landscape Series Landscape Series. Springer.
- Gurruxtaga, M. (2003). Índices de fragmentación y conectividad para el indicador de biodiversidad y paisaje de la CAPV. <https://www.researchgate.net/publication/302265358>
- Hernández-Rosas, M. M., Hernández-Leyva, A. L. y Rodríguez-Trejo, D. A. (2023). Probability of mortality in casuarina two years after the fire at the piedmont of the Tlaloc volcano, State of Mexico, 2017. *Agrociencia*, 57(1), 102-116. <https://doi.org/10.47163/agrociencia.v57i1.2814>
- INEGI. (1994). Cuautitlán y Ciudad de México (E14A29). <https://www.inegi.org.mx/temas/imagenes/ortoimagenes/>
- INEGI. (2019). Cuautitlán/Gustavo A. Madero. Google Earth.
- INEGI. (2022). Continuo de Elevaciones Mexicano. <https://www.inegi.org.mx/app/geo2/elevacionesmex/>
- Jaeger, J. A. G. (2000). Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*, 15, 115-130.
- Jáuregui Ostos, E. (2000). *El clima de la Ciudad de México*. Plaza y Valdés.
- Myers, R. L. (2006). Convivir con el fuego-Manteniendo los ecosistemas y los medios de subsistencia mediante el Manejo Integral del Fuego. <http://tncfuego.org>
- Paysen, T. E., Ansley, R. J., Brown, J. K., Gottfried, G. J., Haase, S. M., Harrington, M. G., Narog, M. G., Sackett, S. S., y Wilson, R. C. (2000). Fire in Western Shrubland, Woodland, and Grassland Ecosystems. En

- J. K. Brown y J. Kapler Smith (Eds.), *Wildland Fire in Ecosystems. Effects of Fire on Flora* (pp.121-159). USDA Forest Service.
- Pretzsch, H., Grote, R., Reineking, B., Rötzer, T., y Seifert, S. (2008). Models for forest ecosystem management: A European perspective. *Annals of Botany*, 101(8), 1065–1087. <https://doi.org/10.1093/aob/mcm246>
- Puyravaud, J. P. (2003). Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management*, 177(1–3), 593–596. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00335-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00335-3)
- QGIS, D. T. (2023). QGIS (3.30.3). Open Geospatial Foundation. <https://qgis.org/es/site/>.
- R Core Team. (2020). R: A lenguaje and environment for statistical computing. R foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>.
- Rodríguez-Trejo, D. A. (2014). *Incendios de vegetación. Su ecología, manejo e historia* (vol. 2). Colegio de Postgraduados.
- Rodríguez-Trejo, D. A., Pausas, J. G., y Miranda-Moreno, A. G. (2019). Plant responses to fire in a Mexican arid shrubland. *Fire Ecology*, 15(11), 1-9. <https://doi.org/10.1186/s42408-019-0029-9>
- Rzedowski, J. (2006). *Vegetación de México*. Conabio. chrome-extension://efaidnbmninnibpcapjpcglclefindmkaj/https://www.biodiversidad.gob.mx/publicaciones/librosDig/pdf/VegetacionMx_Cont.pdf
- Scott, A. C., Bowman, D. M. J. S., Bond, W. D., Pyne, S. J., y Alexander, M. E. (2014). *Fire on Earth: An Introduction*. Wiley Blackwell.
- Sentinel 2A. (2021). S2A_MSIL1C_20170417T170311_N0204_R069_T14QMG_20170417T171425. <https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/homeHighlight>
- Sierra Pineda, A., Vázquez Soto, J., y Rodríguez Trejo, D. A. (1991). La autoecología del *Pinus radiata* en la Cuenca de México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 16(69), 107-123.
- Vela-Correa, G., y Flores-Román, D. (2004). Morfogénesis de suelo con capas endurecidas de la Sierra de Guadalupe, México. *Terra Latinoamericana*, 22(3), 255-265.
- Villavicencio, A. (2007). *Evaluación de funciones y servicios ambientales Parque Estatal Sierra de Guadalupe-Proyecto de conservación ecológica de la zona metropolitana del Valle de México*. Editorial de la Universidad de Granada.
- Whelan, R. J. (1997). *The Ecology of Fire*. Cambridge University Press.
- Wu, J. (2009). Ecological Dynamics in Fragmented Landscapes. En S. Levin (Ed.), *Princeton Guide to Ecology* (pp. 438–444). Princeton.
- Zhu, Z., Mei, Z., Xu, X., Feng, Y., y Ren, G. (2022). Landscape Ecological Risk Assessment Based on Land Use Change in the Yellow River Basin of Shaanxi, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(15) (15), 6-9.. <https://doi.org/10.3390/ijerph19159547>