ARTÍCULO DE INVESTIGACIÓN

Fragmentación forestal en la subcuenca del río Pilón: diagnóstico y prioridades

Forest fragmentation in the subwatershed of the Pilon River: diagnostic and priorities

Xanat Antonio-Némiga[1], Eduardo Javier Treviño-Garza[2] y Enrique Jurado-Ybarra[2]

RESUMEN

La subcuenca del río Pilón es importante por la captación de agua para la agricultura comercial y por la conservación de la riqueza biológica del estado de Nuevo León. Sin embargo, se desconoce la magnitud de la fragmentación de sus bosques y matorrales, y no se han identificado los fragmentos remanentes prioritarios para conservar. Por lo tanto, este estudio evalúa la fragmentación de sus comunidades vegetales usando el tamaño del fragmento y la relación entre el perímetro y el área del fragmento (P/A) como indicadores de tamaño y forma, así como la distancia al vecino más próximo y el índice de intersección y yuxtaposición como indicadores de conectividad. Estos se calcularon en mapas generados mediante interpretación de imágenes de satélite Landsat de 1974 y 2000 (clasificación supervisada y estratificada). Los resultados muestran cambios estadísticamente significativos en el tamaño y forma de los fragmentos de todas las comunidades evaluadas, así como en su conectividad. Las comunidades más afectadas por la fragmentación en su forma y tamaño son el bosque de oyamel y de encino, así como el huizachal, el matorral submontano y el bosque de pino. En su conectividad, la fragmentación afecta sobre todo a los matorrales tipo tamaulipeco, submontano y desértico, así como los huizachales. En este estudio se evalúan los fragmentos prioritarios a conservar, considerando sus funciones como zonas de amortiguamiento y de estabilización de laderas, mediante la aplicación de criterios en un sistema de información geográfica. Al respecto se recomienda conservar 347 fragmentos para amortiguamiento y 210 fragmentos para estabilización de laderas.

PALABRAS CLAVE:
Conservación de recursos naturales, fragmentación forestal, Nuevo León, SIG, río Pilón.

ABSTRACT

The watershed of the Pilón River is important for its water capture for commercial agriculture and for the conservation of the biological diversity of Nuevo Leon state. However, the magnitude of the forest and shrub fragmentation has not been determined, and the remaining fragments of higher conservation priority have not been identified. This study evaluates the vegetation fragmentation, using the fragment size and the relation between the perimeter and the fragment area (P/A) as indicators of size and shape, as well as the distance to the nearest neighbor and the intersection index and juxtaposition as connectivity indicators. These indicators were calculated in maps generated through satellite images Landsat of 1974 and 2000 interpretation (classification supervised and stratified). The results show statistically significant changes in the size and shape of fragments as well as in connectivity for all plant communities evaluated. The communities more affected by fragmentation in their size and shape were Abies and Oak forests, as well as the huizachal (Acacia scrub), piedmont scrub and

1 Universidad Autónoma del Estado de México. Facultad de Geografia. Cerro de Coatepec s/n. Ciudad Universitaria. Toluca, México. CP 50110. Correo electrónico: xanat@uaemex.mx

2 Universidad Autónoma de Nuevo León. Facultad de Ciencias Forestales. Km. 2.5 Carr. Nacional a Cd. Victoria. Linares, Nuevo León. AP 32. Teléfono: (821) 212 42 51 ext. 111. Correo electrónico: ejtrevin@fcf.uanl.mx, enrique_jurado@hotmail.com

pine forest. In its connectivity, fragmentation was more severe for Tamaulipan thorn scrub, piedmont scrub and desert scrub as well as huizachales. The fragments with higher priority conservation were determined considering their functions as buffer zones and as vegetation for slope stabilization, through the criteria application in a geographical information system. The conservation of 347 fragments for buffer zone and 210 fragments for slopes stabilization is recommended.

KEY WORDS:
Natural resources conservation, forest fragmentation, Nuevo León, GIS, Pilón river,

INTRODUCCIÓN

La fragmentación es la división y reducción de grandes extensiones de bosque continuo que se convierten en mosaicos (Ford *et al*., 2001 y Thompson *et al.*, 1995). Es una de las peores amenazas contra la diversidad biológica y la mayor causa de extinción de especies (Fahrig, 2001), ya que afecta la estructura, composición y diversidad de las comunidades vegetales, así como su futuro, al obstaculizar tanto la transferencia de polen como la generación, dispersión y consumo de semillas, favoreciendo además la endogamia y la erosión genética (Arango, 2002; Fernández-Manjárrez, 2002; Flores, 2000; Cuéllar, 1999; Summer *et al*., 1999 y Guariguata y Pinarde, 1998).

El fenómeno más estudiado es el efecto de borde, un abrupto contraste entre el bosque y el paisaje circundante que modifica las condiciones físicas (iluminación, nutrientes, temperatura, velocidad del viento y humedad), así como las condiciones bióticas y las interacciones planta-animal (Arango, 2002; Thompson *et al.*, 1995 y Saunders *et al.*, 1990). Esto altera el área basal de árboles y arbustos, cambia la estructura y composición de especies y favorece el crecimiento acelerado de especies pioneras, además de dañar y matar árboles retrasando el recambio de plantas viejas por nuevas (Arango, 2002; Sizer y Tanner, 1999; Carvalho y Vasconcelos, 1999; Laurance *et al*., 1998 y López *et al.*, 1995). Este efecto se extiende por lo menos diez metros en selvas amazónicas, pudiendo extenderse hasta 200 metros (Sizer y Tanner, 1999; Mesquita *et al*., 1999; Carvalho y Vasconcelos, 1999; Laurance *et al.*, 1998a y Malcom, 1994). Además, al reducir la diversidad vegetal, la densidad del follaje, la biomasa y las fuentes de frutas frescas, la fragmentación reduce la producción primaria de los ecosistemas (Loreau *et al*., 2001; Tabarelli *et al.*, 1999; Thorburn, 1998; Laurance *et al*., 1998 y Malcom, 1994). Todo ello finalmente daña a la fauna debido a que se reducen sus posibilidades de alimentación, crecimiento y reproducción, al tiempo que se limita su dispersión y variación genética e incrementa el riesgo de ser cazado (D'Eon, 2003; Estrada y Coates-Estrada, 2002; Katnik, 2002 y Pérez, 2002). Por ejemplo, se ha probado que la fragmentación reduce la riqueza y diversidad y altera la composición en poblaciones de mariposas nocturnas, coleópteros, hormigas, arañas, murciélagos, mamíferos y aves (Summerville, 2002; Evelyn, 2002; Ortega-Huerta, 2002; Ford *et al.*, 2001; Price *et al*., 1999; Cuéllar, 1999; Carvalho y Vasconcelos, 1999 y Miyashita *et al*., 1998).

El efecto combinado de estos procesos es la pérdida de estabilidad de los ecosistemas, esto se debe a que tanto las acciones vitales (descomposición de materia orgánica, transporte de semillas, control de plagas, fertilización y creación de suelo), como las delicadas interacciones interespecíficas (mutualismo, cadenas tróficas, competencia y en especial la polinización, la predación y la herbivoría) que hacen funcionar estos ecosis-

temas se ven interrumpidos por la fragmentación (Summerville, 2002; Evelyn, 2002; Kammesheidt, Köhler y Huth, 2002; Harrison, Rice y Maron, 2001; Carvalho y Vasconcelos, 1999; Law y Lean, 1999; Cosson *et al*., 1999 y Miyashita *et al*., 1998). Ello reduce la capacidad de generar diferentes respuestas, amenazando su estabilidad funcional y la de sus ciclos biogeoquímicos (Loreau *et al*., 2001; McCann, 2000 y Erhlich, 1990).

Debido a la seriedad y magnitud de los efectos de la fragmentación es importante cuantificarla y revertirla. Los indicadores para cuantificar la magnitud de la fragmentación del paisaje se basan en dos teorías biogeográficas: la de islas (que considera un entorno neutral) y la del mosaico (que considera ensamblajes heterogéneos) (McGarigal y Marks, 1994). Sin embargo, debido a que no todas las medidas son igualmente útiles, Pfister (2003) sugiere que tres medidas son suficientes: el área promedio del fragmento, el promedio de la relación entre el perímetro y el área del fragmento, y el porcentaje de zonas adyacentes al bosque que son similares. Mas y Correa (1999) coinciden en que el tamaño de fragmento y el índice de proximidad, considerando las características del entorno, describen mejor el proceso.

A escala global, los bosques son en realidad fragmentos y bordes (Riitters *et al*., 2000). Latinoamérica ha perdido la tercera parte de superficie boscosa en el periodo 1850-1985 (Houghton *et al*., 1991). En México, el porcentaje de especies en peligro de extinción es mayor en la flora que en cualquier otro grupo biológico ya que cerca del 40% del total de especies vegetales se encuentra bajo peligro de extinción (INEGI-INE, 2000).

La subcuenca del río Pilón es importante, ya que el agua captada en su superficie determina directamente la producción de cítiricos y nuez, los que representan una fuente importante de ingresos en la agricultura del estado de Nuevo León. Sin embargo, en la Sierra Madre Oriental, una de sus dos regiones fisiográficas, se ha detectado la presencia de endemismos y fenómenos evolutivos sobresalientes (Cantú *et al*., 1999), consecuentemente resulta importante estudiar la magnitud de la fragmentación en sus bosques y matorrales e identificar aquellos fragmentos remanentes que deben conservarse.

OBJETIVOS

Determinar cuáles comunidades vegetales de la subcuenca del río Pilón han sido más afectadas por el proceso de fragmentación forestal ocurrido durante el periodo 1974-2000, e identificar aquellos fragmentos de vegetación remanente cuya conservación es prioritaria, en virtud de sus funciones de amortiguamiento en los cuerpos de agua y de estabilización de laderas.

MATERIALES Y MÉTODOS

1. Área de estudio

El río Pilón es afluente del río San Juan, cuya cuenca es la más importante de Nuevo León, al ocupar 32,91% de la superficie estatal (INEGI, 1999). La subcuenca del río Pilón tiene como coordenadas geográficas extremas los 24° 50‘ y 25° 29‘ de latitud norte y 99° 30‘ y 100° 35‘ de longitud oeste (Sánchez, 1987). Este río se origina en el municipio de Arteaga en Coahuila y capta las aguas de 581 km^2 del municipio de Rayones, 603 km^2 de Galeana, 440 km^2 de Montemorelos y 605 km^2 de General Terán, en Nuevo León (Figura 1). En General Terán la subcuenca se integra al caudal del río San Juan que desemboca en el río Bravo (Olvera, 1999 y Sánchez, 1987).

Dos provincias fisiográficas dominan la subcuenca del río Pilón: la Sierra Madre Oriental y la Llanura Costera del Golfo Norte. La Sierra Madre Oriental está dominada por matorrales subinermes y matorrales crasi-rosulifolios espinosos, siendo posible encontrar chaparrales y pastizales en las laderas de la sierra. Mientras que en las partes altas dominan los bosques de pino y de pino-encino y los chaparrales de alta montaña en las alturas máximas (CETENAL, 1975).

En las altitudes de 900 a 950 m hay zonas de agricultura de riego y, ocasionalmente, manchones de vegetación de galería. Entre las cotas altitudinales de 1 000 y 1 600 m se encuentra matorral subinerme y rosetófilo, mientras que entre los 1 200 y los 1 800 m existe matorral crasirosifolio con manchones de pastizal natural. A partir de los 1 400 m hay chaparrales que se extienden hasta los 2 400 m. Los bosques de encino se localizan entre los 1 300 y los 1 800 m, los mixtos, de pino-encino, desde los 2 200 hasta 2 400 m, mientras que los bosques de pino y oyamel entre los 1 700 y 2 700 m. La figura 2 muestra un perfil de los suelos y la vegetación en la Sierra Madre Oriental.

La vegetación en la llanura costera del Golfo Norte está dominada por agricultura de riego en las partes más bajas (inferiores a 400 m), y en menor proporción por la agricultura de temporal. El tipo de matorral más común es el matorral submontano subinerme. Desde altitudes de 700 m se pueden encontrar bosques mixtos de encino con matorral subinerme y bosques de encino-pino. La figura 3 muestra un perfil del suelo y vegetación en la llanura costera del Golfo Norte. La agricultura domina gran parte de la superficie.

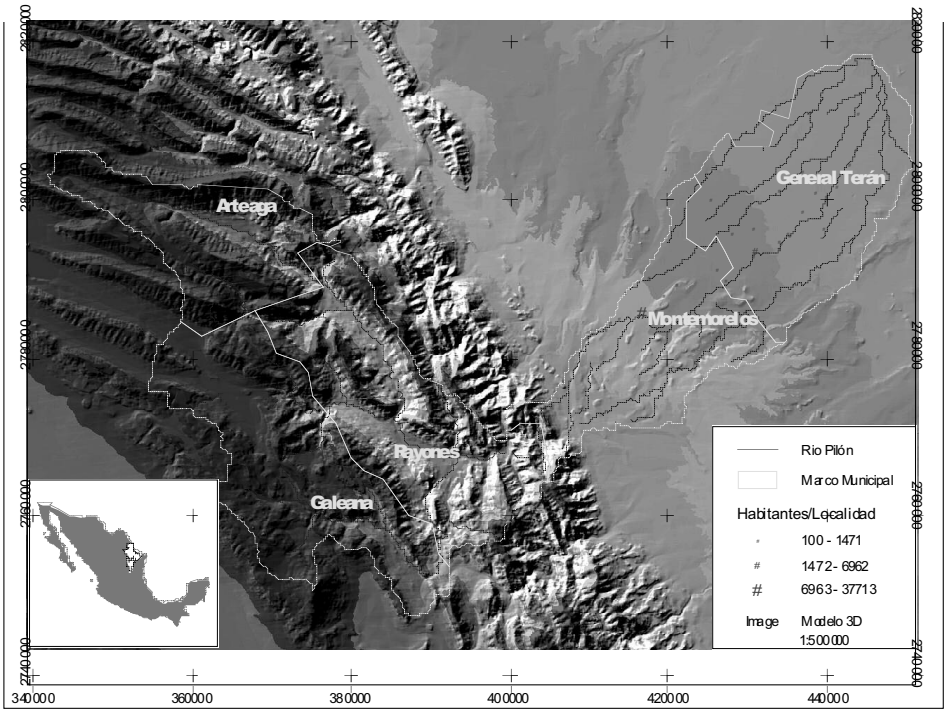


Figura 1. Ubicación de la subcuenca del río Pilón en el estado de Nuevo León

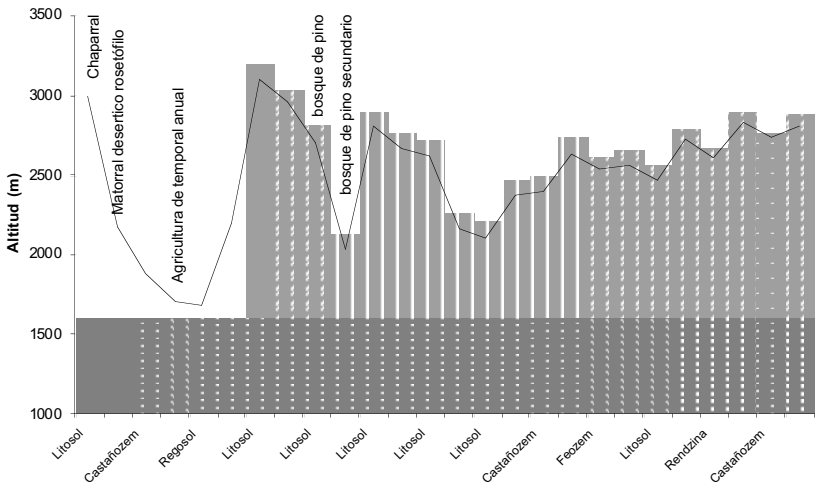


Figura 2. Perfil de los suelos y la vegetación en la Sierra Madre Oriental

FUENTE: Modificado de SEMARNAT (2000) y CETENAL (1977)

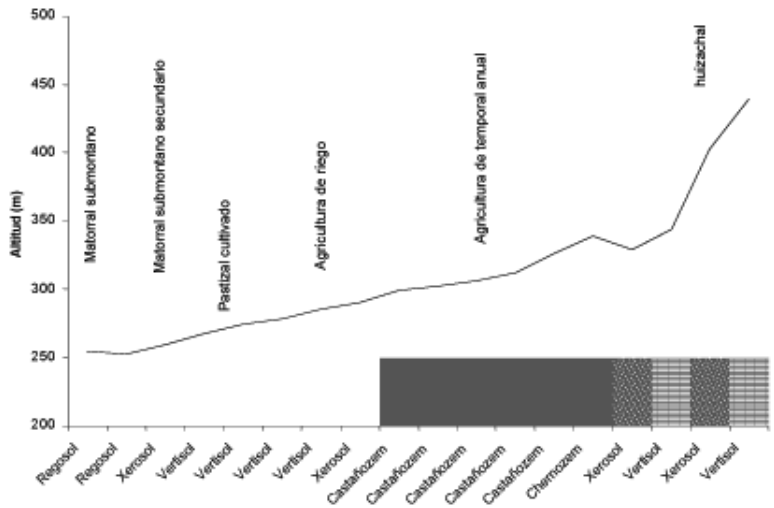


Figura 3. Perfil de los suelos y la vegetación en la Llanura Costera del Golfo Norte

FUENTE: Modificado de SEMARNAT (2000) y CETENAL (1977)

Esta información coincide con la presentada en el Inventario Nacional Forestal (SEMARNAT, 2000). Se puede apreciar que General Terán tiene grandes superficies dedicadas a la agricultura. En Montemorelos se encuentran grandes superficies agrícolas, aunque todavía hay remanentes de matorral submontano. Rayones destaca por su diversidad y abundancia de bosques. En Galeana se encuentran menores superficies de bosque entremezcladas con mezquitales y matorrales (Figura 4).

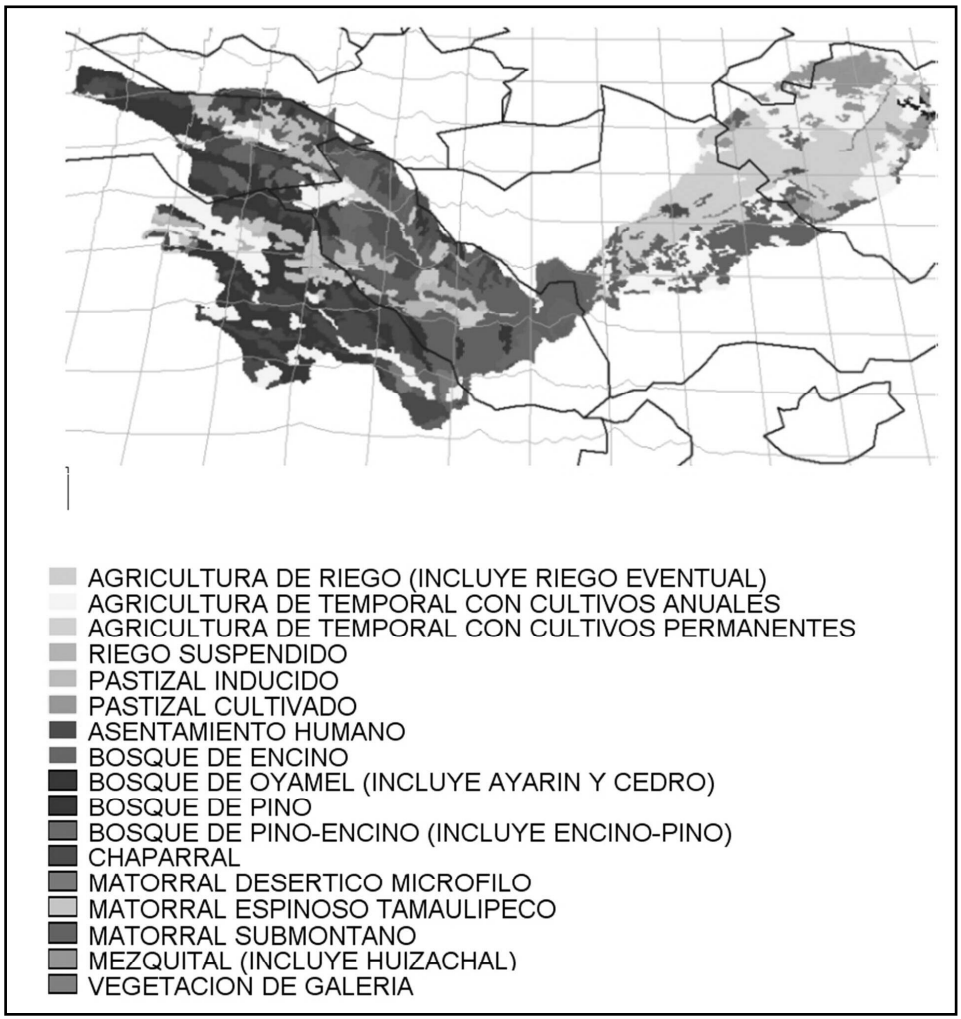


Figura 4. Vegetación de la subcuenca del río Pilón

FUENTE: Modificado de SEMARNAT (2000)

2. Indicadores de la fragmentación

Se utilizaron el tamaño del fragmento y la relación entre perímetro y área de los fragmentos (P/A), para comparar las diferencias morfológicas de los fragmentos en las comunidades vegetales en 1974 y 2000. Para una zona dada, una alta relación (P/A) indica una forma compleja o alongada de los fragmentos, y lo contrario, una baja relación P/A, una forma más compacta y simple

Para derivar estos indicadores se desarrolló cartografía de la vegetación en las fechas de interés, esto mediante la interpretación de las imágenes del satélite Landsat 1 MSS de febrero de 1974 y del satélite Landsat ETM 7+ de marzo del 2000 (líneas 42 y 43 de las órbitas 27 y 28). Para poder establecer relación entre estas imágenes se trabajaron épocas similares del año, evitando variaciones fenológicas. Asimismo, las imágenes se corregistraron con el fin de evitar errores de desplazamiento. No se hicieron correcciones atmosféricas ni topográficas debido a las limitaciones en la fuente de datos. Sin embargo, el método de interpretación elegido (clasificación supervisada y estratificando las imágenes por provincia fisiográfica), así como los controles de verificación levantados en campo permiten salvar las variaciones que podrían inducir en la imagen la interferencia atmosférica y la sombra topográfica (Antonio *et al.,* 2006).

Se siguieron dos estrategias para evaluar la fragmentación, la primera consistió en usar el software de EXCEL para comparar, mediante gráficos, el número de fragmentos para cada clase de tamaño en las dos fechas evaluadas y visualizar los cambios en la relación P/A para ambas fechas.

La segunda estrategia fue unir espacialmente la cartografía de la vegetación en ambas fechas (1974 y 2000) y aplicar consultas anidadas para obtener la relación de fragmentos que permanecen dentro de la misma clase de vegetación en ambas, evitando así los cambios entre clases y los posibles errores (objeto de otro estudio). A este subconjunto se aplicó la prueba estadística de T apareado para probar si existen diferencias significativas en el tamaño y forma de los fragmentos (expresada en la proporción P/A) entre estas dos fechas.

Para complementar el análisis del estado de fragmentación de estos ecosistema, se corrieron pruebas con el software Patch Analyst, mediante el cual se derivaron los siguientes indicadores relacionados con la conectividad de los fragmentos:

a) El promedio del vecino próximo, que mide el aislamiento de los manchones al calcular la distancia mínima al borde de un manchón similar, promediada con respecto al paisaje.

b) El índice de intersección y yuxtaposición, que mide la adyacencia entre manchones. Su valor se acerca a cero cuando la distribución de adyacencias es irregular, y a 100 cuando la distribución de adyacencias se distribuye equitativamente.

3. Selección de fragmentos

Para la selección de fragmentos se dio prioridad a aquellos fragmentos densos. Su ubicación se digitalizó mediante la interpretación de fotografía aérea de INEGI (1999), escala 1:75 000, haciendo uso del tono, textura y densidad como principales elementos de interpretación (Lillesand y Kiefer, 1994), como lo muestra la tabla 1.

Esta vegetación, aún fragmentada, cumple funciones diversas. Para distinguir aquellos fragmentos que es prioritario conservar debido a que cumplen

Tabla 1. Clave de interpretación

Vegetación	Tono	Textura	Densidad	Ejemplo
Bosque	Muy oscuro	Rugosa	Denso	
Matorrales	Oscura	Media	Semi-abierta	
Cultivos, pastizales	Media	Fina	Desigual	
Suelo y vegetación xerofita	Muy claro	Lisa	Nula	

funciones como zonas de amortiguamiento del lecho del río o como estabilizadores mecánicos de las pendientes, se aplicaron los siguientes criterios:

Aquellos fragmentos densos, ubicados a 500 m o menos del río, pertenecientes a las comunidades de matorral submontano y bosque de oyamel, bosque de pino-encino, bosque de encino, chaparral y mezquital-huizachal, son prioritarios como zonas de amortiguamiento. Este criterio incluye el espacio físico que ocupa el lecho del río e incorpora los tipos de vegetación que han sido transformados con mayor intensidad en los últimos 30 años en la región (Antonio *et al.*, 2006). Por su parte, aquellos fragmentos densos de vegetación ubicados en pendientes superiores al 30% y pertenecientes a las comunidades antes citadas, se consideraron prioritarios para la estabilización de laderas.

Esto requirió calcular las pendientes mediante la interpretación del modelo de elevación digital de la zona (INEGI, 2000), en el módulo 3D analyst de ArcView 3.2.

RESULTADOS

1. Indicadores de la fragmentación

La tabla 2 concentra la información relacionada con el cambio en el número de fragmentos dentro de las clases de tamaño en las comunidades vegetales de la cuenca, información que se discute y detalla posteriormente.

Los bosques de oyamel y de encino, así como el huizachal y el matorral submontano muestran una tendencia general de perder fragmentos en todas las categorías de tamaño, desapareciendo hasta en 50%. Estas comunidades están desapareciendo debido a su cercanía con las áreas productivas más pobladas y de mayor dinamismo. El bosque de encino, cerca de Montemorelos, y los huizachales, cerca de Terán; el submontano cerca de ambos y el bosque de oyamel cercano a Arteaga en la sierra.

Un patrón similar presenta el matorral desértico micrófito, pese a que no está cerca de algún núcleo poblacional.

Tabla 2. Número de fragmentos por clase de tamaño en las comunidades vegetales

	B. de oyamel		B. de pino		B. de pino-encino		B. de encino		Huizachal		M. tamaulipeco		M. submontano		M. desértico	
Área (Ha)	**1974**	**2000**	**1974**	**2000**	**1974**	**2000**	**1974**	**2000**	**1974**	**2000**	**1974**	**2000**	**1974**	**2000**	**1974**	**2000**
0 a 1	810	306	1142	1261	1924	690	236	78	1333	249	2151	339	3182	746	797	173
1 a 5	672	239	1003	1101	1395	623	187	79	916	171	755	315	1934	618	673	214
5 a 10	149	72	246	276	242	169	50	21	220	55	88	75	438	131	162	68
10 a 50	147	83	258	280	168	145	46	18	176	50	46	91	368	119	127	51
50 a 100	29	17	30	29	14	15	4	4	25	10	2	10	55	14	10	3
100 a 500	22	12	33	28	2	4	8	2	11	8	0	14	47	11	4	0
más de 500	1	2	0	3	0	0	1	0	1	0	0	1	4	5	0	0

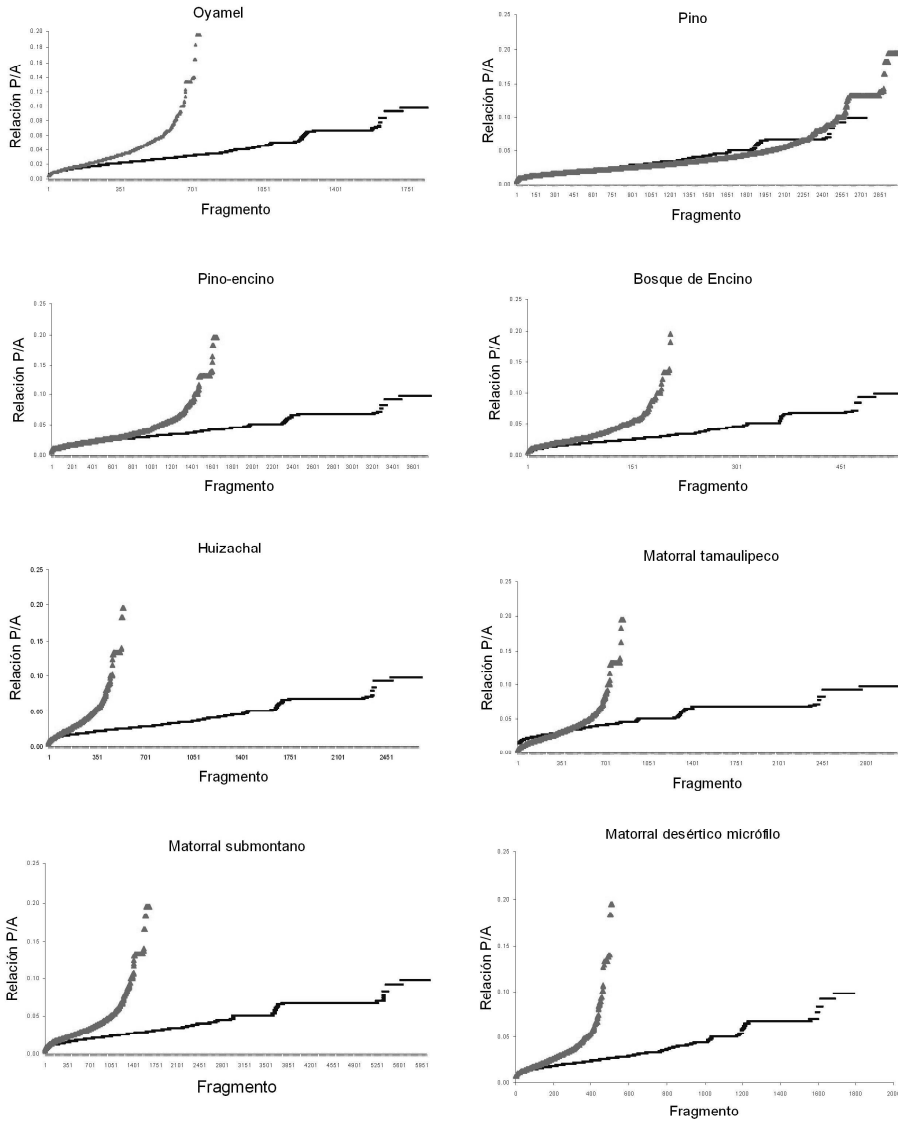


Figura 5. Relación Perímetro/Área en 1974 y 2000 en las comunidades vegetales

Este proceso puede estar relacionado más bien con el sobrepastoreo de ganado caprino, ya que una de las principales alternativas económicas de los habitantes marginados de las zonas montañosas es criar y vender cabritos.

El bosque de pino presenta un franco proceso de fragmentación, pues aparentemente incrementa el número de fragmentos en las clases menores de tamaño, pero debido a la pérdida de un fragmento de la categoría de 50 a 100 hectáreas y de

cinco fragmentos de la categoría de 100 a 500 hectáreas, el bosque de pino-encino y el matorral tamaulipeco pierden fragmentos en las clases de menor tamaño y presentan más fragmentos en clases mayores. Esto podría deberse a las diferencias en la capacidad de los sensores para detectar estos tipos mixtos de vegetación, por lo que se decide no hacer interpretaciones más profundas con este conjunto de datos.

La figura 5 muestra las variaciones en la relación P/A en las diferentes comunidades vegetales de la subcuenca del río Pilón. La relación P/A muestra una tendencia hacia formas irregulares en el año 2000, en todas las comunidades vegetales, mientras que los manchones originales tendían a una estructura más bien compacta (Figura 6).

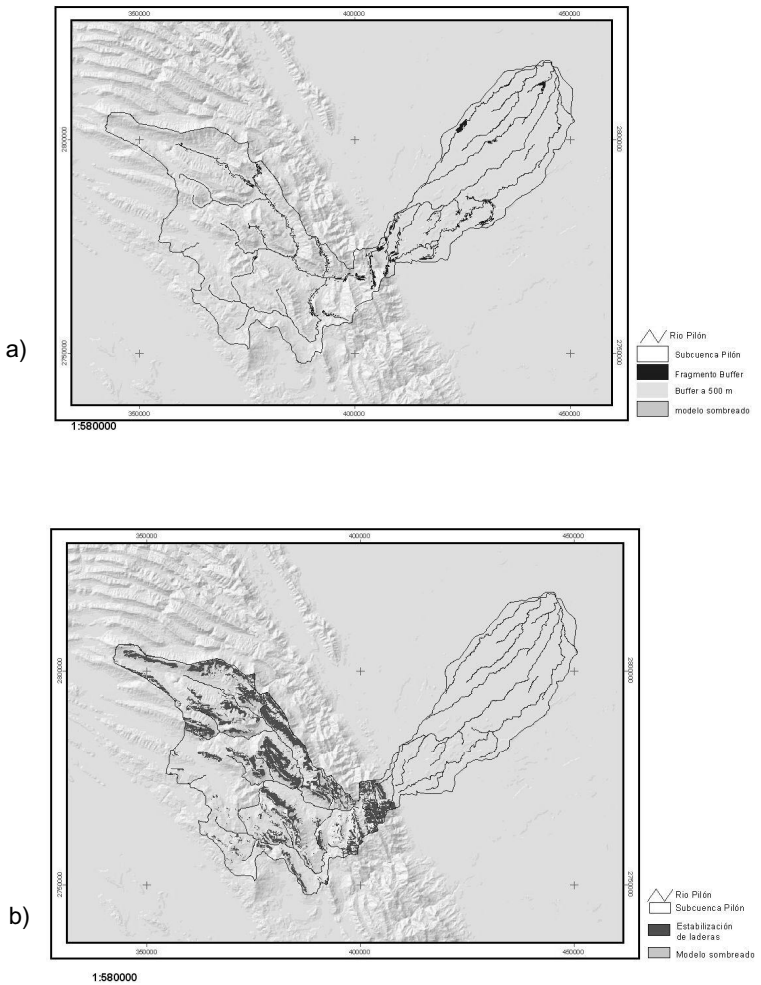


Figura 6. Fragmentos prioritarios para *a)* zonas de amortiguamiento y *b)* estabilización de laderas

Tabla 3. Resultados de la prueba de T apareado para el tamaño y la relación P/A

Comunidad	Variable	Media	Desviación	Error	t	GL	Sig.
Oyamel	área	824908,73	4517275,75	240090,50	3,44	353	0,001
Oyamel	A/P	0,00	0,04	0,00	0,37	353	0,714
Pino	área	-3678966,32	7117673,10	252437,85	-14,57	794	0,000
Pino	A/P	0,01	0,04	0,00	4,93	794	0,000
Pino-encino	área	-189352,79	620713,22	33131,22	-5,72	350	0,000
Pino-encino	A/P	0,01	0,04	0,00	3,20	350	0,002
M. tamaulipeco	área	-1153177,13	1959224,61	84001,06	-13,73	543	0,000
M. tamaulipeco	A/P	0,03	0,03	0,00	23,69	543	0,000
Huizachal	área	3737656,64	10675054,44	525285,09	7,12	412	0,000
Huizachal	A/P	0,00	0,04	0,00	-1,69	412	0,091
M. submontano	área	815816,84	4889091,59	217777,45	3,75	503	0,000
M. submontano	A/P	0,00	0,04	0,00	-1,66	503	0,098
M. desértico	área	-250311,69	304403,28	55576,18	-4,50	29	0,000
M. desértico	A/P	0,02	0,04	0,01	3,67	29	0,001

El bosque de pino es la única excepción, en él se muestra similitud en la forma de los fragmentos en ambas fechas, pero con algunos fragmentos del 2000, tendiendo hacia formas irregulares. Para validar lo anterior se muestra el resultado de la prueba de T por pares, para las variables área y relación P/A en las diferentes comunidades vegetales (Tabla 3). De acuerdo con esta prueba, en el periodo comprendido entre 1974 y 2000 ocurrieron cambios estadísticamente significativos en el área de los fragmentos de todas las comunidades vegetales. Morfológicamente, únicamente los cambios en el bosque de oyamel fueron pocos significativos, ya que para el resto de las comunidades se puede establecer que sí ocurrieron cambios morfológicos significativos. La tabla 4 concentra los indicadores seleccionados para evaluar la conectividad de los fragmentos entre cada tipo de ecosistema evaluado.

Tabla 4. Indicadores relativos al impacto de la fragmentación en la conectividad de los ecosistemas, evaluados para las dos fechas

Comunidad	Fecha	Media al vecino próximo (MNN)	Intersección y yuxtaposición (IJI)
Matorral tamaulipeco	1974	146,1	0
Matorral tamaulipeco	2000	232,5	0
Matorral submontano	1974	134,4	0
Matorral submontano	2000	230,9	0
Bosque de pino-encino	1974	168,0	0
Bosque de pino-encino	2000	204,4	0
Bosque de pino	1974	155,9	0
Bosque de pino	2000	143,6	0
Bosque de oyamel	1974	183,1	0
Bosque de oyamel	2000	228,6	0
Huizachal	1974	129,4	0
Huizachal	2000	302,5	0
Matorral desértico	1974	202,6	0
Matorral desértico	2000	382,6	0

Con excepción del bosque de pino, todas las comunidades vegetales muestran un incremento en la distancia media al vecino más próximo, siendo los cambios en la distancia entre manchones de bosque de pino-encino y bosque de oyamel los más sutiles, ya que se incrementaron en 36 y 45 metros, respectivamente. En el matorral tamaulipeco y submontano esta distancia incrementó en 86 y 96 metros. En los huizachales y matorrales desérticos, la distancia entre manchones incrementó notablemente (173 y 180 metros, respectivamente). El índice de intersección y yuxtaposición para todos los casos fue de cero, lo que indica la irregularidad en las distancias entre los manchones del paisaje evaluado.

Selección de fragmentos

La figura 6a muestra los 497 fragmentos que de acuerdo con los criterios empleados se consideran prioritarios a conservar, en función de servir como zonas de amortiguamiento. Estos ocupan una superficie total de 52,4 km^2. Por su parte, en la figura 6b se muestran los fragmentos que debido a sus funciones de estabilización de laderas se considera prioritario conservar. Se trata de 504 fragmentos que abarcan una extensión de 351 km^2.

DISCUSIÓN

El tamaño de los fragmentos de bosques y matorrales en la subcuenca del río Pilón es relativamente pequeño, ya que difícilmente se encuentran fragmentos cuyo tamaño supere las cincuenta hectáreas. Los resultados demuestran la presencia de un proceso de fragmentación forestal en la subcuenca, al probar diferencias significativas en el tamaño y forma de los fragmentos de las comunidades evaluadas en el periodo 1974-2000. Este proceso, sin embargo, no actúa de la misma forma en todas las comunidades, afecta con mayor intensidad a aquellas comunidades vegetales espacialmente más cercanas a los ejes de desarrollo agropecuario, siendo un factor común su cercanía con los principales asentamientos humanos y zonas de producción agropecuaria. Esto no está aislado de la dinámica de uso de los bosques en México y América Latina, en la que predomina la pérdida y fragmentación de ecosistemas forestales (Laurance y Laurance, 1999).

Abordar o intentar resolver los agentes causales de la fragmentación, que según Laurance y Laurance (1999) incluyen al crecimiento poblacional actual, la desigual distribución de la riqueza, el impacto del libre comercio y la explotación maderera, así como la debilidad de políticas e instituciones de conservación forestal, requiere de integrar acciones multisectoriales y transdisciplinarias que escapan del objeto de este estudio. Sin embargo, entender la magnitud del proceso mediante indicadores y puntualizar las zonas más importantes para mantener o recuperar, es una de las actividades básicas de este proceso. Habiendo identificado las zonas prioritarias, lo importante es tratar de detener y revertir procesos de deterioro, para conservar especies y poblaciones.

Algunos autores sugieren que para conservar poblaciones naturales es suficiente mantener poblaciones saludables bien distribuidas entre una red de hábitat heterogéneo y de alta calidad (Gibbs, 2001). Por su parte, Fahrig (2001) sugiere incluso que 58% de este hábitat podría funcionar. Otros investigadores reconocen que es necesario entender, en tiempo y espacio, la vulnerabilidad, las interacciones y la susceptibilidad de las especies, adaptando las prácticas de manejo de los diferentes tipos de bosque

para mantener las poblaciones en sus ecosistemas fragmentados (Ford *et al.*, 2001 y Ehrlich, 1996).

Aunque los indicadores de forma y conectividad utilizados aquí son generales y hacen la evaluación a nivel paisaje, permiten marcar señales de alerta en aquellas comunidades que están siendo más afectadas. Sin embargo, es obvio que para cada especie será diferente el impacto de una creciente distancia media entre fragmentos remanentes. Mientras que para algunas especies podría significar mayores tiempos dedicados a la caza, para otras puede significar la muerte por falta de alimentos. En términos de funciones ecológicas y servicios ambientales, también se está perdiendo calidad en los ecosistemas, por lo que no es de extrañar que en aguas abajo del río Pilón ya haya problemas para controlar el cauce (Notiver, 2007).

Común denominador entre los estudios sobre fragmentación es la urgente necesidad de restaurar los ecosistemas eliminando la flora y fauna invasora, reforestando y estableciendo corredores que permitan preservar poblaciones y microhábitats (Newmark, 1991; Lima y Gascon, 1999; Laurance y Laurance, 1999 y Wolf, 2001).

Para ello se recomienda establecer zonas prioritarias o fragmentos clave en los que se desarrolle investigación y acciones que permitan restaurar ecosistemas. Entre las principales acciones destaca proteger los árboles remanentes, cuidar los patrones de pastizales, manejar el fuego y reducir el impacto de las actividades humanas, específicamente el de la explotación de madera, de los asentamientos, del trazo de carreteras y del uso de agroquímicos (Fitzimmons, 2003; Lapin, 2003; Gibbs, 2001; Fahrig, 2001; Verboom *et al.*, 2001; Ford *et al*., 2001; Riitters *et al*., 2000; Lindenmayer *et al*., 1999; Wigley y Roberts, 1997 y Ehrlich, 1996). En este sentido apunta la elección de fragmentos prioritarios para la conservación de los ecosistemas vegetales de la subcuenca del río Pilón, en los que inicialmente se sugiere implementar estrategias de manejo forestal que tiendan a un uso más racional de este valioso recurso (Tabla 5). Medir la magnitud de la fragmentación y puntualizar las zonas prioritarias para revertirla, es necesario si se desea avanzar hacia procesos más complejos de manejo de los recursos forestales en México.

Tabla 5. Acciones prioritarias y localidades clave en el manejo de la subcuenca

Actividad	Municipio	Localidad
Protección de zonas de vegetación riparia	Rayones	Los Cirrales, Monte Redondo, Santa Rita, La Ventana, El Mimbral, Los Barreno, Las Adjuntas, El Zapatero, El Jabalí, El Encinal de Abajo y La Diojeda
	Montemorelos	Las Pintas, San Antonio, San Francisco, La Esmeralda, Los Puertecitos y El Ebanito
	General Terán	Las Comitas
Obras y prácticas de conservación del suelo	Rayones	Los Chilares, Los Cirrales, Los Pocitos, El Ranchito y El Tepozán
	Montemorelos	Las Cuevas, Las Pintas

CONCLUSIONES

Existe un proceso marcado, aunque no generalizado, de fragmentación forestal en la subcuenca del río Pilón. La magnitud de la fragmentación forestal evaluada en función del tamaño de los fragmentos afecta principalmente a las siguientes comunidades vegetales: bosque de oyamel, bosque de pino-encino, matorral submontano y bosque de pino. En su conectividad, la fragmentación afecta más a los matorrales tipo tamaulipeco, submontano y desértico, así como los huizachales.

En virtud de ello se recomiendan conservar 347 fragmentos remanentes de vegetación, como zonas de amortiguamiento y 210 fragmentos para estabilización de laderas, integrando a 16 comunidades de Rayones, seis de Montemorelos y una de General Terán, en acciones de protección a las comunidades vegetales remanentes, así como obras y prácticas de conservación del agua y suelo.

RECONOCIMIENTOS

Financiado por el proyecto CONACyT-Sirreyes 2000060006, “Estimación de la captación de agua en tres cuencas de Nuevo León”, y por la beca del padrón de posgrados de excelencia Conacyt 160864.

REFERENCIAS

Antonio, N. X., E. J. Treviño, J. Jiménez, H. Villalón y J. J. Návar. 2006. Cambios en la vegetación en la subcuenca del río Pilón. Nuevo León, México. Revista Chapingo serie Ciencias Forestales y del Ambiente 12(1):5-11.

Arango, C. S. 2002. Edge-effects on tree regeneration in the Colombian Andes. Ph. D. Degree. University of Missouri-Saint Louis. 231 p.

Cantú, C., R. Sariñana, G. Rodríguez, F. González, E. Treviño, E. L. Rocha y S. Hernández. 1999. Evaluación e inventario de áreas naturales susceptibles para la conservación ecológica en Nuevo León. SEMARNAP-UANL-Gobierno del Estado de Nuevo León. 50 p.

Carvalho, K. S. y H. L. Vasconselos. 1999. Forest fragmentation in Central Amazonia and its effects on litter-dwelling ants. Biological Conservation 91:151-157.

CETENAL. 1975. Carta de vegetación y uso del suelo 1:50,000. Cartas G14C37, G14C38, G14C47 y G14C48. Aguascalientes, Aguascalientes. CETENAL.

CETENAL. 1977. Carta edafológica 1:50,000. Cartas G14C35 a G14C57. Aguascalientes, Aguascalientes. CETENAL.

Cosson, J. F., S. Ringuet, O. Claessens, J. C. De Massary, A. Dalecky, J. F. Villiers, J. M. Granjon y J. M. Pons. 1999. Ecological changes in recent land-bridge islands in French Guiana, with emphasis on vertebrate communities. Biological Conservation 91:213-222.

Cuéllar, R. L. G. 1999. Efecto de la fragmentación del matorral tamaulipeco en la diversidad y densidad de coleópteros y en la producción de semillas. Tesis de Maestria. Universidad Autónoma de Nuevo León. Facultad de Ciencias Forestales, Linares, N. L., México. 85 p.

D´ Eon, R. G. 2003. Landscape spatial patterns and forest fragmentation in managed forests in southeast British

Columbia: Perceptions, measurements, and scale. PhD Dissertation. The University of British Columbia, Canadá, 1992. 107 p.

Erhlich, P. R. 1990. Habitats in crisis: Why we should care about the loss of species? Forest Ecology and Management 35:5-11.

Erhlich, P. R. 1996. Conservation in temperate forest: What do we need to know and do? Forest Ecology and Management 85(1-3):9-19.

Estrada, A. y R. Coates-Estrada. 2002. Bats in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat-island at Los Tuxtlas, Mexico. Biological Conservation 103:237-245.

Evelyn, M. J. 2002. Ecological consequences of forest fragmentation: Bats and birds in human-dominated landscapes. PhD Dissertation. Stanford University. 171 p.

Fahrig, L. 2001. How much habitat is enough? Biological Conservation 100:65-74.

Fernández-Manjárrez, J. F. 2002. Genetic diversity and matting system in a fragmented population of the Andean oak *Quercus humboldtii* Bonpl. (Fagaceae) (Colombia). PhD Dissertation. University of Missouri-San Louis. 135 p.

Fitzimmons, M. 2003. Effects of reforestation on landscape spatial structure in boreal Saskatchewan, Canada. Forest Ecology and Management 174:577-592.

Flores G., M. L. 2000. Remoción de semillas en fragmentos de matorral espinoso Tamaulipeco, Linares, N. L. Tesis de Maestría, Universidad Autónoma de Nuevo León. Facultad de Ciencias Forestales, Linares, N. L., México. 70 p.

Ford, H. A., G. W. Barrett, D. A. Saunders y H. F. Recher. 2001. Why have birds in the woodlands of southern Australia declined? Biological Conservation 97:71-88.

Gibbs, J. P. 2001. Demography versus habitat fragmentation as determinants of genetic variation in wild populations. Biological Conservation 100:15-20.

Guariguata, M. R. y M. A. Pinarde. 1998. Ecological knowledge of regeneration from seed in Neotropical forest trees: Implications for natural forest management. Forest Ecology and Management 112(1-2):87-99.

Harrison, S., K. Rice y J. Maron. 2001. Habitat patchiness promotes invasion by alien grasses on serpentine soil. Biological Conservation 100:45-53.

Houghton, R. A., D. S. Lefkkowitz y D. L. Skole. 1991. Changes in the landscape of Latin America between 1850 and 1985. I. Progressive loss of forest. Forest Ecology and Management 38:143-172.

INEGI-INE. 2000. Indicadores de desarrollo sustentable en México. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes, Aguascalientes.

INEGI. 1999. SINFA. Fotografía aérea de las zonas G14-7 y G14-8. Escala 1:75 000. Aguascalientes, Aguascalientes.

INEGI. 2000. CD Geomodelos de Altimetría GEMA. Zonas G14-7, 8,10 y 11. Escala 1:250,000.

Kammesheidt, L., P. Köhler y A. Huth. 2002. Simulating logging scenarios in secondary forest embedded in a fragmented Neotropical landscape. Forest Ecology and Management 170:89-105.

Katnik, D. D. 2002. Predation and habitat ecology of mountain lions (*Puma concolor*) in the southern Selkirk Mountains. PhD Dissertation, Washington State University. 217 p.

Lapin, M. F. 2003. Nature conservation in an agricultural landscape: Forest ecology, fragmentation analysis and systematic site prioritization, Southern Champlain Valley, Vermont, United States. PhD Dissertation, Cornell University. 237 p.

Laurance, W. F., L. V. Ferreira, J. M. Rankin-De Merona y S. G. Laurence. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. Ecology 79(6):2032-2040.

Laurance, W. F., G. S. Laurance y P. Delaminica. 1998a. Biological dynamics of forest fragments project, national institute for research in the Amazon (INPA), Brazil. Forest Ecology and Management 110(1-3):173-180.

Laurance, S. G. y W. F. Laurance. 1999. Tropical wildlife corridors: Use of linear rainforest remnants by arboreal mammals. Biological Conservation 91:231-239.

Law, B. S. y M. Lean. 1999. Common blossom bats (*Syconycteris australis*) as pollinators in fragmented Australian tropical rainforest. Biological Conservation 91:201-212.

Lima, M. G. y C. Gascon. 1999. The Conservation value of linear forest remnants in Central Amazonia. Biological Conservation 91:241-247.

Lindenmayer, D. B., R. B. Cunningham y M. L. Pope. 1999. A large-scale "Experiment" to examine the effects of landscape context and habitat fragmentation on mammals. Biological Conservation 88:387-403.

López, J. J., P. Pelottob y J. Protomastroc. 1995. Edge-interior differences in vegetation structure and composition in a Chaco Semi-arid Forest, Argentina. Forest Ecology and Management 72(1):61-69.

Loreau, M., S. Ñame, P. Inchausti, J. Bengtsson, J. P. Grime, A. Hector, D. U. Hooper, M. A. Huston, D. Raffaelli, B. Schmid, D. Tilman y D. A. Wardle. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: Current knowledge and future challenges. Science 294:804-808.

Malcom, J. R. 1994. Edge effects in Central Amazonian forest fragments. Ecology 75(8):2438-2445.

Mas, J. F. y J. Correa S. 1999. Análisis de la fragmentación del paisaje en el área protegida "Los Petenes", Campeche, México. Investigaciones Geográficas 43:42-59.

McCann, K. S. 2000. The diversity-stability debate. Nature 405. [En Línea] Disponible en: www.nature.com Insight Review Articles. Consulta 11 mayo de 2000.

McGarical, K. y B. J. Marks. 1994. Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Landscape Pattern Metrics. Forest Science Department, Oregon State University, Corvallis.

Mesquita, R. C. G., P. Delamônica y W. F. Laurance. 1999. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. Biological Conservation 86:357-364.

Miyashita, T., A. Shinkai y T. Chida. 1998. The effects of forest fragmentation on web spider communities in urban areas. Biological Conservation 91:129-134.

Newmark, W. D. 1991. Tropical forest fragmentation and the local extinction of understory birds in the eastern Usambara Mountains, Tanzania. Conservation Biology 5 (1):67-78.

Notiver (4 septiembre 2007) Intensas lluvias en Nuevo León. Encabezados. En línea. Disponible en: http://www.notiver.com.mx/index.php?id=83574.

Olvera, A. 1999. La lucha por el agua en la región citrícola. Congreso del Estado de Nuevo León. Serie la Historia y el Derecho 12. Monterrey, N. L. 87 p.

Ortega-Huerta, M. A. 2002. Analyzing spatial patterns of biodiversity, landscape fragmentation, and land ownership regimes in northeastern Mexico. PhD Dissertation. University of Kansas. 148 p.

Pérez S., B. M. 2002. The molecular systematics of *Leontopithecus*, population genetics of *L. chrysopygus* and the contribution of these two sub-fields to the conservation of *L. chrysopygus* (Brazil). PhD Dissertation, Columbia University. 159 p.

Pfister, J. 2003. Mapping forest fragmentation in Maryland using Landscape Indices.16th. Annual Geographic Information Sciences Conference. Towson University. June 2-3, 2003. Towson, Maryland.

Price, O. F., J. C. Woinarski y D. Robinson. 1999. Very large area requirements for frugivorous birds in Monsoon rainforest of the northern Territory, Australia, Biological Conservation 91:169-180.

Riitters, K., J. Wickham, R. O´Nell, B. Jones y E. Smith. 2000. Global-scale patterns of forest fragmentation. [En Línea] Disponible en: www.consecol.org/vol4/iss2/art3

Sánchez, S. R. 1987. Algunas características hidrológicas del río Pilón. Ingeniería hidráulica en México Vol. 2(2):36-51.

Saunders, D. A., R. J. Hobbs y Ch. R. Margules. 1990. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. Conservation Biology 5:18-32.

SEMARNAT. 2000. Inventario nacional forestal. Zonas G14-7, -8, -10 y -11. 1:250,000. CD México, D. F. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Sizer, N. y E. V. J. Tanner. 1999. Responses of woody plant seedlings to edge formation in a lowland tropical rainforest Amazonia. Biological Conservation 91:135-142.

Summer, J., C. Moritz y R. Shine. 1999. Shrinking forest shrinks skink: Morphological change in response to rainforest fragmentation in the prickly forest skink (*Gnypetoscincus queenslandiae*). Biological Conservation 91:159-167.

Summerville, K. S. 2002. Ecological determinants of species diversity and community composition of forest moths (Lepidoptera) at local regional scales. PhD Dissertation. Miami University. Dai-B 63/06. 227 p.

Tabarelli, M., W. Mantovani y C. A. Peres. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the Montane Atlantic forest of southeastern Brazil. Biological Conservation 91:119-127.

Thompson, F. R., T. M. Donovan, D. R. Whitehead y J. Faaborg. 1995. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. Science 267:1987-1990.

Thornburn, J. 1998. Forest fragmentation. [En línea]. Disponible en: htpp://www.ucfv.bc.ca

Verboom, J., R. Foppen, P. Chardon, P. Opdam y P. Luttikkhuizen. 2001. Introducing the key patch approach for habitat networks with persistent populations: An example for Marshland birds. Biological Conservation 100:89-101.

Wigley, T. B. y T. H. Roberts. 1997. Landscape-level effects of forest management on faunal diversity in bottomland hardwoods. Forest Ecology and Management 90 (2-3):141-154.

Wolf, A. 2001. Conservation of endemic plants in serpentine landscapes. Biological Conservation 100:35-44.

Manuscrito recibido el 9 de abril del 2007
Aceptado el 3 de marzo del 2008

Este documento se debe citar como:
Antonio-Némiga, X., E. J. Treviño-Garza y E. Jurado-Ybarra. 2008. Fragmentación forestal en la subcuenca del río Pilón: diagnóstico y prioridades. Madera y Bosques 14(3):5-23.