

# Análisis de la fragmentación de los bosques templados usando sensores remotos de media resolución espacial en Pueblo Nuevo, Durango

## Analysis of temperate forest fragmentation using spatial medium-resolution remote sensing in Pueblo Nuevo, Durango

GRISELDA VÁZQUEZ-QUINTERO<sup>1</sup>, ALFREDO PINEDO-ÁLVAREZ<sup>2,3</sup> CARLOS MANJARREZ-DOMINGUEZ<sup>2</sup>,  
GERARDO DANIEL DE LEÓN-MATA<sup>1</sup> Y OFELIA ADRIANA HERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ<sup>2</sup>

*Recibido: Marzo 5, 2012*

*Aceptado: Septiembre 21, 2012*

### Resumen

Los seres humanos han alterado sustancialmente la superficie, el patrón y la composición de la vegetación natural mundial, esto causado por una cada vez más creciente intervención humana en los paisajes naturales. Los procesos de deforestación de los bosques han ocasionado una disminución de la capacidad productiva y biodiversidad, fragmentando dichos ecosistemas. El objetivo central de este trabajo de investigación fue evaluar el grado de fragmentación de una porción de bosques templados ubicados en una microcuenca. Se tomaron como base los datos de imágenes de satélite de los sensores MSS y TM, se emplearon clasificaciones supervisadas para determinar coberturas de los años 1974, 1990, 2000 y 2011; se determinó la tasa de cambio durante el periodo total, así como la anual. Se utilizaron los índices de fragmentación de Simpson y Shannon. Los principales resultados encontrados determinan una buena precisión en las clasificaciones generadas para los diferentes periodos consecutivos 1974, 1990, 2000 y 2011, con valores Khat de 87%, 83%, 81% y 77% respectivamente, lo que indica una continua deforestación de las áreas de pino, perdiéndose en el periodo evaluado un total de 8,216 ha. Los índices de Simpson y Shannon muestran una tendencia a aumentar conforme se vuelve más complejo el ecosistema. Las técnicas de sensores remotos asociados a los índices de fragmentación representan metodologías precisas para la evaluación de las áreas forestales.

**Palabras clave:** fragmentación, sensores remotos, Landsat TM, índices de diversidad, matriz de error, bosques templados.

### Abstract

Humans have substantially altered the surface, pattern and the composition of the world natural vegetation; this is caused by increasing human intervention in natural landscapes. The deforestation of forests has caused a decline in the productive capacity and biodiversity, fragmenting these ecosystems. The objective of this research was to evaluate the degree of fragmentation of a portion located in a temperate forest watershed. The data were based on satellite images of MSS and TM sensors, supervised classifications were used to determine coverage for the years 1974, 1990, 2000 and 2011, it was determined the rate of change of period and annual. Simpson and Shannon indices of fragmentation were used. The main results determine a good accuracy in the rankings generated for different consecutive periods 1974, 1990, 2000 and 2011, Khat values of 87%, 83%, 81% and 77% respectively, indicating continued deforestation of the pine areas, a total of 8,216 ha were lost in the period under review. The Simpson and Shannon indices show a tendency to increase as it becomes more complex the ecosystem. Remote sensing techniques associated with fragmentation indices represent accurate methodologies for evaluating forest areas.

**Keywords:** fragmentation, remote sensing, Landsat TM, diversity index, error matrix, temperate forests.

<sup>1</sup> Universidad Juárez del Estado de Durango, Blvd. del Guadiana, Núm. 501, Ciudad Universitaria, C.P. 34120. Durango, Dgo. México. Tel. (618) 825-1886 y (618) 825-0378.

<sup>2</sup> Universidad Autónoma de Chihuahua. Facultad de Ciencias Agrotecnológicas. Cd. Universitaria s/n Campus 1, C.P. 31310 A.P. 24. Chihuahua, Chih, México. Tel. (614)439-1844 y (614)439-1845.

<sup>3</sup> Dirección electrónica del autor de correspondencia: apinedoa@gmail.com.

## Introducción

Los seres humanos han alterado significativamente la superficie, el patrón y la composición de la vegetación natural mundial; esto causado por una cada vez más creciente intervención humana en los paisajes naturales. Este fenómeno ha ido fragmentando el hábitat y con el tiempo ha derivado en pérdida de biodiversidad y productividad de los ecosistemas naturales; en este sentido, los ecosistemas forestales representan uno de los ejemplos más preocupantes por ser pieza clave en las actividades económicas de una nación.

La deforestación no solo se traduce en una pérdida del área forestal, tiene también como consecuencia la disminución y parcelación de la superficie residual, es decir, la fragmentación (Mas y Sandoval, 2000), los procesos de deforestación en los bosques naturales por efectos diversos como tala clandestina, cambios de uso de suelo para la actividad pecuaria, incendios, entre otros, han sido la causa de un parcelamiento de los bosques, lo que ha ocasionado disminución de la capacidad productiva y biodiversidad de dichos ecosistemas.

Con el crecimiento de la población a un ritmo exponencial, la demanda de productos forestales es cada vez mayor, ejerciendo una presión sobre el recurso. El tema de la fragmentación y deforestación de bosques ha captado un fuerte interés en investigación. El análisis e interpretación de imágenes de satélite ha tenido un impacto muy fuerte en los últimos 30 años en el mapeo y generación de cartografía de las comunidades vegetales (Lillesand *et al.*, 2000).

Las imágenes de satélite surgen como una herramienta importante para manejar, planear y evaluar los recursos naturales (Buiten, 1993). Los datos de Landsat TM son adecuados para la evaluación de atributos de un área forestal a escala regional en base a la resolución espacial y espectral, que permite la discriminación de tipos y condiciones forestales, detección de cambios y estimaciones de áreas forestales (Wynne *et al.*, 2000). Los sensores remotos permiten detallar mapas forestales que son usados en la toma de decisiones con respecto al uso de suelo, tratamientos silvícolas, calidad

del agua, salud del bosque y hábitat para la fauna (Plourde y Congalton, 2003). La integración de estas tecnologías a los Sistemas de Información Geográfica (SIG), ofrece beneficios para la obtención de información que incluyen el análisis en detalle de pequeñas áreas, así como de grandes extensiones con una precisión razonable (Everitt *et al.*, 2006).

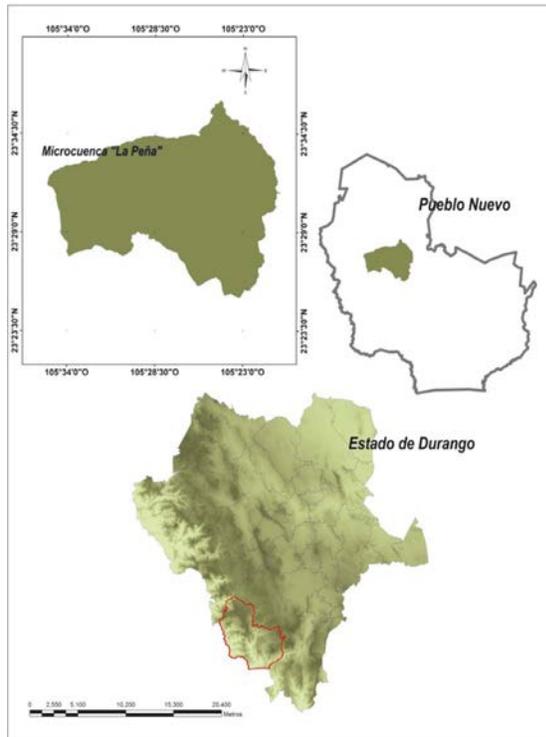
El objetivo de este estudio fue evaluar el grado de fragmentación, usando sensores remotos, de los bosques templados de la microcuenca La Peña, del municipio de Pueblo Nuevo, Durango.

## Materiales y métodos

La microcuenca La Peña se encuentra entre los paralelos 23° 23' 30" y 23° 34' 30" de Latitud Norte y entre los meridianos 105° 34' 0" y 105° 23' 0" Longitud Oeste, su altitud varía entre los 100 y 3,400 msnm, en el municipio de Pueblo Nuevo del estado de Durango, México, cuenta con una superficie de 28,334 ha (Figura 1).

Una de las actividades productivas primarias desarrolladas en el área de estudio, aunque con un baja proporción, es la agricultura de temporal, con un 1.1%, mientras que la industria forestal ha contribuido en los últimos años con el crecimiento de la población con un 0.02%. La microcuenca se encuentra ubicada en una región forestal importante en el estado, contando con una proporción de bosque de coníferas de 84.8%, selva baja caducifolia 10.7% y comunidades de pastizal 3.2%. El clima está determinado principalmente como templado subhúmedo con lluvias en verano.

Figura 1. Localización del área de estudio.



**Fuentes de datos.** Para el análisis espacial de las áreas fragmentadas se utilizaron cuatro subescenas del sensor Landsat MSS y TM de los años de 1974, 1990, 2000 y 2011, con «path/row» de 31-44, en donde se ubica la microcuenca. Para ajustar geoméricamente las escenas de satélite empleadas en este estudio se utilizó cartografía topográfica escala 1:50,000. El análisis de los patrones de fragmentación del paisaje se llevó a cabo calculando los índices de Simpson y Shannon, utilizando el programa Patchanalysis (Rempel *et al.*, 2012). Para detalles de localización y validación se usó un Sistema de Posicionamiento Global (GPS) marca Trimble® Juno. El análisis de la información geoespacial fueron soportados en el software ENVI® y ArcGIS® 9.3.

**Procesamiento de la imagen Landsat TM.** Las imágenes de satélite fueron procesadas usando técnicas de corrección atmosférica, corrección radiométrica, corrección geométrica, registro de las imágenes, extracción del área de interés y sobreposición de bandas conforme a los procedimientos sugeridos por Chuvieco (2008).

**Clasificación supervisada.** Para determinar la frecuencia de las categorías se realizó un muestreo estratificado de 60 sitios. Se usaron las técnicas de modelaje estadístico de frecuencias, que son indispensables para considerar únicamente los datos de cartografía; el método se basa en identificar zonas o sectores donde se conoce con certeza el tipo de vegetación o unidad existente (nubes, cuerpos de agua, matorrales, bosques de coníferas, entre otros) donde se puede identificar una diferencia sustancial de la cobertura; posteriormente se toman «muestras» de los valores espectrales presentes en ese sitio.

Con el fin de obtener solo las unidades de vegetación de interés (comunidades forestales), se aplicó, como clasificador, el método de la distancia de Mahalanobis: con dicha ecuación se consigue mitigar el problema de las unidades, en la medida en que cada variable entra en el cálculo de la distancia corregida por su variabilidad, se elimina la información redundante y es la técnica más precisa en casos de elevada colinealidad.

$$d_i = \sqrt{(X - \bar{X})_i \cdot S_i^{-1} (X_i - \bar{X})}$$

Donde:  $i$  = representa la clase  $i$ ,  $X$  = es el vector de muestras del pixel que se quiere medir la distancia,  $\bar{X}$  = es el vector de medias de los pixeles de clase  $i$ ,  $S$  = matriz de varianza covarianza de los valores de los pixeles de la clase  $i$ .

**Separabilidad espectral.** Para evaluar la contribución de las áreas de entrenamiento en la clasificación se analizó la separabilidad espectral que existía entre clases, para esto se empleó el método de la distancia de Jeffreys-Matusita, para lo cual se calculó primeramente la distancia de Bhattacharyya.

$$bij = \frac{1}{8} (m_i - m_j)^2 \frac{c_i + c_j}{2} (m_i - m_j) + \frac{1}{2} \ln \left( \frac{\left| \frac{c_i - c_j}{2} \right|}{\sqrt{|c_i|} \sqrt{|c_j|}} \right)$$

Donde:  $b_{ij}$  = Distancia de Bhattacharyya;  $ij$  = Subíndices para las dos firmas;  $t$  = Transpuesta y determinante;  $c$  = Matriz de covarianzas;  $m$  = Media de los vectores.

$$JM_{ij} = 2(1 - e^{-b_{ij}})$$

Donde:  $JM_{ij}$  = Distancia de Jeffreys-Matusitabij = Distancia de Bhattacharyya.

*Validación de la información.* La precisión las clases generadas por la clasificación se evaluó a través de una matriz de confusión, tomando como indicador de esta el índice discreto multivariado Kappa.

$$K_{hat} = \frac{N \sum X_{ii} - \sum X_i + \sum X_{+i}}{N^2 - \sum X_i + \sum X_{+i}}$$

Donde:  $x_{ii}$  = indica la coincidencia observada,  $x_i + x_{+i}$  (producto de los márgenes de la matriz de error) la coincidencia esperada,  $N$  = es el tamaño de la muestra.

*Índices de fragmentación.* Una vez procesadas y generadas las clases de cobertura para las áreas de estudio, se importaron al software de análisis en fragmentación PatchAnalysis, de acuerdo con las metodologías sugeridas y desarrolladas por Mcgarigal y Marks (1995).

Para determinar con precisión las áreas fragmentadas de las zonas evaluadas se probaron dos índices de biodiversidad:

*Índice de diversidad de Shannon.* Este índice se puede desarrollar empleando fuentes de datos tanto raster como bases vectoriales, tiene una escala o rango de valores que va de 0 a 1, los valores que se acercan a cero indican que el ecosistema está menos fragmentado por el número de parches encontrados, y conforme se acercan a 1 dicha fragmentación aumenta; la fórmula es la siguiente:

$$SHDI = - \sum_{i=1}^m (P_i \ln P_i)$$

Donde: SHDI = índice de fragmentación que se expresa o tiene un rango de valor 0 a 1.  $P_i$  = Número de parches  $\ln$  = Logaritmo natural.

*Índice de diversidad de Simpson.* El índice de diversidad de Simpson es la probabilidad de que dos puntos seleccionados al azar estén ubicados en parches de clase diferente (Rempel *et al.*, 2012): donde IS es el índice de diversidad de Simpson, y  $p$ , es la proporción del área del paisaje ocupada por el tipo de parche  $i$ . El índice de Simpson varía entre 0 y 1. Es igual a cero cuando el paisaje contiene solamente un parche (no hay diversidad) y se acerca a uno cuando el número de tipos de parches aumenta y la distribución del área entre los diferentes tipos es más homogénea.

$$SIDI = 1 - \sum_{i=1}^m P_i^2$$

Donde: SHDI = índice de fragmentación que se expresa o tiene un rango de valor 0 a 1.  $P_i$  = Número de parches  $\ln$  = Logaritmo natural.

## Resultados y discusión

*Generación de uso de suelo y vegetación.*

*Composición de bandas.* Las composiciones de bandas juegan un papel muy importante en el análisis preliminar de la generación de las cubiertas de la superficie. Para este estudio se emplearon datos del sensor Landsat en su plataforma Multiespectral Escaner (MSS) y Mapeador Temático (TM) por sus siglas en inglés, las bandas que mejor se ajustaron para el MSS del año 1974 fueron la banda 1 (0.5 – 0.6  $\mu\text{m}$ ) en el canal rojo, banda 3 (0.7 – 0.8  $\mu\text{m}$ ) en el canal verde y la banda 2 (0.5 – 0.7  $\mu\text{m}$ ) en el canal azul (Figura 2).

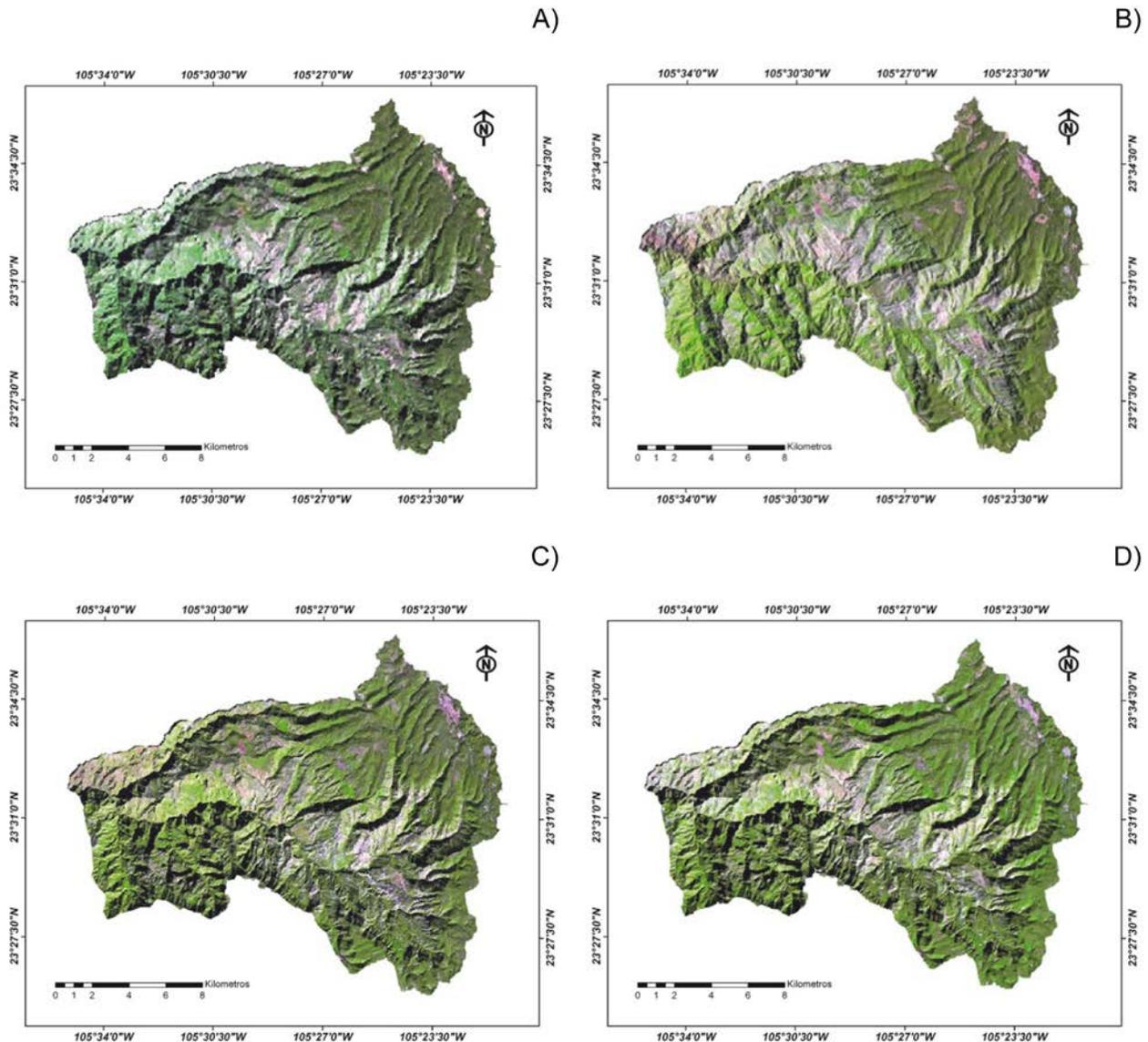
Pinedo (2008) encontró en su trabajo de investigación realizado en Guadalupe y Calvo, Chihuahua, que la composición de las bandas

3, 4 y 5 de Landsat TM, proporcionaron la mejor discriminación visual y la mayor información con menor redundancia y duplicación en estudios de cubierta forestal.

En otro estudio, Miller *et al.* (1998) analizaron los datos obtenidos del sensor Landsat Multiespectral Escaner (MSS) de diferentes años: 1973, 1978, 1984, 1985 y 1991, y evaluaron las áreas forestales en varios

estados del norte y oeste de los Estados Unidos de América. Las composiciones generadas en el orden del RGB (banda 1 (0.5 – 0.6  $\mu\text{m}$ ), banda 3 (0.7 – 0.8  $\mu\text{m}$ ), banda 2 (0.5 – 0.7  $\mu\text{m}$ )), fueron las que mejor mostraron los atributos de la vegetación para estas regiones; estos resultados concuerdan con los resultados obtenidos en este estudio.

**Figura 2.** Mapas de uso de suelo y vegetación de la microcuenca La Peña, localizada en el municipio de Pueblo Nuevo, Durango; generados a partir de la composición de bandas del sensor Landsat MSS (A) 1974 y Landsat TM (B) 1999, (C) 2000 y (D) 2011.

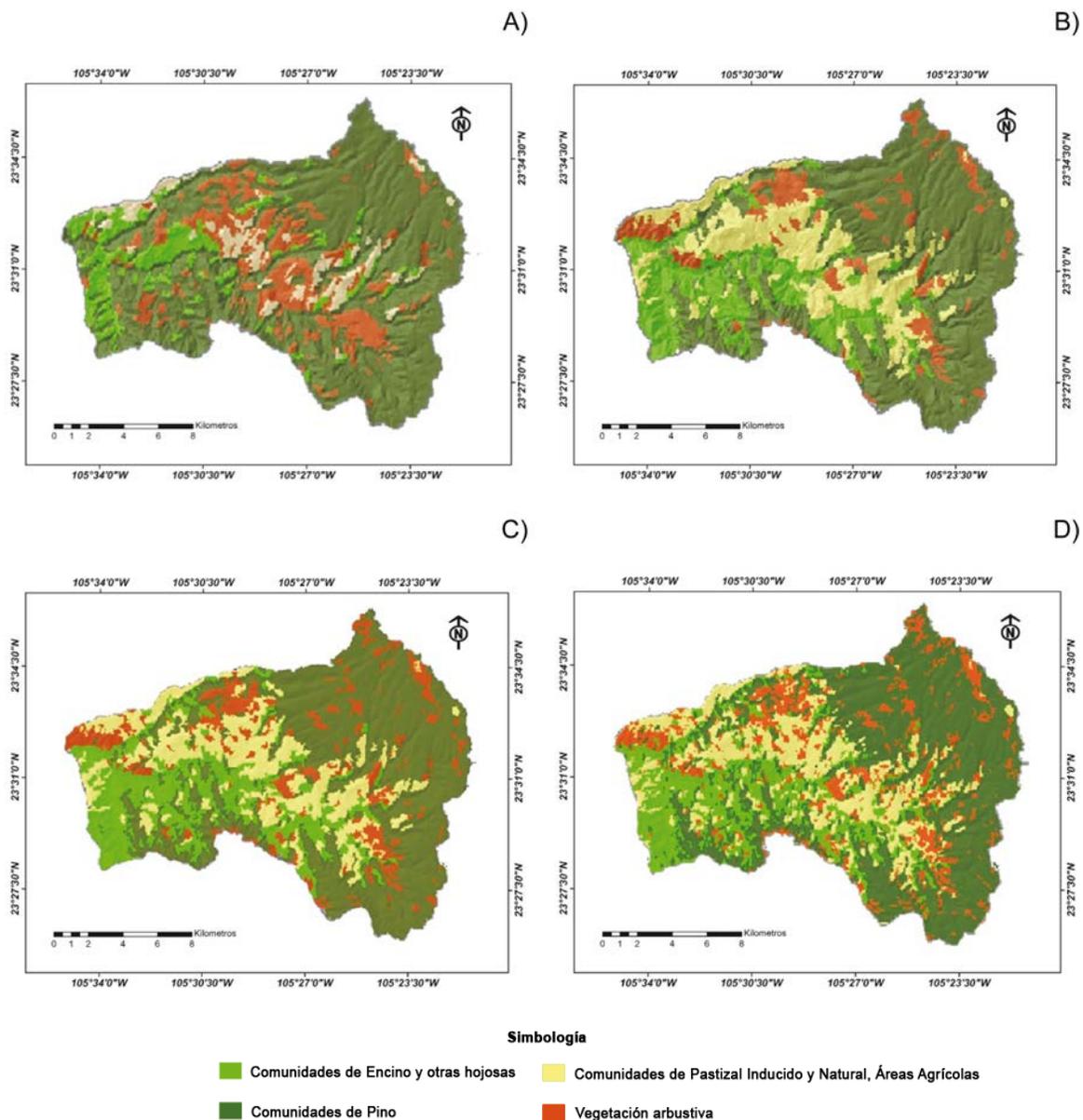


**Clasificación de la vegetación.** El análisis de las imágenes de satélite basado en información de escritorio-campo, permitió la discriminación espectral de cuatro clases como las más acertadas para la representación cartográfica de la vegetación. Se obtuvieron cuatro clases de vegetación identificadas para las escenas de satélite de Landsat MSS y Landsat TM (Figura 3); comunidades de encino

y otras hojosas (Ceyh); comunidades de pino (Cp); comunidades de pastizal inducido y natural, áreas agrícolas (Cpinagri) y vegetación arbustiva (Varb).

La clasificación supervisada del año 2000 y 2011 bajo los métodos implementados en este estudio, mostró una buena relación y consistencia en la identificación de las clases de vegetación, la relación terreno-imagen presenta

**Figura 3.** Mapas generados a partir de la clasificación supervisada de la microcuenca La Peña, localizada en el municipio de Pueblo Nuevo, Durango; (A) 1974,(B) 1999, (C) 2000 y (D) 2011.



condiciones similares a las clasificaciones de 1974 y 1990, de forma que el algoritmo implementado (distancia de Mahalanobis) mantiene una buena identificación de las comunidades de vegetación. De esta forma se eliminan confusiones de clases cuando se comparan imágenes de diferentes periodos, esto aunado a las correcciones radiométricas aplicadas a cada escena de diferente captura y fecha.

Las clases espectrales fueron asignadas de acuerdo a la clasificación de los otros periodos 1974 y 1990, manteniendo el mismo patrón para el análisis de cambios. Los resultados muestran un adecuado ajuste respecto a los otros periodos, manteniendo las siguientes clases: comunidades de encino y otras hojosas, comunidades de pino, comunidades de pastizal inducido y natural, áreas agrícolas y vegetación arbustiva (Figura 3).

En un estudio desarrollado en la reserva nacional Valdivia empleando imágenes multiespectrales Landsat TM, Segura y Trincado (2003) desarrollaron y evaluaron una metodología de clasificación digital para generar cartografía temática. El procesamiento de la información satelital fue realizado mediante un método de clasificación supervisado, aplicando un algoritmo de máxima probabilidad. Con la metodología propuesta pudieron identificar cinco clases de cobertura correspondientes a: bosque adulto, renoval, plantación, matorral y pradera. La exactitud de la clasificación global fue de un 64.0%, mientras que la clasificación de tipos de cobertura forestal fue de un 77.0%. Los resultados obtenidos pueden ser considerados aceptables y mostraron ser promisorios para el mapeo preliminar de áreas cubiertas con bosque nativo.

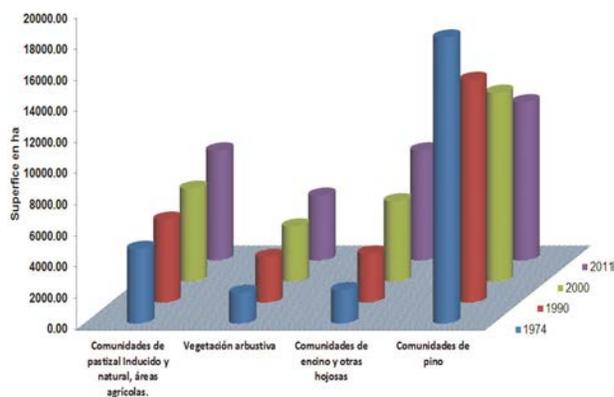
En un estudio realizado por Pinedo (2008) en la región de Guadalupe y Calvo, Chihuahua, se reportan buenas relaciones entre los elementos de la cubierta vegetal y los datos espectrales del sensor Landsat TM. Usando técnicas multivariadas de clasificación empleando el algoritmo de máxima probabilidad se discriminaron con buena precisión seis

clases: agricultura de temporal, bosque abierto, bosque cerrado, bosque de encino, comunidades de pastizal y selva baja caducifolia, información similar a la que presenta este estudio.

#### *Análisis de cambios.*

Con respecto a la comparación de imágenes clasificadas y validadas, en la Figura 4 se presentan los cambios ocurridos entre los cuatro periodos estudiados. Los resultados del análisis de cambios se efectuaron tomando como base las clasificaciones independientes de cada fecha.

**Figura 4.** Dinámica de cambios ocurridos en la microcuenca La Peña, localizada en el municipio de Pueblo Nuevo, Durango.



El área de estudio para el año de 1974 se encontraba dominada por comunidades de pino ocupando 18,382 ha, lo que representaba un 65% de la superficie en la microcuenca, le sigue la vegetación arbustiva con un 2,230 ha con un 8%, las comunidades de encino y otras hojosas ocupaban una superficie de 2,909 ha 10% y por último las comunidades de pastizal inducido y natural mezcladas con áreas agrícolas se distribuían en 4,813 ha con una representación del 17% en la microcuenca.

La Figura 4 muestra claramente una disminución paulatina de los bosques de pino, de la superficie que ocupaban en 1974, un total de 18,391 ha, para 1990 la superficie se redujo a 14,314 ha, registrando un cambio de 4,077 ha en un lapso de 16 años; para el año 2000, la

superficie de cambio se incrementó a 6,257 ha y, finalmente, para el año 2011 la diferencia fue de 8,230 ha. Para las áreas de encino y otras hojosas se contaba con una superficie en 1974 de 2,159 ha, e incrementó para 1990 un total de 3,155 ha, para el 2000 siguió su incremento a 5,144 ha, y para el 2011 ya se contaba con 7,059 ha.

Los cambios ocurridos entre la vegetación de pino y encino obedecen quizá a un aspecto sucesional como respuesta a una competencia natural que sostienen estos tipos de vegetación. Respecto a comunidades de pastizal inducido y natural asociado a áreas agrícolas, en 1974 existían 4,813 ha y para el 2011 habían 7,059 ha, aumentando 2,246 ha. Finalmente, para las áreas de vegetación arbustiva de la superficie con que se contaba en 1974, que era de 1,980 ha, pasó en 2011 a 4,148 ha.

Los cambios que se presentaron en la serie multitemporal obedecen a una serie de factores ecológicos propios de la región de bosques templados, ya que es en estos ecosistemas donde son muy marcados los efectos que tienen las zonas de transición influenciadas por los factores orográficos propios de la Sierra Madre Occidental, lo anterior asociado a procesos de deforestación de diferentes tipos: humanos y naturales.

#### *Validación de la precisión*

La verificación de los resultados obtenidos se realizó en base a una matriz de error la cual contrapone la información generada por la clasificación de la vegetación para cada año analizado entregada por las imágenes de satélite y la información de campo.

En una matriz de error, las columnas se ocupan para las clases de referencia y las filas para las clases deducidas de la clasificación digital. La diagonal de la matriz expresa el número de puntos de verificación en donde se produce entre las dos fuentes (mapa y realidad), mientras las marginales suponen errores de asignación (Lunetta *et al.*, 1991).

En el Cuadro 1 se presenta un resumen de la exactitud global de las clasificaciones derivadas bajo el método supervisado de la distancia de Mahalanobis. Para los datos de Landsat MSS (1974) se presentó un coeficiente Kappa ( $K_{\text{hat}}$ ) de 0.87 este valor indica que la clasificación de cubierta vegetal de 1974 es 87% mejor que la esperada por el simple azar. Para los datos del Landsat TM de los años 1990, 2000 y 2011 se presentaron coeficientes de  $K_{\text{hat}}$  = 83%, 81% y 77%. Los resultados pueden ser considerados buenos en cuanto a la exactitud global, analizando detalladamente la matriz de error y teniendo en consideración que uno de los objetivos de este estudio se enfoca a la clasificación multiespectral de las categorías forestales, se aprecia que los resultados obtenidos son aceptables para los datos de las dos plataformas Landsat MSS y Landsat TM.

**Cuadro 1.** Precisión de las clasificaciones supervisadas para los años 1974, 1990, 2000 y 2011.

Sensor	Precisión por Categorías				Precisión global	Kappa
	Ceyh	Cp	Cpinagri	Varb		
1974 (MSS)	100	100	75	90	91.20%	0.873
1990 (TM)	100	90	80	85	88.25%	0.835
2000 (TM)	83	88	89	82	85.50%	0.819
2011 (TM)	90	89	70	75	81.00%	0.775

Ceyh = Comunidades de encino y otras hojosas, Cp = Comunidades de pino, Cpinagri = Comunidades de pastizal inducido y natural áreas agrícolas y Varb = Vegetación arbustiva.

Los resultados muestran una disminución paulatina de la precisión global y el coeficiente Kappa de 1974 al 2011 (Cuadro 1), los cambios son posiblemente causados por la dinámica temporal fragmentado el ecosistema y convirtiéndolo en un sistema más complejo.

La evaluación de la exactitud realizada en los mapas de clasificación presenta resultados similares a los obtenidos en otros estudios (Cohen *et al.*, 1998; Carleer y Wolff, 2004). Estos últimos investigadores obtuvieron precisiones cercanas al 79% en 10 tipos de vegetación alpina en Calgary, Canadá. Franklin

et al. (1994) mostraron que la precisión de clasificación es aproximada al 75% de acuerdo con la validación hecha en campo con imágenes combinadas de Landsat TM y SPOT. Resultados similares se reportados por Rodríguez et al. (2006) al examinar las escenas de Landsat TM Y SPOT XS, y por Pinedo (2008) con escenas Lansat TM para generar una clasificación de clases forestales.

### *Análisis de la Fragmentación*

El análisis y la interpretación de las métricas y el índice de fragmentación que determinan la evolución del paisaje en la microcuenca La Peña se describe de manera resumida en el Cuadro 2.

**Cuadro 2.** Valores de las métricas e índices de fragmentación obtenidos en el análisis del paisaje de las clases temáticas evaluadas para los años de 1974, 1990, 2000 y 2011.

Periodo	SDI	SEI	NumP	MPE	MPS	PSCoV
MSS 1974	0.56	0.63	248.00	6156.60	114.29	537.08
TM 1990	0.68	0.72	240.00	7682.77	117.66	556.71
TM 2000	0.72	0.83	481.00	5049.27	58.73	760.19
TM 2011	0.89	0.92	1164.00	2908.78	24.29	1127.25

SDI= Índice de diversidad de Simpson, SEI= Índice de diversidad de Shannon, MPE= Media del borde del parche, MPS= Media del tamaño del parche, NumP= Número de parches, PSCoV= Coeficiente de variación del tamaño del parche.

**Número de parches.** Se puede observar que existe un aumento en el número de parches, confirmando que existe un proceso de fragmentación o división de los grupos homogéneos que existían en periodos pasados, se observa que durante el periodo de 1974 a 1990 existe una misma condición de fragmentos, aumentando a un número mayor de fragmentos del periodo de 1990 al 2011 (Cuadro 2).

**Tamaño medio de los parches.** Es evidente que los parches grandes fueron fragmentados o divididos debido a diversas causas, propias de las actividades productivas desempeñadas en la microcuenca, produciendo una disminución general del tamaño de los parches en el periodo evaluado (Cuadro 2).

**Coeficiente de variación del tamaño medio de los fragmentos.** En el Cuadro 2 se puede observar también que el coeficiente de variación no es muy alto en los primeros periodos de estudio, pero se incrementa conforme se avanza en el tiempo, efectos producidos quizá por el aprovechamiento de recursos naturales, así como también fenómenos naturales de deforestación. Se aprecia el aumento en el coeficiente de variación del tamaño del parche, este comportamiento es propiciado por el aumento en el número de fragmento, volviendo más complejo el ecosistema.

**Media del borde del parche.** Este valor mide los valores de una misma clase (uso del suelo) y muestra el grado de fragmentación y conectividad; los valores obtenidos fluctúan de 0 a infinito. Paisajes con valores reducidos indican que se encuentran más fragmentados y aislados; mientras que paisajes con valores altos indican que se encuentran menos fragmentados. Para los periodos evaluados existe una menor fragmentación en los primeros periodos de estudio, el valor tiende a disminuir en el caso del 2000 y 2011, aumentando el proceso de fragmentación (Cuadro 2).

**Índices de Simpson y Shannon.** De acuerdo al análisis efectuado a las clasificaciones generadas para los periodos evaluados, ambos índices muestran una clara tendencia ascendente, mostrando un incremento de los procesos de fragmentación en el área. El índice de Simpson muestra que conforme avanza el tiempo existe una mayor diversidad paisajística, por otra parte, el índice de Shannon nos da como resultado que en los periodos evaluados (1974, 1990, 2000 y 2011) se está incrementando el número de fragmentos de cada clase. En ambos casos se muestra una evolución paisajística debido al incremento de los parches que evidencia un claro proceso de fragmentación en el área de estudio (Cuadro 2).

En un estudio realizado en la reserva forestal del Choré, Pinto (2006) analizó la evolución del paisaje y el estado de conservación. En dicho estudio se emplearon imágenes Landsat TM y ETM, las cuales se

clasificaron para identificar la deforestación y el cambio ocurrido entre los años 1992 y 2004. También con las imágenes se pudo determinar la evolución del paisaje utilizando programas de análisis del paisaje.

## Conclusiones

El uso de sensores de media resolución espacial, integrados en Sistemas de Información Geográfica (SIG), son tecnologías que permiten establecer metodologías y estándares específicos para los procesos de manejo forestal que en la actualidad continúan siendo de criterios variables.

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

La clasificación digital de imágenes Landsat MSS y TM presenta buenas inferencias sobre las coberturas forestales con respecto a la información espectral de la microcuenca. Las plataformas permiten identificar adecuadamente cuatro coberturas de vegetación, mostrando un buen grado de detalle en la visualización de los elementos presentes en el terreno debido a los distintos canales del espectro que presenta.

El empleo del estadístico Kappa para comparar cuantitativamente los procedimientos de clasificación de los sensores, permitió detectar que existe un grado de concordancia adecuado (1974,  $Kha=0.87$ ; 1990,  $Kha=0.83$ ; 2000,  $Kha=0.81$ ; 2011,  $Kha=0.77$ ) para el conjunto de clases de tipo de vegetación.

En términos generales, durante el lapso evaluado de 37 años, la microcuenca ha perdido unas 8,216 ha de bosque de pino, transformadas principalmente a bosques de encinos y otras hojosas, vegetación arbustiva, cultivos y pastizales. Con las imágenes de satélite se puede establecer un monitoreo continuo sobre la dinámica en los procesos de cambio que han

afectado a la zona de estudio en los 37 años de evaluación, y resulta evidente una marcada tendencia al retroceso de la cubierta forestal, en beneficio de la utilización agrícola y otra actividades productivas en la zona.

El índice de fragmentación encontrado en el área de estudio para el periodo analizado es variable, comportándose bajo en los primeros años del periodo (1974,1990) con valores de Simpson de 0.56 y 0.68, y aumentando para años recientes (2000, 2011), con valores Simpson de 0.72 y 0.89.

En términos generales, durante el periodo analizado, resulta evidente el proceso de fragmentación de acuerdo a las métricas de paisaje analizadas.

## Literatura citada

- BUITEN, H.J. 1993. General view of remote sensing as source of information in Land Observation by remote Sensing: theory and applications, H.J.Buiten, J.G.P.W. Clevers (eds.). *Current topics in remote sensing*, Vol. 3. Gordon and Breach Science Publisher, Reading UK pp. 9-27.
- CARLEER, A. and E. Wolff. 2004. Exploitation of very high resolution satellite data for tree species identification. *Photogrammetric Engineering & RemoteSensing* 70: 135-140.
- CHUVIECO, E. 2008. Teledetección ambiental. La observación de la tierra desde el espacio. Editorial Ariel. Barcelona, España.
- COHEN, W. B., M. Fiorella., J. Gray., E. Helmer and K. Anderson. 1998. An efficient and accurate method for mapping forest clearcuts in the Pacific Northwest using Landsat imagery. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 64:293-300.
- EVERITT, J. H., Yang, C., Fletcher, R. S. and D.L. Drawe. 2006. Evaluation of high-resolution satellite imagery for assessing rangeland resources in South Texas. *Rangeland Ecol. Manage* 59:30-37.
- FRANKLIN, S. E., D. R. Connery, and J. A. Williams. 1994. Classification of alpine vegetation using Landsat Thematic Mapper, SPOT HRV and DEM data. *Canadian Journal of Remote Sensing* 20: 49-56.
- LILLESAND, T., R.W. Keifer and J.W. Chipman 2000. Remote Sensing and Image Interpretation. John Wiley & Sons. New York. 768 p.
- LUNETTA, R.S., R.G. Congalton, L.K. Fenstermaker, R.J. Jensen, K.C. McGwire and L.R. Tinney. 1991. Remote sensing and geographic information system data integration: Error sources and research issues. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 57(6):677-687.
- MAS, J.F. y C.J. Sandoval. 2000. Análisis de la fragmentación del paisaje en el área protegida «Los Petenes», Campeche, Méx. *Investigaciones Geográficas*, Boletín del instituto de Geografía UNAM. 43: 42-59.
- MCGARIGAL, K. y B. Marks. 1995. *Fragstats: A spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure V2.0* (unpublished computer program user manual and guide). Oregon State University, Corvallis.
- MILLER, A.B, E.S. Bryant and R.W. Birnie. 1998. An analysis of land cover changes in the Northern Forest of New England using multitemporal Landsat MSS data. *International Journal of Remote Sensing* 19:245-265.

- PINEDO, A. 2008. Modelación de atributos de bosques templados con Landsat-TM y SPOT-HRV e índice de sitio como indicador de productividad. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Chihuahua. Chihuahua, Chih. México. 98 pág.
- PINTO, J. 2006. Evolución del paisaje y estado de conservación de la reserva forestal El Choré, *Kempffiana* 2(1):45-56.
- PLOURDE, L. and R. G. Congalton. 2003. Sampling Meted an Sample Placement: How Do They Affect the Accuracy of Remotely Sensed Maps? *Remote Sensing Journal* 24:289-297.
- REMPEL, R.S., D. Kaukinen. and A.P. Carr. 2012. Patch Analyst and Patch Grid. Ontario Ministry of Natural Resources. Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario.
- RODRIGUEZ, E., C.S. Morris and J. E. Belz. 2006. A Global assessment of the SRTM performance, *Eng. Remote Sensing* 72:249-260.
- SEGURA, R. y G. Trincado. 2003. Cartografía digital de la reserva nacional Valdivia a partir de imágenes satelitales Landsat TM. *Revista Bosque (Valdivia)* 24(2):43-52.
- WYNNE, H.R., R.G. Oderwald., G.A. Reams and J.A. Scrivani. 2000. Optical remote sensing for forest area estimation. *Journal of Forestry* 98: 31-36. 

Este artículo es citado así:

Griselda Vázquez-Quintero, Alfredo Pinedo-Álvarez, Carlos Manjarrez-Dominguez, Gerardo de León-Mata y Adriana Hernández-Rodríguez. 2013: *Análisis de la fragmentación de los bosques templados usando sensores remotos de media resolución espacial en Pueblo Nuevo, Durango*. *TECNOCENCIA Chihuahua* 7(2): 88-98.

## Resúmenes curriculares de autor y coautores

**GRISelda VÁZQUEZ QUINTERO.** Finalizó sus estudios de licenciatura en el 2008, obteniendo el título de Ingeniero en Ciencias Forestales en la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Juárez del Estado de Durango (UJED). Llevó a cabo sus estudios de posgrado en la misma institución, obteniendo el grado de Maestro en Ciencias en el área de manejo y conservación de recursos naturales en el año 2012. Actualmente es estudiante del programa de Doctorado Institucional en Ciencias Agropecuarias y Forestales (DICAF-UJED), forma parte, como auxiliar de investigación, del Instituto de Silvicultura e Industria de la Madera (ISIMA-UJED). Ha participado como ponente e instructor en temas de Sistemas de Información Geográfica (SIG), en congresos y eventos de investigación, publicación de artículos arbitrados e indexados en el campo de las ciencias forestales. Es consultor independiente en temas de monitoreo y evaluación de recursos naturales.

**ALFREDO PINEDO ÁLVAREZ.** Terminó su licenciatura en el 2002, año en que le fue otorgado el título de Ingeniero en Ecología por la Facultad de Zootecnia y Ecología de la Universidad Autónoma de Chihuahua (UACH). Realizó su posgrado en la misma facultad, donde obtuvo el grado de Maestro en Ciencias en el área de monitoreo y evaluación de recursos naturales en 2004 por la Universidad de Autónoma de Chihuahua y el grado de Doctor en Filosofía también en el área de monitoreo y evaluación de recursos naturales en el 2008 por la misma universidad. Desde el 2008 ha participado como docente, primero en la Universidad del Papaloapan del estado de Oaxaca como profesor-investigador con categoría de Académico titular C, después en la Universidad Juárez del Estado de Durango, donde laboró del 2008 al 2012. Actualmente es profesor-investigador para la Universidad Autónoma de Chihuahua en la Facultad de Agrotecnológicas. Su área de especialización es la aplicación de la geomática en la solución de los diversos problemas a los que se enfrentan los elementos ambientales. Ha dirigido tesis de licenciatura, maestría y doctorado. Es autor de artículos científicos, ha participado en ponencias en congresos, y capítulos de libros científicos, ha dirigido proyectos de investigación financiados por fuentes de financiamiento externas.

**CARLOS MANJARREZ DOMÍNGUEZ.** En el año 2001 egresó de la Facultad de Ciencias Agrotecnológicas (Antes Fruticultura) de la Universidad Autónoma de Chihuahua (UACH), obteniendo titulación automática por buen desempeño académico. En el 2004 obtuvo su grado de Maestría en Ciencias especialidad en Manejo de Recursos Naturales por la Facultad de Zootecnia (UACH). Realizó estudios de doctorado en la misma Facultad de Zootecnia, actualmente trabaja en su disertación doctoral sobre el tema de monitoreo y evaluación de recursos naturales. En el periodo del 2001-2003 colaboró en el Laboratorio de Geomática del Departamento de Recursos Naturales, coordinando proyectos de servicios y estudios de impacto ambiental. Se desempeñó como jefe del área técnica de Fundación Produce Chihuahua A. C, donde realizó actividades de evaluación y seguimiento de proyectos de investigación. Es profesor de tiempo completo de la Universidad Autónoma de Chihuahua en donde se desempeña como Secretario de Investigación y Posgrado de la Facultad de Ciencias Agrotecnológicas FACIATEC. Es autor de artículos científicos, ha participado en ponencias en congresos, y capítulos de libros científicos.

**GERARDO DANIEL DE LEÓN MATA.** Biólogo egresado del Instituto Tecnológico del Valle del Guadiana (antes ITA No. 1) en el año 2003. Maestro en Ciencias en Desarrollo Forestal Sustentable egresado del Instituto Tecnológico Forestal No. 1 en el año 2005. Actualmente es estudiante del programa de Doctorado Institucional en Ciencias Agropecuarias y Forestales (DICAF-UJED). Fue técnico auxiliar en Recursos Naturales (Consultoría Privada) 2001-2002; Técnico del Instituto de Ecología A. C. Centro Regional Durango (2005); supervisor en el área de recepción y revisión de información en el INEGI (2006). Fue subdirector del Centro de Ecología Regional, A.C., (2006 a 2008). Asesor de la consultoría ambiental Consultores Ecológicos y Ambientales de Durango S.C. de 2008 a la fecha. Es Profesor-Investigador de Tiempo Completo de la carrera Ingeniería en Tecnología Ambiental en la Universidad Politécnica de Durango. Es responsable del cuerpo académico de Transferencia de Tecnología para el Desarrollo Sustentable. Las actividades principales han sido de manejo de sistemas de información geográfica, asesoría y prestación de servicios profesionales sobre el manejo sustentable de los recursos naturales, así como en torno a la investigación y educación superior en el estado de Durango. Es responsable técnico de 15 Unidades para la Conservación Manejo y Aprovechamiento sustentable de la vida silvestre (UMAs) en Durango y Sinaloa. Es instructor en el diplomado en conservación de mamíferos y aves silvestres en los estados de la frontera norte de México (2007) e instructor de 12 cursos-taller sobre fauna silvestre en el estado de Durango. Es autor de la Guía de Aves de la Reserva de la Biosfera de Mapimí (2007). Ha participado activamente en la elaboración de proyectos ante la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), Comisión Nacional para el Conocimiento de la Biodiversidad (CONABIO) y Consejo de Ciencia y Tecnología del Estado de Durango (COCYTEd).

**OFELIA ADRIANA HERNÁNDEZ RODRÍGUEZ.** Maestra-investigadora de la Facultad de Ciencias Agrotecnológicas de la Universidad Autónoma de Chihuahua. Cursó la licenciatura en la Facultad de Fruticultura de la Universidad Autónoma de Chihuahua, otorgándosele en 1985 el título de Ingeniero Fruticultor. Realizó estudios de posgrado en la misma Facultad, obteniendo en el año de 1994 el grado de Maestro en Ciencias de la Productividad Frutícola. Posee el Doctorado in Philosophia, con Área Mayor en Manejo de Recursos Naturales, grado conferido en 2008 por la Facultad de Zootecnia de la UACH. Se desempeña como Maestra de Tiempo Completo en la UACH desde 1986 y ha sido miembro del Cuerpo Académico CA-11 UACH Frutales de Zona Templada, desde el 2006. Es responsable de varios proyectos de investigación en proceso y concluidos a nivel licenciatura y maestría y actualmente es responsable técnico de un proyecto de investigación con financiamiento externo FOMIX Chihuahua-UACH. Ha participado como ponente en congresos científicos nacionales e internacionales y en publicaciones de artículos científicos y de divulgación como autora y coautora.