



01084
4

**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA
DE MEXICO**

FACULTAD DE FILOSOFIA Y LETRAS
DIVISION DE ESTUDIOS DE POSGRADO
DEPARTAMENTO DE GEOGRAFIA

**ANALISIS DE LOS INDICADORES AMBIENTALES
Y SOCIOECONOMICOS DE LA DESERTIFICACION:
UN ESTUDIO DE CASO**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN GEOGRAFIA

P R E S E N T A

MARISELA PANDO MORENO

CIUDAD UNIVERSITARIA

MEXICO, D.F. 2002

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

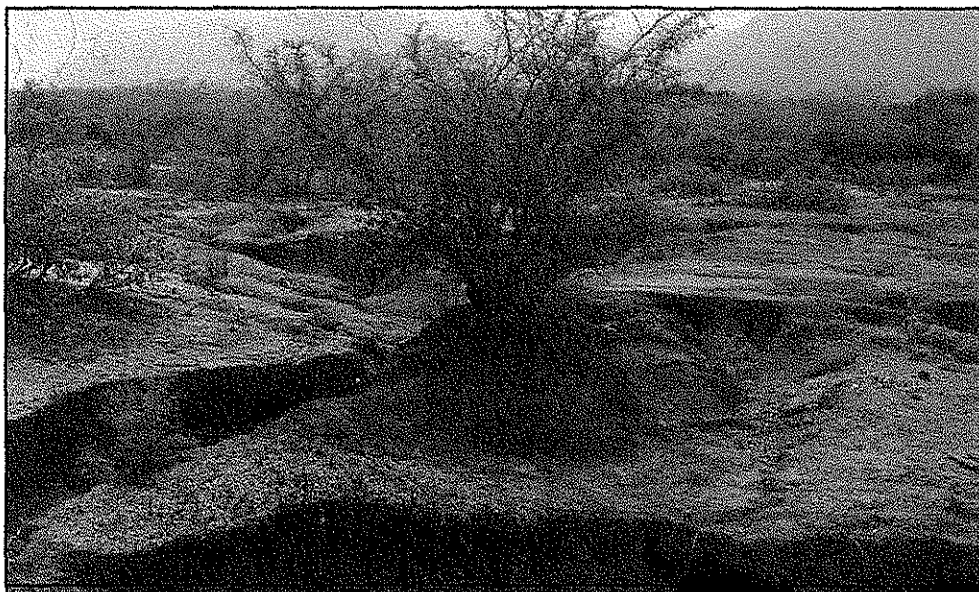
DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
Facultad de Filosofía y Letras
División de Estudios de Posgrado
Departamento de Geografía

**ANÁLISIS DE LOS INDICADORES AMBIENTALES Y
SOCIOECONÓMICOS DE LA DESERTIFICACIÓN:
UN ESTUDIO DE CASO**

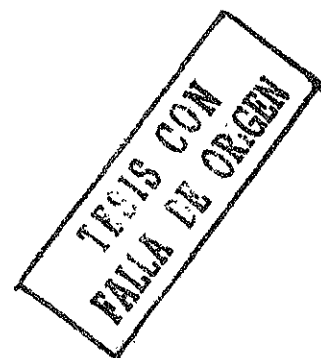


TESIS

que para obtener el grado de
DOCTOR EN GEOGRAFÍA
presenta

Marisela Pando Moreno

Director de tesis: Dr. José Luis Palacio Prieto
México, D.F. 2002



A mis padres:

*Manuel Pando Costales
Carmen Moreno Berzal*

siempre presentes.

RECONOCIMIENTOS

Deseo manifestar mi profundo agradecimiento a las personas e instituciones, cuya contribución fue fundamental para la realización de esta investigación.

Al Dr. José Luis Palacio Prieto por invitarme, veladamente, a descubrir el mundo de la geomorfología que ahora encuentro fascinante. Por la confianza depositada en mí desde el inicio de este trabajo, a la cual espero haber hecho justicia.

Al Dr. Jorge López Blanco por sus siempre acertadas observaciones durante el análisis de los datos, así como a este escrito. Por su comprensión en los difíciles momentos que viví.

Al Dr. Valentino Sorani por sus sugerencias a este trabajo y por haber aceptado formar parte de mi Comité de Tesis.

Al Comité de Sinodales: Dra. Rosalía Vidal, Dr. Lorenzo Vázquez, Dr. Enrique Jurado y Dra. Ma. Inés Ortiz. A todos ellos les agradezco las observaciones y correcciones hechas al escrito, las cuales, sin duda, contribuyeron sustancialmente a mejorar la calidad de éste.

A las autoridades del Instituto de Geografía de la UNAM, por facilitarme el equipo y programas necesarios para la digitalización de las cartas temáticas.

Al Dr. Álvaro López López, cuya amistad es una de las mayores satisfacciones que me brindó la realización del doctorado, por guiarme y ayudarme en innumerables trámites.

Al Lic. Carlos Enríquez, M.C. Carlos Muñoz y Miguel Angel Botello por su invaluable ayuda en la edición de los mapas.

A la Universidad Autónoma de Nuevo León por darme las facilidades administrativas necesarias para la realización de mis estudios doctorales.

Al ahora ex-Director de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León, Dr. Alfonso Martínez Muñoz, por el apoyo logístico que siempre me brindó.

Al Ing. Manuel Soto Ramos, quien con su amplio conocimiento del área y su permanente disposición a ayudarme en el trabajo de campo, contribuyó enormemente en la realización de esta investigación.

A mi amigo, el Dr. Enrique Jurado Ybarra, por la revisión del escrito y por el tiempo que irrestrictamente dedicó a ello.

Asimismo, quiero agradecer el apoyo económico recibido por diversos organismos, en las diferentes etapas de la realización de esta tesis. Mi agradecimiento:

Al Programa de Apoyo para Estudios de Postgrado (PADEP) de la UNAM por el apoyo económico brindado para la compra de materiales de trabajo.

A la Asociación Nacional de Universidades e Instituciones de Enseñanza Superior (ANUIES) por el apoyo económico otorgado a través del Programa SUPERA.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca recibida dentro del Programa de Apoyo a los Profesores e Investigadores para la Obtención del Doctorado.

A la SEP por el apoyo económico brindado al través del Programa de Mejoramiento del Profesorado (PROMEP).

A todos aquellos quienes, con sus consejos o apoyo logístico o moral, recorrieron este camino junto conmigo, les doy las gracias.

ÍNDICE DE CONTENIDO

	página
Introducción general	1
Capítulo 1. Desertificación	
1.1 Conceptualización del fenómeno	6
1.2 Antecedentes	8
1.3 Indicadores de desertificación	12
1.4 Revisión de las metodologías existentes	18
Capítulo 2. Descripción del área de estudio	
2.1 Ubicación	22
2.2 Geología y geomorfología	22
2.3 Suelos	26
2.4 Clima	30
2.5 Hidrología	30
2.6 Vegetación y uso de suelo	36
2.7 Demografía	37
Capítulo 3. Regionalización geomorfológica	
3.1 Introducción	41
3.2 Esquemas de regionalización	42
3.3 Metodología	47
3.4 Resultados	50
Capítulo 4. Evaluación de los parámetros del suelo	59
4.1 Densidad aparente y textura del suelo	
4.1.1 Introducción	64
4.1.2 Antecedentes	65
4.1.3 Metodología	67
4.1.4 Resultados y discusión	70
4.2 Contenido de materia orgánica	
4.2.1 Introducción	78
4.2.2 Antecedentes	79
4.2.3 Metodología	81
4.2.4 Resultados y discusión	82

4.3 Salinidad y pH	
4.3.1 Introducción	92
4.3.2 Antecedentes	94
4.3.3 Metodología	95
4.3.4 Resultados y discusión	97
4.4 Discusión general de los parámetros del suelo	102
4.5 Índices de degradación	104
4.5.1 Metodología	104
4.5.2 Resultados y discusión	105
Capítulo 5. Evaluación de la vegetación	
5.1 Introducción	114
5.2 Antecedentes	115
5.3 Metodología	119
5.4 Resultados y discusión	121
Capítulo 6. Evaluación del nivel de bienestar socioeconómico	
6.1 Introducción	125
6.2 Antecedentes	127
6.3 Metodología	132
6.4 Resultados y discusión	134
Capítulo 7. Discusión general y conclusiones	143
Literatura citada	150
Anexos	162

ÍNDICE DE CUADROS

	página
Cuadro 1.1 Indicadores críticos de desertificación, por escala de monitoreo.	16
Cuadro 1.2 Indicadores críticos de desertificación, por tipo.	17
Cuadro 2.1 Número de localidades, población mínima residente y población calculada para la subcuenca.	38
Cuadro 2.2 Cálculo del número de localidades y de la población total para el área de estudio.	39
Cuadro 3.1 Síntesis de la superficie ocupada por cada tipo de relieve, de acuerdo a su origen.	50
Cuadro 4.1 Publicaciones de donde fueron obtenidos los valores de materia orgánica, salinidad y pH para fechas anteriores.	61
Cuadro 4.1.2 Ubicación y características generales de los sitios de muestreo.	62
Cuadro 4.2 Determinación de textura y registro del uso de suelo para los sitios donde se evaluó densidad aparente.	69
Cuadro 4.3 Valores de densidad aparente, desviación estándar y número de muestras por sitio.	71
Cuadro 4.4 Valores promedio de densidad aparente para las tres fechas de evaluación e incrementos en densidad para cada periodo.	73
Cuadro 4.5 Incrementos promedio en densidad aparente para los diferentes usos de suelo, de 1996 a 1999.	76
Cuadro 4.6 Valores promedio de densidad aparente de las diferentes unidades geomorfológicas en 1996 y 1999.	77
Cuadro 4.7 Valor promedio de materia orgánica, desviación estándar y número de muestras requeridas por sitio.	83
Cuadro 4.8 Contenido de materia orgánica y uso de suelo para cada sitio, en las diferentes fechas de evaluación.	84
Cuadro 4.9 Valores promedio de materia orgánica (%) para las tres fechas de muestreo, agrupados por uso de suelo.	88

Cuadro 4.10 Valores promedio y desviación estándar de materia orgánica (%) en las diferentes unidades geomorfológicas en 1993 y 1999.	91
Cuadro 4.11 Clasificación de los suelos con base en los valores de conductividad eléctrica.	96
Cuadro 4.12 Valor promedio de conductividad eléctrica correspondiente a 1999, desviación estándar y número de muestras requerido por sitio.	98
Cuadro 4.13 Valor promedio de pH correspondiente a 1999, desviación estándar y número de muestras requerido por sitio.	99
Cuadro 4.14 Valores de conductividad eléctrica y pH correspondientes a las tres fechas de muestreo.	100
Cuadro 4.15 Resultados del análisis de correlación de las variables: incrementos en densidad, pérdida de materia orgánica, porcentaje de arena, porcentaje de arcilla, contenidos de materia orgánica y valores de densidad aparente.	103
Cuadro 4.16. Índices de degradación de las variables analizadas y cálculo del índice de desertificación por sitio.	106
Cuadro 4.17 Porcentaje de sitios que correspondió a cada índice de degradación, para los indicadores evaluados, en relación a la unidad geomorfológica donde se encontraron ubicados.	107
Cuadro 4.18 Porcentaje de sitios que correspondió a cada índice de degradación, para los indicadores evaluados, en relación al uso de suelo registrado en la última fecha.	109
Cuadro 4.19 Número de sitios por índice de desertificación, en relación a la unidad geomorfológica y al uso de suelo.	110
Cuadro 5.1 Cobertura por estrato de vegetación, número de especies registradas e índices de Margalef y Shannon para cada sitio.	122
Cuadro 5.2 Análisis de correlación entre los parámetros de vegetación y los indicadores de desertificación.	124
Cuadro 6.1 Jerarquización de las localidades del área de estudio, en función de su Índice Global de Pobreza (IGP).	134
Cuadro 6.2 Índices correspondientes a cada indicador, promediados por tipo de tenencia de tierra.	137

ÍNDICE DE FIGURAS

	página
Figura 2.1 Localización del área de estudio.	23
Figura 2.2 Carta topográfica de la Subcuenca A. Camacho, en el Noreste de México.	24
Figura 2.3 Carta geológica de la Subcuenca A. Camacho, en el Noreste de México.	29
Figura 2.4 Carta edafológica de la Subcuenca A. Camacho, en el Noreste de México.	29
Figura 2.5 Carta climatológica de la Subcuenca A. Camacho, en el Noreste de México.	35
Figura 2.6 Hidrología superficial de la Subcuenca A. Camacho, en el Noreste de México.	35
Figura 2.7 Tipos de vegetación y uso de suelo en la Subcuenca A. Camacho.	40
Figura 3.1 Diagrama de flujo de la metodología seguida para la regionalización del área.	49
Figura 3.2 Mapa hipsométrico de la Subcuenca A. Camacho.	56
Figura 3.3 Delimitación preliminar de las unidades morfogenéticas de la Subcuenca A. Camacho.	57
Figura 3.4 Tipos de relieve generales, identificados en la Subcuenca.	58
Figura 4.1 Ubicación de los sitios de muestreo en la Subcuenca A. Camacho.	63
Figura 4.2 Valores promedio de densidad aparente para cada fecha de evaluación y línea de tendencia para dichos valores.	73
Figura 4.3 Contenido promedio de materia orgánica para las tres fechas de muestreo y línea de tendencia calculada.	86
Figura 4.4 Contenido promedio de materia orgánica para diferentes usos de suelo en las tres fechas de muestreo.	89

Figura 4.5 Zonificación de la Subcuenca A. Camacho, de acuerdo al grado de desertificación, con base en las unidades geomorfológicas y usos de suelo que presentaron mayor degradación.	113
Figura 6.1 Valores promediados del Índice Global de Pobreza (IGP) para cada tipo de tenencia de tierra, en la subcuenca de estudio.	136
Figura 6.2 Rangos correspondientes al Índice Global de Pobreza (IGP) calculado para las localidades del área de estudio.	140
Figura 6.3 Rangos correspondientes al Índice Global de Pobreza (IGP) para las localidades del área de estudio e Índice de Desertificación para los sitios muestreados.	141
Figura 6.4 Rangos correspondientes al Índice Global de Pobreza (IGP) calculado para las localidades del área de estudio y número de habitantes de las mismas.	142

Introducción

El tema de la desertificación ha estado entre los principales puntos en la agenda internacional sobre asuntos ambientales desde los años setenta. Aún cuando el término desertificación había sido utilizado desde 1949 por Aubreville (Thomas, 1997), no fue sino hasta después de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Desertificación, realizada en 1977, que su uso se extendió ampliamente y entró a formar parte del discurso de científicos y políticos, especialmente en países donde las consecuencias de este proceso de degradación han sido más funestas, como es el caso de los países de la región del Sahel, en África.

La preocupación que existe, a nivel internacional, por el problema de la desertificación quedó manifiesta durante las sesiones de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo, realizada en Río de Janeiro, en 1992, donde, entre otras recomendaciones se acuerda: el "fortalecimiento de la base de conocimientos y elaboración de sistemas de información y observación sistemática respecto de las regiones propensas a la desertificación y la sequía, y de los aspectos económicos y sociales de esos sistemas".

La mayoría de los autores consideran el término "desertificación" como un sinónimo de "degradación de tierras" y lo definen como la destrucción del potencial biológico de los recursos naturales, debido a su uso inadecuado, lo cual trae como consecuencia procesos degenerativos de las condiciones físicas, biológicas, económicas y sociales de los habitantes del área y sus alrededores (Ortiz *et al.*, 1994); o bien cuando existe una reducción, pérdida o cambio en las características o en los organismos, los cuales ya no pueden ser reemplazados (Barrow, 1994).

La desertificación no es la conversión de ecosistemas en desiertos, los cuales son generalmente muy diversos y poseen su propia y compleja dinámica ecológica. La desertificación es la transformación de un ecosistema en un sistema menos productivo, donde las propiedades del suelo se ven afectadas negativamente

y los atributos estructurales y funcionales de la vegetación nativa se ven empobrecidos.

A partir de esta última aseveración, parecería que el parámetro ideal para evaluar la desertificación es cuantificando la producción de biomasa obtenida en dicho sitio. Sin embargo, la producción no siempre refleja el potencial del sitio, ya que ésta puede variar, temporalmente, por factores climáticos y de manejo. Además, en los ecosistemas naturales, la situación resulta mucho más complicada que en los agrosistemas, ya que por lo regular se desconoce la productividad del sitio, además de lo complejo que resultaría medirla.

El deterioro de un sitio se produce principalmente a través de la disminución de la capacidad del suelo para captar y acumular agua, de la pérdida de nutrientes o por la acumulación de sales u otras sustancias tóxicas en el suelo, por lo que el mejor indicador de la degradación de un sitio son los cambios ocurridos en el suelo (Ellison, citado por National Research Council, 1994; Smith, 1989 y Friedel, 1991).

Bajo esta premisa, el presente trabajo propone evaluar la desertificación, no en función de la producción observable de un sitio, sino con base en las condiciones físico-químicas del suelo que, hasta cierto grado, determinan el potencial del mismo.

Estos procesos de deterioro del ambiente, que han sido desencadenados por factores de índole social y económica, como son la concentración de la población en determinadas áreas, la falta de una planeación del uso de suelo en las ciudades, el bajo ingreso económico de la mayor parte de la población que trabaja en el campo, el manejo inadecuado de los ecosistemas, entre muchos otros, se traducen, a su vez en efectos socioeconómicos negativos para la población.

La escala a la que se presenta este fenómeno lo convierte en uno de los principales componentes del cambio ambiental global contemporáneo. Consecuentemente, la desertificación puede estar contribuyendo al cambio climático global o bien ser un síntoma de éste (Grainger, 1992). Sin embargo, y a pesar de la magnitud del problema, poco se ha avanzado en el desarrollo de metodologías que

permitan su evaluación, así como en una mayor comprensión de los procesos físicos y socioeconómicos que conducen a la desertificación.

Esta investigación contribuye, con base en un estudio de caso, a tales objetivos mediante la revisión y el análisis crítico de algunos conceptos y metodologías de evaluación de la desertificación.

Los intentos por evaluar la desertificación a nivel mundial, o inclusive nacional, han producido escasos resultados (Toulmin, 1995), debido a la gran variabilidad que presenta el fenómeno en los diferentes países e incluso al interior de éstos, lo cual dificulta analizar y sintetizar los resultados.

Para el estudio de caso que se presenta en este trabajo, se optó por un nivel de detalle medio, como es el de una cuenca hidrológica, el cual facilita la comprensión de los procesos de desertificación y da la pauta para estudios más detallados, a nivel de localidad, de sitios con condiciones de alto riesgo.

El supuesto en que se basa la presente investigación es que los procesos de desertificación pueden evaluarse con base en las condiciones físico-químicas del suelo.

Las hipótesis propuestas son:

- ⇒ Determinados usos de suelo provocan mayor desertificación.
- ⇒ Determinadas unidades geomorfológicas son más propensas a la desertificación.
- ⇒ No existe una correlación entre grado de desertificación y riqueza florística.
- ⇒ No existe una correlación entre grado de desertificación y nivel de bienestar de la población.

Con base en estas hipótesis, se persiguen los siguientes objetivos: 1) hacer una revisión crítica de los enfoques y metodologías existentes para la evaluación de la desertificación, 2) evaluar la tendencia a la desertificación que presentan diferentes unidades geomorfológicas de la región y 3) analizar la correlación entre grado de

desertificación y a) uso del suelo, b) fitodiversidad y c) nivel de bienestar social de las poblaciones.

En el primer capítulo se aborda la definición del concepto de desertificación y se exponen y analizan diversos enfoques y metodologías de evaluación, así como los indicadores propuestos.

El siguiente capítulo describe la subcuenca de estudio, tanto en su fisiografía como en los aspectos demográficos y de uso de suelo y vegetación. En este capítulo se presenta la caracterización hidrológica de la subcuenca y se incluyen mapas, generados en un Sistema de Información Geográfica (ILWIS), para cada uno de los factores descritos.

Una de las formas de abordar el estudio de la desertificación en áreas de considerable extensión, como es este caso, con poco más de 1,500 km² de superficie, es dividiendo el área en unidades más o menos homogéneas, que permita la posterior extrapolación de la información a unidades similares. En el capítulo 3 se revisan diferentes esquemas de regionalización y se presentan, en forma tabular y en un mapa, los resultados de la regionalización geomorfológica realizada en el área de estudio, generando con esto nueva información en los aspectos de relieve para la región.

En ese punto del escrito están ya sentadas las bases que permiten responder las hipótesis planteadas. El capítulo 4 está dirigido a responder las primeras dos hipótesis. En él se analiza el comportamiento de cada uno de los parámetros del suelo registrados a lo largo de los períodos de muestreo, así como su relación con factores como el uso de suelo y la geomorfología.

Como se ha venido planteando en esta introducción, el supuesto bajo el cual se desarrolla esta investigación es que las condiciones del suelo son los mejores indicadores del potencial productivo de un sitio. Sin embargo, se deja abierta la posibilidad de que, en caso de detectarse una fuerte correlación entre alguna característica de la vegetación y los cambios registrados en las propiedades del suelo,

ésta pudiera ser utilizada como indicador. En el capítulo 5 se analiza y se da respuesta a esa posibilidad.

El capítulo 6 se enfoca a la hipótesis que afirma que no existe una correlación entre el nivel de bienestar de las poblaciones y el grado de desertificación de una zona. En este capítulo se presentan diversos enfoques y metodologías orientados a evaluar el nivel de vida de la población y, con base en una de estas metodologías, se determina el nivel de bienestar de las localidades comprendidas en la subcuenca de estudio. Entre otros aspectos, se analiza la relación que guardan estos índices de bienestar con el tipo de tenencia de tierra.

Por último, en el capítulo 7 se presenta una discusión general y las conclusiones del estudio.

Capítulo 1

Desertificación

1.1 Conceptualización del fenómeno

A pesar de la historia controversial que el término “desertificación” ha tenido (Medellín-Leal, 1978), existe consenso en que éste incluye una serie de procesos que conducen al empobrecimiento de los suelos y la vegetación, tales como la erosión o la pérdida de fertilidad del suelo (Medellín-Leal, 1978; Dregne, 1983; Grainger, 1992; Mainguet, 1994; SEDESOL, 1994a; Toulmin, 1995, Pando *et al.*, 1996).

De acuerdo con la definición propuesta por la Convención de la Naciones Unidas sobre Desertificación (UNEP, 1992) la desertificación es “la degradación del suelo, en áreas áridas, semiáridas y subhúmedas resultante de las variaciones climáticas y las actividades humanas”.

La desertificación es la reducción del potencial biótico de un sitio. Como tal, es un proceso dinámico, continuo, y no una condición estática; así, pueden existir sitios que han sido severamente degradados en el pasado pero cuya velocidad actual de desertificación es baja y, por el contrario, sitios que presentan una alta velocidad de degradación pero que su condición aún no es grave (Riquier, 1978).

De aquí que la evaluación de la desertificación de un sitio requiere de dos enfoques diferentes: 1) ¿qué tanto difiere el sitio en cuestión de la condición ideal esperada, considerando las características ambientales particulares donde se encuentra? y 2) ¿cuál es la tendencia del sitio (hacia la desertificación, estable o hacia la recuperación)?.

Ambos enfoques presentan fuertes limitantes para su evaluación. En el primer caso, la principal limitante estriba en la falta de datos cuantitativos sobre las condiciones que prevalecían en el sitio años atrás. Esta carencia de datos ha tratado de ser superada utilizando sitios “referenciales”; esto es, sitios con

condiciones topográficas, edáficas y climatológicas semejantes a las del área que se desea evaluar y que se presupone no hayan sido perturbados en los últimos 20 o 30 años. Teóricamente, estos sitios referenciales tienen las mismas características que tendrían los sitios de evaluación hace 20 o 30 años (Maldonado y Pando, 1994). Otros autores (Gutiérrez, 1997) han abordado el problema de manera diferente utilizando como punto de comparación o referencia el sitio que, dentro de una misma unidad clima/topografía y aún estando bajo algún uso de suelo, presenta las mejores condiciones para los parámetros que se evalúan.

El segundo enfoque, donde se evalúa la tendencia del sitio, presenta limitaciones todavía mayores ya que aun cuando se conociera o pudiera inferirse la condición del sitio hace 10 o 20 años, se requiere de mediciones periódicas, cuya frecuencia estará dictada por las condiciones particulares del sitio y los procesos que se presenten, para evaluar en qué dirección se está moviendo. Además, habrá que buscar los mecanismos para poder diferenciar entre los cambios que se produzcan como consecuencia de la desertificación y aquellos que sean parte del ciclo climático o de la dinámica natural de un ecosistema.

Si bien el concepto de evaluación de la velocidad de desertificación ha sido ampliamente difundido por la FAO (FAO/UNEP, 1979; FAO/UNEP, 1984) y ha sido retomado por algunos autores (Ortiz *et al.*, 1986) éste tiene una serie de implicaciones que difícilmente se presentan en la práctica.

De acuerdo con la propuesta de la FAO/UNEP (1979), la velocidad de desertificación se estima evaluando el cambio ocurrido en un determinado período y dividiendo éste entre el número de años transcurridos entre la primera y la segunda medición. Por ejemplo, si entre la primera y la segunda medición el sitio perdió un 5% de materia orgánica y el tiempo transcurrido entre éstas fue de 10 años, se concluiría que la materia orgánica, en dicho sitio, se pierde a una velocidad de 0.5% anual. Esta conclusión puede ser errónea, ya que, probablemente, en ese sitio, el contenido de materia orgánica se redujo drásticamente en un determinado año, quizás cuando se desmontó, o bien durante tres o cuatro años en que se presentó una fuerte sequía, pero a partir de entonces se ha mantenido estable.

El concepto de velocidad implica un movimiento relativamente uniforme al través del tiempo, condición que, como ya se ejemplificó en el párrafo anterior, no puede asegurarse a partir de mediciones distantes. La evaluación de la tendencia del sitio, si bien requiere también de varias mediciones, no implica que el cambio sea constante.

La desertificación es un fenómeno compuesto por una serie de procesos que actúan, por lo general, de manera sinérgica. Por ejemplo, la compactación del suelo da lugar a una reducción en la velocidad de infiltración del agua, incrementando los escurrimientos y, con ello, el arrastre de materiales minerales y orgánicos, lo que impide o dificulta el establecimiento de nuevas plantas quedando el suelo cada vez más expuesto a la erosión.

Este concepto de cambio gradual en las condiciones implica un potencial de reversibilidad, de manera que la reducción o eliminación del impacto antropogénico puede resultar en la restauración de la calidad del suelo y la vegetación en un determinado periodo (Grainger, 1992).

1.2 Antecedentes

Los procesos de desertificación no son un fenómeno nuevo; Platón, hace más de 2,000 años, describió los efectos de ésta en las montañas de Atica (Medellín-Leal, 1978). Sin embargo, la actual presión demográfica, aunada al poder de la tecnología moderna es lo que ha multiplicado su poder devastador, haciendo de éste uno de los problemas más críticos de nuestra época (Roldán y Trueba, 1978).

A la fecha, existen múltiples definiciones del término desertificación (Medellín-Leal, 1978; Dregne, 1983; Ballín, 1987; Mainguet, 1994; Maldonado y Pando, 1994; Toulmin, 1995, entre otros) y algunas descripciones más detalladas de los procesos que conducen a ella (Roldán y Trueba, 1978; Menshing, 1987; Grainger, 1992) que si bien proporcionan un marco general para evaluar la

desertificación, carecen de especificaciones sobre los parámetros que pueden utilizarse en campo para estimar la severidad de la misma.

Aún cuando se afirma que la desertificación es un problema grave a nivel global, resulta difícil cuantificar la magnitud de ésta a nivel mundial y sólo se presentan estimaciones muy generalizadas; por ejemplo Dregne (1983) indicó que alrededor de 3,249 millones de hectáreas se encuentran desertificadas; mientras que Mabbutt (1984) señaló que existían 2,000 millones de hectáreas con un grado, por lo menos moderado, de desertificación.

En la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo (1992) se mencionó que la desertificación afecta a la sexta parte de la población mundial, al 70% de todas las tierras secas, equivalente a 3,600 millones de hectáreas, y a la cuarta parte de la superficie total de tierras del mundo.

Ayoub (1998) presentó las cifras resultantes de diversas evaluaciones realizadas en Sudán, en diferentes fechas y por diferentes organismos. Entre otras cifras, mencionó las estimaciones reportadas en cuanto a la superficie afectada por degradación muy severa; así, FAO/UNEP reportó, en 1984, una extensión de 60 millones de hectáreas afectada por degradación muy severa, el Programa GLASOD (Evaluación Global de la Degradación de los Suelos), en 1990, reportó 35 millones de hectáreas y Dregne, en 1991, reportó 70 millones de hectáreas. La disparidad de estas cifras es una muestra de la imprecisión de las evaluaciones. Esta situación es debida, seguramente, a las variaciones entre las metodologías utilizadas y probablemente también a la ambigüedad en el uso de términos como desertificación "moderada", "ligera", "severa" o "muy severa".

Más difícil aún, es estimar la velocidad con que la desertificación avanza. La única estimación a nivel mundial, disponible a la fecha, es la presentada por Dregne (1983) en la que menciona que cada año se desertifican 19.5 millones de hectáreas de terrenos agrícolas al punto en que se vuelven totalmente improductivos.

El Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (UNEP, por sus siglas en inglés) y la Organización para la Agricultura y los Alimentos (FAO) presentaron, desde 1974, las siguientes consideraciones con relación al fenómeno de la desertificación (ONU, 1977):

- La mayoría de las estimaciones disponibles sobre la extensión y el grado de desertificación son de naturaleza cualitativa y son sólo aproximadas.
- No existe una metodología estandarizada, ni criterios uniformes para evaluar la degradación de los suelos y su gravedad.
- Se recomienda que, en primera instancia, se estudie y evalúe la desertificación y los procesos de degradación que conducen a ella.

A más de 20 años de dicha recomendación, no se ha alcanzado aún el objetivo de desarrollar y estandarizar una metodología de evaluación, ni se ha avanzado consistentemente en la evaluación de las causas y el nivel de degradación de las diferentes áreas.

En 1987, el Programa de las Naciones Unidas para el Ambiente (UNEP) desarrolló el programa llamado Evaluación Global de la Degradación de los Suelos (GLASOD). En este proyecto, se dividió el mundo en 21 regiones, las cuales a su vez fueron subdivididas en unidades de mapeo o "polígonos", cada una representando unidades de terreno discretas, basadas en las características fisiográficas naturales (Thomas y Middleton, 1993). Aún cuando estas unidades de mapeo fueron demasiado generales (por ejemplo, para África se generaron sólo 383 polígonos) el programa cuenta con una base de datos que permite la obtención de información numérica sobre las áreas específicas afectadas por un proceso en particular (UNEP, 1992).

Sin embargo, los datos existentes sobre la incidencia y severidad de la desertificación a nivel regional y global son extremadamente pobres; prácticamente no existen datos a partir de los cuales se pueda evaluar la tendencia en la degradación durante un período de tiempo razonable (Toulmin, 1995).

Algunas evaluaciones de la desertificación, en diferentes partes del mundo, se han realizado utilizando metodologías ya existentes. Por ejemplo, Thomas y Middleton (1993) evaluaron la salinización secundaria en África utilizando el programa GLASOD, y concluyeron que la acción del ser humano es responsable de sólo el 10% de los suelos salinos en dicho continente. Sin embargo, la cifra es alarmante ya que representa la mitad de la superficie destinada a la agricultura bajo riego.

Utilizando la base de datos del programa GLASOD para evaluar la severidad de la desertificación en Sudán, Ayoub (1998) concluyó, entre otras cosas, que el sobrepastoreo es la principal causa de degradación de los suelos en la región, afectando a 30 millones de hectáreas.

Grunblatt *et al.* (1992) utilizaron la metodología propuesta por FAO/UNEP (1984), apoyados con un Sistema de Información Geográfica, para evaluar la desertificación en un distrito de Kenya. Los autores seleccionaron cinco indicadores: erosión hídrica, erosión eólica, degradación de la vegetación, utilización del agostadero y asentamientos humanos para llevar al cabo la evaluación y concluyeron que la metodología de FAO/UNEP proporciona una base útil para el desarrollo de modelos para un nivel de evaluación no detallado.

En el caso de México, la mayoría de las estimaciones existentes sobre la superficie desertificada a nivel nacional son, igualmente, muy generales e inconsistentes, tanto en la cuantificación de las áreas afectadas, como en la determinación de los factores responsables de la desertificación y la gravedad de ésta, en cada caso.

De acuerdo con las cifras presentadas por Carabias (1996), Secretaria del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP), una de cada cinco hectáreas del territorio nacional presenta una degradación severa, lo que equivale al 20% de la superficie total del país. Esto contrasta con las cifras reportadas por el Plan de Acción Contra la Desertificación de México (PACD-México) quienes señalaron que el 97% del país se encuentra afectado por algún proceso de

degradación del suelo y que el 60% del territorio nacional presenta un grado severo de degradación. Las cifras presentadas en el informe del PACD-México corresponden a una escala de trabajo cartográfico de 1:2;000,000 (Comisión Nacional de Zonas Áridas y Secretaría de Desarrollo Social (CONAZA/SEDESOL), 1994).

A pesar de la importancia del fenómeno de la desertificación, tanto por sus efectos económicos como ambientales, son pocos los estudios detallados que se han realizado en México con miras a evaluar la intensidad o los procesos de desertificación. Entre estos está el de Ortiz *et al.* (1986) quienes utilizaron la metodología de FAO/UNEP (1984) para evaluar y cartografiar la desertificación en la Cuenca del Río Texcoco, en el Valle de México; el de Gutiérrez (1997) que mediante la metodología propuesta por Maldonado y Pando (1994) evaluó el grado de desertificación en el municipio de Linares, en el noreste de México; el de Rodríguez (1987) en el valle de San Luis Potosí, quien analizó específicamente la erosión, como un indicador de desertificación y el de Manzano (1997) que evaluó diversos procesos de desertificación asociados a sobrepastoreo por caprinos en el matorral del noreste de México.

1.3 Indicadores de desertificación.

A los parámetros utilizados para detectar los cambios producidos en un ecosistema, se les conoce como indicadores. Estos deben de ser, idealmente, directos, fáciles de medir y cuantificables, proporcionando un valor numérico, a fin de que la condición del sitio pueda ser comparada con mediciones posteriores al través del tiempo.

Sin embargo, en la práctica esto no resulta sencillo. Quizás el mayor impedimento en el desarrollo de indicadores sensitivos para evaluar la condición de un ecosistema es la falta de umbrales claramente definidos para decidir cuándo un ecosistema se encuentra o no deteriorado (National Research Council, 1994) y evidentemente, la determinación de estos umbrales es un proceso complejo (De Soyza *et al.*, 1998).

A la fecha, se han definido un sinnúmero de indicadores, desde los que se evalúan mediante sensores remotos, como fotografías aéreas e imágenes de satélite, hasta los que se registran directamente en campo con base en características del suelo y la vegetación.

El primer intento por definir una serie de indicadores críticos de desertificación, parece haber sido el de Berry y Ford, en 1977 (Cuadro 1.1). Dichos autores proponen el registro de diferentes indicadores dependiendo del nivel a que se realiza el estudio, ya sea global, regional o nacional.

A partir de esa fecha, se han publicado otras listas de indicadores que han diferido entre sí, básicamente, en la forma en que agrupan los indicadores, ya sea por la naturaleza del indicador: indicadores físicos, indicadores biológicos e indicadores sociales (Reining, 1978; FAO/UNEP, 1984; Rubio & Bochet, 1998) (Cuadro 1.2); de acuerdo a su aplicabilidad, dependiendo de la escala a la que se pretende realizar la evaluación: nivel de campo, mediante fotografías aéreas o mediante imágenes de satélite (Dregne, 1983), o bien para condiciones muy específicas como áreas de agostadero en Sud África donde cuatro de los cinco indicadores propuestos por los autores se relacionan con la disponibilidad de forraje para los animales (Milton *et al.*, 1998).

Pocos autores presentan una descripción más detallada de los indicadores a evaluar, entre estos están: De Soyza *et al.* (1998) quienes identificaron una serie de indicadores basados en las características de vegetación de la parte norte del Desierto Chihuahuense. Los indicadores que reportan se basan en índices de área desnuda, tanto a nivel de cobertura aérea (áreas desnudas, porcentaje de cobertura por zacates, porcentaje de cobertura por zacates perennes, porcentaje de cobertura por especies que se reproducen vegetativamente y cobertura de especies palatables para el ganado); como a nivel de cobertura del suelo (áreas de suelo desnudo, y, bajo ciertas condiciones, la cobertura por hojarasca).

Un factor común en la mayoría de los reportes encontrados sobre indicadores, es el uso de la cobertura vegetal como indicador, asumiendo que a menor cobertura corresponde un mayor grado de desertificación, lo cual puede ser erróneo. Por ejemplo, bajo alguna perturbación, un área puede perder su vegetación natural y verse invadida por una especie más agresiva, aumentando probablemente la cobertura total del área, sin que esto signifique que la condición del sitio ha mejorado.

Mucho más difícil resulta el uso de la cobertura vegetal como indicador cuando se pretende evaluar la condición de un sitio que cambia su uso de suelo. ¿Qué ocurre si se desmonta un área, cuya cobertura vegetal total es de un 30-40%, (cobertura común en una zona árida) y se establece un cultivo, utilizando agua salina del subsuelo? Durante 10 o quizás 20 años, la cobertura vegetal de ese sitio se verá incrementada a un 70 u 80%, pero indudablemente el potencial del sitio se estará reduciendo debido a la salinidad.

Contrariamente, un sitio puede ver reducida su cobertura vegetal debido al cambio de uso de suelo, por ejemplo un área de matorral que se desmonta para establecer un pastizal, sin que este hecho indique, por sí solo, que el potencial del sitio se ha reducido.

Ciertamente, la mayoría de los indicadores desarrollados recientemente señalan no sólo la cobertura de la vegetación, sino también la composición de la misma, como indicadores de desertificación. Desafortunadamente, el criterio para evaluar la condición del sitio, en función de su composición florística es, muchas de las veces, subjetivo. Así, se menciona que la desertificación puede medirse por la reducción en la productividad de las plantas "deseables" (Dregne, 1985); o bien, por la reducción, a largo plazo, de la productividad y diversidad de plantas y animales "útiles" para el ser humano (Milton *et al.*, 1994).

Otros autores han propuesto evaluar los cambios en la composición de la vegetación, comparando ésta contra su hipotético estado clímax (Grainger, 1990). Sin embargo, en contraposición a esta teoría de la sucesión, está la teoría más reciente de acuerdo con la cual son eventos estocásticos los que determinan la

composición de la vegetación y ésta puede transformarse a una variedad de estados alternados (Westoby *et al.*, 1989) dependiendo de los factores que la afecten.

Es conveniente recordar que uno de los supuestos en que se basa la presente investigación es que los procesos de desertificación pueden evaluarse con base en las condiciones físico-químicas del suelo. Esta afirmación resulta importante pues representa un cambio en la concepción de lo que se debe medir para evaluar el potencial del sitio. A criterio de este autor, son los cambios en las características del suelo los que mejor indican si el potencial biótico de un sitio se ha alterado ya que, como se mencionó en los párrafos precedentes, la vegetación puede variar, tanto en su porcentaje de cobertura, como en su composición, sin que esto implique necesariamente una reducción en el potencial del sitio.

Entre las pocas publicaciones que reportan exclusivamente el uso de parámetros de suelo como indicadores de desertificación está la de Khresat *et al.* (1998). Los autores registran: densidad aparente, distribución de partículas por tamaño, pH, sales solubles, materia orgánica, fósforo disponible, nitrógeno total y carbonato de calcio. Sin embargo, los autores no evalúan los cambios ocurridos en un sitio determinado, sino que hacen una comparación entre varios sitios que reciben diferente precipitación anual y analizan las posibles relaciones entre precipitación promedio y condiciones del sitio.

A pesar de la gran importancia de los efectos económicos de la desertificación, por ejemplo en la productividad agropecuaria o en la disponibilidad de madera para leña y construcciones, los indicadores socioeconómicos son aún más ambiguos y poco confiables que los indicadores físicos (Grainger, 1990^a, citado por Grainger, 1992). Así, una baja en la producción agropecuaria o en los niveles de vida de una población pueden ser causados por plagas, sequías o, con efectos a más largo plazo, por políticas gubernamentales erróneas en la producción de alimentos, o en el uso de los recursos.

La mayor parte de los estudios sobre desertificación que involucran aspectos socioeconómicos son de carácter descriptivo (Roldán y Trueba, 1978; Le Tacon y

Laker, 1990; Darkoh, 1994) y son pocos los que buscan establecer correlaciones entre alguna variable socioeconómica y la degradación del área. Entre estos últimos están los de Graham (1992), quien estableció relaciones directas entre determinadas actividades productivas y la degradación del ambiente; Bilsborrow & Okoth-Ogendo (1992) que reportaron una relación entre la magnitud de la degradación y el régimen de tenencia de tierra y Arizpe (1992) quien analizó los cambios en crecimiento poblacional en relación con el bienestar social de las poblaciones.

Cuadro 1.1. Indicadores críticos de desertificación, por escala de monitoreo, propuestos por Berry y Ford, 1977.

Escala de monitoreo	Indicadores
Global	albedo tormentas de arena precipitación erosión y sedimentación salinización
Regional	productividad biomasa en pie clima nutrición salinización
Nacional / Local	productividad nivel de vida percepción humana

Cuadro 1.2. Indicadores críticos de desertificación, por tipo; según Reining (1978).

Tipo	Indicador
Físicos	<p>Suelo</p> <ul style="list-style-type: none"> a. profundidad efectiva del suelo b. materia orgánica del suelo c. encostramiento d. polvo, polvaredas y tormentas de arena e. salinización y alcalinización <p>Agua</p> <ul style="list-style-type: none"> a. profundidad y calidad del agua subterránea b. área de agua estancada c. condiciones de los sistemas de drenaje <p>Otros</p> <ul style="list-style-type: none"> a. reflectancia relativa de la Tierra
Biológicos	<p>Vegetación</p> <ul style="list-style-type: none"> a. cobertura b. biomasa en pie c. producción d. especies clave: distribución y frecuencia <p>Fauna</p> <ul style="list-style-type: none"> a. especies clave b. población de animales domésticos c. composición del hato d. producción
Sociales	<p>Uso del suelo y agua</p> <ul style="list-style-type: none"> a. irrigación b. agricultura de temporal c. pastoreo d. minería e. incendios forestales f. agua <p>Patrones de población</p> <ul style="list-style-type: none"> a. nuevos asentamientos b. expansión de las poblaciones y asentamientos c. diversificación de las poblaciones d. abandono de los poblados <p>Parámetros biológicos del hombre</p> <ul style="list-style-type: none"> a. estructura y proporciones de la población b. medidas del estado de nutrición c. índices de salud pública <p>Parámetros del proceso social</p> <ul style="list-style-type: none"> a. conflictos b. migración c. patrones de redistribución d. marginalización e. agricultura intensiva vs agricultura de subsistencia

1.4 Revisión de las metodologías existentes.

La evaluación de la desertificación de un área continúa siendo motivo de controversia a pesar de los años de discusión sobre el tema. Qué atributos deben medirse, cómo medirlos y cómo deben ser interpretadas estas mediciones, han sido por mucho tiempo materia de debate (Friedel, 1991).

A la fecha, se han publicado numerosas listas de indicadores de la desertificación, la mayoría de los cuales, si bien cumplen con los requisitos que se pretende regularmente: que sean directos, cuantificables y fáciles de evaluar, no presentan una indicación de los valores que estarían asociados a los diferentes niveles de degradación, ni se propone una metodología para conjuntar las observaciones realizadas, que conduzca a la obtención de un índice o valor global de desertificación.

La mayoría de los estudios dirigidos a evaluar los procesos e indicadores de desertificación se han desarrollado específicamente para áreas de pastoreo, ya sean pastizales o agostadero (Milton, *et al.*, 1998; Parton, *et al.*, 1994; Milchunas y Lauenroth, 1993; Brady *et al.*, 1989; Abdel-Magid *et al.*, 1987; entre otros); entendiéndose por pastizales aquellas comunidades vegetales dominadas por gramíneas, y agostadero cuando predominan las especies arbustivas leñosas.

Los métodos utilizados para evaluar la degradación en áreas de pastizales se basan, fundamentalmente, en el cálculo de la proporción en que se encuentran las especies. Entre las técnicas más citadas están: el Método del Índice Ecológico (Vorster, 1982), la Técnica de Composición del Valor del Forraje (Dekker *et al.*, 1988), la Técnica de Especies Clave Ponderadas (Hurt y Hardy, 1989) y la Técnica del Gradiente de Degradación (Stuart-Hill *et al.*, 1986), todas ellas citadas por Jordaan *et al.* (1997). En estos estudios, la cobertura vegetal y la composición florística son indicadores altamente significativos de la condición del sitio, donde una mayor proporción de especies palatables para el ganado es considerada como una mejor condición del sitio.

Otros métodos utilizan una combinación de los factores de vegetación, animales y suelo (Savory, 1988) o bien se enfocan en los efectos sobre las características del suelo que controlan el movimiento del agua y los nutrientes. Entre estos últimos están los manuales para la evaluación de la condición del suelo en agostaderos en Australia (Tongway, 1994) y en pastizales (Tongway y Hindley, 1995).

Las metodologías desarrolladas para ser aplicadas en ecosistemas bajo otros usos de suelo, o bien de manera general, son más escasas. Entre ellas se encuentra la "Metodología provisional para la evaluación y representación cartográfica de la desertificación" (FAO/UNEP, 1984). El principal aporte de esta metodología fue la definición de rangos cuantitativos para clasificar la condición del sitio en función de seis diferentes procesos de degradación (erosión hídrica, erosión eólica, salinidad, degradación química, degradación física y degradación biológica); sin embargo, evalúa los procesos en lo particular pero no considera la posibilidad de que diferentes procesos de degradación se presenten a la vez y, por lo tanto, no menciona la forma en que estas evaluaciones podrían conjuntarse en un solo valor.

En dicha publicación se presentan dos tipos de evaluación de la desertificación: 1) la velocidad de degradación del suelo y 2) el riesgo de degradación.

Como ya se discutió en páginas anteriores, el concepto de velocidad de desertificación implica un cambio relativamente uniforme de las condiciones del sitio al través del tiempo, situación que regularmente no se presenta o que, por lo menos, no puede aseverarse a partir de mediciones distantes en tiempo. Un promedio, relativamente bajo, de la velocidad de desertificación en 5 años puede ser el resultado de una acelerada desertificación ocurrida en tan sólo unos meses.

Basados en el mismo concepto de la definición de rangos, Maldonado y Pando (1994) propusieron un método que permite la evaluación cuantitativa de la desertificación, conjuntando los valores correspondientes a los diferentes procesos que se presentan y asignándole un valor numérico al nivel de degradación total de

cada área, pero conservando un registro individual de cada proceso, lo que permite un análisis posterior de la evolución del sitio.

El modelo resultante es de aplicación sencilla, siguiendo el criterio de Grunblatt *et al.* (1992), quienes sugieren el uso de modelos simples "ya que sólo estos podrían ser práctica y ampliamente aplicados". Dicho modelo propone el uso de cuatro indicadores (tipo de escurrimiento, profundidad del suelo, salinidad del suelo y contenido de materia orgánica), los cuales fueron seleccionados de entre siete que originalmente se registraron y que fueron sometidos a un análisis estadístico para seleccionar aquellas variables que aportaran la mayor cantidad de información.

Entre las limitantes de dicho método está, por una parte, la necesidad de contar con áreas prístinas, o con disturbios mínimos, para estimar el grado de desertificación; las cuales, en la mayoría de las regiones donde los problemas de desertificación son más serios, han desaparecido casi por completo. Además, el modelo presupone que las condiciones presentes en dichas áreas son las que prevalecían en las parcelas de muestreo hace años. Sin embargo, el hecho de que no hayan sido desmontadas por los propietarios de los predios inclina a pensar que eran áreas atípicas, quizás un sitio con más arbolado que el resto del predio, o con afloramientos rocosos que dificultaban su labranza.

Otra limitante está en el carácter estático de una evaluación de este tipo, donde se estima el cambio acumulado pero no la tendencia del sitio, por lo que se desconoce si son áreas con desertificación activa y, por lo tanto, si su atención es prioritaria.

Los métodos basados en el uso de fotografías aéreas, videografía o imágenes de satélite, han sido ampliamente utilizados en las últimas décadas para evaluar procesos de desertificación, mediante la comparación de imágenes de diferentes fechas. La mayoría de estos trabajos han estado orientados hacia la evaluación de los efectos de la erosión del suelo (Jurio y van Zuidman, 1998; Palacio-Prieto y López-Blanco, 1994; Kaushalya, 1992; Bocco y Valenzuela, 1988) y

algunos más hacia la identificación de áreas con problemas de salinidad (Everitt *et al.*, 1988; Pulido *et al.*, 1995; Verástegui *et al.*, 1997).

Entre las ventajas de estos métodos están su amplia cobertura y el bajo costo por unidad de área. Sin embargo, el uso de las imágenes de satélite presenta algunas restricciones, debido a su baja resolución espacial, cuando se requieren estudios detallados. Otra limitante radica en la influencia determinante que la vegetación tiene en los valores de reflectividad en las imágenes, lo que en muchas ocasiones ha llevado a asociar las áreas de suelo desnudo con áreas degradadas y, como en el estudio realizado por Jurio y van Zuidman (1998), las áreas de cobertura densa y semi-densa con áreas no degradadas.

De igual manera, el principal problema para la caracterización de los suelos salinos mediante sensores remotos, se encuentra en la dificultad de separar las condiciones de vegetación, de las características de los suelos salinos (Verástegui *et al.*, 1997). Entre los métodos propuestos para superar esta limitante está el uso de imágenes compuestas de falso color, formadas por la combinación de tres bandas seleccionadas a partir de un análisis de componentes principales (Eastman, 1997) o estimando el Índice de Factor Óptimo (Dwivedi y Rao, 1992). Verástegui *et al.* (1997) utilizaron estos dos métodos para la caracterización de un área agrícola con problemas de salinidad y concluyeron que los métodos aplicados fueron capaces de detectar únicamente las áreas de suelo desnudo con problemas de salinidad.

Capítulo 2

Descripción del área de estudio

2.1 Localización

Para el estudio de caso se seleccionó la Subcuenca del Arroyo Camacho, ubicada en el noreste semiárido/subhúmedo de la República Mexicana. Esta región se caracteriza por un relieve ondulado, formado por lomas, lomeríos y amplios valles. La Subcuenca forma parte de la Cuenca del Río San Fernando, dentro de la región hidrológica R25 según la clasificación del Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI); comprende una extensión de 1,514.08 km² y se encuentra ubicada entre los 24° 35' y los 25° 00' norte y entre los 99° 00' y 99° 45' oeste, abarcando parte de los estados de Nuevo León y Tamaulipas (Figura 2.1).

La subcuenca se encuentra delimitada, al poniente, por serranías de la Sierra Madre Oriental y, al oriente, por la Sierra Chiquita, perteneciente a la Sierra de San Carlos. El área presenta altitudes que van de los 250 a los 1400 metros sobre el nivel del mar (Figura 2.2)

2.2 Geología y Geomorfología

La mayor parte de la subcuenca de estudio está constituida por dos grupos principales de materiales parentales en la formación de los suelos: 1) rocas sedimentarias marinas cretácicas de diferente grado de descomposición (formación Méndez) y 2) sedimentos aluviales plio/pleistocenos a recientes (Woerner, 1991). Tan sólo una pequeña porción de la subcuenca (1.35% del área), ubicada en la parte sudoriental de la misma, presenta rocas ígneas intrusivas (Figura 2.3). Es la porción que corresponde a la Sierra Chiquita, en la Provincia de la Sierra de San Carlos, según la regionalización de SEDUE (1988).

Los resultados de la clasificación geomorfológica de la subcuenca indican la clara predominancia de las planicies sobre otras formas de relieve, ocupando éstas 1,109.7 km², lo que equivale al 73.3% de la superficie total.

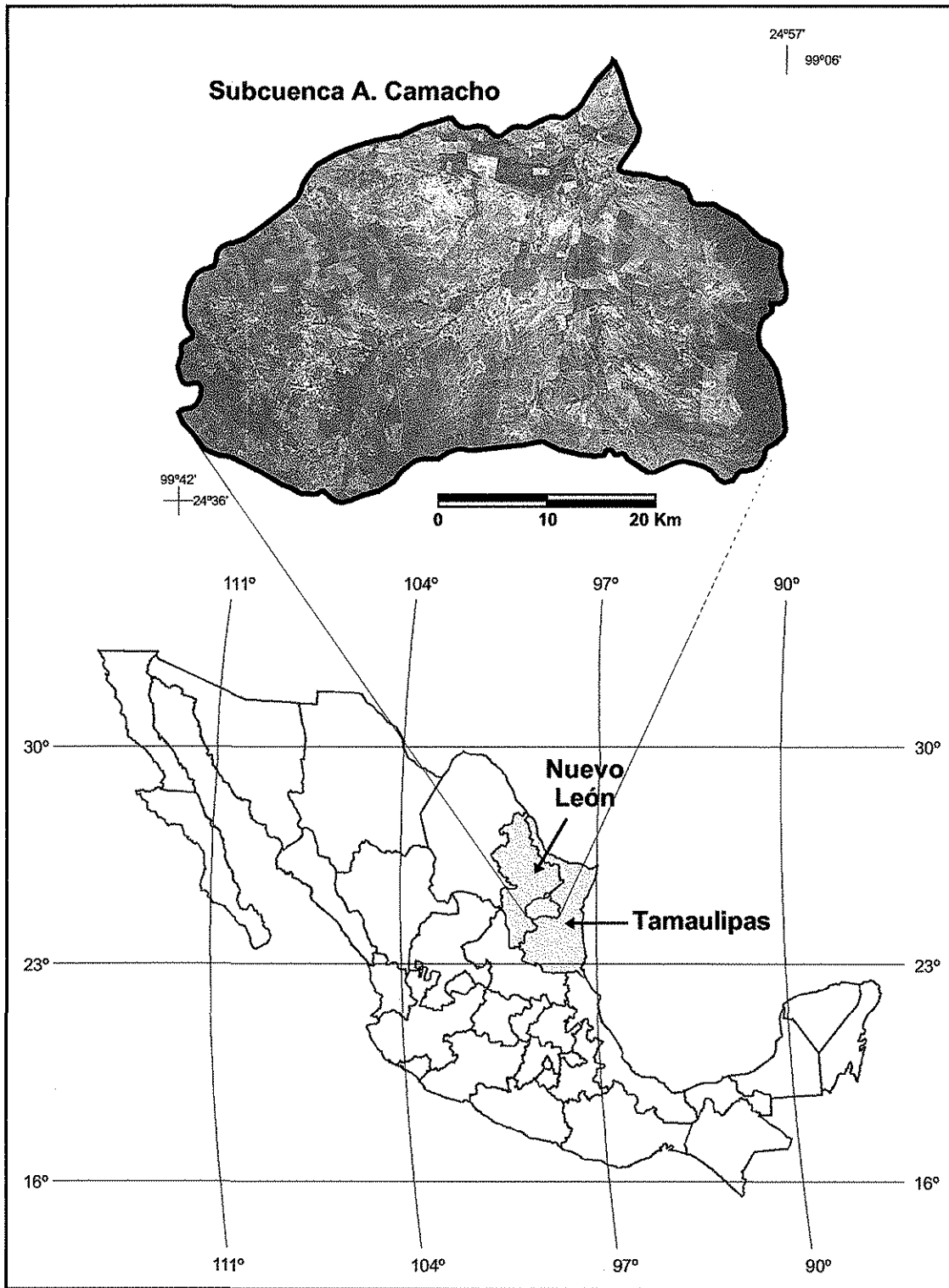


Figura 2.1 Localización del área de estudio. Fuente: espaciomapa INEGI, 1995

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

23

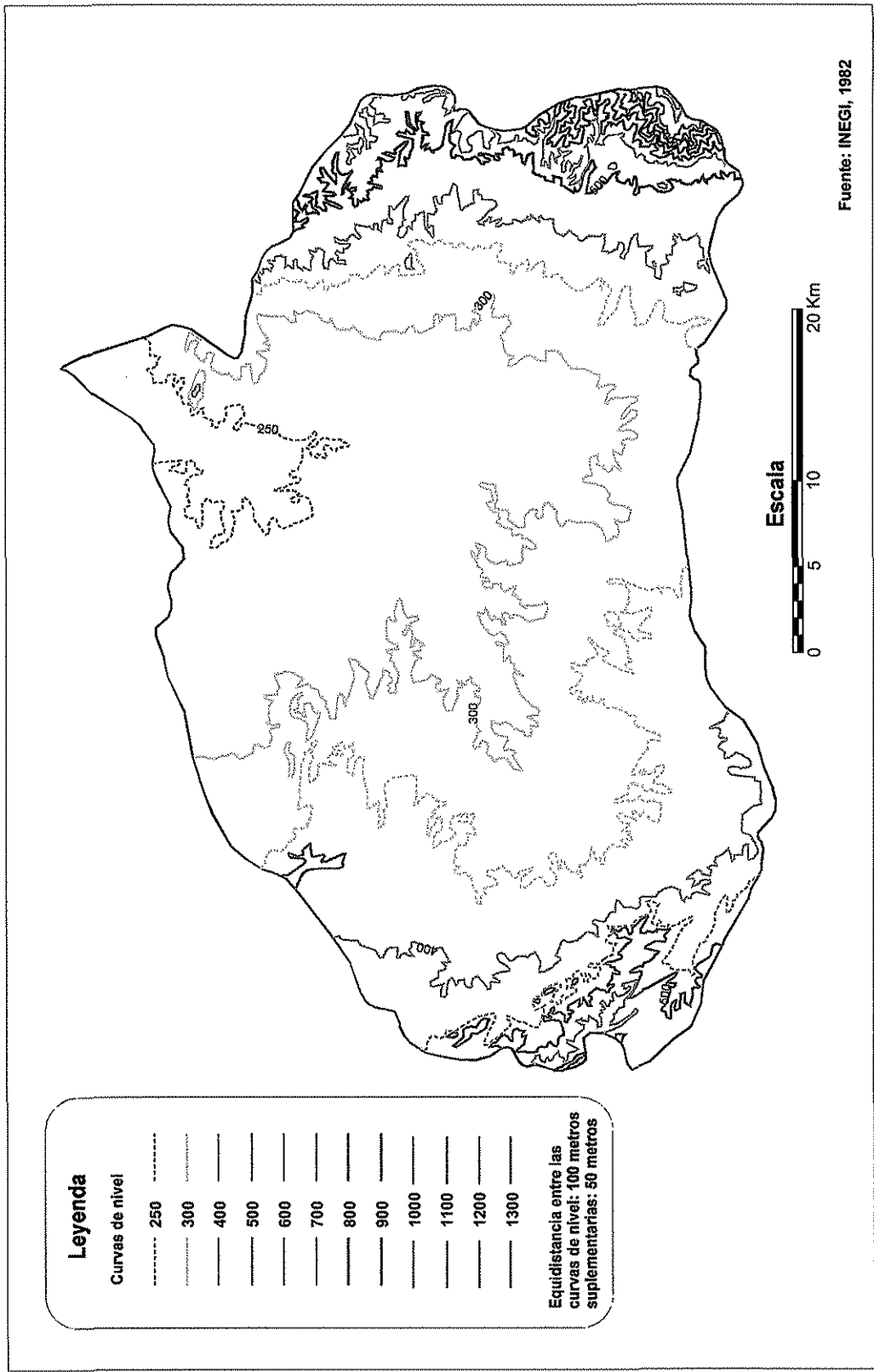


Figura 2.2 Carta topográfica de la Subcuenca A. Camacho, en el Noreste de México

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

24

La Sierra de San Carlos, localizada a unos 70 kilómetros al este de Linares, se formó probablemente en el Oligoceno por la intrusión de magmas alcalinos en rocas calcáreas del Cretácico Inferior. Sólo la parte sur de la Sierra Chiquita, perteneciente a la Provincia de la Sierra de San Carlos, queda ubicada dentro del área de estudio y consiste de grandes cuerpos de gabro que afloran en los arroyos del Pescado, La Gloria, Rincón Murillo, La Unión y Carricitos (Hubberten y Nick, 1986).

Los sedimentos mesozóicos de la formación Méndez muestran varios centenares de metros de espesor y se depositaron en aguas marinas considerablemente profundas (Gamper, 1977), durante el Cretácico Superior hasta posiblemente el Paleoceno temprano (Padilla y Sánchez, 1978). Estos sedimentos se encuentran en una secuencia dominada principalmente por lutitas, y en menor grado, por margas, ambos muy susceptibles a la erosión (Gamper, 1977).

Los movimientos orogénicos que dieron origen a la Sierra Madre Oriental provocaron un levantamiento constante de la zona costera oriental, formando así, a partir del Mioceno, la actual planicie costera. A la par con la formación de la Sierra Madre Oriental y el levantamiento de la planicie costera, gran parte de esta última estuvo cubierta con abanicos aluviales, producto de sistemas extendidos de paleo-ríos, originados en la misma sierra (Garza J., 1993).

Una parte de los abanicos y sedimentos aluviales estuvo sometida a procesos intensos de acumulación de carbonatos, principalmente durante períodos climáticos plio-y pleistocénicos que se presentaron con un régimen de humedad irregular, caracterizado por períodos concentrados de lluvias, alternando con períodos de sequía prolongada, con altas tasas de evaporación (Hastenrath, 1985; citado por Woerner, 1991).

La formación del paisaje actual de la región se debió a los cambios bruscos entre estación seca y estación lluviosa, con precipitaciones breves, pero fuertes y muy localizadas. Los primeros aguaceros violentos de cada temporada produjeron escurrimientos laminares, provocando procesos de erosión hídrica en un material seco,

muchas veces endurecido, con tasas de infiltración reducidas y cubierto de una escasa vegetación seca (de Miro i Orell, *et al.*, 1985).

Dependiendo de las condiciones físicas del terreno, como la pendiente, la permeabilidad del sustrato y la densidad de la vegetación, tuvieron lugar diferentes procesos de erosión localizada que, en algunos casos, culminaron con grandes perturbaciones y desplazamientos.

Estos procesos de erosión modelaron un paisaje disectado por terrazas a varios niveles, valles o cuencas amplias y llanuras extendidas. Así, surgió un paisaje de relieve inverso, donde una parte de las terrazas de los antiguos valles de paleo-ríos forman actualmente la cumbre de las lomas y las superficies de las mesetas (de Miro i Orell, *et al.*, 1985), presentando éstas, estratos gravosos cementados con acumulaciones de carbonatos, más resistentes a los efectos de la erosión que el material fácilmente intemperizable de lutitas y margas. A partir de estos procesos, se desarrollaron diferentes tipos de suelos, dependiendo básicamente del relieve superficial y del grado de erosión-acumulación originado (Woerner, 1991).

La Sierra Madre Oriental representa la localidad de origen de las gravas y calizas que hoy en día constituyen la cumbre de las lomas y mesetas en la región. Ese material grueso ha sido transportado desde la sierra al través de los inclinados desagües y cementado en la planicie (Garza J., 1993).

2.3 Suelos

En la subcuenca se presentan siete unidades o grupos de suelos (INEGI, 1975) según el sistema de clasificación FAO/UNESCO propuesto en 1974; predominando los vertisoles, siguiendo, de acuerdo a la extensión que ocupan, las rendzinas, litosoles, regosoles, xerosoles, gleysoles y luvisoles (Figura 2.4). Las características de cada uno de ellos, así como la superficie que ocupan en la subcuenca, se describen a continuación. El nombre que aparece entre paréntesis corresponde a la nueva clasificación FAO/UNESCO de 1988.

Vertisoles. Los vertisoles son los suelos dominantes en el área de estudio, ocupando una superficie de 679.76 km² (alrededor del 45% del área total). Son suelos arcillosos, profundos, con una fuerte tendencia a agrietarse en estado seco, de color muy oscuro, con estructura prismática y caracterizados por una uniformidad en color y estructura. Se desarrollan generalmente en zonas llanas o en aquellas ligeramente onduladas o inclinadas. Contienen más de 30% de arcilla a lo largo del perfil, compuesta principalmente de minerales arcillosos expandibles del tipo smectita.

La estructura prismática de los vertisoles es el resultado directo de la acción de las arcillas expandibles. En estado seco, éstas provocan en el suelo un agrietamiento reversible y profundo causando grietas de más de 1 cm de ancho y de, por lo menos, 50 cm de profundidad, las cuales desaparecen cuando el suelo se humedece nuevamente (Ortiz-Villanueva y Ortiz, 1984).

Los vertisoles secos, sin la superficie endurecida, tienen una tasa de infiltración inicial muy alta debido a la presencia de las grietas. Lluvias ligeras y continuas favorecen la penetración del agua a través de las grietas dando lugar a un humedecimiento que inicia en el fondo de la grieta, para ir ascendiendo hacia el suelo superficial. Por el contrario, lluvias intensas y de corta duración pueden provocar el humedecimiento brusco de la capa superficial del suelo y cerrar las grietas en los primeros 5 centímetros, ocasionando el "sellado" del suelo. Si la precipitación continúa, bajo este estado prácticamente impermeable del suelo, en las pendientes se produce un escurrimiento superficial, provocando procesos de erosión de diferentes magnitudes, sobre todo en aquellos sitios desprovistos de vegetación (Woerner, 1991).

Rendzinas (Leptosoles). Estas ocupan el segundo lugar en extensión (25%) dentro de la subcuenca de estudio, abarcando una superficie de 383.90 km². Se localizan principalmente en los flancos de la Sierra Chiquita, en la porción oriental de la subcuenca.

Estos suelos se han desarrollado sobre material madre que contiene 40% o más de carbonato de calcio equivalente. Por lo regular, presentan un horizonte A1

de color oscuro y un horizonte B con estructura poco desarrollada sobre un material madre de caliza suave, marga o pizarra calcárea (Ortiz Villanueva, *et al.*, 1984).

Litosoles (Leptosoles). Son suelos muy someros, en ocasiones no totalmente intemperizados. Se encuentran principalmente en áreas con pendientes pronunciadas, lo que impide la formación normal del suelo. Cubren el 17.76% del área de estudio, ocupando una extensión de 269.02 km².

Regosoles. Son suelos formados por materiales no consolidados, exceptuando los depósitos aluviales recientes; se localizan en las costas (depósitos eólicos y de marea), en las regiones volcánicas jóvenes (cenizas, escorias y arenas volcánicas escasamente meteorizadas) y en las regiones desérticas (depósitos eólicos de limos y áreas frecuentemente salinas). Los problemas más importantes en cuanto al manejo de estos suelos son el control de la salinidad y de la erosión eólica (Rocha, sin fecha). Suelen ser de medianamente a muy profundos, mostrando un volumen de tierra fina muy bajo y presentan un contenido alto, a extremadamente alto, de carbonatos (Woerner, 1991). En el área de estudio ocupan una extensión de 102.8 km², que corresponden al 6.78% de la superficie de la subcuenca.

Xerosoles. Estos suelos se localizan, por lo general, en las zonas áridas y semiáridas, en las llanuras desérticas y de piedemonte, en los fondos de valles sin aportaciones recientes de sedimentos y en los lechos lacustres antiguos. Pueden presentar una capa impermeable o semipermeable que impide el drenaje interno del suelo, por lo cual suelen presentarse en ellos problemas de salinidad (Rocha, sin fecha). En el área de estudio, estos suelos se encuentran concentrados en un solo bloque, en la parte centro-norte de la subcuenca, ocupando una extensión de 62.4 km² (4.12% del área de estudio)

Los Gleysoles y Luvisoles ocupan tan sólo una pequeña porción (1.1%), no representativa, del área de estudio, con 12 y 4.2 km², respectivamente.

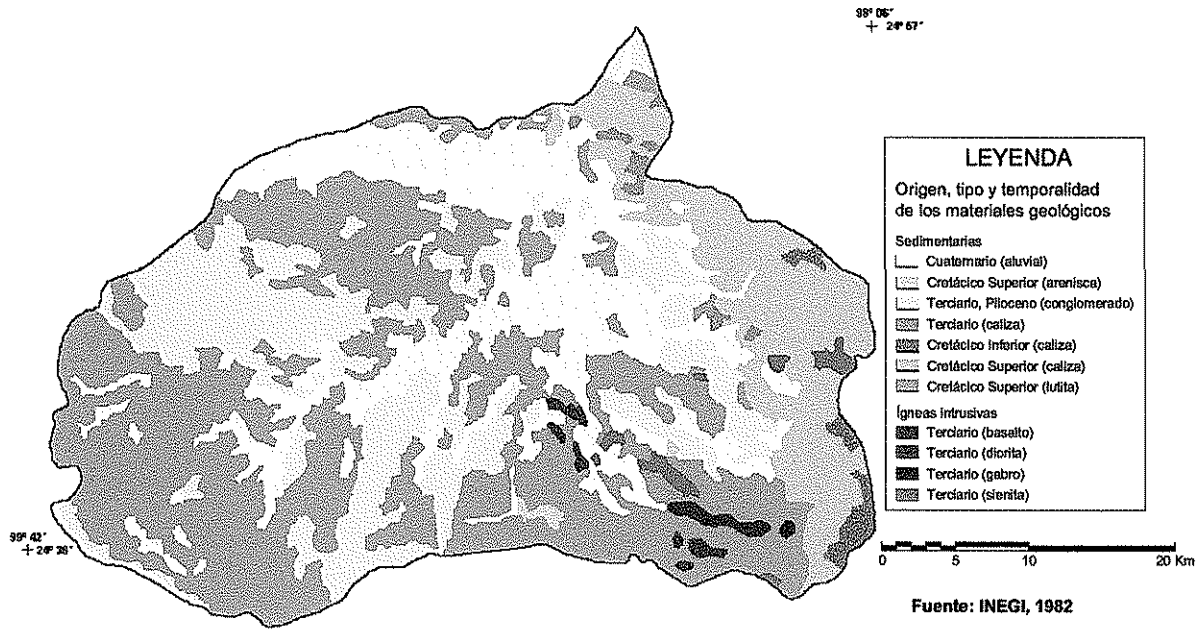


Figura 2.3 Carta geológica de la Subcuenca A. Camacho en el Noreste de México



Figura 2.4 Carta edafológica de la Subcuenca A. Camacho en el Noreste de México

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

29

2.4 Clima.

De acuerdo con las Cartas Estatales de Climas, que utilizan la clasificación de Köppen, modificada por E. García (1964), dentro de la subcuenca se presentan dos tipos de climas; uno de ellos perteneciente al grupo de climas templados húmedos C y al subgrupo de climas semicálidos (A) C; el otro es un clima seco, del grupo B de Köppen (Figura 2.5).

El clima (A)C(W), semicálido subhúmedo, presenta una temperatura media anual entre 18° C y 22° C, con temperaturas del mes más frío entre -3° C y 18° C. Dentro de éste, se presentan dos subtipos en la región: el (A)C(W₀), el cual ocupa el 82% del área de estudio (1,240.6 km²) y es el más seco dentro de este tipo, con un cociente precipitación/temperatura menor de 43.2.

El otro subtipo es el (A)C(W₁), que ocupa una superficie de 211.6 km² (aproximadamente el 14% del área). Este clima se presenta en las áreas de mayor altitud dentro de la subcuenca, localizándose en los extremos sudoriental y sudoccidental de la misma. Es un poco más húmedo que el anterior, ya que en él se presenta un cociente precipitación/temperatura de entre 43.2 y 55.0.

El tercer clima, restringido a una porción muy pequeña (61.87 km²) en la parte norte de la subcuenca, es el BS₁(h')hw; que es un clima cálido con lluvias en verano.

2.5 Hidrología.

La subcuenca del Arroyo Camacho se encuentra dentro del área de influencia de la Región Hidrológica No. 25 San Fernando-Soto la Marina de acuerdo con la delimitación presentada por la SPP (hoy INEGI), en la carta hidrológica de aguas superficiales, G14-11, de 1983, escala 1:250,000.

En la subcuenca, las corrientes tienden, en general, a ser intermitentes, perdiéndose su curso en el interior de la cuenca y presentándose solamente, a su salida, una corriente permanente, el arroyo Anegado, el cual se constituye en tributario del Río Conchos, una vez que deja la subcuenca (Figura 2.6).

Una cuenca superficial puede definirse como una zona de la superficie terrestre donde las precipitaciones que caen sobre ella tienden a ser drenadas por el sistema de corrientes hacia un mismo punto de salida (Aparicio, 1996). Desde el punto de vista de su salida, la subcuenca de estudio es de tipo exorreica, es decir que el punto de salida está en los límites de la cuenca y, al salir, se une a otra corriente.

La corriente principal de una cuenca es aquella que pasa por la salida de la misma; sólo puede existir una corriente principal, todas las demás son consideradas *corrientes tributarias*. Entre más corrientes tributarias tenga la cuenca, es decir entre mayor sea el grado de bifurcación de la red de drenaje de la cuenca, más rápida será su respuesta a la precipitación.

Existen varios indicadores del grado de bifurcación o eficiencia de una cuenca. Algunos de los cuales son:

2.5.1. Forma de la cuenca. La forma de la cuenca afecta considerablemente los hidrogramas de salida. Por ejemplo, en las cuencas alargadas, resultan hidrogramas de salida con tiempos de concentración mayores y picos de crecidas menores que en una cuenca de área semejante pero de forma circular (Pissani, 1992). Uno de los indicadores que intenta explicar la forma de la cuenca, a partir de un valor numérico, es el Coeficiente de Compacidad. Este índice relaciona el perímetro de la cuenca con un círculo de igual área, mediante la siguiente fórmula:

$$K = \frac{P}{2\pi r}$$

donde;

K = índice de compacidad

P = perímetro de la cuenca (km)

$\pi = 3.1416$

r = radio del círculo en km

Valores del índice cercanos a 1.0 indican una cuenca tendiente a un círculo, mientras que en las cuencas alargadas, los valores tenderán a 2.0.

El perímetro y el área en la subcuenca de estudio son, respectivamente, 157.5 km y 1,514.07 km²; obtenidos ambos a partir de la digitalización de los límites de la subcuenca, utilizando el sistema ILWIS. Calculando el radio a partir del área y sustituyendo estos valores en la fórmula, resulta un coeficiente de compacidad de 1.13, lo que indica que la forma de la subcuenca tiende a ser circular.

2.5.2 Clase de las corrientes. Dependiendo del tipo de escurrimiento, las corrientes pueden dividirse en tres clases generales: corrientes efímeras, intermitentes o permanentes. En el área de estudio sólo una de las corrientes es, a su salida, permanente. Ésta es el arroyo Anegado.

2.5.3 Orden de las corrientes. El orden de las corrientes indica el grado de bifurcación dentro de una cuenca. Una corriente de orden 1 es un tributario sin ramificaciones, una de orden 2, sólo tiene tributarios de primer orden; de orden 3 aquellas con dos o más tributarios de orden 2, etc. Evidentemente, la escala a la que se realice la evaluación influirá en el número de corrientes que pueden detectarse.

El orden de una cuenca es el mismo que el de la corriente principal en su salida. El orden de las corrientes de la subcuenca de estudio se indica en la Figura 2.6. Tras el análisis de éstas, utilizando cartografía escala 1:250,000, se encuentra que la corriente principal, el arroyo Anegado, en su salida, es de orden 3, por lo que la subcuenca toma este mismo valor.

2.5.4 Longitud de tributarios. Este parámetro es un indicador de la pendiente y grado de drenaje de la cuenca. Las áreas escarpadas y bien drenadas usualmente tienen numerosos tributarios pequeños, mientras que, en las regiones planas, donde los suelos son más permeables, se presentan tributarios largos, generalmente perennes (Pissani, 1992). En el caso de la subcuenca de estudio, la longitud total de los siete tributarios con que cuenta es de 133.008 km.

2.5.5 Densidad de corrientes. Este parámetro indica el grado de disección de la cuenca mediante la relación del número de corrientes perennes e intermitentes por unidad de superficie. Se expresa:

$$D_s = N_s/A$$

donde;

D_s = densidad de corrientes

N_s = Número de corrientes perennes e intermitentes

A = área de la cuenca

El número de corrientes en la subcuenca en cuestión es de 14, por lo que, sustituyendo los valores en la ecuación, se obtiene una densidad de 0.0092 corrientes/km².

2.5.6 Densidad de drenaje. Se define como la longitud de las corrientes por unidad de área, y se expresa:

$$D_d = L/A$$

donde;

D_d = densidad de drenaje

L = longitud total de las corrientes perennes e intermitentes (km)

A = área de la cuenca (km²)

La longitud total de las corrientes para la subcuenca es de 291.8 km, lo que resulta en una densidad de drenaje de 0.19 km/km².

En términos generales, un orden de corrientes alto o valores de densidad elevados reflejan una cuenca altamente disectada, con pendientes pronunciadas y cobertura vegetal generalmente escasa, que responde

rápidamente a una tormenta. Los valores de densidad, tanto de corrientes como de drenaje, obtenidos para la subcuenca del Arroyo Camacho son bajos, debido principalmente al bajo relieve de la zona, lo que indica una respuesta hidrológica muy lenta.

2.5.7 Pendiente del cauce principal. Uno de los indicadores más importantes del grado de respuesta de una cuenca a una tormenta es la pendiente del cauce principal. Dado que esta pendiente varía a lo largo del cauce, es necesario definir una pendiente media. Una forma de calcular ésta es utilizando la fórmula de Taylor y Schwars (1952), citado por Aparicio (1996), la cual propone subdividir el cauce en "n" tramos iguales y conocer la pendiente en cada tramo.

Otra forma de evaluar la pendiente media es obteniendo simplemente la diferencia de nivel entre los extremos del cauce y dividiendo ésta entre su longitud horizontal. Pissani (1992) utilizó ambos métodos para calcular la pendiente media en un cauce y obtuvo valores muy semejantes con la fórmula de Taylor y Schwarz y con la fórmula directa de desnivel sobre longitud del cauce ($D = H/L$). Por lo tanto, es este último método el que se utilizó en el presente trabajo. El desnivel entre los extremos de la corriente es de 350 m (600 m el máximo y 250 m el mínimo), lo que dividido entre la longitud de la corriente (65,500 m) resulta en una pendiente de 0.005 m/m.

Resumen de las características hidrológicas de la subcuenca del Río Camacho:

Área de la cuenca: 1,514.07 km²

Tipo de cuenca: exorreica, de orden 3

Coefficiente de compacidad: 1.13, lo que indica una forma tendiente a un círculo

Corriente principal: Arroyo Anegado

Longitud de la corriente principal: 65.5 km

Patrón de drenaje: dendrítico

Densidad de corrientes: 0.0092 corrientes por km²

Densidad de drenaje: 0.19 km/km²

Pendiente del cauce principal: 0.005 m/m

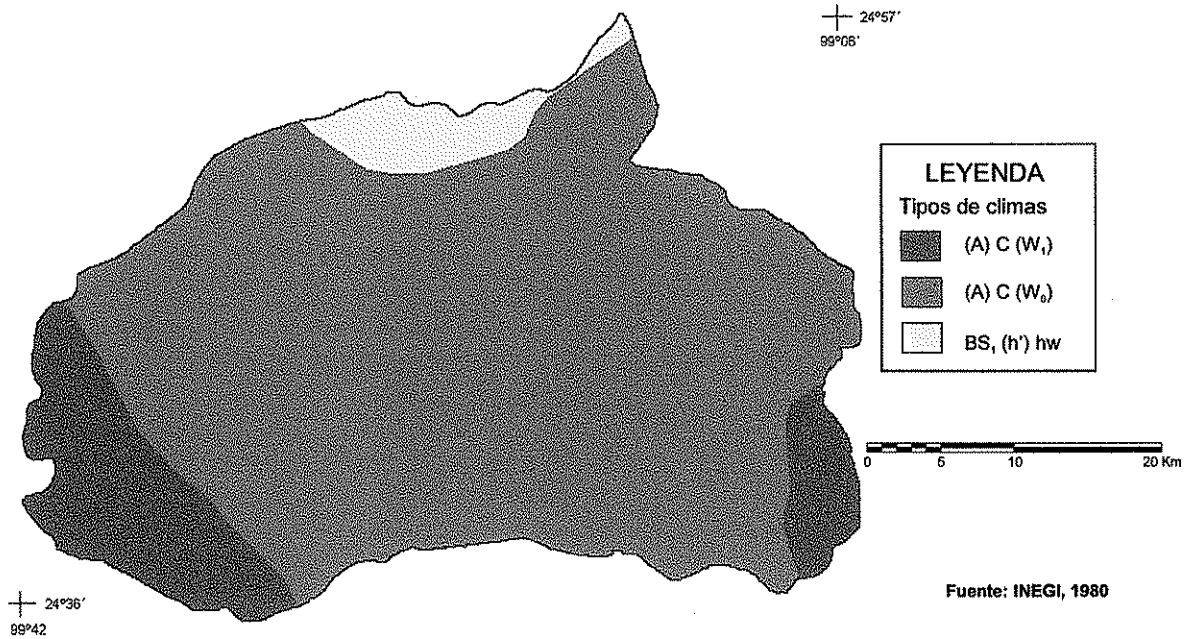


Figura 2.5 Carta climatológica de la Subcuenca A. Camacho en el Noreste de México

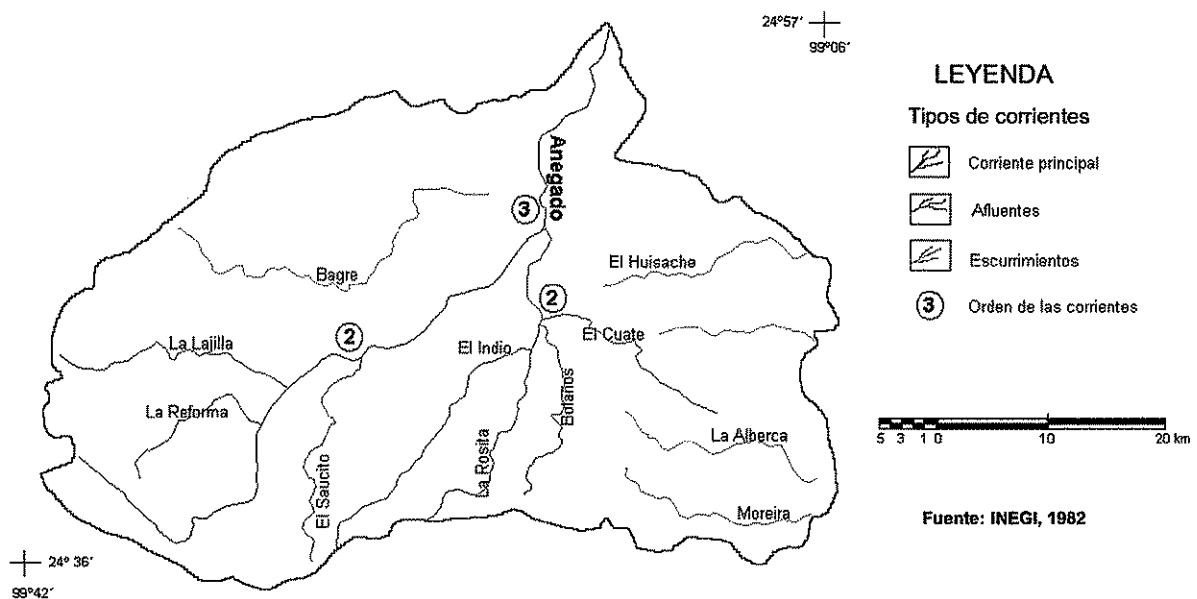


Figura 2.6 Hidrología superficial de la Subcuenca A. Camacho en el Noreste de México

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

35

2.6 Vegetación y uso de suelo

De acuerdo con la clasificación de Muller (1947) se presentan dos tipos principales de vegetación en la Subcuenca: el Tamaulipan thorn forest y el Tamaulipan thornscrub. El primero de ellos corresponde, según Alanís *et al.* (1991), al Bosque bajo espinoso con *Pithecellobium*, *Acacia* y *Cercidium* de Rojas-Mendoza (1965), a la Selva baja espinosa de Miranda y Hernández X. (1964) y al Bosque espinoso de Rzedowski (1961); mientras que el Tamaulipan thornscrub corresponde a tres diferentes tipos de vegetación según la clasificación de Rojas-Mendoza (1965): matorral mediano subperennifolio con *Acacia*, *Cordia* y *Cercidium*; matorral bajo subcaducifolio con *Cordia*, *Acacia* y *Karwinskia*; y matorral bajo subperennifolio con *Acacia*, *Leucophyllum* y *Cordia*.

En general, la vegetación nativa del área está conformada por árboles y arbustos diversos, espinosos y frecuentemente espesos; dominada por especies leñosas aunque las suculentas son frecuentes en la vegetación más abierta (Heiseke, 1986). En este tipo de vegetación se encuentran cerca de 80 especies de árboles y arbustos, que van de 1 a 15 m de altura. La vegetación es dominada por las leguminosas que constituyen la tercera parte de las especies arbustivas y arbóreas (Reid *et al.*, 1990b).

La población rural del noreste de México se mantiene bajo una economía de subsistencia en la cual el matorral es aprovechado para diversos usos (Medellín y Gómez, 1979) como: leña, madera para construcción, postes para cercas, plantas medicinales, animales para cacería y pastoreo; siendo éste último el uso más extensivo (Alanís, 1981; Heiseke y Foroughbakhch, 1985; Wolf y Perales, 1985).

Tanto las actividades ganaderas, como las agrícolas, han motivado que cada año se desmonten nuevas áreas, por lo que las superficies ocupadas por la vegetación natural se han reducido de manera drástica en el transcurso de los últimos 20 años, principalmente en los sitios que presentan suelos profundos (Treviño *et al.*, 1997). La tasa anual de remoción de la cubierta vegetal en el área ha sido estimada en alrededor de un 1% (Maldonado, 1992; Treviño *et al.*, 1997), siendo ésta superior a la tasa anual del 0.71% reportada por FAO (1990) para los recursos forestales del mundo.

La citricultura es otro uso de suelo relevante en la región, además de la ganadería extensiva y la agricultura destinada a cultivos de cereales, tanto de riego como de temporal. El mapa que se presenta en la Figura 2.7, digitalizado a partir de un espaciograma, escala 1:250,000, producido por INEGI, muestra el uso de suelo y vegetación actual de la subcuenca.

2.7 Demografía.

La subcuenca de estudio abarca porciones de cuatro municipios: Linares, San Carlos, Mainero y Villagrán. El primero de ellos pertenece al estado de Nuevo León y los otros tres, al estado de Tamaulipas.

Debido a que, en las fuentes de información existentes, los datos demográficos se encuentran concentrados a nivel de estado o de municipio, pero no de cuenca hidrológica, fue necesario realizar algunos cálculos para estimar la población del área de estudio. Para ello se utilizaron: 1) las cartas topográficas (escala 1:50,000), para ubicar qué localidades quedan dentro del área de estudio y 2) los censos de población y vivienda (1990) a nivel de localidad, para conocer el número de habitantes por localidad.

Sin embargo, no todas las localidades que aparecieron en las cartas topográficas se encontraron en el Censo más reciente, en este caso, el de 1990. Con las localidades que aparecieron, tanto en las cartas como en el Censo, se estimó la "población mínima residente" que fue de 4,402 habitantes (Cuadro 2.1).

Dado que, en el XI Censo General de Población y Vivienda (INEGI, 1990b), no se publicó el número de habitantes para las localidades de menos de tres viviendas, sino que sólo se menciona el número de viviendas (una o dos) con que cuentan, fue necesario estimar su población. Para ello, se calculó el número promedio de habitantes por vivienda para el área de estudio, resultando de 5 habitantes por vivienda y este valor se multiplicó por el número de viviendas reportadas para cada una de estas localidades. Al resultado se le llamó "población calculada" (Cuadro 2.1).

Cuadro 2.1 Número de localidades, población mínima residente y población calculada (1990), para la Subcuenca A. Camacho.

Municipio	No. de localidades de tres o más viviendas y su población (población mínima residente)		No. de localidades de dos viviendas y su población calculada (población calculada)		No. de localidades de una vivienda y su población calculada (población calculada)	
	localidades	población	localidades	población	localidades	población
Linares, N.L..	44	3272	13	130	33	165
Mainero, Tamps.	5	214	1	10	3	15
Villagrán, Tamps.	12	843	6	60	5	25
San Carlos, Tamps.	2	73	0	0	1	5
TOTALES	63	4402	20	200	42	210

Además, hubo 55 localidades que aparecieron en las cartas topográficas pero no en el Censo de Población y Vivienda de 1990. La población de éstas ("población encontrada") se estimó de acuerdo a la simbología utilizada por INEGI para indicar el tamaño de las poblaciones, estando todas ellas en el rango de < de 500 habitantes.

Para cada una de las 55 localidades representadas como < de 500 habitantes se consideró una población de 35 habitantes, que es la población promedio, por localidad, en el área de estudio. Esto dio un total de 1925 habitantes ("población encontrada").

Así, se tienen 180 localidades en el área, con una población máxima residente (población mínima residente + población calculada + población encontrada) de 6,697 habitantes (Cuadro 2.2). En el Anexo I se presenta la lista de las localidades comprendidas en la Subcuenca, así como el municipio al que pertenece cada una.

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

Cuadro 2.2. Cálculo del número de localidades y de la población total para el área de estudio.

	No. de localidades	No. de habitantes
Población mínima residente	63	4,402
Población calculada	62	410
Población encontrada	55	1,925
POBLACIÓN TOTAL	180	6,737

Las cifras presentadas por el INEGI (1990b) con relación a la distribución espacial de la población, señalan que el 99.3% de las localidades en el estado de Nuevo León tienen una población inferior a 2 500 habitantes, en las cuales habita sólo el 8.0% de la población total. Esto indica un alto grado de dispersión en pequeñas comunidades rurales, como es el caso de las localidades ubicadas en el área de estudio, donde sólo 13, de 180 localidades, tienen arriba de 100 habitantes, y sólo una con más de 500 habitantes, en contraste con la alta concentración en zonas urbanas, principalmente en los siete municipios (Apodaca, San Pedro Garza García, General Escobedo, Guadalupe, Monterrey, San Nicolás de los Garza y Santa Catarina) que integran el Área Metropolitana de Monterrey (INEGI, 1990b), donde se concentra el 81.7% de la población total del estado.

La densidad de población calculada para el área de estudio es de 4.4 habitantes por km², mientras que, en contraste, algunos municipios del Área Metropolitana de Monterrey sobrepasan los 3,000 habitantes por km², como es el caso de San Nicolás de los Garza. La densidad promedio para el estado de Nuevo León es de 45.87 habitantes por km².

La distribución porcentual por grupos de edad es: 61.13% de la población es mayor de 15 años y el 38.87 % menor de 15 años. El porcentaje de hombres es superior (53%) al de mujeres (47%), contrario a lo que ocurre a nivel del estado, donde el porcentaje de mujeres (50.22%) rebasa ligeramente al de hombres (49.78%).

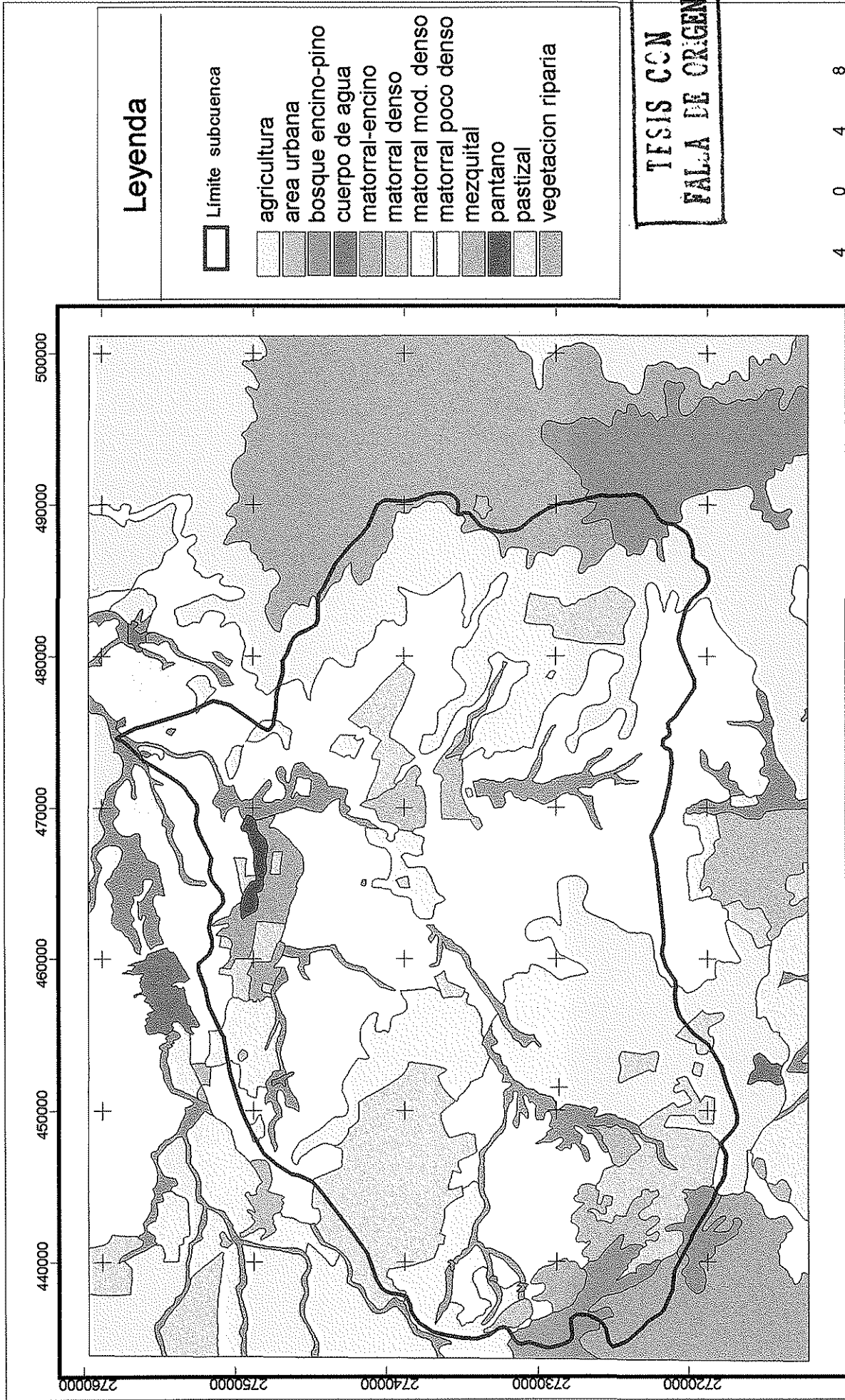


Figura 2.7 Tipos de vegetación y uso de suelo en la Subcuencia A. Camacho.

Fuente: Interpretación y digitalización a partir de espaciomapa de INEGI, 1995.

Capítulo 3

Regionalización Geomorfológica

3.1 Introducción

El objetivo de este capítulo es presentar una regionalización del área de estudio que haga posible la expresión espacial de los datos colectados en los sitios de muestreo y su extrapolación a unidades ambientales semejantes. Dicha regionalización permite, además, el desarrollo de modelos espaciales de predicción de áreas susceptibles a desertificación en la zona, bajo diferentes escenarios hipotéticos de uso de suelo.

Existen diversos esquemas de regionalización cuyo objetivo común es evaluar u ordenar el territorio, generalmente con fines de planificación. En el presente trabajo se optó por la regionalización geomorfológica, la cual proporciona la base espacial para la expresión de otros componentes del medio natural menos aptos de ser delimitados como unidades discretas y menos estables al través del tiempo, como es el caso de la vegetación o la fauna.

Contrariamente, las características del sustrato abiótico -determinadas por el tipo de roca, expresado en un relieve particular modelado por las condiciones climáticas- lo hacen apropiado para ser segmentado en unidades relativamente estables y homogéneas (Bocco y Mendoza, inédito).

El enfoque geomorfológico ha sido ampliamente utilizado para delimitar y/o caracterizar unidades ambientales de mapeo y es reconocido por numerosos autores como una de las principales fuentes de información para el entendimiento integral del medio, con miras a la planificación del uso de los recursos naturales (Verstappen, 1977; Bocco y Palacio, 1982; Bocco, 1990; Verstappen y Van Zuidam, 1991; López-Blanco, 1994).

En este capítulo, se presentan únicamente los aspectos relacionados con la geomorfología: se formulan los elementos de la leyenda del mapa de regionalización y

se describen en un anexo; se presenta además el mapa de regionalización geomorfológica de la Subcuenca, creando con esto nueva información en los aspectos de relieve para la zona. En capítulos posteriores, las unidades geomorfológicas aquí descritas se relacionarán con aspectos de cobertura vegetal/uso de suelo y niveles de desertificación.

3.2 Esquemas de regionalización

Entre los esquemas más utilizados en México están: la Regionalización Ecológica, desarrollado por la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (SEDUE), en México; el Sistema Fisiográfico adoptado por el Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI), desarrollado también en México y el Sistema de Levantamiento Geomorfológico, establecido por el International Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences (ITC) de Holanda.

Enseguida se presenta una breve descripción de estos esquemas. Una descripción y análisis más amplio de los diferentes esquemas se presenta en Mendoza y Bocco (inédito), López-Blanco, 1994; SEDUE, 1988:97, entre otros.

- **Regionalización ecológica de SEDUE.**

El objetivo de la regionalización propuesta por la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (SEDUE) es "Dividir el Área de Ordenamiento Ecológico (AOE) en unidades ambientales con características similares, tomando como base criterios ecológicos, lo que ofrece una estructura que permite el análisis jerárquico y sistemático del territorio nacional y homogeniza la recopilación de información, a través de una base de datos geográfica" (SEDUE, 1988:97). Las cinco unidades ambientales jerárquicas conceptualizadas por SEDUE son:

- ◇ Zona: se define sobre la base de la correspondencia entre las grandes zonas climáticas y las principales estructuras geológicas. Bajo este criterio, SEDUE ha definido cuatro zonas: Trópico Seco, Trópico Húmedo, Árida y Templada.

- ◇ Provincia Ecológica: la regionalización ecológica a este nivel ha definido 88 unidades ambientales o provincias, las cuales son delimitadas mediante criterios fisiográficos representados por los patrones geomorfológicos específicos dentro de las grandes estructuras geológico-orográficas.

- ◇ Sistema Ecogeográfico o Terrestre: es definido a partir de la homogeneidad en la génesis, evolución y modelado del relieve, constituyendo de esta manera elementos del paisaje como sierras, lomeríos, mesetas, playas o barras, entre otros. De acuerdo con SEDUE existen alrededor de 1813 unidades para todo el país, aunque esta cifra no es definitiva.

- ◇ Paisaje Terrestre: es la unidad ambiental más simple y homogénea. La delimitación de estas unidades es un tanto ambigua ya que no se define claramente en los lineamientos a seguir establecidos por SEDUE. De acuerdo con Bocco y Mendoza (inédito) esta unidad corresponde a un patrón específico de topoformas en donde el criterio edáfico se suma al clima y geomorfología para su delimitación.

- ◇ Unidad Natural: corresponde a la delimitación de unidades a mayor detalle, como es la topoforma individual (volcán, lomerío, valle intermontano, etc.), cuya asociación con otras similares o de origen común conforma un paisaje, aunque puede poseer una morfología contrastante con las topoformas adyacentes; también puede constituir un elemento (ladera, fondo, páramo, entre otros) de una geoforma extensa y compleja (SEDUE, 1988).

- **Sistema fisiográfico de INEGI**

Este sistema de clasificación del relieve utiliza criterios geológicos y topográfico-geométricos para definir los seis niveles jerárquicos que se describen a continuación.

- ◇ Provincia fisiográfica: representa la unidad más amplia dentro de este sistema jerárquico. Consiste en los grandes conjuntos estructurales que integran un continente, generalmente conforman unidades morfológicas superficiales con características distintivas tales como origen geológico común sobre la mayor parte de su superficie, un sólo patrón litológico o un mosaico litológico complejo que resulta de un origen común, morfología propia y extensa a fin de poderse dividir en subprovincias.
- ◇ Subprovincia fisiográfica: está conformada por geoformas típicas de la provincia, pero ahora asociadas a otras diferentes y que le son distintivas por no aparecer en forma importante en el resto de la provincia.
- ◇ Discontinuidad fisiográfica: es un área enclavada dentro de una provincia fisiográfica cuyo origen y morfología no corresponden a la misma. Se distingue de la provincia por su menor extensión, por lo cual sólo puede ser dividida en sistemas de topoformas.
- ◇ Sistemas de topoforma: conjunto de topoformas asociadas entre sí, según algún patrón (o patrones) estructural y/o degradativo y que presenta, además, un mayor grado de uniformidad paisajística en relación a la unidad jerárquica que las comprende.
- ◇ Topoformas: geoforma geoméricamente reducible a un número pequeño de elementos topográficos.
- ◇ Elemento topográfico: se refiere a una superficie topográfica homogénea cuyos límites son dados por cambios en el tipo de curvatura superficial (cóncavo, convexo, llano) en sentido vertical, horizontal o ambos, o por cambios abruptos en la pendiente.

- **Sistema de Levantamiento Geomorfológico del ITC (International Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences).**

Este sistema de levantamiento geomorfológico propone tres tipos generales de mapas: analíticos, sintéticos y pragmáticos (Verstappen y Van Zuidman, 1991).

Mapas Analíticos. El mapeo analítico representa elementos morfogenéticos homogéneos con un origen común. Estos mapas incluyen los siguientes tipos:

- ◇ **Morfogenético.** Las formas del terreno son clasificadas desde un punto de vista geomorfológico y éstas deben quedar representadas, de tal manera, que su origen y desarrollo sean claramente especificados. Dependiendo de la escala a la que se realicen estos mapas, la información se representa en forma de unidades geomorfológicas, si las dimensiones de éstas son cartografiables o, de lo contrario, mediante símbolos lineales indicando rasgos del relieve.
- ◇ **Morfoestructural.** En este tipo de mapas se establece la relación entre la estructura geológica y las formas de la superficie terrestre; pudiendo inferir así, a partir de esta última, la arquitectura del subsuelo. En la actualidad, este tipo de estudios abarca problemas más complejos como el reconocimiento de estructuras ocultas y movimientos neotectónicos (Lugo, 1991).
- ◇ **Morfométrico.** Estos mapas involucran una serie de métodos para cuantificar ciertos elementos del relieve como longitud, superficie, volumen, altura absoluta, altura relativa, pendiente, etc. Estos parámetros pueden variar o conjugarse entre sí, de tal manera que los mapas que se generan pueden ir de los métodos más simples a los más complejos (Lugo, 1991).
- ◇ **Morfocronológico.** En estos mapas se presenta la diferenciación de las formas de acuerdo a su edad, partiendo de que cada forma está caracterizada por el período de su desarrollo y formación (Tapia, 1999).

Mapeo Sintético. Este tipo de mapeo se puede llevar a cuatro niveles de clasificación jerárquica, de acuerdo con la escala y el tipo de levantamiento (Verstappen y Van Zuidam, 1991).

- ◇ Provincia de terreno: son las unidades mayores dentro de las cuales se combinan las asociaciones de sistemas y unidades de terreno. Las unidades de mapeo de terreno se delimitan tomando como base características genéticas, de relieve, clima o litología. La escala de mapeo es frecuentemente menor a 1:250,000.
- ◇ Sistema de terreno: se refiere a una unidad de paisaje o al desarrollo característico del relieve en un cierto ambiente ecológico, frecuentemente determinado por su génesis, litología o clima. Los Sistemas de terrenos son las unidades más apropiadas para mapeos a mediana escala (escalas mayores a 1:250,000).
- ◇ Unidad de terreno: se refiere a una geoforma o a un complejo homogéneo de formas de relieve, relacionadas con una característica particular de terreno o con un patrón de componentes de terreno. Una unidad de terreno refleja características externas e internas distintas de aquellas geoformas que las rodean (con las cuales existe relación genética dentro del mismo sistema de terreno). Las Unidades de terreno se representan a escalas que van de 1:10,000 hasta 1:100,000.
- ◇ Elemento de terreno: constituye la unidad más pequeña, en la cual el relieve es el criterio más importante de clasificación. Las unidades son básicamente uniformes en geoforma, litología, suelo, vegetación y procesos; sin embargo, una forma de terreno, o característica puede ser predominante. Los Componentes de terreno son representados, generalmente, a una escala de 1:10,000 o mayor.

Mapas Pragmáticos. Son el resultado de estudios geomorfológicos guiados por un propósito específico. Actualmente, el desarrollo de este tipo de mapeo está ligado a la evaluación de desastres y riesgos naturales como inundación, sequía, sismos, volcanismo, etc.

3.3 Metodología

La regionalización geomorfológica del área se basó parcialmente en el sistema para el levantamiento y mapeo geomorfológico del ITC, bajo un enfoque analítico, mediante la representación de la morfogénesis de la subcuenca de estudio.

Para la delimitación de las unidades morfogenéticas se consideraron tres aspectos principales: origen del relieve, tipo de relieve y temporalidad. El procedimiento se basó en el uso de fotografías aéreas (1:75,000) y cartografía temática (1:50,000), apoyado con verificación selectiva en campo y el uso de Sistemas de Información Geográfica. Tanto el material cartográfico como las fotografías aéreas utilizadas fueron materiales producidos por el Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). Los pasos que se siguieron se describen en los siguientes párrafos y se presentan, en forma sintetizada, en la Figura 3.1.

- Revisión de los conceptos teóricos de la regionalización geomorfológica con el fin de tener claras las definiciones de los elementos del terreno que se analizarían y delimitarían.
- Recopilación y análisis de la bibliografía existente sobre la geomorfología del área de estudio.
- Análisis visual del material cartográfico, incluido un espaciograma (1:250,000), a fin de obtener una idea general de las unidades morfogenéticas del área.
- Interpretación visual y delimitación preliminar de las unidades morfogenéticas sobre fotografías aéreas, escala 1:75,000, de diciembre de 1995 y enero de 1996.
- Construcción de la leyenda preliminar.

- Digitalización de curvas de nivel a partir de las cartas topográficas 1:50,000 y generación del mapa de pendientes y del mapa hipsométrico.

- Posteriormente, tras la verificación en campo de algunas áreas y el apoyo de los mapas generados, las unidades fueron corregidas, y posteriormente digitalizadas dentro de un Sistema de Información Geográfica ILWIS. Se verificó un total de 65 puntos, de tal forma que cada tipo de unidad morfogénica detectada en las fotografías, fuera verificada en campo, por lo menos en un punto.

- Digitalización de las cartas geológicas correspondientes al área, escala 1:50,000. El mapa resultante fue cruzado con el mapa de las unidades morfogénicas delimitadas en las fotografías aéreas.

Independientemente de los diferentes tipos de error que pueden presentarse en la generación de mapas mediante Sistemas de Información Geográfica, la precisión de los mapas generados a partir de imágenes o fotografías aéreas está en función de la escala de la imagen o la fotografía. Si en el proceso se combinan mapas de diferentes escalas, la precisión final será la del mapa de menor escala. El uso de los Sistemas de Información Geográfica no implica una ventaja en la precisión de los mapas generados, sino en la facilidad para obtener dicha precisión (Bocco *et al.*, 1990).

Para efectos de esta regionalización se utilizaron dos diferentes escalas: la de las fotografías aéreas (1:75,000) y la de las cartas topográficas y geológicas (1:50,000). De aquí que, de acuerdo con lo expuesto en el párrafo anterior, la precisión del mapa final con las unidades morfogénicas (UM) no podrá ser mayor que la de una fotografía escala 1:75,000.

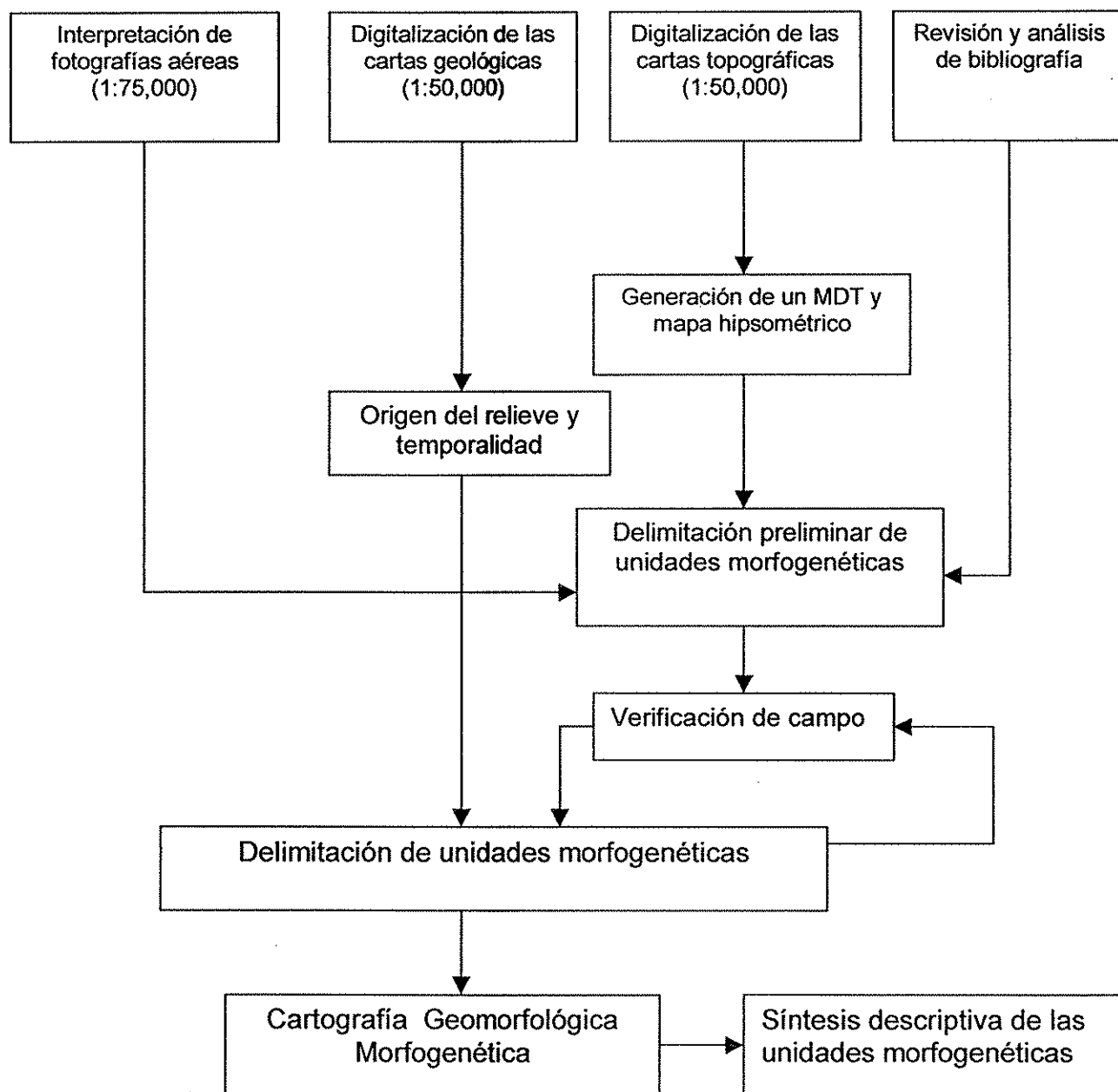


Figura 3.1. Diagrama de flujo de la metodología seguida para la regionalización del área.

3.4 Resultados

De manera resumida, se puede decir que prácticamente la totalidad de la subcuenca de estudio es de origen sedimentario y tan sólo una pequeña porción (1.26%) del área, ubicada en la parte sudoriental de la misma, presenta rocas de origen ígneo (Figura 3.3). En la subcuenca predominan las planicies por sobre otras formas de relieve, ocupando éstas aproximadamente el 73 % de la superficie total; las laderas de lomerío cubren el 15% del área, mientras que las laderas de montaña el 11% y los piedemontes un 0.4% (Cuadro 3.1 y Figura 3.4). La superficie ocupada por cada unidad morfogénica y cada polígono resultante de la clasificación se presenta en el Anexo 2.

Cuadro 3.1 Síntesis de la superficie (Km²) ocupada por cada tipo de relieve de acuerdo a su origen.

Tipo de relieve	Ígneas	Sedimentarias	TOTAL
Ladera de montaña	4.121	162.447	166.6
Ladera de lomerío	7.943	217.849	225.8
Piedemonte	0.000	5.850	5.8
Planicie	6.921	1,102.773	1,109.7
TOTAL	18.985	1,488.919	1,507.9

El criterio que se utilizó para diferenciar a las laderas de montaña de las laderas de lomerío fue la altitud en que se encontraban, así como la altura relativa estimada de éstas. Para ello fue necesario generar el mapa hipsométrico del área (Figura 3.2) y cruzar esta información con la delimitación morfogénica obtenida a partir de las fotografías aéreas. El mapa morfogénico resultante se presenta en la Figura 3.5; anexo en la solapa del libro.

A continuación se presenta la síntesis descriptiva de las unidades morfogénicas identificadas:

Laderas de montaña.

L a m i. Laderas abruptas de montaña de origen endógeno, volcánico del Terciario; presentan una pendiente mayor de 30°, en un rango de altitud entre 1,000 y 1,500 metros y alturas relativas superiores a los 100 metros. El material geológico puede ser Gabro o roca ígnea intrusiva intermedia ("L a m Ga" o "L a m igii", respectivamente)

L m m igii. Laderas medias de montaña de origen endógeno, volcánico del Terciario; presentan una pendiente entre 15° y 30°, en un rango de altitud entre 1,000 y 1,500 metros y alturas relativas superiores a los 100 metros, con roca ígnea intrusiva intermedia.

L t m igii. Laderas tendidas de montaña de origen endógeno, volcánico del Terciario; presentan una pendiente entre 5° y 15°, en un rango de altitud entre 1,000 y 1,500 metros y alturas relativas superiores a los 100 metros, con roca ígnea intrusiva intermedia.

L a m cz. Laderas abruptas de montaña de origen exógeno sedimentario del Terciario; presentan una pendiente mayor de 30°, en un rango de altitud entre 1,000 y 1,500 metros y alturas relativas superiores a los 100 metros. Material geológico: caliza.

L a m lu. Laderas abruptas de montaña de origen exógeno sedimentario, perteneciente al Cretácico Superior. Presentan una pendiente mayor de 30°, en un rango de altitud entre 1,000 y 1,500 metros y alturas relativas superiores a los 100 metros. Material geológico: lutita.

L m m cz. Laderas medias de montaña de origen exógeno sedimentario del Terciario; presentan una pendiente entre 15° y 30°, en un rango de altitud entre 1,000 y 1,500 metros y alturas relativas superiores a los 100 metros. Material geológico: caliza.

L m m lu. Laderas medias de montaña de origen exógeno sedimentario, perteneciente al Cretácico Superior. Presentan una pendiente entre 15° y 30°, en un rango de altitud entre 1,000 y 1,500 metros y alturas relativas superiores a los 100 metros. Material geológico: lutita.

L t m cg. Laderas tendidas de montaña de origen exógeno sedimentario, pertenecientes al Plioceno (Terciario Superior). Presentan una pendiente entre 5° y 15°, en un rango de altitud entre 1,000 y 1,500 metros y alturas relativas superiores a los 100 metros. Material geológico: conglomerado.

L t m cz. Laderas tendidas de montaña de origen exógeno sedimentario del Terciario; presentan una pendiente entre 5° y 15°, en un rango de altitud entre 1,000 y 1,500 metros y alturas relativas superiores a los 100 metros. Material geológico: caliza.

L t m lu. Laderas tendidas de montaña de origen exógeno sedimentario, perteneciente al Cretácico Superior. Presentan una pendiente entre 5° y 15°, en un rango de altitud entre 1,000 y 1,500 metros y alturas relativas superiores a los 100 metros. Material geológico: lutita.

Laderas de lomerío.

L a cg. Laderas abruptas de lomerío de origen exógeno sedimentario del Plioceno (Terciario Superior). Presentan una pendiente mayor de 30°, en un rango de altitud inferior a los 1,000 metros y alturas relativas por debajo de los 100 metros. Material geológico: conglomerado.

L a cz. Laderas abruptas de lomerío de origen exógeno sedimentario del Terciario. Presentan una pendiente mayor de 30°, en un rango de altitud inferior a los 1,000 metros y alturas relativas por debajo de los 100 metros. Material geológico constituido por calizas.

L a lu. Laderas abruptas de lomerío de origen exógeno sedimentario pertenecientes al Cretácico Superior. Presentan una pendiente mayor de 30°, en un rango de altitud inferior a los 1,000 metros y alturas relativas por debajo de los 100 metros. Material geológico: lutita.

L m igii. Laderas medias de lomerío de origen endógeno volcánico del Terciario; presentan una pendiente entre 15° y 30°, en un rango de altitud inferior a los 1,000 metros y alturas relativas por debajo de los 100 metros. Material geológico: roca ígnea intrusiva intermedia.

L m cg. Laderas medias de lomerío de origen exógeno sedimentario del Plioceno (Terciario Superior). Presentan pendientes entre 15° y 30°, en un rango de altitud inferior a los 1,000 metros y alturas relativas por debajo de los 100 metros. Material geológico: conglomerado.

L m cz. Laderas medias de lomerío de origen exógeno sedimentario del Terciario. Presentan pendientes entre 15° y 30°, en un rango de altitud inferior a los 1,000 metros y alturas relativas por debajo de los 100 metros. Material geológico: calizas.

L m lu. Laderas medias de lomerío, de origen exógeno sedimentario pertenecientes al Cretácico Superior; presentan pendientes entre 15° y 30°, en un rango de altitud inferior a los 1,000 metros y alturas relativas por debajo de los 100 metros. Material geológico: lutita.

L t i. Laderas tendidas de lomerío, de origen endógeno volcánico del Terciario; presentan una pendiente entre 5° y 15°, en un rango de altitud inferior a los 1,000 metros y alturas relativas por debajo de los 100 metros. Material geológico: roca ígnea intrusiva intermedia (L t igii) o Diorita (L t D).

L t cg. Laderas tendidas de lomerío, de origen exógeno sedimentario del Plioceno (Terciario Superior). Presentan pendientes entre 5° y 15°, en un rango de altitud inferior a los 1,000 metros y alturas relativas por debajo de los 100 metros. Material geológico: conglomerado.

L t lu. Laderas tendidas de lomerío, de origen exógeno sedimentario pertenecientes al Cretácico Superior. Presentan pendientes entre 5° y 15°, en un rango de altitud inferior a los 1,000 metros y alturas relativas por debajo de los 100 metros. Material geológico: lutita.

L t cz. Laderas tendidas de lomerío, de origen exógeno sedimentario pertenecientes al Terciario; presentan pendientes entre 5° y 15°, en un rango de altitud inferior a los 1,000 metros y alturas relativas por debajo de los 100 metros. Material geológico: caliza.

L s i. Laderas suaves de lomerío, de origen endógeno volcánico del Terciario; presentan una pendiente entre 2° y 5°, en un rango de altitud inferior a los 1,000 metros y alturas relativas por debajo de los 100 metros. Material geológico: roca ígnea intrusiva intermedia (L s igii) o Diorita (L s D).

L s cg. Laderas suaves de lomerío, de origen exógeno sedimentario del Plioceno (Terciario Superior). Presentan pendientes entre 2° y 5°, en un rango de altitud inferior a los 1,000 metros y alturas relativas por debajo de los 100 metros. Material geológico: conglomerado.

L s lu. Laderas suaves de lomerío, de origen exógeno sedimentario del Cretácico Superior. Presentan pendientes entre 2° y 5°, en un rango de altitud inferior a los 1,000 metros y alturas relativas por debajo de los 100 metros. Material geológico: lutita.

L s cz. Laderas suaves de lomerío, de origen exógeno sedimentario del Terciario. Presentan pendientes entre 2° y 5°, en un rango de altitud inferior a los 1,000 metros y alturas relativas por debajo de los 100 metros. Material geológico: caliza.

L s al. Laderas suaves de lomerío, de origen exógeno sedimentario (aluvial) del Cuaternario. Presentan pendientes entre 2° y 5°, en un rango de altitud inferior a los 1,000 metros y alturas relativas por debajo de los 100 metros.

Piedemontes.

Pd. Piedemontes de origen exógeno, acumulativo del Plioceno, con pendientes entre 2° y 5°. Se distinguen tres tipos en el área: Pd cz (piedemonte sobre caliza), Pd lu (piedemonte sobre lutita) y Pd ar (piedemonte sobre arenisca).

Planicies onduladas.

P o B. Planicie ondulada de origen endógeno volcánico del Terciario, sobre basalto. Constituida por una sucesión de lomas muy bajas (menos de 5 metros de altura relativa) y una pendiente general entre 0° y 2°.

P o cg. Planicie ondulada de origen exógeno sedimentario del Plioceno (Terciario Superior). Constituida por una sucesión de lomas muy bajas (menos de 5 metros de altura relativa) y una pendiente general entre 0° y 2°. Material geológico: conglomerado.

P o lu. Planicie ondulada de origen exógeno sedimentario del Cretácico Superior. Constituida por una sucesión de lomas muy bajas (menos de 5 metros de altura relativa) y una pendiente general entre 0° y 2°. Material geológico: lutita.

Planicies.

P i. Planicie de origen endógeno volcánico del Terciario; con pendientes entre 0° y 2°. Material geológico: roca ígnea intrusiva intermedia (P igii) o Diorita (P D).

P cg. Planicie de origen exógeno sedimentario del Plioceno (Terciario Superior), con pendientes entre 0° y 2°. Material geológico: conglomerado.

P lu. Planicie de origen exógeno sedimentario perteneciente al Cretácico Superior, con pendientes entre 0° y 2°. Material geológico: lutita.

P cz. Planicie de origen exógeno sedimentario del Terciario, con pendientes entre 0° y 2°, constituida por calizas.

P al. Planicie de acumulación aluvial, de origen exógeno sedimentario del Cuaternario, con pendientes entre 0° y 2°.

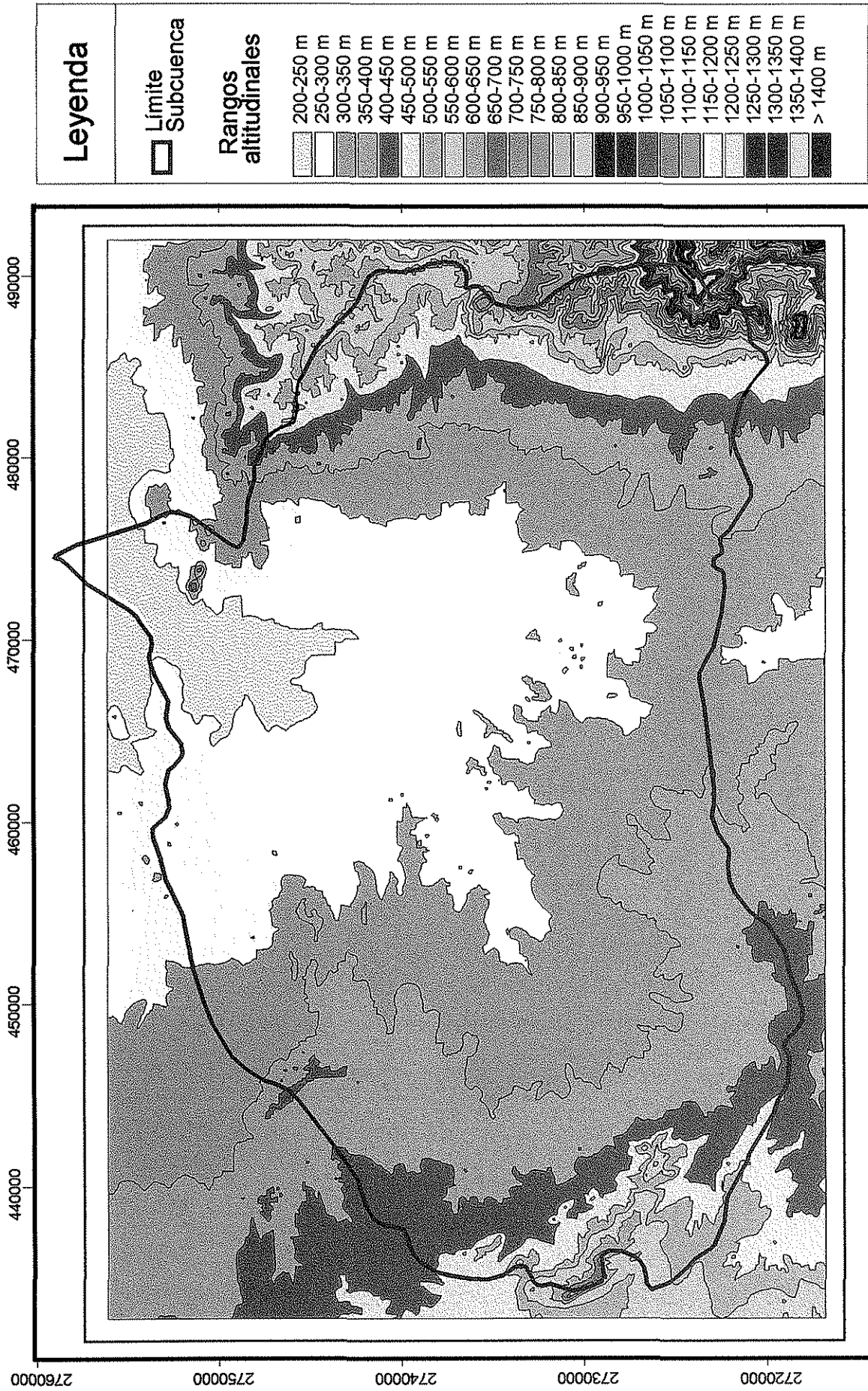


Figura 3.2 Mapa hipsométrico de la Subcuenca A. Camacho, en el noreste de México.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

65

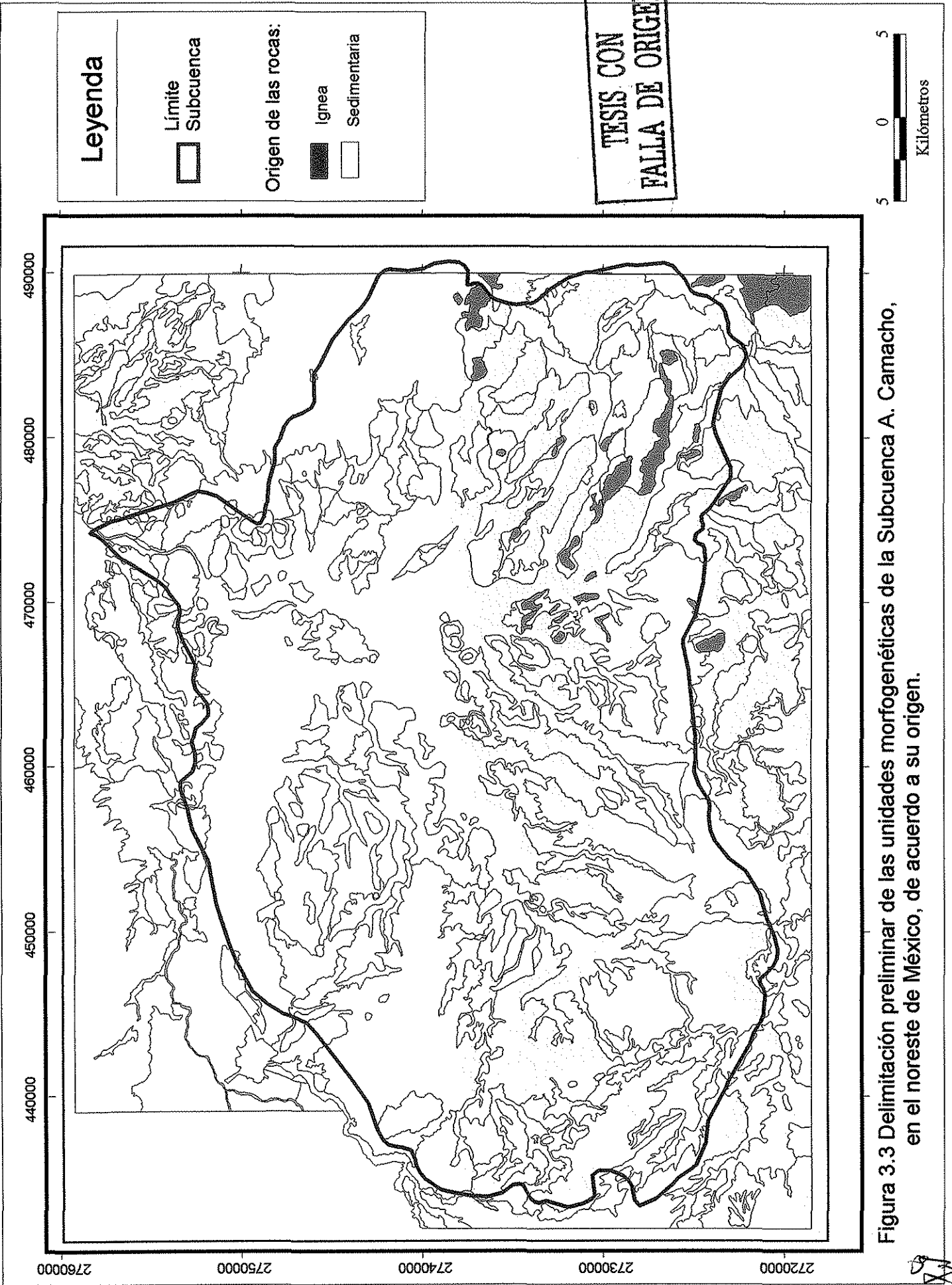


Figura 3.3 Delimitación preliminar de las unidades morfogénicas de la Subcuenca A. Camacho, en el noreste de México, de acuerdo a su origen.

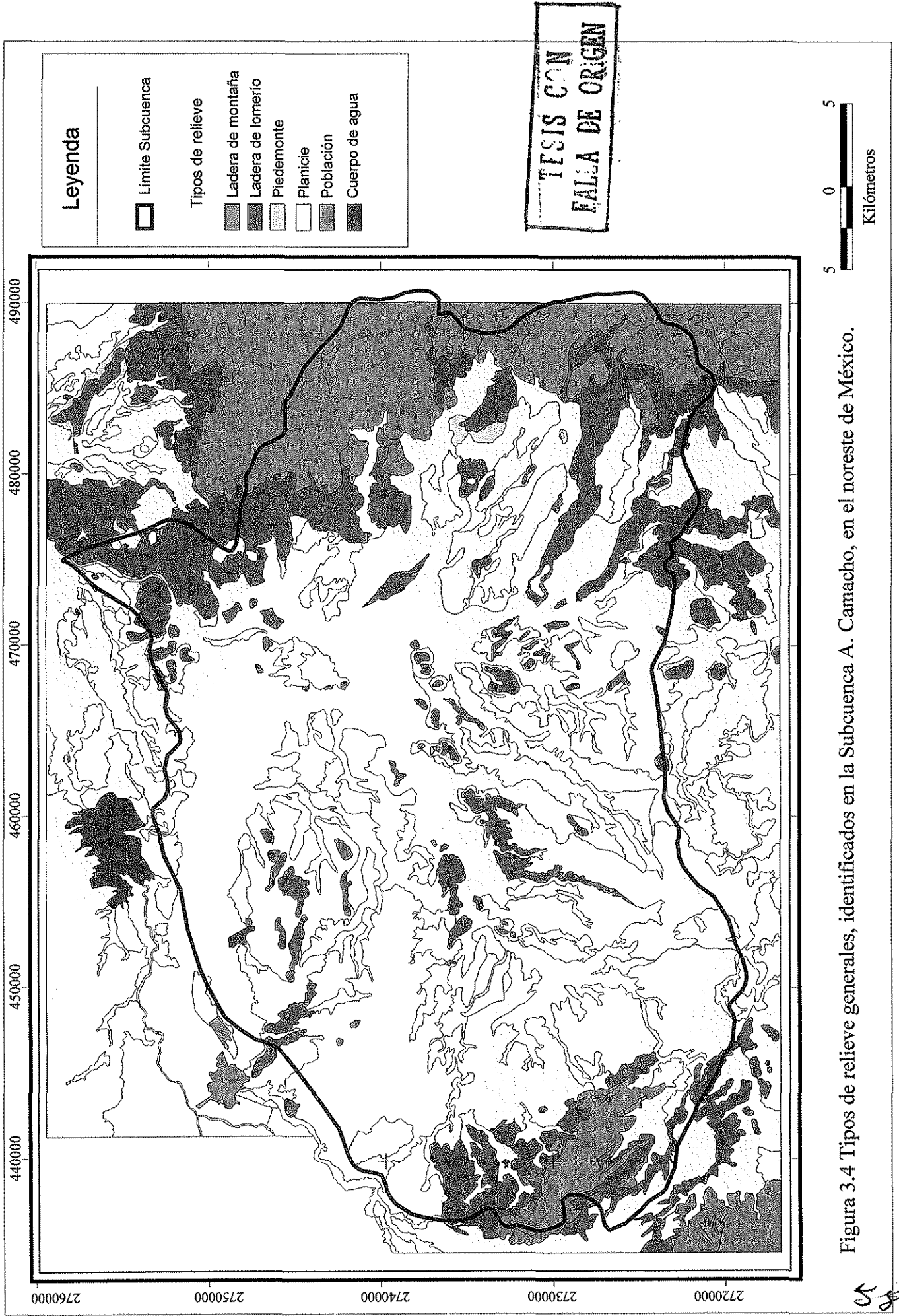


Figura 3.4 Tipos de relieve generales, identificados en la Subcuencia A. Camacho, en el noreste de México.

Capítulo 4

Evaluación de los parámetros del suelo

El suelo puede ser definido como una mezcla de materia mineral, materia orgánica, agua y aire. Las proporciones de estos componentes varían de un sitio a otro y al través del tiempo, confiriéndole propiedades diferentes a cada suelo.

Los suelos sobre la superficie de la Tierra están cambiando constantemente. La intemperización de la roca madre produce residuos no consolidados que constituyen el material de origen a partir del cual evoluciona un suelo cuyas características estarán determinadas, además del material de origen, por el efecto conjunto del clima, elementos bióticos presentes, relieve y tiempo (Millar *et al.*, 1978; Buckman y Brady, 1977). No obstante, muchos suelos se forman de sedimentos, producto de la erosión ocurrida en otros sitios, en lugar de la intemperización directa de la roca madre.

La erosión geológica, es decir aquella que se presenta cuando la superficie de la tierra, incluida la vegetación natural que ésta sustenta, no ha sido alterada por actividades humanas, es un proceso relativamente lento y, por lo general, la formación del suelo avanza a la misma velocidad que la pérdida de éste (Millar *et al.*, 1978). Cuando la erosión excede de esa tasa normal, resulta destructiva y se conoce como erosión del suelo o erosión acelerada. Esta última se presenta siempre asociada a actividades humanas tales como agricultura en terrenos no aptos, construcción de caminos, urbanización no planificada, etc.

Al hablar de erosión, por lo general se piensa solamente en su efecto más evidente que es el arrastre o pérdida de suelo mineral. Sin embargo, mucho antes de que esto ocurra, se presenta el arrastre de la hojarasca y del humus, lo que disminuye la fertilidad de ese suelo. Al no haber aportaciones de materia orgánica, los contenidos de ésta en el suelo bajan, y se presentan cambios en las propiedades físicas del mismo (Young, 1990).

El presente estudio está orientado a detectar esos cambios iniciales en la condición del suelo y utilizarlos como indicadores de las etapas más tempranas de la desertificación, cuando su rehabilitación puede ser aún factible.

Los procesos de degradación del suelo pueden agruparse en cinco categorías generales (FAO/UNEP, 1979): 1) erosión (hídrica y eólica), 2) salinidad, 3) acidificación y toxicidad, 4) degradación física y 5) degradación biológica. Con base en esto, se decidió evaluar los últimos cuatro procesos, como indicadores de las etapas tempranas de la desertificación, utilizando los siguientes parámetros: conductividad eléctrica para evaluar la salinidad, pH para la acidificación o alcalinización, densidad aparente para estimar la compactación o degradación física del suelo y contenido de materia orgánica para evaluar la degradación biológica.

Los siguientes subcapítulos tratarán sobre estas características de los suelos, analizando cada una de manera individual. Posteriormente, se presenta un análisis de las interrelaciones entre las mismas, así como de la correlación entre éstas y otras variables registradas, como geomorfología, textura y uso de suelo.

En algunos casos, la degradación de un sitio no es perceptible en lapsos cortos por lo que, para esta investigación, se decidió hacer una recopilación de trabajos previos realizados en la subcuenca o en áreas aledañas que hubiesen registrado algunos de los parámetros indicadores de la condición del suelo y utilizar esos datos como punto de comparación. Sólo se consideraron trabajos que dieran la ubicación precisa de sus puntos de muestreo para que éstos pudieran muestrearse nuevamente y evaluar los cambios ocurridos. Debido a esto, los sitios de muestreo no quedaron sistemática, ni aleatoriamente, distribuidos en el área de estudio, sino concentrados en aquellas áreas en las que se encontraron registros de muestreos previos.

Se contó, en total, con 41 sitios de muestreo provenientes de tres fuentes y fechas diferentes (Cuadro 4.1). Para cada sitio se encontraban registrados, por lo menos, tres de los indicadores físicos claves, en común, para evaluar la condición de un suelo: contenido de materia orgánica, salinidad y pH. Dado que la densidad

aparente del suelo no había sido registrada en dichos trabajos, ésta se evaluó en tres años consecutivos: 1996, 1997 y 1999.

Cuadro 4.1 Publicaciones de donde fueron obtenidos los valores de materia orgánica, salinidad y pH para fechas anteriores.

No. de sitio	Fuente
1 al 50	Gutiérrez, R.M. 1997. Evaluación del grado de desertificación en el municipio de Linares, N.L., México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Forestales, UANL. Linares, N.L. México.
113P, 116AP, 116BP, 200RP, 300RP y 400RP	Maldonado A. y M. Pando. 1994. A quantitative model for the evaluation of desertification. IV International Conference on Desert Development. Mexico, D.F. pp. 70-76.
9G, 15G, 25G, 26G, y 44G	Reyes, G. 2000. Evaluación de la desertificación en la Subcuenca del Río Limón, en el estado de Nuevo León, mediante Sistemas de Información Geográfica. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales, UANL. Linares, N.L. México.

Dichas parcelas fueron ubicadas en el terreno (Figura 4.1) y se levantó una hoja de campo para cada una de ellas registrándose los siguientes datos: número de sitio, fecha, coordenadas UTM, uso de suelo, pendiente y uso del suelo; así como la descripción de la ruta de acceso al sitio. Se colectaron también muestras de suelo para los análisis de contenido de materia orgánica, pH y salinidad, así como para la estimación de la densidad aparente. Los datos generales fueron registrados en un punto representativo del área evaluada, seleccionado de acuerdo a una estimación visual. En el Cuadro 4.1.2 se presentan la ubicación y características generales de cada sitio de muestreo.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Cuadro 4.1.2 Ubicación y características generales de los sitios de muestreo.

Claves de las unidades geomorfológicas: P=planicie, P(a)=planicie de acumulación, P(o)=planicie ondulada, Ls=Ladera suave, (al)=aluvial, (cg)=conglomerado, (lu)=lutita y (cz)=caliza.

parcela	Coordenadas UTM N	UTM E	Carta INEGI	Unidad geomorfológica	Clima (códigos de Köppen)
1	2739156	454365	G14C58	P (cg)	(A) C (W ₀)
2	2745170	449668	G14C58	Ls (cg)	(A) C (W ₀)
3	2758540	452578	G14C58	P (lu)	(A) C (W ₀)
5	2735186	439125	G14C68	Ls (lu)	(A) C (W ₁)
6	2732947	437626	G14C68	Ls (lu)	(A) C (W ₁)
7	2747747	474881	G14C59	P (cz)	(A) C (W ₀)
9	2747448	470531	G14C59	P (a) (al)	(A) C (W ₀)
10	2737336	456184	G14C58	P (o) (cg)	(A) C (W ₀)
11	2735809	452809	G14C68	P (a) (al)	(A) C (W ₀)
14	2745323	449922	G14C58	Ls (cg)	(A) C (W ₀)
15	2757119	480087	G14C59	P (a) (al)	(A) C (W ₀)
16	2753890	480082	G14C59	P (cg)	(A) C (W ₀)
17	2755741	476439	G14C59	Ls (cg)	(A) C (W ₀)
18	2750354	453728	G14C58	P (a) (al)	(A) C (W ₀)
19	2746989	457562	G14C58	P (o) (lu)	(A) C (W ₀)
24	2740775	448894	G14C58	P (cg)	(A) C (W ₀)
25	2747427	446730	G14C58	P (a) (al)	(A) C (W ₀)
28	2729340	446857	G14C68	P (o) (lu)	(A) C (W ₀)
29	2742715	448199	G14C58	P (lu)	(A) C (W ₀)
30	2739832	446082	G14C58	P (cg)	(A) C (W ₀)
32	2724424	445845	G14C68	P (o) (lu)	(A) C (W ₁)
33	2728914	445875	G14C68	P (o) (lu)	(A) C (W ₀)
34	2739211	447625	G14C58	P (cg)	(A) C (W ₀)
35	2739913	448975	G14C58	P (cg)	(A) C (W ₀)
36	2755641	446397	G14C58	P (lu)	(A) C (W ₀)
37	2757597	449546	G14C58	P (lu)	(A) C (W ₀)
39	2757894	462700	G14C58	P (a) (al)	BS ₁ (h') (hw)
40	2752142	444447	G14C58	P (a) (al)	(A) C (W ₀)
41	2743326	458590	G14C58	P (o) (lu)	(A) C (W ₀)
50	2756300	473467	G14C59	P (cg)	BS ₁ (h') (hw)
112 P	2756200	467700	G14C59	P (lu)	BS ₁ (h') (hw)
113 P	2751500	468500	G14C59	P (lu)	BS ₁ (h') (hw)
116-A P	2758400	470000	G14C59	P (cg)	BS ₁ (h') (hw)
116-B P	2757250	470100	G14C59	P (lu)	BS ₁ (h') (hw)
200 RP	2753097	468404	G14C59	P (lu)	BS ₁ (h') (hw)
300 RP	2741398	446773	G14C58	Ls (cg)	(A) C (W ₀)
400 RP	2725261	444654	G14C68	P (o) (lu)	(A) C (W ₁)
9G	2739971	439515	G14C58	P (lu)	(A) C (W ₀)
15G	2722000	440009	G14C68	P (cg)	(A) C (W ₁)
25G	2729998	440000	G14C68	Ls (lu)	(A) C (W ₁)
26G	2749307	450062	G14C58	P (a) (al)	(A) C (W ₀)
44G	2740000	450000	G14C58	P (cg)	(A) C (W ₀)

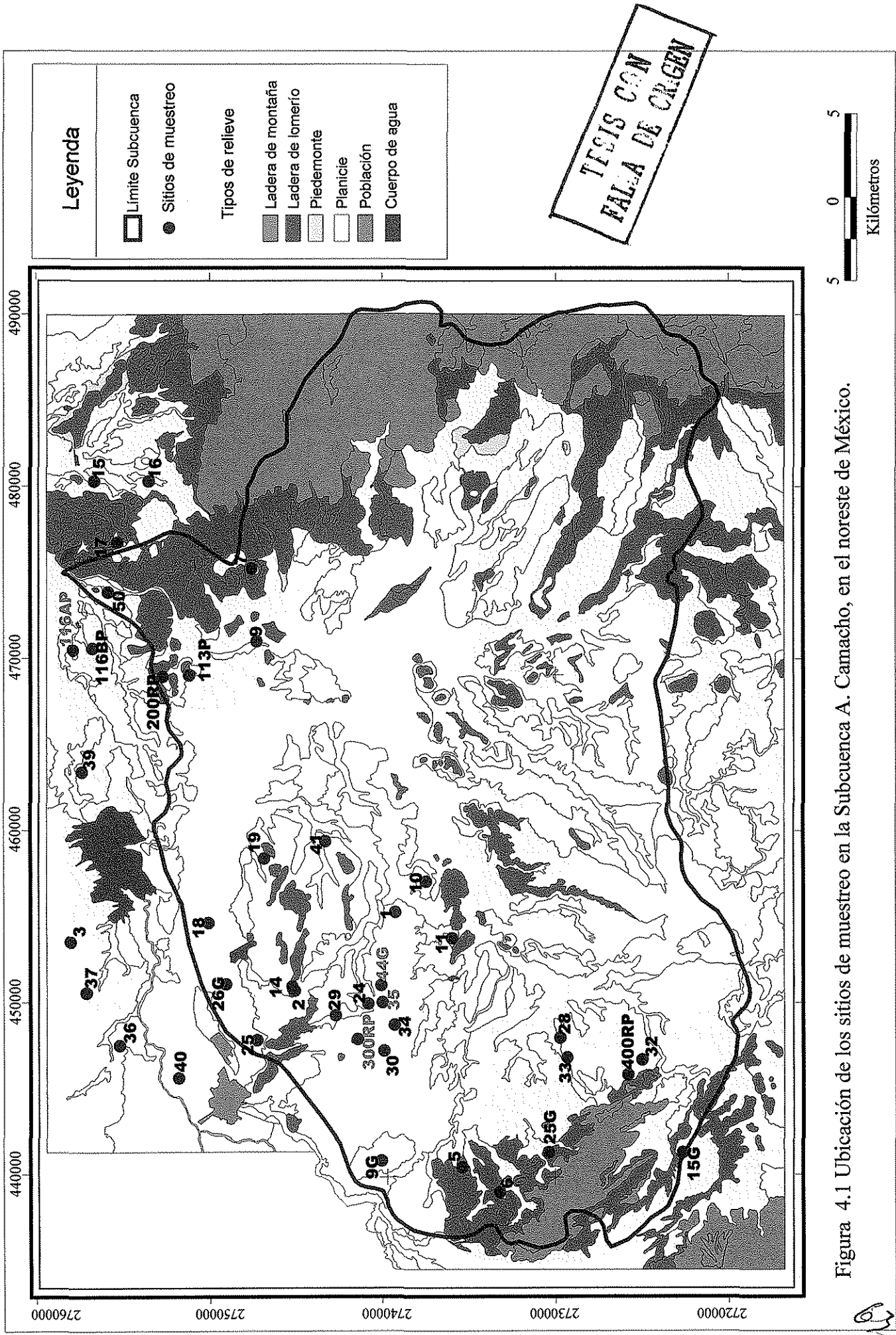


Figura 4.1 Ubicación de los sitios de muestreo en la Subcuenca A. Camacho, en el noreste de México.

4.1 Densidad aparente y textura del suelo

4.1.1 Introducción

La densidad aparente de un suelo se define como la masa, o peso, por unidad de volumen de suelo seco. Este volumen incluye tanto los sólidos como los poros existentes entre estos (Buckman y Brady, 1977).

La densidad aparente de un suelo refleja, en buena medida, su condición física, tal como el grado de compactación del suelo (Hillel, 1982) y ha sido utilizada como una medida de la estructura del mismo (Blake y Hartge, 1986). La densidad aparente puede ser usada como indicador del grado de compactación, el espacio poroso y la capacidad de retención de la humedad (Tovar, 1985).

El uso del suelo, así como las prácticas de manejo a que el suelo esté sujeto, influyen en la densidad del mismo. El uso de maquinaria pesada en los cultivos agrícolas provoca compactación del suelo (Blackwell et al., 1985; Alegre et al., 1986 y Hartge, 1988), lo cual reduce su porosidad a través de la expulsión parcial del aire y agua. Debido a que los poros más grandes son los primeros en disminuir por efecto de la compactación, los incrementos en la densidad aparente del suelo serán mayores al principio (Hillel, 1982 y Blake y Hartge, 1986) y se irán reduciendo con subsecuentes compactaciones. El pastoreo en terrenos de agostadero tiene el efecto potencial de compactar los suelos debido al pisoteo.

El tamaño relativo de las partículas del suelo se expresa con el término "textura". Muchas de las reacciones físicas y químicas de los suelos están influidas por la textura, ya que ésta determina la extensión sobre la cual ocurren las reacciones.

Las partículas de arena tienen un diámetro mayor que los limos o las arcillas y, por lo tanto, exponen una superficie más pequeña que la expuesta por un peso igual de partículas de limo o de arcilla. Debido a esto, las partículas de arena tienen una función poco significativa en las actividades físicas y químicas de un suelo. Sin

embargo, su presencia en los suelos es importante ya que favorece el movimiento del aire y del agua, al aumentar el tamaño de los poros entre las partículas.

Durante el tiempo que dura una generación humana, los procesos que tienen lugar en los suelos, no alteran, comúnmente, de una forma apreciable, el tamaño de las partículas minerales individuales. Así, un suelo arenoso permanece arenoso y un suelo arcilloso continúa siéndolo (Buckman y Brady, 1977). A diferencia de la textura, la densidad aparente de un suelo sí puede variar en un corto tiempo debido a factores climáticos o de acumulación o pérdida de materia orgánica, pero principalmente debido a factores antropogénicos como el uso de maquinaria pesada o el sobrepastoreo, los cuales ocasionan compactación, reduciendo los espacios porosos e incrementando, por ende, la densidad aparente de ese suelo.

Debido a que el peso del suelo está relacionado con la proporción de espacio poroso que éste tenga, la densidad aparente está, de igual manera, relacionada con la textura del suelo. Así, la densidad aparente de suelos superficiales de textura fina comúnmente se encuentra entre 1.0 y 1.3 g/cm³, mientras que los de textura gruesa pueden llegar alrededor de 1.8 g/cm³ (Millar *et al.* 1978). Por lo tanto, la evaluación de los cambios ocurridos en la densidad aparente de un suelo deberán ser interpretados en relación a la textura del mismo.

4.1.2 Antecedentes

En un estudio realizado para evaluar la compactación del suelo como resultado de la aplicación de tres diferentes sistemas de pastoreo (continuo, rotacional diferido y pastoreo de corta duración) y dos intensidades de pastoreo (moderada y alta) Abdel-Magid *et al.* (1987) reportan que no hubo diferencias significativas ($P=0.10$) en la densidad aparente, entre los sistemas evaluados ni entre las diferentes intensidades de pastoreo aplicadas.

Sin embargo, otros autores (Laycock y Conrad, 1967; Van Haveren, 1983) han reportado incrementos en la densidad aparente de los suelos bajo pastoreo. Así, Van Haveren (1983), reporta un incremento del 6% en la densidad aparente de

suelos con pastoreo intensivo, con respecto a los que estuvieron sometidos a pastoreo ligero, durante un período de 30 años consecutivos. Los resultados de dicha investigación muestran, además, que al analizar por separado los datos de los suelos con textura gruesa, éstos no presentaron diferencias significativas en la densidad aparente para las diferentes intensidades de pastoreo; mientras que en los suelos de textura fina sí hubo diferencias significativas. En los suelos de textura fina, la densidad aparente promedio fue 13.4% más alta, en las parcelas bajo pastoreo intensivo que en las de pastoreo ligero.

Los resultados presentados por este último autor, en relación a los suelos de textura gruesa, coinciden con lo reportado por Abdel-Magid *et al.* (1987) cuya investigación fue realizada también en suelos arenosos.

Severson y Deban (1991) evaluaron, en un área de chaparral en Arizona, el efecto de tres intensidades de carga animal (0, 1.4, y 4.2 cabras/ha), aplicadas durante 4 y medio años, bajo un sistema de pastoreo de corta duración, en la densidad aparente del suelo superficial, entre otros factores. Las muestras de densidad aparente fueron tomadas debajo de cada una de las tres especies arbustivas dominantes en el área, así como en las áreas de suelo desnudo. Al respecto, los autores reportan que la intensidad de pastoreo no tuvo efecto ($P < 0.05$) en la densidad aparente, excepto bajo una de las especies arbustivas (*Ceanothus greggii* Gray), donde la densidad aparente fue mayor ($P < 0.05$) en las áreas pastoreadas que en el área testigo. Los análisis sobre utilización de la vegetación mostraron que *Ceanothus greggii* Gray tuvo la más alta intensidad de ramoneo, lo cual puede ser la explicación para las diferencias encontradas en densidad aparente.

Manzano (1997) analizó los efectos del sobrepastoreo en la vegetación, así como en algunas condiciones del suelo; entre otras, sobre la densidad aparente, para un área de matorral del noreste de México. El tratamiento consistió en una sobrecarga de pastoreo por caprinos, 220% superior a la recomendada por COTECOCA-SARH para el área de estudio. El autor destaca la existencia de diferencias significativas entre los valores de densidad aparente de las parcelas

tratamiento y los valores de las parcelas testigo, en las tres mediciones efectuadas posteriormente a la aplicación del tratamiento, las cuales se realizaron al mes, a los siete meses y a los 11 meses respectivamente. Asimismo, menciona que la densidad aparente aumentó, en promedio, 0.2 g/cm^3 en las parcelas tratamiento con respecto a las parcelas testigo en el mismo período, como consecuencia del sobrepastoreo.

En muchos casos, los suelos agrícolas presentan problemas de compactación con el consecuente incremento en los valores de densidad aparente, principalmente cuando se trata de áreas altamente mecanizadas, con cultivos intensivos. Buckman y Brady (1977) presentan datos de densidad aparente, tomados de diversas fuentes, para cuatro tipos de suelos, en los Estados Unidos. Los autores comparan la densidad aparente de parcelas agrícolas, todas ellas cultivadas por más de 40 años, con áreas adyacentes que no se encuentran bajo cultivo. En todos los casos, la densidad aparente fue mayor en las parcelas agrícolas que en las áreas no cultivadas, con un incremento promedio de 19%.

4.1.3 Metodología.

La evaluación de la densidad aparente del suelo superficial se realizó en 35 de los 41 sitios seleccionados, ubicados dentro o en las cercanías de la subcuenca de estudio. Estos sitios fueron muestreados en tres fechas diferentes: 1996, 1997 y 1999, durante la época más seca, en los meses de junio, julio y agosto (Cuadro 4.2).

A fin de determinar el número de muestras necesario para obtener la confiabilidad deseada en los resultados, se realizó un premuestreo en diez de los sitios seleccionados.

La aplicación de la ecuación de Bonham (1980) indicó que cinco muestras por sitio era el número mínimo requerido para el muestreo. La ecuación utilizada fue:

$$n = \frac{t^2 * s^2}{(k * \bar{X})^2}$$

donde;

n= tamaño de la muestra o número mínimo de muestras requerido por sitio

t= parámetro estadístico t para un nivel de confianza dado (v= 4; $\alpha= 0.05$)

s²= varianza muestral

k= la precisión deseada (0.1, para este caso)

\bar{X} = media muestral

Para cada sitio se calculó nuevamente el número de muestras requerido, utilizando la misma ecuación y, cuando fue posible, se colectaron las muestras faltantes. Cuando el número de muestras no pudo ser completado, se descartó el sitio para efectos de este análisis.

La densidad aparente se determinó por medio del método del cilindro (Blake y Hartge, 1986). Las muestras tomadas en campo fueron llevadas al laboratorio donde se secaron en estufa a 105°C hasta llegar a peso constante. La densidad se estimó dividiendo el peso del suelo seco, o masa del suelo, entre el volumen del cilindro.

Los volúmenes de los cilindros utilizados fueron: 94.3 cm³ y 96.66 cm³ para las mediciones de 1996 y 1997 y 97.28 cm³ para 1999.

Las muestras se tomaron en el punto central y 50 m hacia cada uno de los puntos cardinales, 5 en total, a una profundidad aproximada de 5 cm. Cuando se necesitaron más de 5 muestras, estas fueron tomadas en el siguiente orden: noreste, sureste, suroeste y noroeste.

El análisis estadístico de los cambios ocurridos en la densidad aparente, durante los diferentes períodos (1996-1997, 1997-1999 y 1996-1999), se realizó por medio de pruebas de t para muestras pareadas, comparando los valores promedio de los sitios en conjunto.

Cuadro 4.2 Determinación de textura y registro del uso de suelo para los sitios donde se evaluó la densidad aparente

parcela	uso de suelo 1996	uso de suelo 1997	uso de suelo 1999	Textura
1	agostadero	agostadero	agostadero	Arcilloso
2	pastizal	pastizal	pastizal	Arcilloso
3	agostadero	agostadero	agostadero	Franco-arcillo-limoso
5	agostadero	agostadero	agostadero	Arcilloso
6	agricultura	agricultura	agricultura	Arcilloso
7	agricultura	agricultura	agricultura	Franco-arcilloso
9	agostadero	agostadero	agostadero	Franco-arcilloso
10	agostadero	agostadero	agostadero	Arcillo-limoso
11	agostadero	agostadero	agostadero	Franco-arcillo-limoso
14*	agostadero	pastizal	pastizal	Arcillo-limoso
15	agostadero	agostadero	agostadero	Franco-arcillo-limoso
16	agostadero	agostadero	agostadero	Arcillo-limoso
17	agostadero	agostadero	agostadero	Arcillo-limoso
18	agricultura	agricultura	agricultura	Arcillo-limoso
19	agostadero	agostadero	agostadero	Arcillo-limoso
24*	agostadero	agricultura	agricultura	Arcillo-limoso
25*	agostadero	pastizal	pastizal	Arcilloso
28	agostadero	agostadero	agostadero	Arcilloso
29	agostadero	agostadero	agostadero	Arcilloso
30*	agostadero	agricultura	agricultura	Arcillo-limoso
32*	agricultura	huerta	huerta	Arcillo-limoso
33	agricultura	agricultura	agricultura	Arcillo-limoso
34*	agricultura	pastizal	pastizal aband.	Arcillo-limoso
35	agricultura	agricultura	agricultura	Arcilloso
36	agostadero	agostadero	agostadero	Arcillo-limoso
37	agostadero	agostadero	agostadero	Franco-arcillo-limoso
39	agricultura	agricultura	agricultura	Arcillo-limoso
40*	agricultura	huerta	huerta	Arcillo-limoso
41	agostadero	agostadero	agostadero	Franco-arcillo-limoso
50	agricultura	agricultura	agricultura	Arcillo-limoso
113 P	agostadero	agostadero	agostadero	Arcilloso
116-A P	pastizal	pastizal	pastizal	Arcillo-limoso
116-B P	agricultura	agricultura	agricultura	Arcillo-limoso
200 RP	agostadero	agostadero	agostadero	Arcillo-limoso
300 RP	reserva	reserva	reserva	Franco-arcillo-limoso

El asterisco (*) indica aquellos sitios donde se registró cambio en el uso del suelo en alguna de las fechas de evaluación

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

La prueba de t para muestras pareadas es el tipo de análisis que se recomienda cuando el mismo individuo ha sido medido dos o más veces, los datos son variables continuas y, por lo menos aproximadamente, presentan una distribución normal. Es lo que se conoce como el diseño de "antes" y "después" (Dytham, 1999).

Si bien la prueba de t para muestras pareadas permitió conocer si en términos generales, es decir, a nivel de la subcuenca, hubo cambios significativos en la densidad aparente de un año a otro, fue necesario realizar otras pruebas estadísticas para analizar bajo qué condiciones se presentaron los mayores incrementos. Para ello, se realizaron pruebas de t, para cada sitio individualmente, utilizando los valores de las cinco repeticiones y comparando los valores de 1996 con los de 1997, 1997 con 1999 y 1996 con 1999.

La comparación de los valores de densidad aparente entre sitios bajo diferente uso de suelo y en diferentes unidades geomorfológicas se realizó mediante análisis de varianza; mientras que los cambios ocurridos en el periodo de evaluación (1996-1999) por uso de suelo y unidad geomorfológica se analizaron mediante pruebas de t ($\alpha = 0.05$).

La textura de las muestras de suelo se determinó por el método de tamices y aerómetro según Casagrande / De Leenheer, descrita por Woerner (1989). Las partículas menores de 0.063 mm de diámetro medio se determinaron con el aerómetro evaluando a diferentes momentos de sedimentación; las fracciones mayores de 0.063 mm fueron separadas por tamizaje y pesadas.

4.1.4 Resultados y Discusión

Sólo 5 de los 105 casos evaluados (35 sitios por tres fechas) requirieron más de 5 muestras por sitio y en todos ellos el número requerido fue de 6. En 37 de estos casos, una muestra por sitio fue suficiente para el nivel de probabilidad establecido (95%) y un error aceptado del 10% de la media (Cuadro 4.3). Lo anterior es coincidente con lo reportado por Wood (1987) quien, al analizar el número de

Cuadro 4.3 Valores de densidad aparente, desviación estándar y número de muestras por sitio, para un nivel de probabilidad de 95% y un error aceptado de 0.1 de la media.

sitio	densidad aparente promedio 1996	desviación estándar (±)	número de muestras por sitio	densidad aparente promedio 1997	desviación estándar (±)	número de muestras por sitio	densidad aparente promedio 1999	desviación estándar (±)	número de muestras por sitio
1	1.141	0.087	4	1.214	0.090	4	1.311	0.053	1
2	1.397	0.105	4	1.417	0.054	1	1.418	0.108	4
3	1.309	0.079	3	1.435	0.068	2	1.468	0.058	1
5	1.102	0.075	4	1.243	0.108	6	1.418	0.119	5
6	1.203	0.061	2	1.245	0.019	1	1.383	0.062	2
7	1.177	0.052	1	1.184	0.057	2	1.321	0.078	3
9	1.283	0.054	1	1.298	0.049	1	1.220	0.098	5
10	1.326	0.100	4	1.474	0.062	1	1.562	0.050	1
11	1.370	0.025	1	1.406	0.068	2	1.400	0.083	3
14	1.128	0.100	6	1.313	0.091	4	1.393	0.030	1
15	1.410	0.042	1	1.449	0.050	1	1.452	0.065	2
16	1.398	0.044	1	1.325	0.108	5	1.422	0.068	2
17	1.406	0.038	1	1.435	0.033	1	1.399	0.104	4
18	1.268	0.041	1	1.256	0.045	1	1.216	0.097	5
19	1.404	0.036	1	1.451	0.087	3	1.430	0.125	6
24	0.976	0.073	4	1.249	0.112	6	1.070	0.036	1
25	0.999	0.025	1	1.157	0.049	1	1.241	0.055	1
28	1.362	0.031	1	1.390	0.029	1	1.422	0.043	1
29	1.243	0.064	2	1.313	0.054	1	1.373	0.094	4
30	1.173	0.028	1	1.144	0.037	1	1.095	0.033	1
32	1.211	0.053	1	1.239	0.074	3	1.208	0.060	2
33	1.266	0.056	2	1.286	0.058	2	1.181	0.064	2
34	1.249	0.083	3	1.237	0.061	2	1.174	0.042	1
35	1.076	0.094	6	1.109	0.057	2	1.067	0.053	2
36	1.347	0.097	4	1.423	0.082	3	1.482	0.093	3
37	1.287	0.063	2	1.289	0.117	6	1.428	0.068	2
39	1.277	0.081	3	1.304	0.110	5	1.288	0.074	3
40	1.275	0.099	5	1.163	0.076	3	1.173	0.054	2
41	1.323	0.105	5	1.491	0.104	4	1.471	0.050	1
50	1.279	0.089	4	1.268	0.055	1	1.346	0.084	3
113P	1.464	0.038	1	1.536	0.044	1	1.543	0.026	1
116AP	1.438	0.053	1	1.467	0.055	1	1.350	0.043	1
116BP	1.246	0.067	2	1.265	0.083	3	1.481	0.119	5
200RP	1.324	0.050	1	1.352	0.078	3	1.355	0.074	2
300RP	1.074	0.088	5	1.093	0.081	4	1.053	0.085	5

muestras requeridas para determinar velocidad de infiltración en terrenos de agostadero en Nuevo México, concluye que “para muchos niveles de probabilidad e intervalos de confianza, 1 muestra por tratamiento fue adecuado. Dicho autor realizó el pre-muestreo con 12 muestras para calcular el tamaño de muestra al 80, 90 y 95% de probabilidad, y con intervalos de confianza de ± 10 , ± 20 y $\pm 30\%$ de la media de la población.

Los valores promedio de densidad aparente, así como el número estimado de muestras por sitio, aparecen en el Cuadro 4.3. Los valores individuales de cada muestra, para cada uno de los 35 sitios, en las tres fechas, aparecen en el Anexo 3.

La distribución espacial de los valores de densidad aparente, en los primeros 5 cm del suelo, fue bastante homogénea para cada sitio de muestreo. El coeficiente de variación ($n=5$) de la densidad aparente, promediado para los 35 sitios de muestreo, fue de 5.26%, donde el C.V. más alto fue de 8.7% en un terreno de agostadero.

Estos valores son semejantes a los reportados por Martínez y Zinck (1994) quienes obtuvieron un coeficiente de variación de 9% ($n=15$) en los valores de densidad aparente, para el estrato de 0-5 cm, en áreas de pastizal en la región del Amazonas. Si bien para el área de bosque tropical, los autores registraron una mayor heterogeneidad, reportando un C.V. de 13%.

Los valores de densidad aparente mostraron diferencias significativas entre 1996 y 1999 ($P=0.032$) pero no así entre 1996 y 1997 ($P=0.093$), ni entre 1997 y 1999 ($P=0.518$). El Cuadro 4.4 muestra los valores promedio de densidad aparente correspondiente a cada año, así como los incrementos promedio para los tres períodos. En la Figura 4.2 se aprecia, además de los valores promedio e intervalos de confianza, la tendencia lineal calculada para dichos valores.

Cuadro 4.4 Valores promedio de densidad aparente para las tres fechas de evaluación e incrementos en densidad para cada período.

	Valores de densidad aparente			Incrementos en la densidad aparente		
	1996	1997	1999	1996-1997	1997-1999	1996-1999
Promedio en g/cm ³	1.263	1.312	1.332	0.0489	0.0199	0.0688
Expresado en porcentaje				3.87	1.52	5.46

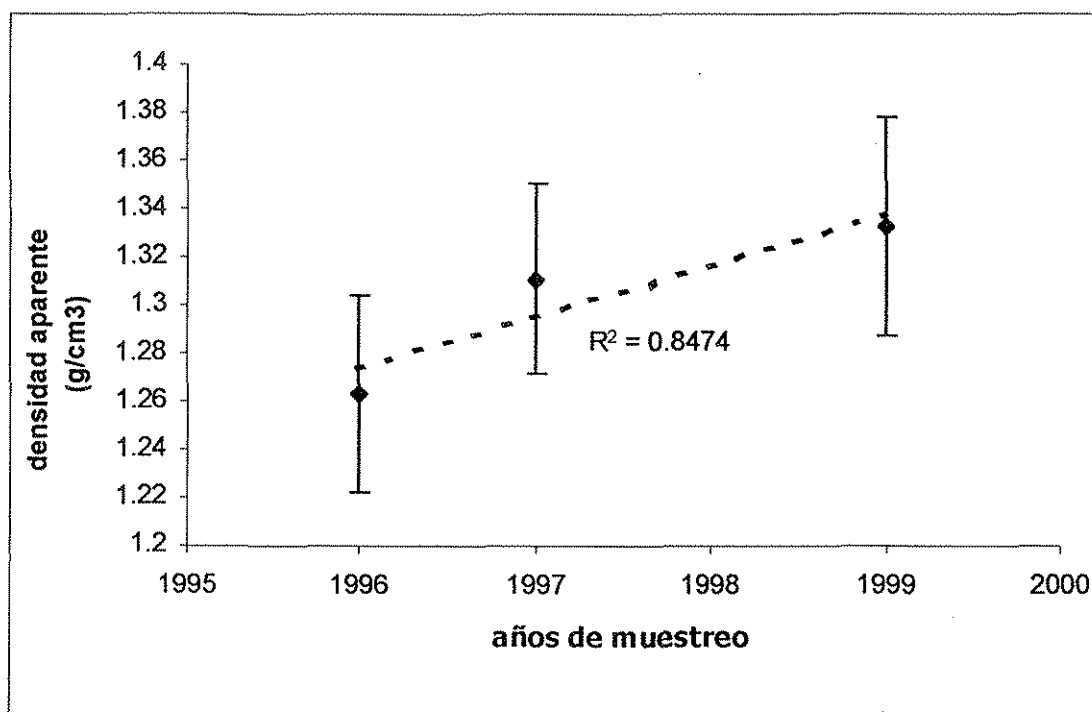


Figura 4.2 Valores promedio (n=35) de densidad aparente para cada fecha de muestreo y línea de tendencia para dichos valores. Las barras de error representan los intervalos de confianza de cada valor promedio.

Cuando se analizaron las diferencias para cada sitio en lo individual, los resultados indicaron diferencias ($P \leq 0.05$) en la densidad aparente entre 1996 y 1997 en sólo 8 de los 35 sitios analizados. En todos ellos, los valores de densidad aparente para 1996 fueron menores que en 1997.

Cuando el período de comparación fue de dos años (1997-1999), el número de sitios que mostraron diferencias se incrementó. Así, hubo 11 sitios que presentaron diferencias ($P \leq 0.05$). Sin embargo, en cinco de estos once sitios, los valores de densidad aparente disminuyeron, por lo que el número de sitios que mostró incrementos significativos fue menor en este período que en 1996-1997. El uso de suelo en los cinco sitios donde los valores de densidad aparente disminuyeron fue agricultura o pastizal.

Las mayores diferencias se encontraron cuando se compararon los valores de densidad aparente de 1996 y 1999. Para este período, 18 sitios mostraron diferencias ($P \leq 0.05$). De estos, sólo dos (uno bajo uso agrícola y otro de pastizal) presentaron valores más bajos en 1999 que en 1996.

Lo más probable es que el incremento en densidad aparente en estos 16 sitios sea debido al uso, más que a causas naturales, como son los factores climatológicos, ya que se contó con un sitio que ha permanecido sin uso desde hace por lo menos 10 años, y éste no mostró cambios estadísticamente significativos en ninguno de los períodos evaluados. Además, 10 de los sitios mostraron incrementos en, por lo menos, dos de los períodos evaluados, lo que indica una tendencia a la compactación del suelo.

Para el período de tres años (1996-1999), el incremento promedio en densidad aparente, considerando sólo aquellos sitios que arrojaron diferencias estadísticamente significativas, fue de 0.17 g/cm^3 ; lo que significa un incremento promedio de 13.8%.

Este porcentaje coincide con lo señalado por Van Haveren (1983), para suelos de textura fina, para los que reporta un incremento de 13.4% en la densidad

aparente de las parcelas bajo pastoreo intensivo en comparación con las de pastoreo ligero.

Como puede observarse en el Cuadro 4.2, todos los suelos del área presentaron una textura fina, desde franco-arcillo-limoso hasta totalmente arcilloso.

Asimismo, Manzano (1997) reporta que, para un período de tan sólo un año, la densidad aparente aumentó, en promedio, 0.2 g/cm^3 en las parcelas tratamiento con respecto a las parcelas testigo, como consecuencia de un sobrepastoreo 220% superior a la recomendada por COTECOCA/SARH (1973).

Cabe recordar que debido a que los poros más grandes son los primeros en disminuir por efecto de la compactación, los incrementos en la densidad aparente del suelo serán mayores al principio (Hillel, 1982 y Blake & Hartge, 1986) y se irán reduciendo con subsecuentes compactaciones.

Al comparar los incrementos promedio en densidad aparente entre usos de suelo, para todo el período de evaluación, considerando sólo aquellos sitios que arrojaron diferencias estadísticamente significativas entre fechas, se obtuvieron diferencias entre las áreas de agostadero y pastizal ($P=0.002$) y entre las áreas de agricultura y pastizal ($P=0.024$), pero no así entre las áreas de agricultura y agostadero (Cuadro 4.5 y Anexo 4). Los mayores incrementos se dieron en las áreas de pastizal, con un incremento promedio de 0.2541 g/cm^3 . Sin embargo, es necesario mencionar que de los 5 sitios de pastizal muestreados, sólo dos (sitios #14 y #25) mostraron incrementos en la densidad aparente, otros dos no tuvieron cambios, y otro presentó una reducción en los valores de densidad.

De los cinco sitios en cuestión, sólo dos fueron desmontados y convertidos a pastizales entre junio de 1996 y junio de 1997 (Cuadro 4.2). Precisamente, los dos sitios que fueron desmontados en fechas recientes y que son utilizados como áreas de pastoreo son los que mostraron incrementos en la densidad aparente.

A pesar del incremento significativo en la densidad aparente que tuvieron los dos sitios mencionados, la densidad aparente promedio de estos es prácticamente igual al promedio de los otros tres sitios bajo el mismo uso de suelo, siendo de 1.317 g/cm^3 y 1.314 g/cm^3 respectivamente. Lo que nuevamente conduce a pensar que los mayores incrementos en densidad aparente se dan en los primeros años posteriores al desmonte.

Cuadro 4.5 Incrementos promedio en densidad aparente para los diferentes usos de suelo, de 1996 a 1999. Letras iguales indican que no hubo diferencias significativas entre las medias.

	Agostadero	Agricultura	Pastizal
Incremento promedio en g/cm^3	0.1575 ^a	0.1637 ^a	0.2541 ^b

La comparación estadística de los valores de densidad aparente, entre 1996 y 1999, para cada uso de suelo, mostró que, tanto en las áreas de agostadero como en las de pastizal, hubo incrementos significativos ($P=0.0001$ y $P=0.050$, respectivamente) en la densidad aparente del suelo en el transcurso del periodo de evaluación; mientras que en las áreas de agricultura no se registraron diferencias ($P=0.413$).

A fin de poder analizar la relación entre la densidad aparente y las unidades geomorfológicas en que se ubicaron los sitios de muestreo, éstas fueron agrupadas en las siguientes categorías generales: planicie aluvial, planicie sobre lutita, planicie ondulada sobre lutita, planicie sobre conglomerado y ladera.

La comparación, por medio del análisis de varianza, de los valores de densidad aparente entre las diferentes unidades geomorfológicas, mostró que no hubo diferencias estadísticamente significativas entre éstas, ni en el año de 1996 ($P=0.419$), ni en 1999 ($P=0.101$) (Anexo 5). Sin embargo, cuando se analizaron los cambios ocurridos de 1996 a 1999, para cada unidad en particular, se encontró que en la Planicie sobre lutita se presentó un incremento estadísticamente significativo

en dicho periodo ($P=0.002$), pero no así en el resto de las unidades geomorfológicas (Cuadro 4.6 y Anexo 5).

Cuadro 4.6 Valores promedio de densidad aparente (g/cm^3) de las diferentes unidades geomorfológicas, en 1996 y 1999. Letras minúsculas iguales en las columnas indican que no hubo diferencias significativas ($P>0.05$) entre unidades. Letras mayúsculas iguales en las filas indican que no hubo diferencias significativas ($P>0.05$) entre fechas. Los números entre paréntesis indican el número de sitios utilizados en el análisis

Unidades geomorfológicas	1996	1999
Planicie sobre conglomerado (10)	1.223 ^a A	1.272 ^a A
Planicie sobre lutita (7)	1.317 ^a A	1.447 ^a B
Planicie ondulada sobre lutita (5)	1.313 ^a A	1.342 ^a A
Planicie aluvial (7)	1.269 ^a A	1.284 ^a A
Ladera (6)	1.218 ^a A	1.344 ^a A

En síntesis, se tiene que la densidad aparente de los sitios analizados aumentó significativamente de 1996 a 1999. El incremento promedio, considerando sólo los sitios que fueron estadísticamente diferentes, fue de 1.7 g/cm^3 (13.8%) para dicho periodo.

Los mayores incrementos se dieron en las áreas que fueron desmontadas dentro del periodo de evaluación para ser utilizadas como pastizales. Sin embargo, tanto las áreas de agostadero, como las de pastizal, mostraron incrementos estadísticamente significativos en la densidad aparente del suelo en el periodo de 1996 a 1999, a diferencia de las áreas de agricultura donde no parece haber problemas de degradación por compactación del suelo.

La Planicie sobre lutita fue la única unidad geomorfológica que mostró incrementos estadísticamente significativos en los valores de densidad aparente de 1996 a 1999. Este resultado pudiera ser reflejo del uso del suelo, más que de las características geológicas y edafológicas de esta unidad, ya que, de los siete sitios evaluados en la planicie sobre lutita, seis son utilizados como agostadero.

4.2 Materia orgánica

4.2.1 Introducción

La influencia del ser humano en los ecosistemas, con fines productivos, ha ocasionado una perturbación, en menor o mayor grado, de los mismos, así como cambios en las características de los organismos involucrados (Sarukhán y Maass, 1990) y, a consecuencia de ello, se presentan en el suelo una serie de procesos que merman su capacidad productiva (Bravo, 1999).

Quizás el fenómeno más evidente de la pérdida de capacidad productiva de un sitio es la pérdida del suelo mismo; sin embargo, serias pérdidas en el potencial productivo de un área ocurren a través de la pérdida de materia orgánica con el consecuente deterioro de las propiedades físicas del suelo (Young, 1990).

La materia orgánica influye, de manera considerable, en las propiedades físicas y químicas de los suelos, aún considerando las pequeñas cantidades presentes en la mayoría de estos (Buckman y Brady, 1977).

Así, en las regiones semiáridas, el 95% del nitrógeno, 40% del fósforo y 90% del azufre absorbidos por las plantas provienen de la materia orgánica (Smith y Elliott, 1990); mientras que en los suelos de las regiones templadas, sin fertilizar, la materia orgánica aporta la mayor parte del nitrógeno requerido por las plantas, de un 50 a 60% del fósforo, el 80% del azufre y gran parte del boro y molibdeno (Bohn *et al.*, 1993). La materia orgánica es considerada, además, el principal factor responsable de la estabilidad de los agregados del suelo (Buckman y Brady, 1977).

La destrucción de la cubierta de vegetación nativa acarrea un rápido descenso en el contenido de la materia orgánica que se ha acumulado en el suelo durante un largo período (Millar, 1963). Cuando la vegetación natural es removida, las características de degradación del suelo que se desencadenan (incremento en densidad aparente, pérdida de nutrientes minerales) se derivan mayormente de una progresiva pérdida de la materia orgánica del suelo (Nair, 1984).

La materia orgánica influye de manera determinante en la capacidad productiva del suelo; como aportador de nutrientes para las plantas, microorganismos y animales del suelo; al aumentar la capacidad de retención del agua en el suelo, promover la estabilidad de los agregados del suelo e incrementar la capacidad de intercambio catiónico (Fassbender, 1993; Bohn *et al.*, 1993).

El contenido de materia orgánica del suelo representa un balance entre la productividad del ecosistema, reflejado en el aporte de restos vegetales y animales al suelo, y su tasa de descomposición; por lo que es considerada como un parámetro sensible de los cambios que sufren los ecosistemas y como un indicador de la degradación del suelo (Burke *et al.*, 1989).

En esta sección, se presentan y analizan los cambios ocurridos en los contenidos de materia orgánica en los suelos de la subcuenca de estudio y se discute la relación de dichos cambios con otros factores como la geomorfología y el uso de suelo.

4.2.2 Antecedentes

Muestreos realizados en áreas de cultivo en Estados Unidos mostraron una marcada disminución en los contenidos de materia orgánica durante los primeros años después de establecido el cultivo, seguida de una continua pero más lenta pérdida durante los siguientes años. Para áreas de cultivo de temporal, en Nebraska, Russell, citado por Millar (1963) reporta pérdidas en el contenido de materia orgánica del 6.5% entre el tercer y séptimo año, del 12.4% entre el octavo y decimoquinto año y del 28.0% entre los 45 y 60 años.

King y Campbell (1994), en un estudio realizado en Zimbabwe sobre el contenido de materia orgánica del suelo bajo cinco diferentes tipos de cobertura (vegetación natural, plantación de pino, plantación de eucalipto, pastizal y cultivo de maíz) encontraron que la conversión de un área de vegetación natural a plantación de pino y cultivo de maíz resultó en una pérdida del 10% del carbono orgánico en la capa de 0.5 m del suelo. Concluyó que para todos los tipos de cobertura, excepto el

pastizal, las concentraciones de carbono en la capa superficial del suelo fueron más altas en los sitios equivalentes bajo vegetación natural que en los sitios bajo otro uso.

Conclusiones similares presenta Bravo (1999) quien analizó tres factores (localidad, posición en la pendiente y uso de suelo) como probables fuentes de variación en los contenidos de materia orgánica. La autora reporta que sólo la variable uso de suelo presentó diferencias altamente significativas ($P > F = 0.0001$) en los contenidos de materia orgánica, donde las áreas sin uso, es decir las áreas de vegetación natural, registraron un promedio de 9.33 kg m^{-2} de materia orgánica en los primeros 15 cm del suelo; mientras que las áreas bajo algún uso tuvieron un promedio de 6.62 kg m^{-2} , significando una diferencia del 29%.

Naeth *et al.* (1991) evaluaron el impacto de diferentes intensidades de pastoreo, en diferentes épocas, sobre el contenido de hojarasca y materia orgánica, en dos ecosistemas diferentes (pradera mixta y pastizal dominado por *Festuca hallii*) en Alberta, Canadá. Los autores concluyen que tanto la época, como la intensidad de pastoreo, afectaron la cantidad de hojarasca y materia orgánica del suelo, donde la alta intensidad de pastoreo y la época temprana (mayo a julio) tuvieron un efecto negativo mayor que la baja intensidad de pastoreo o la época tardía (agosto a octubre).

Dichas conclusiones son coincidentes con lo reportado por Smoliak *et al.* (1972) quienes señalan que el pastoreo intensivo reduce el carbono total en los horizontes Ah en algunos pastizales. Igualmente, McGinty *et al.* (1979), señalan que el contenido de materia orgánica fue menor en las áreas de pastoreo, tanto en la de pastoreo continuo como en la de rotación de potreros, que en el área que ha estado excluida al pastoreo durante 28 años previos al experimento.

Sin embargo, otros autores (Johnston, *et al.*, 1971; Dormaar *et al.*, 1984) reportan que el pastoreo no afecta el contenido de materia orgánica en los suelos de determinados pastizales.

McCalla (1943), citado por Naeth *et al.* (1991), menciona que el pisoteo debido al pastoreo reduce el tamaño de las partículas de hojarasca, creando un mejor contacto entre ésta y el suelo, facilitando una descomposición más rápida en las áreas pastoreadas que en las áreas de control. En concordancia con esto, Naeth *et al.* (1991) reportan que el contenido de materia orgánica total fue más bajo en las áreas de control que en algunos de los tratamientos de pastoreo.

4.2.3 Metodología

Para la evaluación del contenido de materia orgánica del suelo, se tomaron muestras de los 41 sitios seleccionados, a una profundidad de 20 cm, en dos fechas diferentes: 1997 y 1999, durante los meses de junio, julio y agosto. Se contó, además, con datos del contenido de materia orgánica de esos mismos sitios (Cuadro 4.1), de fechas anteriores, tomados de fuentes bibliográficas, para el análisis de los cambios ocurridos al través del tiempo.

Los valores de materia orgánica, provenientes de las investigaciones anteriores, corresponden a una sola muestra por sitio. Igualmente, durante el muestreo de 1997, se tomó únicamente una muestra por sitio, debido al alto costo de estos análisis. Sin embargo, en 1999 fue posible costear un mayor número de análisis, por lo que se realizó un premuestreo, en diez de los sitios seleccionados, a fin de determinar el número de muestras necesario para dar confiabilidad estadística a los resultados.

Los datos del premuestreo fueron analizados mediante la ecuación de Bonham (1980) y los resultados indicaron que cuatro muestras por sitio era el número mínimo requerido para el muestreo. Con base en estos resultados, se decidió tomar cinco muestras por sitio; una en el punto central y las otras cuatro a 50 m hacia cada uno de los puntos cardinales.

Una vez obtenidos los valores del contenido de materia orgánica de cada muestra, se calculó nuevamente el número de muestras requerido para cada sitio, utilizando la misma ecuación.

Las muestras de suelo fueron secadas al aire, molidas y tamizadas a través de una malla de 2 mm y posteriormente analizadas mediante el método de combustión húmeda y titulación según Walkley-Black, descrito por Woerner (1989).

El análisis estadístico de los cambios ocurridos durante los diferentes períodos (1993-1997, 1997-1999 y 1993-1999), a nivel de la subcuenca, se realizó por medio de pruebas de t para muestras pareadas, comparando los valores promedio de todos los sitios en conjunto.

Dado que en los muestreos anteriores a 1999 se tomó solamente una muestra por sitio y, a fin de poder hacer una comparación estadística de los contenidos de materia orgánica por sitio, entre la primera y la última fecha de muestreo, se analizaron los datos presuponiendo, para los valores obtenidos en 1993, la misma desviación estándar calculada para 1999.

La comparación de los contenidos de materia orgánica entre sitios bajo diferente uso de suelo y en diferentes unidades geomorfológicas, se realizó mediante análisis de varianza. Además, se aplicaron pruebas de t ($\alpha = 0.05$) para determinar si hubo diferencias significativas entre los contenidos de materia orgánica registrados en 1993 y 1999 por uso de suelo y por unidad geomorfológica.

4.2.4 Resultados y Discusión.

Sólo 2 de los 41 casos evaluados requirieron más de 4 muestras por sitio. En 25 de los 39 casos, una muestra por sitio fue suficiente para el nivel de probabilidad establecido (95%) y un error aceptado del 10% de la media (Cuadro 4.7).

El coeficiente de variación ($n=5$) del contenido de materia orgánica en el suelo, promediado para los 41 sitios de muestreo, fue de 18.78%. Se presentó un sitio con un alto coeficiente de variación (C.V. = 53%), pero el 83% de los sitios tuvieron coeficientes de variación inferiores a 30%.

Cuadro 4.7 Valor promedio de materia orgánica, desviación estándar y número de muestras requerido por sitio, para un nivel de probabilidad del 95% y un error aceptado de 0.1 de la media.

sitio	% materia orgánica (promedio, n=5)	desviación estándar	n calculada	intervalo de confianza
1	2.573	0.639	3	0.560
2	3.309	0.968	7	0.848
3	1.078	0.521	2	0.456
5	4.212	0.557	2	0.488
6	2.922	0.172	1	0.150
7	1.826	0.267	1	0.234
9	2.450	0.443	2	0.389
10	0.717	0.061	1	0.053
11	2.608	0.741	4	0.649
14	2.909	0.487	2	0.427
15	1.773	0.419	1	0.367
16	2.211	0.396	1	0.347
17	2.538	0.703	4	0.616
18	1.648	0.522	2	0.457
19	1.716	0.391	1	0.343
24	2.152	0.637	3	0.558
25	3.299	0.238	1	0.209
28	3.763	0.286	1	0.250
29	3.388	0.452	2	0.396
30	2.677	0.176	1	0.154
32	4.103	0.122	1	0.107
33	3.680	0.252	1	0.221
34	2.357	0.086	1	0.075
35	2.801	0.135	1	0.118
36	1.722	0.465	2	0.407
37	2.246	0.265	1	0.232
39	1.690	0.509	2	0.446
40	2.275	0.178	1	0.156
41	1.428	0.045	1	0.039
50	2.468	0.180	1	0.157
113P	1.404	0.746	4	0.654
116AP	2.055	0.190	1	0.167
116BP	1.920	0.180	1	0.157
200RP	2.235	0.436	1	0.382
300RP	15.316	0.844	5	0.740
400RP	2.348	0.351	1	0.308
9G	1.718	0.547	2	0.480
15G	3.175	1.296	13	1.136
25G	2.219	0.411	1	0.360
26G	2.566	0.645	3	0.566
44G	2.100	0.529	2	0.464

Resultados semejantes reportaron Martínez y Zinck (1994) quienes obtuvieron un coeficiente de variación (n=15) de 24.5% para materia orgánica (0-10 cm) en el bosque tropical y de 24% en áreas de pastizal.

Comparación entre fechas.

En conjunto para todos los sitios, los contenidos de materia orgánica presentaron una disminución estadísticamente significativa de 1993 a 1997 ($P=0.009$) y de 1993 a 1999 ($P=0.003$), mientras que de 1997 a 1999 los valores de materia orgánica no mostraron diferencias ($P=0.107$). El Cuadro 4.8 muestra los contenidos de materia orgánica de cada sitio de muestreo, así como los promedios anuales e intervalos de confianza para las fechas de evaluación. Estos promedios se muestran, además, en la Figura 4.3, en la cual aparece también la tendencia lineal calculada para dichos valores.

Cuadro 4.8 Contenido de materia orgánica y uso de suelo para cada sitio, en las diferentes fechas. El asterisco indica aquellos sitios en los que hubo diferencias significativas ($\alpha = 0.05$) entre los valores de la primera y la última fecha de muestreo.

sitio No.	Materia orgánica (%)			*	uso de suelo		
	1993	1997	1999		1993	1997	1999
1	3.71	1.96	2.57	*	agostadero	agostadero	agostadero
2	2.97	2.61	3.31		pastizal	pastizal	pastizal
3	3.14	1.98	1.08	*	agostadero	agostadero	agostadero
5	5.42	3.84	4.21	*	agostadero	agostadero	agostadero
6	2.04	3.00	2.92		agricultura	agricultura	agricultura
7	1.99	1.34	1.83		agricultura	agricultura	agricultura
9	3.57	4.11	2.45	*	agostadero	agostadero	agostadero
10	2.61	0.96	0.72	*	agostadero	agostadero	agostadero
11	2.18	2.44	2.61		agostadero	agostadero	agostadero
14	1.67	2.98	2.91		agostadero	pastizal	pastizal
15	3.92	1.40	1.77	*	agostadero	agostadero	agostadero
16	2.07	2.07	2.21		agostadero	agostadero	agostadero
17	2.58	2.74	2.54		agostadero	agostadero	agostadero
18	2.41	2.72	1.65		agricultura	agricultura	agricultura
19	1.21	2.26	1.72		agostadero	agostadero	agostadero
24	1.26	2.56	2.15		agostadero	agricultura	agricultura

TESIS CON
 FALLA DE ORIGEN

Cuadro 4.8 (Continuación). Contenido de materia orgánica y uso de suelo para cada sitio, en las diferentes fechas. El asterisco indica aquellos sitios en los que hubo diferencias significativas ($\alpha = 0.05$) entre los valores de la primera y la última fecha de muestreo.

sitio	materia orgánica (%)				usos de suelo		
	1994	1998	1999		1993	1997	1999
25	4.27	3.49	3.30	*	agostadero	pastizal	pastizal
28	2.28	3.93	3.76		agostadero	agostadero	agostadero
29	3.09	2.49	3.39		agostadero	agostadero	agostadero
30	4.22	2.49	2.68	*	agostadero	agricultura	agricultura
32	4.47	4.23	4.10	*	agricultura	huerta	huerta
33	3.43	4.48	3.68		agricultura	agricultura	agricultura
34	2.32	3.00	2.36		agricultura	pastizal	pastizal aband.
35	3.16	2.97	2.80	*	agricultura	agricultura	agricultura
36	2.75	1.70	1.72	*	agostadero	agostadero	agostadero
37	3.94	1.73	2.25	*	agostadero	agostadero	agostadero
39	2.62	2.04	1.69	*	agricultura	agricultura	agricultura
40	3.59	2.28	2.28	*	agricultura	huerta	huerta
41	2.30	1.58	1.43	*	agostadero	agostadero	agostadero
50	2.62	2.42	2.47		agricultura	agricultura	agricultura
	1991	1997	1999		1991	1997	1999
113P	2.09	2.84	1.40		agostadero	agostadero	agostadero
116A-P	1.90	1.94	2.05		pastizal	pastizal	pastizal
116B-P	2.80	2.95	1.92	*	agricultura	agricultura	agricultura ab.
200RP	5.29	1.42	2.23	*	sin disturbio	agostadero	agostadero
300RP	15.43	12.89	15.32		sin disturbio	sin disturbio	sin disturbio
400RP	11.64	4.50	2.35	*	sin disturbio	agricultura	agricultura
9G	3.36	2.54	1.72	*	agostadero	agricultura	agricultura
15G	3.80	2.15	3.17	*	agostadero	agostadero	agostadero
25G	1.42	2.90	2.22		agostadero	agostadero	agostadero
26G	7.50	3.19	2.57	*	agricultura	agricultura	agricultura
44G	2.18	2.97	2.10		agostadero	agricultura	agricultura
Media	3.54	2.88	2.72				
Intervalo de confianza	± 0.805	± 0.557	± 0.66				

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

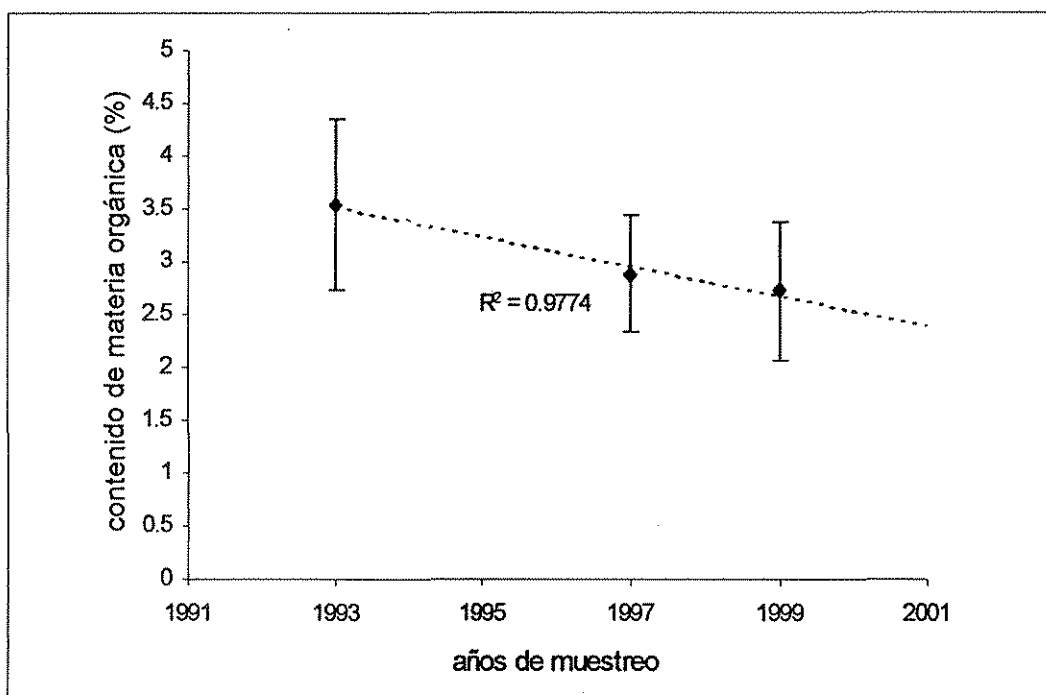


Figura 4.3 Contenido promedio (n=41) de materia orgánica para las tres fechas de muestreo y línea de tendencia calculada.

Las diferencias en el contenido de materia orgánica, para cada sitio en lo individual, se analizaron asumiendo que las desviaciones estándar de cada sitio fueron iguales en 1993 (fecha en la que solamente se tomó una muestra por sitio) que las calculadas en 1999. El análisis mostró que 21 sitios, de los 41 muestreados, tuvieron una disminución significativa ($\alpha = 0.05$) de 1993 a 1999. Estos aparecen señalados con un asterisco en el Cuadro 4.8.

Comparación entre usos de suelo.

De los 21 sitios que mostraron una disminución en el contenido de materia orgánica de 1993 a 1999, once corresponden a agostadero, 9 sitios se encuentran bajo agricultura y sólo uno es pastizal. Expresado esto, con relación al número de sitios muestreados en cada uso de suelo, se tiene que: de 17 sitios muestreados en áreas de agostadero, 11 (65%) presentaron reducción en el contenido de materia orgánica en ese período; de los sitios bajo agricultura, el 75% (9 de 12) mostró una disminución

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

significativa y, de los sitios de pastizal, sólo el 20% (1 de 5 sitios muestreados) presentó una disminución.

La comparación estadística de los contenidos de materia orgánica, entre fechas, para cada uso de suelo, mostró que en los sitios de agostadero y agricultura se presentaron disminuciones significativas de 1993 a 1999 ($P=0.030$ y $P=0.029$, respectivamente), pero no así en los sitios de pastizal y huerta donde los contenidos de materia orgánica permanecieron estadísticamente iguales durante el período de evaluación (Anexo 6 y Cuadro 4.9). El hecho de que las áreas de agostadero y las de agricultura hayan presentado disminuciones en el contenido de materia orgánica pudiera obedecer a dos causas diferentes. En el caso de las áreas de agostadero, la explicación probablemente radica en que son, en su mayoría, áreas de uso común, a diferencia de los pastizales que suelen ser de uso privado, por lo que no se lleva al cabo, en ellas, ningún tipo de manejo y generalmente hay una excesiva carga animal. En el caso de las áreas bajo agricultura, la disminución en los contenidos de materia orgánica pudiera deberse a que, en la región, ésta es una actividad fuertemente extractiva, en la que rara vez se fertiliza o se incorporan los residuos de cosecha ya que éstos son utilizados como rastrojo para los animales.

Sin embargo, a pesar de que solamente las áreas de agricultura y agostadero presentaron una disminución estadísticamente significativa en el contenido de materia orgánica, los valores para este parámetro resultaron iguales, en todas las fechas, para todos los usos de suelo, excepto para las áreas sin disturbio (Anexo 6) donde se encontraron los contenidos de materia orgánica más altos (Cuadro 4.9).

Cuadro 4.9 Valores promedio de materia orgánica (%) para las tres fechas de muestreo, agrupados por uso de suelo. Letras minúsculas iguales (en las filas) indican que no hubo diferencias significativas ($P > 0.05$) entre usos de suelo. Letras mayúsculas iguales (en las columnas) indican que no hubo diferencias significativas ($P > 0.05$) entre fechas. Los números entre paréntesis indican el número de sitios utilizados en el análisis.

Uso de suelo % de materia orgánica	Agostadero	Agricultura	Pastizal	Huerta	Sin disturbio
Primer muestreo	2.88 ^a A (23)	3.21 ^a A (13)	2.43 ^a A (2)		11.12 ^b (3)
1997	2.34 ^a B (19)	2.87 ^a A (14)	2.80 ^a A (5)	3.26 ^a A (2)	12.89 ^b (1)
1999	2.29 ^a B (19)	2.32 ^a B (14)	2.79 ^a A (5)	3.19 ^a A (2)	15.32 ^b (1)

La gráfica de la Figura 4.4 muestra los contenidos promedio de materia orgánica para los sitios cuyo uso de suelo permaneció constante durante todo el periodo de estudio. En esta gráfica, son evidentes las diferencias entre los contenidos de materia orgánica de los sitios de reserva y los demás usos de suelo.

Estos resultados son coincidentes con lo reportado por Bravo (1999), para ecosistemas similares en el Noreste de México, quien concluyó que las áreas de vegetación natural o sin uso presentaron los valores más altos de materia orgánica. Asimismo, King y Campbell (1994), para condiciones de vegetación en Zimbabwe, concluyeron que para todos los tipos de cobertura, excepto el pastizal, las concentraciones de carbono en los primeros 50 cm del suelo fueron más altas en los sitios equivalentes bajo vegetación natural que en los sitios bajo otro uso.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

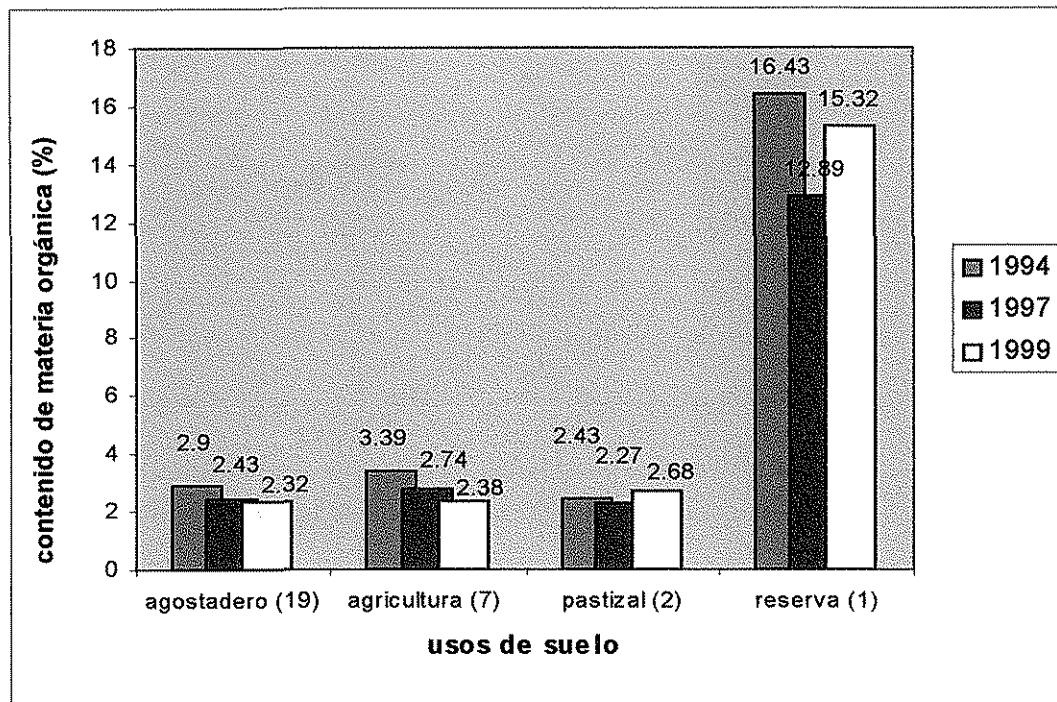


Figura 4.4 Contenido promedio de materia orgánica para diferentes usos de suelo en las tres fechas de muestreo. Los números entre paréntesis indican el número de sitios de muestreo promediados.

Comparación entre unidades geomorfológicas.

A fin de poder analizar la relación entre los contenidos de materia orgánica y las unidades geomorfológicas en que se ubicaron los sitios de muestreo, éstas fueron agrupadas, al igual que en el análisis de la densidad aparente, en las siguientes categorías generales: planicie aluvial, planicie sobre lutita, planicie ondulada sobre lutita, planicie sobre conglomerado y ladera.

El análisis de varianza mostró que los cambios que se presentaron en los contenidos de materia orgánica, durante el periodo de evaluación, fueron estadísticamente iguales para todas las unidades geomorfológicas ($P=0.337$). Tampoco se presentaron diferencias en los valores absolutos de este parámetro, entre las unidades geomorfológicas, para 1993 ($P=0.60$), ni para 1999 ($P=0.07$) (Anexo 7).

Observando el Cuadro 4.10, en el cual se muestran los valores promedios de materia orgánica para 1993 y 1999, es notoria la diferencia en el valor correspondiente a las laderas, principalmente para 1999. Sin embargo, la varianza entre los sitios ubicados en esta unidad geomorfológica fue tan alta ($\sigma = 5$ y $\sigma = 4.69$, para 1993 y 1999 respectivamente), que estadísticamente no fue diferente de las demás unidades. Conviene recordar, que en esta unidad se encuentra el área de reserva, o área sin disturbio por uso, con contenidos de materia orgánica mucho mayores que el resto de los sitios ubicados en ladera. Por este motivo, se decidió analizar nuevamente los datos, eliminando ahora los valores correspondientes al sitio de reserva, pero tampoco estos datos reportaron diferencias significativas entre las unidades (Cuadro 4.10 y Anexo 7).

La comparación estadística de los contenidos de materia orgánica, entre fechas, para cada unidad geomorfológica, mostró que sólo en los sitios de planicie sobre lutita y en la planicie aluvial se presentaron disminuciones significativas de 1993 a 1999 ($P=0.02$ y $P=0.003$, respectivamente) (Cuadro 4.10 y Anexo 7). Los datos del Cuadro 4.10 muestran que también en los sitios que se encuentran en planicies onduladas sobre lutita se registró un descenso notorio en los contenidos de materia orgánica (de 4.22% a 2.84%) entre 1993 y 1999, sólo que en esta unidad, la varianza de los valores registrados en 1993 fue muy alta ($\sigma= 3.8$) por lo que el análisis estadístico no detectó diferencias entre ambas fechas.

Sin embargo, cuando se agruparon todos los tipos de planicies y se compararon contra las laderas, estas últimas mostraron menor pérdida de materia orgánica que las planicies ($P=0.013$) durante el periodo de evaluación (1993-1999), (Anexo 7).

El hecho de que las mayores pérdidas de materia orgánica se registraran en las planicies, puede deberse a que en estas áreas se presentó el mayor número de sitios con cambio de uso de suelo (10, de un total de 11). Además, dos de estos sitios pasaron de ser sitios sin disturbio a estar bajo algún uso.

Cuadro 4.10 Valores promedio y desviación estandar de materia orgánica (%) de las diferentes unidades geomorfológicas, en 1993 y 1999. Letras minúsculas iguales en las columnas indican que no hubo diferencias significativas ($P>0.05$) entre unidades. Letras mayúsculas iguales en las filas indican que no hubo diferencias significativas ($P>0.05$) entre fechas. Los números entre paréntesis indican el número de sitios utilizados en el análisis.

Unidades geomorfológicas	1993	1999
Planicie sobre conglomerado (12)	$2.65 \pm 0.89^a A$	$2.26 \pm 0.61^a A$
Planicie sobre lutita (8)	$3.31 \pm 0.96^a A$	$1.96 \pm 0.7^a B$
Planicie ondulada sobre lutita (6)	$4.22 \pm 3.8^a A$	$2.84 \pm 1.15^a A$
Planicie aluvial (8)	$3.76 \pm 1.69^a A$	$2.29 \pm 0.57^a B$
Ladera (incluido el sitio de reserva; 7)	$4.50 \pm 5.0^a A$	$4.77 \pm 4.69^a A$
Ladera (sin el sitio de reserva; 6)	$2.68 \pm 1.46^a A$	$3.02 \pm 0.7^a A$

En resumen, en la subcuenca de estudio, los contenidos de materia orgánica mostraron una disminución estadísticamente significativa de 1993 a 1999. Tanto los sitios de agostadero como los de agricultura mostraron una disminución significativa en el contenido de materia orgánica; a diferencia de los sitios de pastizal en los cuales no hubo diferencias significativas a lo largo del período de evaluación (1993-1999). Sin embargo, los valores de materia orgánica, en cada fecha, resultaron estadísticamente iguales para todos los usos de suelo, excepto para las áreas sin disturbio donde los contenidos de materia orgánica fueron estadísticamente superiores en las tres fechas de evaluación.

Las unidades geomorfológicas donde se presentaron cambios estadísticamente significativos en los contenidos de materia orgánica, del año 1993 a 1999, fueron la planicie aluvial y la planicie sobre lutita. Sin embargo, cuando se agruparon todos los tipos de planicies y se compararon contra las laderas, estas últimas mostraron menor pérdida de materia orgánica que las planicies.

4.3 Salinidad y pH

4.3.1 Introducción.

La salinización de un suelo, es decir, la concentración de sales en la superficie o cerca de la superficie del suelo, ha sido considerado como uno de los principales procesos de degradación de las tierras a nivel mundial, el cual trae como consecuencia una reducción en los rendimientos de los cultivos y, en general, una pérdida del potencial de producción (Thomas y Middleton, 1993).

Los suelos salinos se presentan, más comúnmente, en zonas de clima árido o semiárido. Esto se debe no únicamente al hecho de que hay menos precipitación que lave y transporte las sales del suelo, sino también a consecuencia de la elevada evaporación característica de estos climas, que tiende a concentrar las sales en los suelos y en el agua superficial (Richards, 1973).

Bajo condiciones de aridez, en climas cálidos, las sales solubles tienden a acumularse en la superficie de los suelos siempre que los mantos acuíferos se encuentran a pocos metros de la superficie, o bien cuando existe una depresión donde el agua se acumula (Russell, 1973). El drenaje restringido, ya sea por la presencia de una capa freática poco profunda o por una baja permeabilidad del suelo, es un factor que frecuentemente contribuye a la salinización de los suelos, al impedir el movimiento descendente del agua.

La baja permeabilidad puede deberse a una textura o estructura desfavorable del suelo o a la presencia de capas endurecidas ya sea por arcilla compacta, caliche o una capa silícica dura (Richards, 1973).

Las sales que se acumulan en mayor medida en el suelo son los sulfatos y los cloruros de calcio, sodio y magnesio. Algunas veces los nitratos están presentes, así como cantidades menores de bicarbonatos, pero no carbonatos solubles. Frecuentemente, los carbonatos de calcio y de magnesio, así como los sulfatos de calcio están presentes en cantidades considerables (Millar, 1963).

La fuente original, y en cierto modo la más directa, de la cual provienen las sales ya mencionadas son los minerales primarios que se encuentran en los suelos y en las rocas expuestas de la corteza terrestre. Sin embargo, hay pocos ejemplos en los que se haya acumulado suficiente cantidad de sales de este origen para formar un suelo salino. Los suelos salinos generalmente se encuentran en áreas que reciben sales de otras localidades, siendo el agua el principal factor de acarreo (Richards, 1973). La cantidad de sales que se acumule depende del contenido de sal en el agua del subsuelo y el tiempo que las sales han estado entrando al sitio en cuestión (Russell, 1973).

Se utiliza el término de "suelos salinos" para designar aquellos suelos cuya conductividad del extracto de saturación es mayor de 4 mmhos/cm, a 25°C, con un porcentaje de sodio intercambiable menor de 15 (Woerner, 1989) y con un pH generalmente menor de 8.5 (Richards, 1973). Sin embargo, bajo ciertas condiciones, una apreciable proporción de las sales presentes puede ser de carbonato de sodio, lo cual puede elevar el pH del suelo hasta valores de 9 o 10. Si el resto de las sales está presente sólo en pequeñas concentraciones, entonces se habla de un suelo sódico o alcalino (Russell, 1973).

La reacción del suelo o pH, está fuertemente ligada a los contenidos y tipos de sales presentes en el suelo. La estructura del suelo, la solubilidad de minerales, la disponibilidad de nutrientes, la actividad de los microorganismos y la asimilación de iones por las plantas, determinan en gran medida la reacción del suelo (Millar, 1963).

Los suelos ácidos son comunes en regiones donde las precipitaciones son lo suficientemente altas para lixiviar apreciables cantidades de bases intercambiables de las capas superficiales de los suelos. Por el contrario, la alcalinidad se presenta cuando existe un alto grado de saturación de bases y no existe la precipitación necesaria para lavarlas. Los suelos alcalinos son, por lo tanto, más típicos de las zonas áridas y semiáridas, como es el caso de la región en que se desarrolla este estudio.

4.3.2 Antecedentes

De acuerdo con estimaciones realizadas por la FAO (Food and Agriculture Organization) y la UNESCO (United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization), la mitad de las áreas agrícolas de regadío, en las regiones áridas y semiáridas del mundo, se encuentra bajo algún grado de salinización. Sin embargo, debe tomarse en consideración que esas cifras incluyen tanto los suelos que son afectados naturalmente por las sales, como aquellos que se han convertido en salinos o alcalinos debido a la acción del ser humano (Thomas y Middleton, 1993).

La salinización inducida por el ser humano es uno de los principales procesos de desertificación en las zonas áridas del mundo (Grainger, 1990) pero ha sido identificado también como un problema en regiones más templadas (Szabolcs, 1979).

Thomas y Middleton (1993) estudiaron los procesos, distribución y extensión de áreas degradadas por efecto de la "salinización secundaria" en África. Los autores utilizaron dicho término para referirse a la salinidad inducida por el ser humano y concluyeron que este tipo de salinidad es responsable de tan sólo el 10% de la superficie de suelos salinos en la región, si bien afecta el 50% de las tierras de agricultura bajo riego.

Otro factor que puede conducir a la salinización de los suelos es la incursión del agua de mar tierra adentro. Este es un problema que se presenta frecuentemente en las regiones costeras cuando se sobreexplotan los acuíferos de agua dulce (Joshi y Sahai, 1992). Por ejemplo, en África del Oeste, la extracción excesiva del agua del subsuelo para irrigación ha reducido el flujo del Río Senegal hacia el mar, permitiendo el movimiento del agua de mar por el canal, tierra adentro (Annon, 1991). Joshi y Sahai (1992) reportaron una situación semejante para los estados costeros de la India.

En México, la superficie total con problemas graves de salinización, en los distritos de riego, se ha estimado en 522,389 hectáreas, lo que representa alrededor

del 10% de la superficie de riego del país, concentradas principalmente en la zona noroeste del país (SEDESOL, 1994).

Para el noreste de México, Vázquez (1992) estudió las áreas agrícolas de los municipios de Pesquería y Los Ramones en el estado de Nuevo León. El autor reportó que las áreas afectadas por sales corresponden al 11% del área agrícola en Pesquería y al 25% en Los Ramones, concluyendo que ambas áreas presentan un ritmo acelerado de ensalitramiento.

También en la región noreste, Verástegui *et al.* (1997) documentaron problemas de salinidad en un área bajo agricultura de riego, cercana a la ciudad de Monterrey, donde las obras de infraestructura han agravado el problema de los riegos en exceso que se aplican en dicha área. El agua excedente no sigue su drenaje natural debido a que el área es atravesada por el talud de la vía del ferrocarril Monterrey – Tampico. Además, las aguas utilizadas para el riego se encuentran contaminadas por desechos urbanos e industriales, incrementando los problemas de salinidad (*op. cit.*).

4.3.3 Metodología

Para la determinación del grado de salinidad y pH de los suelos en el área de estudio, se muestreó un total de 41 sitios en dos fechas diferentes: 1997 y 1999, durante los meses de junio, julio y agosto. Se contó, además, con datos sobre el contenido de sales (conductividad eléctrica) y el pH de esos mismos sitios, de fechas anteriores, los cuales fueron utilizados para el análisis de los cambios ocurridos al través del tiempo. Estos últimos datos se obtuvieron de diversas publicaciones, las cuales se citan en el Cuadro 4.1.

Los valores de conductividad eléctrica, provenientes de investigaciones anteriores, corresponden a una sola muestra por sitio. Igualmente, durante el muestreo de 1997, se tomó únicamente una muestra por sitio. Sin embargo, en 1999 fue posible costear un mayor número de análisis, por lo que se realizó un

premuestreo a fin de determinar el número de muestras necesario para dar confiabilidad estadística a los resultados.

La aplicación de la ecuación de Bonham (1980), en diez de los sitios seleccionados, indicó que dos muestras por sitio era el número mínimo requerido para los niveles de precisión (0.3 de la media) y probabilidad establecidos (95%). Sin embargo, dado que para los análisis de materia orgánica fue necesario coleccionar un total de cinco muestras por sitio, se decidió analizar el mismo número de muestras para las determinaciones de salinidad y pH.

El valor de la precisión deseada o error aceptado se definió en función de la clasificación hecha por Woerner (1989) para los suelos de la región (Cuadro 4.11). Como se aprecia en dicho Cuadro, los rangos entre clases son muy amplios, por lo que una variación de ± 0.3 del valor de conductividad eléctrica, generalmente no implica un cambio en la clasificación del sitio en lo que respecta a su salinidad.

Cuadro 4.11 Clasificación de los suelos con base en los valores de conductividad eléctrica

Conductividad eléctrica en $\mu\text{S/cm}$	Salinidad
< 500	muy escasa
500 – 1000	escasa
1000 – 2000	moderada
2000 – 4000	alta
> 4000	muy alta

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

La estimación de la conductividad eléctrica puede resultar más precisa cuando se hace sobre una pasta de suelo saturada, pero es menos representativo del tipo de solución con el cual están en contacto las raíces de las plantas en el suelo (Richards, 1973). Por lo tanto, en esta investigación se optó por utilizar el

método de la conductividad eléctrica en una suspensión suelo-agua 1:5, utilizando la técnica descrita por Woerner (1989).

Una vez obtenidos los valores de conductividad eléctrica de cada muestra, se calculó nuevamente el número de muestras requerido para cada sitio, utilizando la misma ecuación. Esto, con el propósito de corroborar, ahora con un mayor número de sitios, si el tamaño de muestra fue adecuado.

El análisis estadístico de los cambios ocurridos en el contenido de sales en los suelos, durante los diferentes períodos (1993-1997, 1997-1999 y 1993-1999), se realizó por medio de pruebas de t para muestras pareadas, comparando los valores promedio de los sitios en conjunto.

4.3.4 Resultados y Discusión

La aplicación de la ecuación de Bonham (1980) permitió determinar que, en la evaluación de la salinidad, una muestra por sitio fue suficiente en 31 de los 41 sitios muestreados. Sólo 3 sitios requirieron más de cinco muestras (Cuadro 4.12).

Para la determinación del pH del suelo, una muestra por sitio fue suficiente para los 41 sitios evaluados, lo que denota la homogeneidad al interior de los sitios, en lo que respecta a este parámetro (Cuadro 4.13).

La prueba de t para muestras pareadas mostró que no existen diferencias significativas entre fechas en la conductividad eléctrica del total de los sitios muestreados ($P= 0.29, 0.66$ y 0.053 , para los períodos 1993-1997, 1993-1999 y 1997-1999 respectivamente).

Cuadro 4.12 Valor promedio de conductividad eléctrica correspondiente a 1999, desviación estándar y número requerido de muestras por sitio, para un nivel de probabilidad del 95% y un error aceptado de 0.3 de la media.

sitio	C.E. promedio en $\mu\text{S/cm}$	Desviación estándar	n calculada
1	166.0	13.416	1
2	136.0	25.100	3
3	110.0	10.000	1
5	164.0	93.968	28
6	120.0	20.000	2
7	101.2	10.918	1
9	144.4	9.940	1
10	81.7	25.028	8
11	118.4	13.126	1
14	122.0	10.954	1
15	99.6	12.837	1
16	136.2	11.411	1
17	95.6	5.899	1
18	152.6	8.706	1
19	190	5.196	1
24	133.2	16.829	1
25	130.0	17.321	2
28	112.0	10.954	1
29	140.0	62.849	17
30	110.0	10.000	1
32	156.0	5.477	1
33	124.0	21.909	3
34	106.0	8.944	1
35	132.0	19.235	2
36	136	2.550	1
37	118.0	7.583	1
39	178.6	5.459	1
40	142.0	23.875	2
41	177.0	4.472	1
50	187.0	4.472	1
113P	101.0	13.416	2
116AP	87.0	4.472	1
116BP	187.0	6.708	1
200RP	102.0	8.367	1
300RP	147.0	10.954	1
400RP	107.4	6.986	1
9G	124.0	11.937	1
15G	108.0	8.367	1
25G	95.0	5.385	1
26G	145.0	5.000	1
44G	87.0	6.708	1

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

Cuadro 4.13 Valor promedio de pH correspondiente a 1999, desviación estándar y número requerido de muestras por sitio, para un nivel de probabilidad del 95% y un error aceptado de 0.05 de la media.

sitio	pH promedio	desviación estándar	n calculada
1	7.80	0.071	1
2	7.68	0.164	1
3	7.78	0.055	1
5	7.64	0.055	1
6	7.60	0.000	1
7	7.77	0.017	1
9	7.81	0.065	1
10	7.82	0.045	1
11	7.75	0.025	1
14	7.72	0.045	1
15	7.72	0.075	1
16	7.74	0.042	1
17	7.77	0.045	1
18	7.77	0.028	1
19	7.76	0.025	1
24	7.70	0.029	1
25	7.78	0.025	1
28	7.60	0.000	1
29	7.72	0.051	1
30	7.71	0.015	1
32	7.60	0.000	1
33	7.60	0.000	1
34	7.70	0.021	1
35	7.68	0.022	1
36	7.88	0.117	1
37	7.76	0.027	1
39	7.87	0.045	1
40	7.72	0.043	1
41	7.75	0.048	1
50	7.73	0.048	1
113P	7.80	0.064	1
116AP	7.68	0.031	1
116BP	7.69	0.046	1
200RP	7.67	0.041	1
300RP	7.50	0.093	1
400RP	7.67	0.035	1
9G	7.69	0.012	1
15G	7.52	0.045	1
25G	7.54	0.089	1
26G	7.83	0.028	1
44G	7.77	0.016	1

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

Ningún sitio mostró incrementos significativos en el contenido de sales, ni en el pH del suelo durante los períodos evaluados y ningún sitio mostró, en ninguna de las fechas, valores de conductividad eléctrica que denoten problemas de salinidad (Cuadro 4.14).

Cuadro 4.14 Valores de conductividad eléctrica y pH correspondientes a las tres fechas de muestreo.

parcela No.	s a l i n i d a d (microS/cm)			pH		
	1993	1997	1999	1993	1997	1999
1	102	150	166	7.8	7.7	7.8
2	78	210	136	7.8	7.6	7.7
3	88	106	110	7.9	7.6	7.8
5	99	240	164	7.6	7.5	7.6
6	97	116	120	7.7	7.5	7.6
7	94	92	101	7.7	7.7	7.7
9	156	130	144	7.8	7.8	7.8
10	92	110	82	7.7	7.7	7.8
11	77	140	118	7.8	7.6	7.7
14	68	144	122	7.9	7.6	7.7
15	78	110	100	7.7	7.8	7.7
16	330	89	136	7.9	7.8	7.7
17	89	102	96	7.6	7.7	7.8
18	100	210	153	7.8	7.6	7.8
19	80	210	190	7.8	7.5	7.8
24	68	130	133	7.9	7.7	7.7
25	100	160	130	7.8	7.6	7.8
28	79	122	112	7.8	7.6	7.6
29	75	120	140	7.7	7.6	7.7
30	92	120	110	7.8	7.6	7.7
32	90	150	156	7.6	7.6	7.6
33	100	180	124	7.8	7.7	7.6
34	138	104	106	7.8	7.7	7.7
35	164	144	132	7.8	7.7	7.7
36	200	120	136	7.7	7.7	7.9
37	81	120	118	7.7	7.6	7.8
39	178	180	179	7.9	7.7	7.9
40	150	180	142	7.8	7.6	7.7
41	280	140	177	8	7.7	7.7
50	238	160	187	7.9	7.8	7.7

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

Cuadro 4.14 (Continuación). Valores de conductividad eléctrica y pH correspondientes a las tres fechas de muestreo.

parcela No.	s a l i n i d a d (microS/cm)			pH		
	1993	1997	1999	1993	1997	1999
113P	84	160	101	7.8	7.8	7.8
116A-P	80	99	87	7.7	7.6	7.7
116B-P	100	190	187	7.7	7.6	7.7
200RP	100	104	102	7.7	7.7	7.7
300RP	160	140	147	7.6	7.6	7.5
400RP	110	122	107	7.6	7.7	7.7
9G	140	100	124	7.7	7.7	7.7
15G	244	140	108	7.6	7.7	7.5
25G	100	120	95	7.6	7.7	7.5
26G	280	110	145	7.8	7.8	7.8
44G	77	100	87	7.7	7.7	7.8

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

4.4 Discusión general de los parámetros del suelo.

De 41 sitios que fueron muestreados para la determinación de los cambios en el contenido de materia orgánica, 21 (51.2%) mostraron reducciones significativas en el periodo comprendido de 1993 a 1999. Para la evaluación de la densidad aparente, se muestrearon 35 de esos 41 sitios, durante 1996, 1997 y 1999; presentándose incrementos significativos en 16 (45.7%) de ellos durante el periodo de 1996 a 1999. Sólo 10, de los 35 sitios, presentaron degradación para ambos parámetros, es decir, reducción en el contenido de materia orgánica e incremento en la densidad aparente. Ningún sitio mostró cambios significativos en los valores de conductividad eléctrica, ni pH, durante el periodo de evaluación.

Al analizar los valores de materia orgánica y densidad aparente de 1999, se observa que a mayor contenido de materia orgánica, los valores de densidad aparente son menores, mostrando estos dos parámetros una correlación lineal negativa de 0.7349 (Cuadro 4.15). Sin embargo, los valores correspondientes a la reducción en el contenido de materia orgánica y a los incrementos en densidad aparente, registrados durante el periodo de este estudio, no presentaron correlación. Lo anterior parece indicar que existe un desfaseamiento entre los tiempos en que ocurre uno y otro proceso, ya que varios sitios presentaron una disminución en el contenido de materia orgánica sin que esto se reflejara en un incremento en la densidad aparente del suelo y viceversa.

Los porcentajes de arena y de arcilla mostraron, como se esperaba, una correlación negativa entre ellos ($r = 0.6194$) pero no presentaron una definida correlación lineal con ninguna otra de las variables analizadas (Cuadro 4.15).

Cuadro 4.15 Resultados del análisis de correlación de las variables: incrementos en densidad, pérdida de materia orgánica, porcentaje de arena, porcentaje de arcilla, contenidos de materia orgánica y valores de densidad aparente.

	<i>Incremento en densidad</i>	<i>Reducción en materia orgánica.</i>	<i>% arcilla</i>	<i>% arena</i>	<i>Materia orgánica 1999</i>	<i>Densidad aparente. 1999</i>
<i>Incremento en densidad</i>	1					
<i>Reducción en materia orgánica.</i>	0.0749	1				
<i>% arcilla</i>	0.4225	-0.1692	1			
<i>% arena</i>	-0.1201	0.2262	-0.6194	1		
<i>Materia orgánica 1999</i>	-0.2364	-0.2371	-0.1374	-0.3484	1	
<i>Densidad aparente. 1999</i>	-0.0047	0.1285	-0.1343	0.3046	-0.7348	1

**TESIS CON
FALSA FE ORIGIN**

4.5 Índices de degradación.

Uno de los métodos más difundidos y, probablemente, el más utilizado a nivel mundial para la evaluación de la desertificación es el publicado por FAO/UNEP (1979), el cual se basa en la definición de rangos cuantitativos para los principales procesos de degradación; erosión (hídrica y eólica), degradación química (salinización, sodificación y acidificación), degradación física (compactación y disminución de la porosidad y permeabilidad) y degradación biológica (reducción en el contenido de humus o materia orgánica).

En esta sección, se presenta un análisis de los datos obtenidos en el área de estudio, siguiendo el criterio arriba mencionado de la definición de rangos para cada proceso de degradación identificado en el área. La metodología aquí seguida, difiere de la publicada por FAO/UNEP (1979) en dos aspectos principales: 1) los índices de degradación obtenidos para cada proceso son sumados y presentados como un Índice Global de Desertificación, siguiendo la metodología propuesta por Maldonado y Pando (1994); y 2) la definición de los rangos está orientada a evaluar el cambio en las condiciones del suelo durante todo un periodo de evaluación, no como la velocidad anual de degradación que sugiere la metodología original. Este concepto de la velocidad de degradación de un sitio ha sido ampliamente discutido en el Capítulo 1 del presente escrito.

Los resultados obtenidos mediante este método se discuten y se comparan con los presentados en los capítulos anteriores, obtenidos mediante métodos estadísticos.

4.5.1 Metodología

De los cuatro parámetros del suelo analizados en este estudio: contenido de materia orgánica, densidad aparente, salinidad y pH, sólo los dos primeros mostraron cambios en el periodo que comprendió esta investigación; por lo tanto, son éstos los que se analizan en esta sección.

Los valores correspondientes al incremento en densidad aparente y a la reducción en los contenidos de materia orgánica fueron agrupados en rangos a fin de definir índices de degradación para cada variable. Los rangos establecidos fueron:

Incremento en densidad aparente (g/cm ³)	Índice de degradación
< 0.05	1: nula o ligera
0.05 - 0.10	2: moderada
0.11 - 0.15	3: severa
> 0.15	4: muy severa

Disminución en contenido de materia orgánica (%)	Índice de degradación
< .5	1: nula o ligera
0.5 - 1.0	2: moderada
1.0 - 2.0	3: severa
> 2.0	4: muy severa

Los índices de degradación individuales se sumaron para establecer un índice global de desertificación por sitio.

4.5.2 Resultados y discusión.

El Cuadro 4.16 muestra los índices de degradación estimados para cada parámetro, en cada sitio, de acuerdo a los rangos definidos; así como el índice global de desertificación calculado por sitio.

Cuadro 4.16. Cambios (incrementos o reducciones) registrados durante el periodo de evaluación, para las variables materia orgánica y densidad aparente de cada sitio de muestreo. Se presentan también los índices de degradación para cada variable y el índice de desertificación calculado por sitio.

Sitio	Unidad geomorfológica	Uso suelo	Reducción en materia orgánica	Incremento en densidad aparente	Índice Materia orgánica	Índice Densidad aparente	Índice desertificación
1	P (cg)	agostadero	1.14	0.170	3	4	7
2	Ls (cg)	pastizal	-0.34	0.021	0	1	1
3	P (lu)	agostadero	2.06	0.159	4	3	7
5	Ls (lu)	agostadero	1.21	0.317	3	4	7
6	Ls (lu)	agricultura	-0.88	0.180	0	3	3
7	P (cz)	agricultura	0.16	0.144	1	3	4
9	P (a) (al)	agostadero	1.12	-0.063	3	0	3
10	P (o) (cg)	agostadero	1.89	0.236	3	4	7
11	P (a) (al)	agostadero	-0.43	0.030	0	1	1
14	Ls (cg)	pastizal	-1.24	0.266	0	4	4
15	P (a) (al)	agostadero	2.15	0.042	4	1	5
16	P (cg)	agostadero	-0.14	0.025	0	1	1
17	Ls (cg)	agostadero	0.04	-0.007	1	0	1
18	P (a) (al)	agricultura	0.76	-0.053	2	0	2
19	P (o) (lu)	agostadero	-0.51	0.025	0	1	1
24	P (cg)	agricultura	-0.89	0.095	0	2	2
25	P (a) (al)	pastizal	0.97	0.243	2	4	6
28	P (o) (lu)	agostadero	-1.48	0.060	0	2	2
29	P (lu)	agostadero	-0.30	0.130	0	3	3
30	P (cg)	agricultura	1.54	-0.078	3	0	3
32	P (o) (lu)	huerta	0.37	-0.003	1	0	1
33	P (o) (lu)	agricultura	-0.25	-0.085	0	0	0
34	P (cg)	pastizal	-0.04	-0.750	0	0	0
35	P (cg)	agricultura	0.36	-0.009	1	0	1
36	P (lu)	agostadero	1.03	0.135	3	3	6
37	P (lu)	agostadero	1.69	0.140	3	3	6
39	P (a) (al)	agricultura	0.93	0.012	2	1	3
40	P (a) (al)	Huerta	1.31	-0.102	3	0	3
41	P (o) (lu)	agostadero	0.87	0.148	2	3	5
50	P (cg)	agricultura	0.15	0.067	1	2	3
113P	P (lu)	agostadero	0.69	0.079	2	2	4
116AP	P (cg)	Pastizal	-0.15	-0.087	0	0	0
116BP	P (lu)	agricultura	0.88	0.236	2	4	6
200RP	P (lu)	agostadero	3.06	0.032	4	1	5
300RP	Ls (cg)	sin disturbio	0.11	-0.020	1	0	1
400RP	P (o) (lu)	agricultura	9.29		4		
9G	P (lu)	agricultura	1.64		3		
15G	P (cg)	agostadero	5.13		4		
25G	Ls (lu)	agostadero	-0.80		0		
26G	P (a) (al)	agricultura	4.93		4		
44G	P (cg)	agricultura	0.08		1		

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

El 37.5% de los sitios evaluados mostró índices de degradación severos a muy severos con relación a la materia orgánica, mientras que para los incrementos en densidad aparente, estos índices de degradación se presentaron en el 35% de los sitios (Cuadro 4.17).

Cuadro 4.17 Porcentaje de sitios que correspondió a cada índice de degradación, para los indicadores evaluados, en relación a la unidad geomorfológica donde se encontraron ubicados. Los números entre paréntesis indican el número de sitios.

	Reducción en materia orgánica			Incremento en densidad		
	nula o ligera	moderada	severa o muy severa	nula o ligera	moderada	severa o muy severa
Planicie sobre conglomerado	(7) 64%	(0) 0%	(4) 36%	(5) 56%	(2) 22%	(2) 22%
Planicie sobre lútila	(1) 12%	(2) 25%	(5) 63%	(1) 14%	(1) 14%	(5) 72%
Planicie de ac. Aluvial	(1) 12%	(3) 38%	(4) 50%	(6) 86%	(0) 0%	(1) 14%
Planicie ondulada /lútila	(4) 66%	(1) 17%	(1) 17%	(3) 60%	(1) 20%	(1) 20%
Ladera de lomerío	(6) 86%	(0) 0%	(1) 14%	(3) 50%	(0) 0%	(3) 50%
TOTALES	(19)	(6)	(15) 37.5%	(18)	(4)	(12) 35%

Aún cuando el período de evaluación para la densidad aparente fue de 1996 a 1999, y el de materia orgánica fue de 1993 a 1999, los porcentajes de degradación severa resultaron muy semejantes para ambos indicadores (35% y 37.5%). Además, en el período de 1996 a 1999 ninguno de los sitios evaluados cambió de la condición "sin disturbio" a algún uso de suelo, que es donde los efectos de degradación por pérdida de materia orgánica fueron más evidentes. Esto parece indicar una mayor

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

sensibilidad de la densidad aparente del suelo como indicador de etapas iniciales de degradación en el mismo.

La planicie sobre lutita y la planicie de acumulación aluvial fueron las unidades geomorfológicas en donde se presentó el mayor número de sitios con índices de degradación altos por pérdida de materia orgánica. La planicie sobre lutita fue, asimismo, la que tuvo el mayor porcentaje (72%) de sitios con índices altos por compactación del suelo (Cuadro 4.17).

Estos resultados son congruentes con los que se obtuvieron mediante métodos estadísticos (presentados en la sección anterior), donde la planicie sobre lutita fue la única unidad geomorfológica que presentó un incremento significativo en los valores de densidad aparente del suelo durante el periodo de evaluación (1996-1999). De igual manera, para la planicie aluvial y la planicie sobre lutita, la reducción estadísticamente significativa en la materia orgánica, fue detectada en este análisis.

El agostadero fue el uso de suelo con mayor número de sitios con degradación severa a muy severa, para ambos indicadores (Cuadro 4.18). Las áreas de pastizal prácticamente no presentaron degradación por pérdida de materia orgánica, sólo un sitio presentó degradación moderada para este indicador y el resto tuvo una degradación leve o nula (Cuadro 4.18). Lo anterior concuerda con lo reportado por King y Campbell (1994) quienes al comparar algunas características edáficas de sitios bajo cinco coberturas vegetales diferentes, encontró que los pastizales tuvieron el mayor contenido de carbono orgánico en los 10 cm superficiales del suelo.

Sin embargo, los pastizales sí presentaron problemas de compactación del suelo, ya que el 40% de los sitios evaluados presentó degradación severa en lo que a incrementos de densidad aparente se refiere (Cuadro 4.18).

En los sitios bajo agricultura predominó la degradación leve para ambos indicadores, aún cuando alrededor de un 25 a 30% de los sitios presentó degradación severa a muy severa (Cuadro 4.18).

Cuadro 4.18 Porcentaje de sitios que correspondió a cada índice de degradación, para los indicadores evaluados, en relación al uso de suelo registrado en la última fecha. Los números entre paréntesis indican el número de sitios.

	Reducción en materia orgánica			Incremento en densidad		
	nula o ligera	moderada	severa o muy severa	nula o ligera	moderada	severa o muy severa
Agostadero	(7) 37%	(2) 10%	(10) 53%	(7) 41%	(2) 12%	(8) 47%
Agricultura	(8) 50%	(3) 19%	(5) 31%	(7) 58%	(2) 17%	(3) 25%
Pastizal	(4) 80%	(1) 20%	0	(3) 60%	0	(2) 40%

Los resultados obtenidos por uno y otro método fueron también concordantes al analizar la degradación por usos de suelo. Al igual que el método de índices, el análisis estadístico mostró que en los sitios de agostadero fue donde se presentó la mayor degradación, ya que registraron una disminución estadísticamente significativa en los contenidos de materia orgánica de 1993 a 1999, así como un incremento, también significativo, en la compactación del suelo, medida ésta en valores de densidad aparente. Igualmente, los sitios de pastizal presentaron, en ambos métodos, degradación por compactación del suelo.

Los índices asignados a cada indicador fueron integrados en un índice global de desertificación (Cuadro 4.16) mediante la sumatoria de los índices individuales. A su vez, los índices globales de desertificación fueron agrupados en rangos o niveles de desertificación, de la siguiente manera:

Valores menores de 3	desertificación ligera o nula
Valores de 3 a 5	desertificación moderada
Valores de 6 a 8	desertificación severa

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

Al analizar los índices globales de desertificación se observa que en la región de estudio predominan la desertificación ligera y moderada, encontrándose la primera en el 40%, y la segunda en el 37%, de los sitios evaluados. La desertificación severa ocupa también un porcentaje elevado presentándose en el 23% de los sitios bajo evaluación (Cuadro 4.19 y Figura 4.5).

De los 8 sitios (23%) que presentaron desertificación severa, 4 (50%) corresponden a la planicie sobre lutita y, analizándolos por uso de suelo, 6 corresponden a agostadero (Cuadro 4.19).

Cuadro 4.19 Número de sitios por índice de desertificación, en relación a la unidad geomorfológica y al uso de suelo. Los números entre paréntesis indican el número de sitios.

Índices de desertificación	Por unidad geomorfológica					Por uso de suelo			
	Planicie sobre conglomerao	Planicie sobre lutita	Planicie de acumulación aluvial	Planicie ondulada sobre lutita	Ladera de tomerio	Agostadero	Agricultura	Pastizal	Reserva
Ligera (14) 40%	5	0	2	4	3	5	5	3	1
Moderada (13) 37%	2	3	4	1	2	6	6	1	
Severa (8) 23%	2	4	1	0	1	6	1	1	
Totales	9	7	7	5	6	17	12	5	1

TESIS CON
FALTA DE ORGEN

De los 7 sitios que se ubicaron en planicies sobre lutita, 6 correspondieron a agostadero y 1 a agricultura. El 50% de los sitios que combinaron planicie sobre lutita con agostadero presentaron desertificación severa; mientras que la planicie de acumulación aluvial presentó el mayor número de sitios con desertificación moderada (Figura 4.5).

Las unidades geomorfológicas que presentaron el menor número de sitios con índices de desertificación severa fueron la planicie ondulada sobre lutita y la ladera de lomerío. Estas últimas presentaron solo un sitio, de seis evaluados, con desertificación severa, correspondiendo a un sitio de agostadero; mientras que en la planicie ondulada no se registró ningún sitio con valores altos de desertificación actual.

Lo anterior parece indicar que, en la subcuenca de estudio, el mayor impacto de la desertificación se está dando actualmente en la planicie sobre lutita, principalmente cuando ésta es utilizada para agostadero.

Sin embargo, esta aseveración debe tomarse con precaución y no interpretarse en el sentido de que las condiciones de suelo son mejores en las otras unidades geomorfológicas del área, ya que pudieran ser peores, por lo que su capacidad de deterioro sería menor o quizás más difícil de detectar con los indicadores aquí utilizados.

Dado que los resultados obtenidos por el método de los índices, desarrollado por FAO/UNEP (1979), fueron coincidentes con los obtenidos por métodos estadísticos, se puede afirmar que dicho método produce resultados confiables.

Para los análisis que aquí se presentan, se utilizaron los valores promedio de un determinado número de muestras, calculado estadísticamente; sin embargo, la metodología propuesta por FAO/UNEP (1979) no especifica el número de muestras que deben tomarse o la forma de determinar la intensidad de muestreo requerida. Por lo tanto, se propone utilizar esta metodología por su facilidad de análisis para alguien no especializado, con las siguientes adiciones o modificaciones a la forma original propuesta por FAO/UNEP (1979):

1. Tomar el número de muestras necesario, por sitio, para incorporar la heterogeneidad del mismo. Se sugiere determinar este número estadísticamente.
2. Si se desea conocer la degradación por año, deberán hacerse las mediciones con esa periodicidad, pero no asumir que la degradación anual es igual a la degradación acumulada dividida entre un determinado periodo.
3. Los rangos propuestos por FAO/UNEP (1979) subestiman la degradación, principalmente en lo que respecta a materia orgánica, ya que, por ejemplo, reducciones de hasta 1% anual en el contenido de humus, es considerado como degradación ligera. Por lo tanto, se sugiere adecuar los rangos dependiendo de las condiciones locales donde se realiza la evaluación.

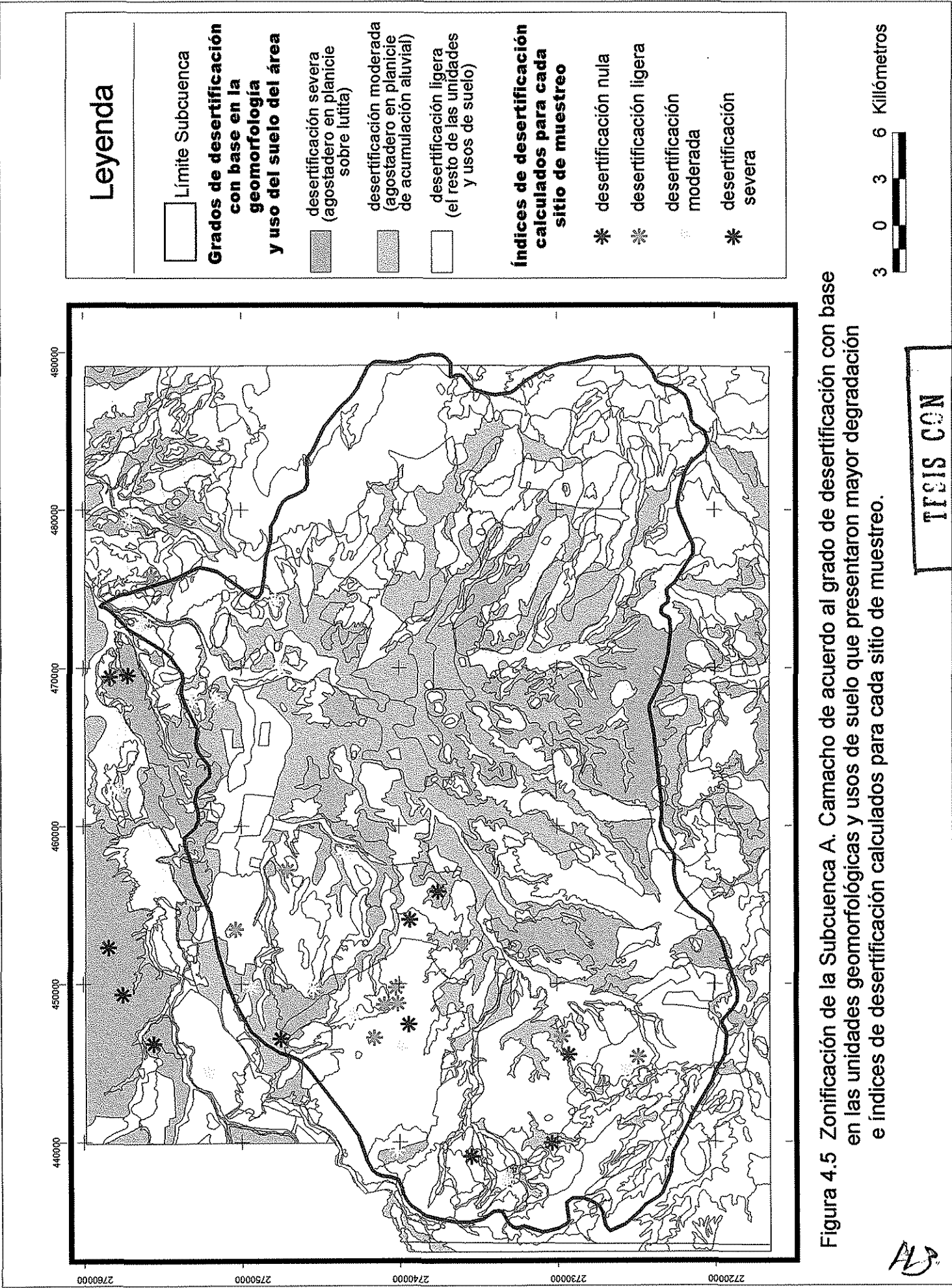


Figura 4.5 Zonificación de la Subcuenca A. Camacho de acuerdo al grado de desertificación con base en las unidades geomorfológicas y usos de suelo que presentaron mayor degradación e índices de desertificación calculados para cada sitio de muestreo.

AD

Capítulo 5

Evaluación de la vegetación.

5.1 Introducción.

La interrelación de factores bióticos y abióticos ha sido ampliamente estudiada (Barnes y Harrison, 1982; Shummar y Anderson, 1986; Jurado y Reid, 1989; Reid *et al.*, 1990(a); Aguado *et al.*, 1996, entre otros) analizando las respuestas de la vegetación a patrones de composición del suelo, clima, topografía, etc., demostrando el grado de influencia de éstos en los atributos de la vegetación.

De manera inversa, la vegetación ha sido utilizada también como indicador de las condiciones de clima, de suelo y, particularmente, como indicador de la desertificación. Tanto el porcentaje de cobertura, como la composición de la vegetación, han sido sugeridos por diversos autores (Reining, 1978; FAO/UNEP, 1984; Dregne, 1983; Milton *et al.*, 1994; Rubio & Bochet, 1998) como parámetros para evaluar la desertificación. Sin embargo, como ya se discutió en capítulos anteriores, asumir que una reducción en la cobertura vegetal es, *per se*, un indicador de desertificación, es una apreciación errónea, ya que la cobertura puede disminuir por un cambio en el uso del suelo, sin que exista una reducción en el potencial del mismo, por lo tanto, sin que exista desertificación.

Igualmente cuestionable es el uso de la composición florística como indicador de desertificación, ya que el criterio para evaluar la condición del sitio es, muchas de las veces, subjetivo. Así, se menciona que la desertificación puede medirse por la reducción en la productividad de las plantas "deseables" (Dregne, 1983); o bien, por la reducción, a largo plazo, de la productividad y diversidad de plantas y animales "útiles" para el ser humano (Milton *et al.*, 1994).

La diversidad de especies, independientemente de la utilidad de éstas, ha sido otro parámetro utilizado en la determinación de la desertificación de un área. Magurran (1989) afirma que una mayor diversidad significa una cualidad ecológica

más elevada. Esto ha fomentado el uso de medidas de diversidad como indicadores de la condición ambiental.

La aceptación de esta premisa indicaría que cualquier cambio en el uso de suelo, ya sea hacia pastizales, agricultura, o urbanización, sería sinónimo de desertificación ya que seguramente la diversidad, por lo menos la fitodiversidad, se vería reducida, aun cuando el potencial productivo del sitio no se viera mermado.

Lo anteriormente expuesto, denota la dificultad de evaluar el potencial biótico de un sitio en función únicamente de la vegetación. Definitivamente, la vegetación juega un papel importante en la preservación de las condiciones de un sitio, pero no se ha comprobado que exista una correlación directa entre cobertura vegetal y desertificación.

Indudablemente, el pastoreo, la agricultura y otros usos que se hagan del suelo, tienen un efecto sobre la vegetación. Sin embargo, serán el tipo de suelo, el clima, la pendiente del lugar, la calidad del agua de riego, la intensidad de uso, las prácticas de labranza, entre otros factores, los que determinen, junto con el cambio en la vegetación, la pérdida o la conservación del potencial biótico del sitio.

En el presente capítulo se analiza la relación entre los indicadores de desertificación registrados (disminución en el contenido de materia orgánica e incremento en la densidad aparente) y el porcentaje de cobertura vegetal, así como entre éstos y la fitodiversidad en sitios de agostadero, por ser éste el uso de suelo predominante en el área de estudio.

5.2 Antecedentes.

5.2.1 Efectos del pastoreo en la vegetación.

La población rural del noreste de México ha desarrollado una economía de autosuficiencia y de subsistencia en la cual el matorral es explotado para diversos fines (Medellín-Leal y Gómez, 1979), siendo el pastoreo de ganado vacuno y cabrío

el uso de suelo más extensivo en la región (Anónimo, 1988; citado por Reid *et al.*, 1990 b).

La carga animal registrada en la mayoría de las localidades del área de estudio sobrepasa de 2 a 6 veces el coeficiente recomendado para las áreas de agostadero del norte de México (Manzano *et al.*, 2000). El grado en que el pastoreo reduce la cobertura vegetal y cambia la composición de especies, depende de las condiciones ambientales y de la frecuencia e intensidad de los episodios de pastoreo (Thurow, 1991) y, seguramente, de las especies vegetales presentes (Hobbs, 1996).

La respuesta de las especies vegetales al pastoreo varía dependiendo de su forma de crecimiento y estrategia reproductiva. Las especies anuales son, por lo general, más tolerantes a los disturbios que las especies perennes debido a su comparativamente rápida velocidad de crecimiento, a su más temprana madurez reproductiva y mayor producción de semillas en corto tiempo (Grime, 1974). Las especies que tienen la habilidad de rebrotar a partir de algún órgano subterráneo después de haber sido defoliadas, tienen más posibilidades de tolerar el pastoreo continuo que aquellas especies que mueren con la defoliación y se regeneran solamente a través de semillas. Las especies que cuentan con ambos mecanismos (rebrotar después de ser defoliadas y reproducirse por semillas) para perpetuarse, son probablemente las menos afectadas por las presiones de pastoreo (Pettit, *et al.*, 1995).

Un efecto típico del pastoreo es que las especies más palatables para el ganado empiezan a decrecer en densidad y son reemplazadas por otras menos palatables o por especies con ciclos de vida más cortos, como es el caso de los pastos o herbáceas anuales, los cuales están más adaptados a altos niveles de disturbio (Newsome y Noble, 1986), pero los cuales, al mismo tiempo, pueden conducir a una mayor pérdida de nutrientes, por ejemplo nitrógeno volátil, que la vegetación perenne, en la cual se mineraliza una mayor cantidad de nitrógeno anualmente (Woodmansee, 1978).

Otros autores (Wilkinson y Lowrey, 1973) reportan que el pastoreo puede incrementar la mineralización al reducir el tamaño de las partículas de los residuos vegetales, proporcionando un ambiente más favorable para la actividad microbiana, además de la adición de orina y heces al sistema.

El sobrepastoreo puede cambiar drásticamente la estructura de la vegetación arbustiva al impedir el establecimiento de árboles y arbustos, transformando así las áreas de matorral en pastizales abiertos (Pettit *et al.*, 1995). Manzano y Návar (2000) en un estudio realizado en un área del matorral espinoso tamaulipeco, en el noreste de México, concluyeron que el efecto del ganado doméstico (caprinos) en el matorral sobrepastoreado muestra una tendencia a mover el sistema hacia la dominancia de pastos anuales y especies herbáceas.

La pérdida de las especies leñosas perennes puede incrementar el riesgo de erosión del suelo, sobre todo cuando existe una baja cobertura de especies herbáceas o gramíneas, alterar el ciclo de nutrientes, reducir el hábitat para animales y reducir la fuente de alimento para polinizadores, conduciendo a cambios importantes en el funcionamiento del hábitat (Hobbs, 1996).

Sin embargo, otros autores (Schlesinger *et al.*, 1990) han sugerido que el pastoreo por largos períodos ha propiciado la invasión de especies arbustivas en los pastizales semiáridos de Nuevo México y el sur de Texas, en Estados Unidos. De acuerdo con estos autores, la presencia de las especies leñosas conduce a una mayor heterogeneidad en la distribución temporal y espacial de los recursos del suelo, dejando áreas desnudas que favorecen la erosión y, por ende, la desertificación.

5.2.2 Diversidad de especies

El concepto de diversidad de especies está basado en la presuposición de que existe una interacción entre las especies y el medio y que dichas interacciones

se pueden expresar mediante el número de especies presentes y sus abundancias relativas (McNaughton y Woelf, 1979; citados por Daniel, 1988).

La diversidad de especies está, por lo tanto, formada por dos componentes: el número de especies presentes, denominado normalmente "riqueza", y la abundancia relativa de las especies, conocida como "uniformidad". Los índices que combinan ambos elementos en un solo valor son conocidos como índices de diversidad. Entre estos, el índice H' o índice de Shannon, es quizás el más ampliamente utilizado (Magurran, 1989).

La principal crítica que han recibido estos índices ha sido precisamente por combinar la riqueza y la uniformidad de las especies en un solo valor, ya que cualquier cambio en uno de los componentes puede ser contrarrestado por el otro. El índice puede, así, permanecer constante, cuando en realidad ambos parámetros han sufrido modificaciones; o bien puede presentar valores decrecientes, aún cuando el número de especies presentes ha aumentado (Daniel, 1988). Además, se puede obtener el mismo valor del índice de diversidad para una comunidad con baja riqueza de especies y alta homogeneidad en sus abundancias relativas que para una comunidad con alta riqueza de especies y baja uniformidad (Ludwig & Reynolds, 1988).

Esta situación ha propiciado que muchos investigadores se inclinen a utilizar únicamente la riqueza, representada por el número de especies por área, como indicador de la diversidad. Sin embargo, la gran desventaja de utilizar únicamente el número de especies como indicador de la diversidad, es que las alteraciones en ésta no son detectadas hasta que por lo menos una especie desaparezca.

A pesar de esta desventaja, Magurran (1989), después de analizar una serie de estudios donde se utilizaron diferentes índices para evaluar diversidad, concluyó que los índices ponderados respecto a la riqueza de especies son más útiles para detectar diferencias entre localidades que los índices que hacen énfasis en la uniformidad como componente de la diversidad.

Los índices de riqueza de especies se basan en la relación entre el número de especies existentes en una comunidad y el número total de individuos registrados. Esto, para contrarrestar las diferencias cuando las áreas de muestreo no son iguales, ya que el número de individuos seguramente aumentará al aumentar el área.

Cuando los sitios de muestreo tienen áreas iguales, el conteo directo del número de especies se puede utilizar como una alternativa a los índices de riqueza de especies (Ludwig & Reynolds, 1988).

5.3 Metodología.

5.3.1 Levantamiento de datos en campo.

Los datos de campo para la evaluación de las comunidades vegetales fueron registrados mediante el método de Puntos de Contacto. Básicamente, el método es el de la escuela francesa de Montpellier, desarrollado por Daget y Poissonet (1971). Esta metodología fue desarrollada, inicialmente, para la evaluación de praderas artificiales. Posteriormente, Villalón *et al.* (1991) modificaron la técnica de medición para adaptarlo a la vegetación del matorral tamaulipeco.

El método original consiste en el recuento de las especies registradas a lo largo de una cinta métrica que se coloca paralela a la superficie del suelo. La cinta se tensa, generalmente utilizando dos estacas, y se hace descender una aguja en forma perpendicular a la superficie del suelo, a intervalos de distancia determinados. Con este método sólo se registra la primera planta que tocan las agujas, en el estrato bajo, por lo que no es recomendable cuando se trata de vegetación arbustiva o arbórea.

Con el método modificado, propuesto por Villalón *et al.* (*op. cit.*), se utiliza una varilla de 3 a 4 metros, en lugar de la aguja, con la cual se registran todas las plantas que tocan la arista de la varilla que da frente a la cinta. El formato de campo utilizado permite reconstruir, con relativa facilidad, la estructura de los estratos presentes en cada sitio, además de permitir la determinación cuantitativa de la

cobertura vegetal en términos de frecuencia y densidad, al igual que otros parámetros como pedregosidad superficial, mantillo, roca madre, etc.

En cada sitio se establecieron dos líneas de muestreo, de 15 metros de largo, con puntos de muestreo cada 50 cm, dando un total de 60 puntos de muestreo por sitio.

5.3.2 Análisis de vegetación.

Con los datos obtenidos en campo, se calculó la cobertura vegetal por estrato, así como la riqueza y la diversidad de las plantas superiores de cada sitio, a fin de analizar la relación que guardan estos parámetros con las variables edáficas consideradas como indicadores de la desertificación en este estudio.

Las interrelaciones entre los indicadores de desertificación que mostraron cambios durante el período evaluado (e.g. disminución en los contenidos de materia orgánica e incremento de la densidad aparente) y la composición de las comunidades vegetales, expresada ésta en términos de cobertura vegetal, riqueza y diversidad florística, se evaluaron mediante análisis de correlación.

La riqueza florística se determinó mediante el conteo directo del número de especies por sitio y el índice de Margalef, definido este último de la siguiente manera.

$$D_{mg} = \frac{(S-1)}{\ln N}$$

donde;

D_{mg} = Índice de Margalef

S = número de especies registradas

$\ln N$ = logaritmo natural del número total de individuos. En este estudio, el número total de contactos registrados a lo largo de los dos transectos se consideró como N.

Para la determinación de la fitodiversidad se utilizó el índice de Shannon, cuya expresión es

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

donde;

H' = diversidad

p_i = proporción de individuos hallados de la especie i

\ln = logaritmo natural

5.4 Resultados y Discusión

Con los datos obtenidos en campo, se calculó la cobertura vegetal por estrato, así como la riqueza y diversidad florística de cada sitio (Cuadro 5.1) a fin de analizar la relación que guardan estos parámetros con las variables edáficas, indicadoras de desertificación. La lista de las especies registradas en cada sitio de muestreo, así como las coberturas relativas, se presentan en el Anexo 8.

Los resultados del análisis (Cuadro 5.2) denotaron una cierta correlación entre la cobertura del estrato alto y el número de especies ($r = 0.6623$), así como entre la cobertura del estrato bajo y el índice de Shannon (0.7489). Sin embargo, los índices de desertificación no estuvieron correlacionados linealmente con ninguno de los parámetros de la vegetación evaluados. Tampoco se observó correlación entre dichos parámetros y alguno de los indicadores de desertificación, ni con los valores absolutos de la densidad aparente, ni de la materia orgánica, registrados en 1999.

Cuadro 5.1 Cobertura por estrato de vegetación, número de especies registradas e índices de Margalef y Shannon para cada sitio.

sitio	estrato alto (%)	estrato medio (%)	estrato bajo (%)	número de especies	índice de Margalef	índice de Shannon
1	55	36.7	95	15	2.899	2.15
3	0	40	63.3	7	1.938	1.77
5	70	50	63.3	11	2.119	1.99
9	33.3	11.7	65	8	1.850	1.93
10	48.3	43.3	100	12	2.416	2.27
11	0	45	26.7	5	1.092	0.97
14	11.7	58.3	95	8	1.552	1.97
15	65	26.7	16.7	4	0.719	0.71
16	16.7	38.3	21.7	7	1.567	1.31
17	3.3	65	65	7	1.642	1.64
19	8.3	18.3	53.3	6	1.272	1.56
29	90	25	55	18	3.589	2.54
36	35	30	78.3	8	1.799	1.65
37	20	18.3	78.3	12	2.841	2.33
41	68.3	33.3	96.7	17	3.574	2.35
113P	30	10	53.3	7	1.731	1.63
200RP	26.7	28.3	21.7	7	1.558	1.61
300RP	15	55	78.3	13	2.885	2.45
15G	90	43.3	55	13	2.461	1.99
25G	0	13.3	45	4	0.944	1.01

Estos resultados parecen contrastar con lo reportado por Pimentel y Kounang (1998) quienes afirman que al disminuir la materia orgánica del suelo, se reduce la producción de biomasa, siendo la vegetación el principal componente en la biomasa de un ecosistema. A partir de esto, se esperaría que se hubiera presentado una correlación entre las pérdidas de materia orgánica en los sitios de muestreo y la cobertura vegetal de los mismos, en alguno de sus estratos. Sin embargo, los autores no descartan otras causas que pueden tener el mismo efecto sobre la vegetación, sin que necesariamente se vean afectadas las propiedades del suelo.

TE-15 CON
FALLA DE ORIGEN

Una mayor concordancia se presenta entre los resultados de esta investigación y los publicados por Milchunas y Lauenroth (1993), quienes tras analizar datos de 236 sitios, de diferentes partes del mundo, concluyeron que no existió relación entre los cambios en la composición de especies y el contenido de nitrógeno, ni de carbono en el suelo, y sólo una "débil relación" entre cambios en la productividad primaria neta y la composición de especies.

Conclusiones semejantes presentaron Schlesinger y colaboradores (1990), como resultado de una investigación realizada en la Estación Experimental La Jornada, en Nuevo México, quienes reportaron valores de productividad primaria neta similares en un ecosistema de pastizales nativos y en una comunidad caracterizada por la invasión de especies arbustivas, definida por los autores como un área desertificada.

El uso del criterio basado en las especies vegetales, ya sea utilizando su cobertura, riqueza o diversidad, en la evaluación de la desertificación, puede conducir a conclusiones erróneas acerca de la capacidad del sitio para mantener su potencial productivo. Cambios mínimos en la cobertura vegetal o incluso un incremento en ésta, pueden tener detrás cambios negativos mayores en las propiedades del suelo, que repercutirán, en el largo plazo, en la productividad. De manera opuesta, una disminución en la cobertura vegetal o un cambio en la composición de especies puede llevar a una sobrestimación de la degradación del sitio.

Es por ello que se propone, coincidiendo con lo señalado por Schlesinger *et al.* (1990), evaluar los cambios en las propiedades del suelo como una forma de estimar los cambios en las funciones de los ecosistemas, provocados por diferentes procesos de desertificación.

Cuadro 5.2 Análisis de correlación entre los parámetros de vegetación y los indicadores de desertificación.

	Estrato alto	Estrato medio	Estrato bajo	Número de especies	Índice de Margalef	Índice de Shannon	Incremento en densidad aparente	Reducción en Materia orgánica.	Densidad aparente en 1999	Materia orgánica en 1999
Estrato alto	1									
Estrato medio	-0.060165	1								
Estrato bajo	0.131277	0.256115	1							
Número de especies	0.662315	0.144454	0.5953509	1						
Índice de Margalef	0.540945	0.09682	0.6147892	0.9750957	1					
Índice de Shannon	0.388961	0.177211	0.7488818	0.8780576	0.9096011	1				
Incremento en densidad aparente	0.299538	0.178720	0.5267526	0.3118261	0.2476473	0.3252664	1			
Reducción en materia orgánica	0.451368	0.019350	-0.0579789	0.1660371	0.1388989	0.1342537	0.0470141	1		
Densidad aparente en 1999	0.122048	-0.190952	-0.029948	-0.1958104	-0.204514	-0.2738296	0.3905355	0.0368781	1	
Materia orgánica en 1999	-0.05936	0.368816	0.1142138	0.2543375	0.2722038	0.3296567	-0.2173832	-0.0126932	-0.8139656	1
Índice de desertificación	0.433769	-0.122007	0.4017087	0.2677839	0.2558194	0.2633636	0.729543	0.6559146	0.402412	-0.3574376

121

Capítulo 6

Evaluación del nivel de bienestar socioeconómico.

6.1 Introducción.

En México, como en la mayoría de los países en desarrollo, existen grandes diferencias en los niveles de bienestar social y económico entre unas y otras regiones del país: áreas urbanizadas y altamente industrializadas por un lado y áreas marginales y rurales sin los mínimos servicios, por el otro.

Las áreas altamente urbanizadas no están exentas de problemas ambientales como contaminación de aire y agua, ruido excesivo, dificultad para el confinamiento de desechos sólidos y la repercusión de todos estos factores en la salud humana; sólo que éstos no han sido caracterizados como indicadores de desertificación ya que no afectan directamente el potencial productivo del suelo.

En contraste, los problemas ambientales más graves que se presentan en las áreas rurales son: el incremento en la salinidad, la pérdida de la fertilidad del suelo y la pérdida del suelo mismo, como consecuencia de la erosión eólica e hídrica.

Esta pérdida de la capacidad de producción del suelo repercute en la disponibilidad de alimentos y otros bienes e ingresos para los habitantes de esas áreas. Además, se ven afectados otros servicios, más difíciles de evaluar económicamente, como la disponibilidad de hábitats para la flora y fauna silvestre, la protección de cuencas hidrológicas, la recarga de acuíferos y la capacidad de almacenamiento de agua en las presas.

El nivel de desertificación que presenta el país es, en gran medida, el resultado de políticas de desarrollo que han omitido el aspecto ambiental por décadas. El desarrollo económico en las áreas rurales no se ha basado en un desarrollo tecnológico paralelo que incorpore las características ambientales particulares de cada región (Landa *et al.*, 1997).

Diversos programas gubernamentales han promovido, mediante incentivos económicos, cambios en el uso de la tierra sin una base sobre la sustentabilidad del nuevo uso que se le da. Esto ha conducido al empobrecimiento de dicho ecosistema y, junto con él, al empobrecimiento de sus habitantes.

Resulta claro que sin los subsidios gubernamentales, menos tierras no aptas habrían sido abiertas para la producción y, como consecuencia, menos tierras se habrían degradado (Levia, 1999).

Si bien el clima, la topografía y el tipo de suelo determinan fuertemente la susceptibilidad de un sitio a la desertificación, estos factores no son sino catalizadores del fenómeno. La desertificación tiene su origen, fundamentalmente, en las decisiones políticas y económicas adoptadas, a nivel global y nacional, ante procesos como el rápido crecimiento demográfico –con el consecuente incremento en la demanda de alimentos y energéticos- o bien para satisfacer el afán de lucro de unos cuantos.

La combinación del crecimiento acelerado de la población en los países subdesarrollados, por una parte, y la creciente demanda de recursos de los países desarrollados, por la otra, tiene un efecto decisivo en los índices de desertificación. La transferencia asimétrica de los recursos, en virtud de la cual los países menos desarrollados venden la materia prima a precios muy bajos y deben pagar precios muy altos por la tecnología y los productos manufacturados, agrava esta situación (Medellín-Leal, 1978).

Si bien existen diversas propuestas sobre la forma de evaluar el nivel de bienestar de una localidad -las cuales se describen en la siguiente sección de este capítulo-, la dificultad estriba en poder analizar las relaciones entre éste y el nivel de desertificación presente, ya que son muchos los factores que determinan las condiciones socioeconómicas de una población y, por lo regular, es difícil separar los efectos de unos y otros.

En un intento por analizar dichas relaciones, se calcularon, y se presentan en este capítulo, los valores de bienestar social para cada una de las localidades comprendidas en la subcuenca de estudio, obtenidos a partir de una de las metodologías propuestas. Se discuten, además, algunas de las situaciones que dificultaron este análisis.

6.2 Antecedentes

Existen diversos enfoques y metodologías orientados a evaluar el nivel de vida de una población. En el caso de México, los modelos existentes se basan fundamentalmente en indicadores socioeconómicos generados por el Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI), ya que es, a la fecha, la única fuente de consulta que ha publicado, de manera casi sistemática, la información socioeconómica a nivel de localidad y/o de municipio, desde 1960.

Entre las metodologías más utilizadas están el Índice Compuesto de Bienestar Social Municipal (INEGI, 1990a), la Metodología del Valor del Índice Medio basada en algunos indicadores socioeconómicos de bienestar (García de León, 1990) y, más recientemente, la metodología propuesta por la Secretaría de Desarrollo Social de la República Mexicana, diseñada con el propósito de “buscar una mayor equidad en la distribución de las erogaciones previstas en el Fondo de Desarrollo Municipal del Ramo 00026, Superación de la Pobreza, entre las entidades federativas” (SEDESOL, 1997).

El Índice Compuesto de Bienestar Social Municipal se elaboró a partir de un análisis multivariado de Componentes Principales. Este índice proporciona una medida ordinal de bienestar social, es decir, la posición relativa de bienestar social de cada unidad territorial con respecto a las demás, y no un valor absoluto del nivel de bienestar de cada unidad. Lo anterior permite una jerarquización para cada municipio de la entidad, ordenándolos de acuerdo a su nivel relativo de bienestar social. El Índice Compuesto de Bienestar Social Municipal utiliza 15 indicadores socioeconómicos en el análisis, agrupados en 5 grandes rubros, que son los siguientes.

A. Ingresos

- A.1 Tasa de Población Económicamente Activa (PEA) que recibe ingresos mensuales menores a \$3,611.00
- A.2 Tasa de PEA que no recibe ingresos.

B. Educación

- B.1 Tasa de analfabetismo de la población de 10 años y más.
- B.2 Tasa de población de 15 años y más sin instrucción.
- B.3 Tasa de población de 15 años y más con primaria incompleta.
- B.4 Tasa de población de 18 años y más sin enseñanza media.
- B.5 Tasa de población de 6 a 14 años que no asiste a la escuela.

C. Vivienda

- C.1 Tasa de viviendas con piso de tierra
- C.2 Tasa de viviendas sin agua entubada.
- C.3 Tasa de viviendas sin tubería de drenaje.
- C.4 Tasa de viviendas sin energía eléctrica.
- C.5 Tasa de viviendas de un sólo cuarto.

D. Salud

- D.1 Tasa bruta de mortalidad (por cada mil habitantes).
- D.2 Habitantes por unidad médica (miles).

E. Empleo

- E.1 Tasa de PEA que labora desde menos de una hora hasta 32 horas a la semana.

La Metodología del Valor del Índice Medio (García de León, 1990) concentra la información aportada por los indicadores elegidos en un sólo coeficiente o índice medio, con lo cual cada entidad puede clasificarse respecto a las demás con base en la magnitud de dicho coeficiente.

La determinación del Valor del Índice Medio consiste en categorizar los valores normalizados de cada uno de los indicadores seleccionados, "de acuerdo a un rango de "calidad" determinado, quedando cada valor individual transformado en una "calificación" entre 1 (valor más adverso) hasta 6 (valor más favorable)" (op.cit).

García de León (1990) aplicó dicha metodología para realizar una regionalización estatal de la República Mexicana. En ella, utilizó 15 indicadores de carácter social, económico y de vivienda. Estos indicadores, a diferencia de los utilizados en el Índice Compuesto de Bienestar Social Municipal, aluden a condiciones favorables, por lo que los valores más altos de estos indicadores corresponderán a mejores condiciones de bienestar. Los indicadores utilizados fueron:

A. Indicadores sociales.

- A.1. Porcentaje de población urbana que habita localidades con 10,000 o más habitantes, con respecto al total de habitantes de la entidad.
- A.2. Porcentaje de población no nativa de la entidad con respecto al total de la población del estado.
- A.3. Porcentaje de población alfabeta de 15 años o más con respecto al total de la población de esas edades.
- A.4. Porcentaje de población de 10 años o más que cuentan con instrucción postprimaria respecto al total de habitantes de esas edades.

B. Indicadores Económicos.

- B.1. Porcentaje de población económicamente activa (PEA) con respecto al total de la población de 12 años o más.
- B.2. Porcentaje de población económicamente activa que percibió ingresos, con respecto a la PEA total.
- B.3. Porcentaje de la PEA ocupada en actividades primarias que recibió ingresos superiores o similares al salario mínimo, con respecto al total de la PEA en actividades primarias.
- B.4. Porcentaje de la PEA ocupada en actividades secundarias que recibió ingresos superiores o similares al salario mínimo, con respecto al total de la PEA en actividades secundarias.
- B.5. Porcentaje de la PEA ocupada en actividades terciarias que recibió ingresos superiores o similares al salario mínimo, con respecto al total de la PEA en actividades terciarias.

C. Indicadores de la condición de la vivienda.

- C.1. Porcentaje de viviendas construidas con techo de concreto o ladrillo, con paredes de tabique o piso de cemento o de mosaico, respecto al total de viviendas del estado.
- C.2. Porcentaje de viviendas que cuentan con tres o más cuartos respecto al total de viviendas del estado.
- C.3. Porcentaje de viviendas que disponen de agua potable con respecto al total de viviendas del estado.
- C.4. Porcentaje de viviendas que disponen de drenaje respecto al total de viviendas del estado.
- C.5. Porcentaje de viviendas que cuentan con energía eléctrica respecto al total de viviendas del estado.

La Metodología propuesta por la Secretaría de Desarrollo Social de la República Mexicana se explica ampliamente en el Diario Oficial de la Federación de fecha 2 de enero de 1997. Dicha metodología utiliza los indicadores que se mencionan a continuación, calculando con ellos el Índice Global de Pobreza para cada hogar y posteriormente estos índices son agrupados regionalmente. Los indicadores utilizados son:

a) Ingresos por persona

Se establece como norma un ingreso de \$110,551.09 mensuales de 1990. Para el cálculo del ingreso promedio por hogar, se sumaron los ingresos de todos sus miembros y se dividió el monto entre el número de integrantes de dicho hogar.

b) Rezago educativo promedio por hogar

En este indicador se combinaron las variables censales de alfabetismo, grados aprobados y nivel de instrucción acorde con la edad de cada integrante del hogar. La norma extrema requiere primaria completa a partir de los 14 años.

c) Espacio de la vivienda

Este indicador expresa la relación existente entre el número de miembros del hogar y el número de dormitorios existentes en la vivienda. La norma es de 3 personas por dormitorio.

d) Disponibilidad de electricidad-combustible

A la variable electricidad sólo se le asignan valores de 1 o 0, según tenga o no electricidad el hogar. Este indicador evalúa también el combustible utilizado para cocinar, asignándose un valor de 1.5 si se utiliza electricidad; 1 si se usa gas; 0.5 si es petróleo y 0 si se utiliza leña o carbón.

e) Disponibilidad de drenaje.

Para este indicador se establece como norma mínima aceptable el drenaje conectado a la fosa séptica, por lo que se le asigna valor de 1.0. Si el drenaje está conectado al de la calle tiene valor de 1.5; con desagüe al suelo o a un río tiene valor de 0.5 y si no dispone de drenaje tiene valor 0.

Otra metodología, quizás de menor divulgación que las anteriores, es la propuesta por García de Fuentes (1993), la cual se basa en el concepto de la Asimilación Económica del Territorio, empleado en la elaboración de mapas del territorio de Cuba.

Las variables utilizadas por García de Fuentes para la interpretación regional de la República Mexicana fueron:

- Concentración de la población (número de habitantes en la localidad mayor), 1980.
- Valor de la producción industrial, 1980.
- Valor de la producción agropecuaria y forestal por km², 1970.
- Densidad de la población rural: población que vive en localidades menores a 15,000 habitantes/ km², 1980.
- Número de viales por cada 950 km². Esa cifra se estableció al utilizar como referencia una cuadrícula que corresponde a la cartografía 1:50,000 de INEGI.

En este último método, la frecuencia con que se presentan ciertas combinaciones de las variables es lo que define a los tipos, más que la mera sumatoria de éstas.

Más orientada hacia la problemática de contaminación y ruido que se vive en las grandes ciudades, Meza y Cervantes (1993) desarrollaron una metodología que integra cuantitativamente y relaciona las características del ambiente con sus efectos en la calidad de vida de la población. El método propuesto incluye 20

indicadores que abarcan aspectos de densidad de población, servicios primarios, consumo de gas, agua y energía eléctrica, así como ruido y contaminación. Los autores aplicaron dicha metodología en un estudio ecológico realizado en la ciudad de Monterrey.

6.3 Metodología.

La determinación del nivel de bienestar social de las localidades del área de estudio, se basó en la metodología propuesta por la Secretaría de Desarrollo Social de la República Mexicana (SEDESOL, 1997), ya que ésta expresa el nivel de pobreza con relación a la media estatal o nacional, mientras que las primeras dos metodologías descritas expresan la posición relativa de cada localidad, con respecto a las demás.

En este trabajo, se utilizó la media estatal de Nuevo León para el cálculo de los índices de pobreza. Los indicadores utilizados para el análisis fueron:

- a) Población mayor de 15 años económicamente inactiva (I)
- b) Población mayor de 15 años analfabeta (A)
- c) Viviendas que carecen de agua entubada (T)
- d) Viviendas con piso de tierra (P)
- e) Viviendas que carecen de electricidad (E)

Los valores para los indicadores arriba mencionados se obtuvieron del XI Censo General de Población y Vivienda de 1990, publicados por el Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI, 1990b).

La fórmula aplicada fue:

$$NP = (IL/IE) + (AL/AE) + (TL/TE) + (PL/PE) + (EL/EE)$$

donde;

NP = nivel de pobreza en la localidad.

IL = Porcentaje de la población mayor de 15 años económicamente inactiva en la localidad.

IE = Porcentaje de la población mayor de 15 años económicamente inactiva en el estado.

AL = Porcentaje de la población mayor de 15 años analfabeta en la localidad

AE = Porcentaje de la población mayor de 15 años analfabeta en el estado

TL = Porcentaje de viviendas que carecen de agua entubada en la localidad

TE = Porcentaje de viviendas que carecen de agua entubada en el estado

PL = Porcentaje de viviendas con piso de tierra en la localidad

PE = Porcentaje de viviendas con piso de tierra en el estado

EL = Porcentaje de viviendas que carecen de electricidad en la localidad

EE = Porcentaje de viviendas que carecen de electricidad en el estado.

El índice se calculó únicamente para aquellas localidades que cuentan con tres o más viviendas, ya que solamente para éstas se contó con datos socioeconómicos.

Los Índices Globales de Pobreza de las localidades fueron agrupados por rangos y los valores del rango correspondiente fueron desplegados en un mapa, ubicándolos, mediante un SIG, en las coordenadas de la localidad respectiva. El patrón de distribución espacial de los índices de pobreza fue analizado.

Asimismo, se analizó mediante una prueba estadística de t, la relación entre el nivel de bienestar, expresado al través de los Índices Globales de Pobreza, y el tipo de tenencia de tierra.

Resultados y Discusión.

Los valores correspondientes a cada indicador, para las localidades comprendidas en la subcuenca de estudio se muestran en el Anexo 9. En el mismo, aparecen también los índices calculados para cada indicador, con relación al porcentaje promedio estatal.

Las localidades comprendidas en el área de estudio fueron jerarquizadas en función del Índice Global de Pobreza individual (Cuadro 6.1). Todas las localidades, excepto una, tuvieron índices de pobreza muy superiores a la media estatal y aún a la media municipal de Linares (IGP = 13.63), que es el municipio que ocupa la mayor extensión del área de estudio.

Cuadro 6.1 Jerarquización de las localidades del área de estudio, en función de su Índice Global de Pobreza (IGP).

Entidades / Localidades	IGP	Tipo de propiedad
Promedio estatal de Nuevo León	5	
Promedio estatal de Tamaulipas	11.5	
Valores inferiores al índice estatal de Nuevo León		
Buenos Aires, Tamps.	0.64	Rancho
Valores superiores hasta en 2 veces		
Linares	7.55	Ciudad
Valores superiores entre 2 y 5 veces		
Raíces, N.L.	14.51	Rancho
El Refugio, N.L.	15.37	Hacienda
La Reforma, N.L.	16.66	Ejido
Los Hoyos (San José), N.L.	16.73	Ejido
Las Barretas, N.L.	17.06	Ejido
El Guajolote, N.L.	21.44	Ejido
El Diez, N.L.	22.33	Ejido
Valores superiores entre 5 y 10 veces		
La Soledad, N.L.	25.46	Ejido
La Borrega, N.L.	26.72	
La Gloria, Tamps.	27.07	Rancho
El Porvenir, N.L.	28.08	Ejido
Santa Rosa, N.L.	28.32	Ejido
La Purísima, Tamps.	30.85	Rancho
San Cristóbal, N.L.	31.21	Ejido
El Puerto, N.L.	31.55	Ejido

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

Cuadro 6.1 (Continuación). Jerarquización de las localidades del área de estudio, en función de su Índice Global de Pobreza (IGP).

La Retama, N.L.	32.83	Ejido
Purísima De Conchos, N.L.	33.15	Ejido
Jesús María, Tamps.	33.96	Rancho
Ranchería, N.L.	34.09	Ejido
José María Morelos, Tamps.	34.26	Ejido
General Lucio Blanco, Tamps.	37.34	Ejido
La Rosita, Tamps.	38.67	Rancho
Belisario Domínguez, Tamps.	39.21	Ejido
Las Margaritas, Tamps.	39.65	Rancho
Las Palmas, Tamps.	40.06	Rancho
Altamira, N.L.	40.89	
San Juan, Tamps.	41.31	Rancho
El Angel 1, Tamps.	41.94	Rancho
Magüiras 1, N.L.	42.39	Rancho
El Terrero, N.L.	43.29	Ejido
El Avileño, N.L.	44.16	Rancho
Mártires Del Agrarismo, Tamps.	45.37	Ejido
El Roble 1, Tamps.	45.50	Rancho
Monterio, Tamps.	46.95	Rancho
Benítez, N.L.	47.15	Ejido
El Consuelo 1, N.L.	47.65	Rancho
La Aurora, N.L.	48.15	Rancho
Conrado Castillo, Tamps.	48.66	Ejido
La Peñita, Tamps.	49.41	Rancho
Valores superiores en más de 10 veces		
La Granja, N.L.	50.31	Ejido
El Sauz, N.L.	50.45	Rancho
Las Carolinas Uno, N.L.	50.80	Rancho
Carricitos 1, N.L.	52.55	Rancho
La Brisa 1, N.L.	54.47	Rancho
Silvia Sánchez, Tamps.	56.00	Ejido
San Pedro Garza García, N.L.	56.60	Ejido
Pontezuelas, N.L.	56.62	Rancho
El Consuelo 2, N.L.	56.63	Rancho
El Gallo 1, N.L.	56.78	Rancho
Las Comitas, N.L.	56.84	
El Terrero 2, N.L.	56.93	Rancho
El Cerrito, N.L.	57.05	Ejido
Los Hoyos (La Rosita), N.L.	57.20	
Las Parritas, N.L.	57.47	Rancho
Belisario Domínguez, N.L.	57.70	Ejido
El Pretil, N.L.	58.63	Ejido
Jesús María, N.L.	59.24	Ejido
El Capricho 1, N.L.	61.85	Ejido
La Concha, N.L.	61.93	Hacienda
Los Nogales, N.L.	62.17	Rancho
San Juan, N.L.	64.10	
San Isidro, Tamps.	67.60	Rancho

De las 63 localidades para las cuales se calculó el Índice Global de Pobreza, 30 son propiedad privada, 28 propiedad ejidal y 5 de ellas no pudieron ser identificadas en este aspecto.

Los valores del Índice Global de Pobreza correspondientes a cada tipo de tenencia de tierra fueron comparados mediante una prueba de t, resultando una diferencia ligera entre ellas ($P(T \leq t) = 0.060$), siendo más altos los valores de pobreza en las localidades de propiedad privada que en las de propiedad ejidal (Figura 6.1).

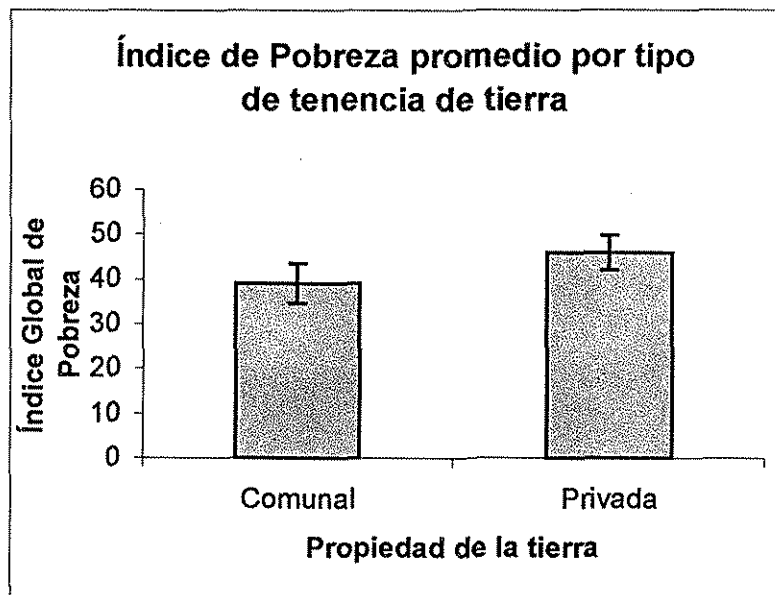


Figura 6.1 Valores promediados del Índice Global de Pobreza para cada tipo de tenencia de tierra en la subcuenca de estudio. Las barras de error corresponden a los intervalos de confianza ($\alpha = 0.05$).

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Diversos autores (Bilsborrow y Okoth-Ogendo, 1992; Bilsborrow y DeLargy, 1991) han sugerido que existe una relación entre el régimen de propiedad de la tierra y los niveles de degradación, ya que los incentivos para crear infraestructura orientada hacia la conservación del suelo decrecen conforme aumenta la incertidumbre sobre la tenencia de la tierra. Sin embargo, en el caso de estudio que aquí se presenta, los valores del Índice Global de Pobreza fueron más altos en las localidades de propiedad privada que en las de propiedad ejidal, debido probablemente a que las propiedades privadas están dispersas y el número de habitantes rara vez es superior a 50, lo que reduce las posibilidades de que reciban servicios como agua potable o electricidad.

Esto se corroboró al analizar los promedios de cada indicador, por tipo de propiedad de la tierra (Cuadro 6.2), y se encontró que el único indicador en que difirieron, siendo más desfavorable para la propiedad privada, fue en disponibilidad de energía eléctrica ($P(T \leq t) = 0.013$). En cuanto a la disponibilidad de agua, es muy probable que la mayoría de estas propiedades cuenten con agua entubada proveniente de un pozo particular y no de una red municipal.

Cuadro 6.2 Índices correspondientes a cada indicador, promediados por tipo de tenencia de tierra, 1990.

	Índice de población económicamente inactiva	Índice de analfabetismo	Índice de viviendas sin agua entubada	Índice de viviendas con piso de tierra	Índice de viviendas sin energía eléctrica
Propiedad ejidal	1.05 ^{a*}	1.76 ^a	10.43 ^a	10.49 ^a	15.25 ^a
Propiedad privada	0.90 ^a	1.93 ^a	10.90 ^a	8.56 ^a	22.13 ^b

* Letras diferentes en columnas indican diferencias significativas ($P=0.05$)

Posteriormente, las localidades fueron agrupadas en cinco rangos: aquellas con valores de IGP inferior al índice estatal, localidades con valores superiores hasta en dos veces el índice estatal, localidades con valores entre 2 y 5 veces el índice estatal, localidades con valores entre 5 y 10 veces al índice estatal y localidades con valores superiores en más de 10 veces el índice estatal (Cuadro 6.1). El valor del rango correspondiente a cada localidad fue desplegado en un mapa, ubicándolo en las coordenadas respectivas al través de un SIG y se analizó visualmente su distribución (Figura 6.2).

No se detectó ningún patrón específico en la distribución espacial de los índices de pobreza, ni ninguna relación entre éstos y los niveles de desertificación (Figura 6.3), por lo que se acepta la hipótesis planteada de que los niveles de bienestar social no están asociados directamente a la productividad de los suelos. Tampoco se observó relación alguna entre los índices de pobreza calculados y el tamaño de la población o con la distancia a los centros de población más grandes (Figura 6.4).

Ciertamente, en la mayoría de las áreas donde se observaron procesos de desertificación graves, se detectó también un bajo nivel de bienestar social; (ya que éste se presenta prácticamente en toda el área de estudio). Sin embargo, es difícil evaluar hasta dónde el segundo es consecuencia del primero, o hasta dónde los niveles de bienestar social dependen de las decisiones políticas que se tomen en materia de inversión del presupuesto. Así, la diferencia entre las poblaciones rurales y las grandes ciudades, donde se concentran las inversiones, tanto del gasto público como privado, parece ser un factor de mayor peso en las desiguales condiciones socioeconómicas de las poblaciones que los índices de desertificación.

Además, el nivel de bienestar social (acceso a educación, a servicios médicos, infraestructura vial, etc.) de estas poblaciones no depende fundamentalmente de las condiciones económicas a nivel familiar. Existen localidades donde muchas de las familias poseen sofisticados aparatos electrónicos y costosas camionetas y, sin embargo, no cuentan con instrucción secundaria en la localidad, las calles están sin asfaltar, carecen de red de drenaje y, para tener

acceso a servicios médicos, deben de recorrer largas distancias por caminos de terracería en pésimas condiciones.

La mayoría de estas familias, dedicadas a una precaria agricultura o ganadería en terrenos altamente desertificados, han mejorado sus ingresos por la ayuda económica de los hijos que emigraron a trabajar a las ciudades cercanas. Si sus ingresos mejoran lo suficiente, también ellos se irán a radicar a las ciudades, incrementando los problemas de sobrepoblación y hacinamiento que en ellas existe.

Aunado a ello, existen otras circunstancias que dificultan aún más el tratar de establecer una correlación entre niveles de desertificación y bienestar socioeconómico de una población, como es el hecho de que algunas localidades se vean particularmente beneficiadas, en lo que a obra pública se refiere, por motivos políticos. También el desfase que existe entre el inicio de los procesos de desertificación y las repercusiones de ésta en la productividad e ingresos obtenidos, dificultan el percibir la correlación, en un determinado tiempo. Por ejemplo, en áreas donde se establece un uso de suelo muy productivo al corto plazo, pero no sostenible; puede ser que el proceso de desertificación ya esté presente pero aún no tiene efectos económicos. Un caso típico en que se presenta esta situación es cuando incorporan riego, en un área agrícola, con aguas salinas. En los primeros años, la producción puede ser alta e igualmente los ingresos que obtengan, pero con el tiempo esos terrenos quedarán completamente improductivos.

Esta situación refleja el conflicto entre la escala de tiempo de los seres humanos en contraste con la de las condiciones físicas del ambiente. Dado que la esperanza de vida de los seres humanos es de alrededor de 75 años, no es de sorprender que se actúe a corto plazo, a diferencia del ambiente físico que opera a una escala de largo plazo. Es decir, que la escala temporal óptima para la toma de decisiones de los individuos y de las sociedades es muy corta comparada con la escala de tiempo óptima requerida para la conservación o restauración del ambiente (Levia, 1999).

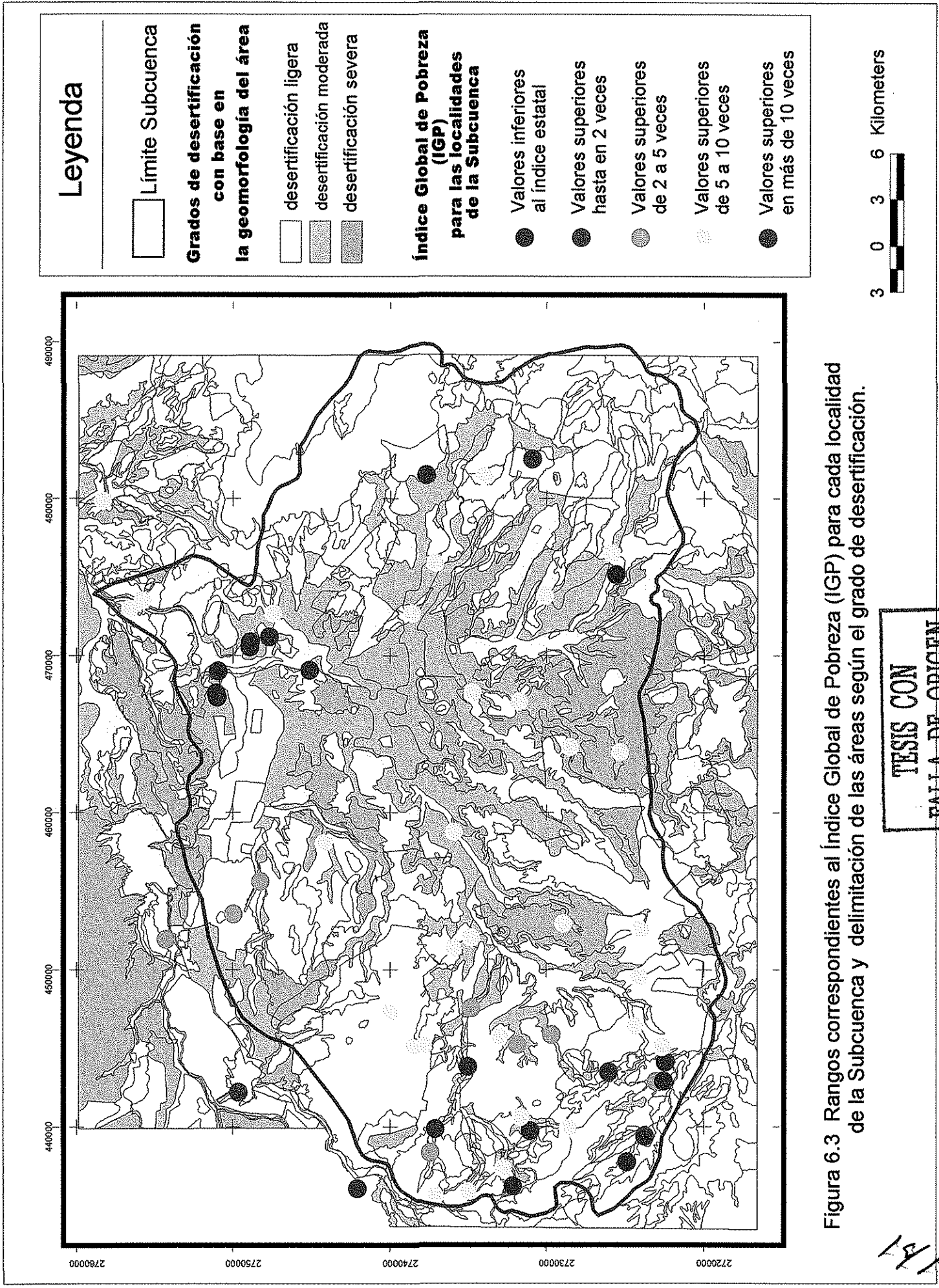


Figura 6.3 Rangos correspondientes al Índice Global de Pobreza (IGP) para cada localidad de la Subcuenca y delimitación de las áreas según el grado de desertificación.

141

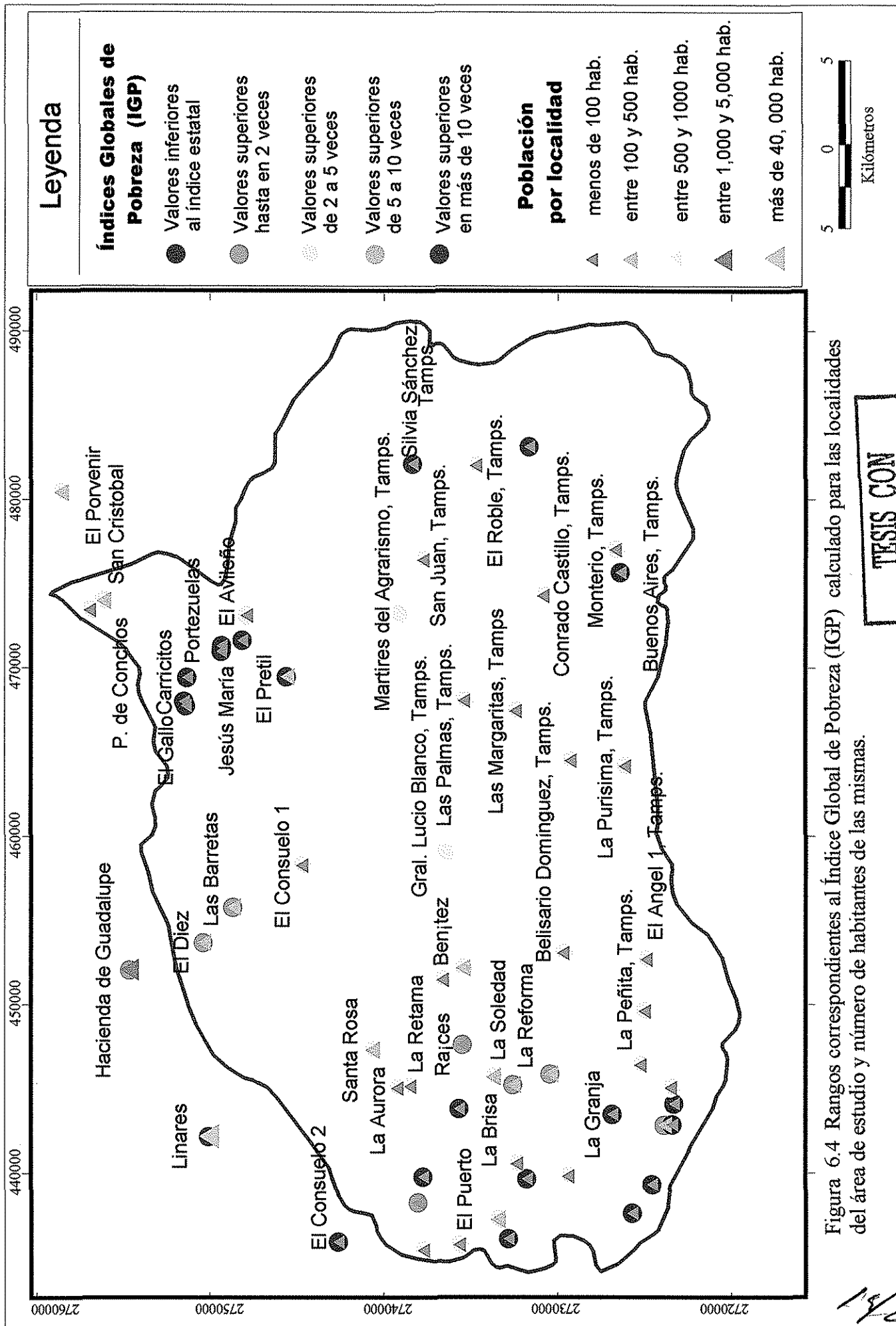


Figura 6.4 Rangos correspondientes al Índice Global de Pobreza (IGP) calculado para las localidades del área de estudio y número de habitantes de las mismas.

Capítulo 7

Discusión general y conclusiones

En este trabajo se presenta evidencia que destaca la importancia de estudios a largo plazo, con diversos indicadores, para un mejor entendimiento de la desertificación. Los resultados aquí presentados deberán considerarse en futuros planes de manejo de recursos naturales en el noreste de México e integrarse al conocimiento del complejo fenómeno de la desertificación en el mundo.

A fin de responder a las hipótesis planteadas en esta investigación, se analizaron los cambios ocurridos en las propiedades físicas (densidad aparente), químicas (salinidad y pH) y biológicas (materia orgánica) del suelo. Se registró, además, la cobertura vegetal por estrato, así como la riqueza y la diversidad de las plantas superiores. Para evaluar el nivel de bienestar de los habitantes del área de estudio, se calculó el Índice Global de Pobreza, mediante indicadores socioeconómicos por localidad.

Dado que, comúnmente, la degradación de un sitio no es perceptible en lapsos cortos, para esta investigación se utilizaron datos de campo reportados en estudios previos, realizados en la región, como primer muestreo, siempre que éstos indicaran la ubicación precisa de los sitios, para poder muestrearlos nuevamente y evaluar los cambios. Debido a esto, los sitios de muestreo no quedaron sistemática, ni aleatoriamente, distribuidos en la subcuenca, sino concentrados en aquellas áreas en las que se encontraron registros de muestreos previos. Se contó, en total, con 41 sitios que reportaron valores para materia orgánica, conductividad eléctrica y pH para 1993. Esos sitios fueron muestreados posteriormente en 1997 y 1999. Para la evaluación de densidad aparente del suelo se realizaron muestreos en 35 de esos 41 sitios en 1996, 1997 y 1999.

Se realizó una regionalización geomorfológica de la subcuenca, lo que permitió dar una expresión espacial a los datos colectados en los sitios de muestreo y extrapolarlos a otras unidades ambientales semejantes. La regionalización se desarrolló bajo un enfoque analítico, considerando tres aspectos principales para la delimitación de las unidades morfogenéticas: origen del relieve, tipo de relieve y temporalidad. Prácticamente, la totalidad del área de estudio resultó de origen sedimentario y tan sólo

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

una pequeña porción (1.26%) presentó rocas de origen ígneo. Las planicies predominaron sobre las demás formas de relieve identificadas, ocupando aproximadamente el 73% de la superficie total, mientras que las laderas de lomerío cubren el 15% del área y las laderas de montaña el 11%. Estos resultados se presentan en forma tabular y en un mapa, generando con esto nueva información en los aspectos de relieve para la región.

Debido a la forma en que fueron seleccionados los sitios de muestreo, no todas las unidades geomorfológicas fueron muestreadas, pero sí las más representativas que son la planicie sobre lutita, la planicie aluvial, la planicie sobre conglomerado, la planicie ondulada sobre lutita y las laderas de lomerío.

Los valores de los parámetros de suelo (densidad aparente, materia orgánica, pH y salinidad) fueron analizados mediante pruebas estadísticas y por el método de los índices desarrollado por FAO/UNEP (1979). Los resultados obtenidos por el método de los índices, fueron coincidentes con los obtenidos por métodos estadísticos, lo que parece indicar que dicho método produce resultados confiables, por lo que se sugiere su utilización para futuros estudios.

En la presente investigación se utilizaron, tanto para los análisis estadísticos como para el método de los índices, los valores promedio de un determinado número de muestras, calculado estadísticamente, para cada sitio. Sin embargo, la metodología propuesta por FAO/UNEP (1979) no especifica el número de muestras que deben tomarse o la forma de determinar la intensidad de muestreo requerida. Por lo tanto, se propone la utilización de esa metodología, con las siguientes adiciones o modificaciones a la forma original propuesta por FAO/UNEP (1979): 1) tomar el número de muestras necesario, por sitio, para incorporar la heterogeneidad del mismo; se sugiere determinar este número estadísticamente. 2) si se desea conocer la degradación por año, deberán hacerse las mediciones con esa periodicidad, pero no asumir que la degradación anual es igual a la degradación acumulada dividida entre un determinado periodo y 3) adecuar los rangos propuestos por FAO/UNEP (1979) de acuerdo a las condiciones locales donde se realiza la evaluación.

En los siguientes párrafos, se mencionan de manera resumida los resultados que dan respuesta a cada una de las hipótesis enunciadas.

La densidad aparente de los sitios analizados aumentó significativamente de 1996 a 1999. Los mayores incrementos se dieron en las áreas que fueron desmontadas dentro del periodo de evaluación (1996-1999) para ser utilizadas como pastizales. Sin embargo, los valores más altos se registraron en los sitios de agostadero, siendo estos valores estadísticamente superiores a los de los sitios bajo agricultura o pastizal.

Los contenidos de materia orgánica también presentaron cambios estadísticamente significativos de 1993 a 1999. Tanto los sitios de agostadero como los de agricultura mostraron una disminución significativa en el contenido de materia orgánica; a diferencia de los sitios de pastizal en los cuales no hubo diferencias significativas a lo largo del período de evaluación (1993-1999). Sin embargo, los valores de materia orgánica, en cada fecha, resultaron estadísticamente iguales para todos los usos de suelo, excepto para las áreas sin disturbio donde los contenidos de materia orgánica fueron estadísticamente superiores en las tres fechas de evaluación.

El hecho de que las áreas de agostadero y las de agricultura hayan presentado disminuciones en el contenido de materia orgánica pudiera obedecer a dos causas diferentes. En el caso de las áreas de agostadero, la explicación probablemente radica en que son, en su mayoría, áreas de uso común, a diferencia de los pastizales que suelen ser de uso privado, por lo que no se lleva al cabo, en ellas, ningún tipo de manejo y generalmente hay una excesiva carga animal. En el caso de las áreas bajo agricultura, la disminución en los contenidos de materia orgánica pudiera deberse a que, en la región, ésta es una actividad fuertemente extractiva, en la que rara vez se fertiliza o se incorporan los residuos de cosecha ya que éstos son utilizados como rastrojo para los animales.

El agostadero fue el uso de suelo con mayor número de sitios con degradación severa a muy severa para ambos indicadores, por lo que se comprueba que, al menos bajo las actuales condiciones de manejo en la región, *determinados usos de suelo provocan mayor desertificación* (Hipótesis 1). Las áreas de pastizal prácticamente no presentaron degradación por pérdida de materia orgánica, sólo un sitio presentó degradación moderada para este indicador y el resto tuvo una degradación leve o nula. Sin embargo, los pastizales sí presentaron problemas de compactación del suelo, ya que el 40% de los sitios evaluados presentó degradación severa en lo que a incrementos de densidad aparente se refiere. En

los sitios bajo agricultura predominó la degradación leve para ambos indicadores; sin embargo, alrededor de un 25 a 30% de los sitios presentó degradación severa a muy severa.

La planicie sobre lutita fue la única unidad geomorfológica que mostró incrementos estadísticamente significativos en los valores de densidad aparente de 1996 a 1999. Este resultado pudiera ser reflejo del uso del suelo, más que de las características geológicas y edafológicas de esta unidad, ya que, de los siete sitios evaluados en la planicie sobre lutita, seis son utilizados como agostadero.

La comparación estadística de los contenidos de materia orgánica, entre fechas, para cada unidad geomorfológica, mostró que solamente en los sitios de planicie sobre lutita y en la planicie aluvial se presentaron disminuciones significativas de 1993 a 1999. Sin embargo, cuando se agruparon todos los tipos de planicies y se compararon contra las laderas, estas últimas mostraron menor pérdida de materia orgánica que las planicies durante el periodo de evaluación (1993-1999).

El hecho de que las mayores pérdidas de materia orgánica se registraran en las planicies, puede deberse a que en estas áreas se presentó el mayor número de sitios con cambio de uso de suelo (10, de un total de 11). Además, dos de estos sitios pasaron de ser sitios sin disturbio a estar bajo algún uso.

La planicie sobre lutita y la planicie de acumulación aluvial fueron las unidades geomorfológicas en donde se presentó el mayor número de sitios con índices de degradación altos por pérdida de materia orgánica. La planicie sobre lutita fue, asimismo, la que tuvo el mayor porcentaje (72%) de sitios con índices altos por compactación del suelo, lo que indica que *determinadas unidades geomorfológicas son más propensas a la desertificación* (Hipótesis 2).

Con los datos obtenidos en campo, se calculó la cobertura vegetal por estrato, así como la riqueza y diversidad florística de cada sitio a fin de analizar la relación que guardan estos parámetros con las variables edáficas, indicadoras de desertificación.

Los resultados del análisis denotaron una cierta correlación entre la cobertura del estrato alto y el número de especies ($r = 0.6623$), así como entre la cobertura del estrato

bajo y el índice de Shannon (0.7489). Sin embargo, *ninguno de los parámetros de vegetación evaluados (cobertura vegetal del estrato bajo, medio y alto, número de especies, Índice de Margalef e Índice de Shannon) presentó correlación lineal con los índices de desertificación (Hipótesis 3); tampoco se presentó correlación entre dichos parámetros y alguno de los indicadores de desertificación en lo individual.*

Estos resultados parecen coincidir con lo reportado por Milchunas y Lauenroth (1993), quienes tras analizar datos de 236 sitios, de diferentes partes del mundo, concluyeron que no existió relación entre los cambios en la composición de especies y el contenido de nitrógeno, ni de carbono en el suelo, y sólo una "débil relación" entre cambios en la productividad primaria neta y la composición de especies.

Utilizar a las especies vegetales como indicadores de desertificación, ya sea mediante su cobertura, riqueza o diversidad, puede conducir a conclusiones erróneas acerca del potencial productivo del sitio. Altas coberturas vegetales pueden estar asociadas, temporalmente, a cambios negativos en las propiedades del suelo, que repercutirán, en el largo plazo, en la productividad. De manera opuesta, una baja cobertura vegetal o una pobre composición de especies puede llevar a una sobrestimación de la degradación de un sitio.

En la cuarta hipótesis, se plantea que no existe correlación entre grado de desertificación y niveles de bienestar social de la población. Para analizar esta hipótesis, se determinó el nivel de bienestar social de las localidades ubicadas en la subcuenca, mediante el Índice Global de Pobreza propuesto por SEDESOL (1997). Se encontró que todas las localidades, excepto una, tuvieron índices de pobreza muy superiores a la media estatal y aún a la media municipal de Linares, que es el municipio que ocupa la mayor extensión del área de estudio. Diversos autores (Bilsborrow y Okoth-Ogendo, 1992; Bilsborrow y DeLargy, 1991) han sugerido que existe una relación entre el régimen de propiedad de la tierra y los niveles de degradación, ya que los incentivos para crear infraestructura orientada hacia la conservación del suelo decrecen conforme aumenta la incertidumbre sobre la tenencia de la tierra. Sin embargo, en el caso de estudio que aquí se presenta, los valores del Índice Global de Pobreza fueron más altos en las localidades de propiedad privada que en las de propiedad ejidal, debido probablemente a que las propiedades privadas están dispersas y el número de habitantes rara vez es superior a

50, lo que reduce las posibilidades de que reciban servicios como agua potable o electricidad.

Esto se corroboró al analizar los promedios de cada indicador, por tipo de propiedad de la tierra y se encontró que el único indicador en que difirieron fue la disponibilidad de energía eléctrica, siendo menos frecuente en la propiedad privada.

No se detectó ningún patrón específico en la distribución de los índices de pobreza, ni relación alguna entre éstos y los niveles de desertificación, por lo que se acepta la hipótesis planteada de que *los niveles de bienestar social no están directamente asociados a la productividad de los suelos*.

Ciertamente, en la mayoría de las áreas donde se observaron procesos de desertificación graves, se detectó también un bajo nivel de bienestar social; sin embargo, es difícil evaluar hasta dónde el segundo es consecuencia del primero, o hasta dónde los niveles de bienestar social dependen de las decisiones políticas que se tomen en materia de inversión del presupuesto. Así, la diferencia entre las poblaciones rurales y las grandes ciudades, donde se concentran las inversiones, tanto del gasto público como privado, parece ser un factor de mayor peso en las desiguales condiciones socioeconómicas de las poblaciones que los índices de desertificación.

Este trabajo constituye uno de los pocos estudios, tanto a nivel nacional como internacional, que han evaluado los indicadores de desertificación *in situ*, a lo largo de varios años, comparando cuantitativamente los cambios ocurridos. La presente investigación aporta, así, información original sobre los principales procesos de desertificación que ocurren en el área de estudio. Se evidencia, además, el hecho de que el agostadero es, actualmente, el uso de suelo que está produciendo mayor degradación del suelo, principalmente cuando se encuentra en áreas de planicie sobre lutita. Esta información puede ser de gran relevancia y deberá ser tomada en consideración para la formulación de políticas de uso y conservación del suelo en la región.

TESIS CON
FALTA DE ORIGEN

En un contexto más general, este estudio contribuye, mediante la revisión y el análisis crítico de algunos conceptos y metodologías, a una mejor comprensión de los procesos físicos, biológicos y socioeconómicos asociados a la desertificación. Presenta argumentos y evidencia con datos, el hecho de que la desertificación no es un proceso que avance linealmente, sino por episodios y que, por lo tanto, el concepto de "velocidad de desertificación" debe ser replanteado, al igual que el uso exclusivo de la cobertura y diversidad vegetal como indicadores de la desertificación.

Literatura citada

- Abdel-Magid, A.H., G.E. Schuman y R.H. Hart. 1987. Soil bulk density and water infiltration as affected by grazing systems. *Journal of Range Management* 40(4): 307-309
- Aguado, G.A., E.G. Moya y J.L. Flores. 1996. Importancia de los elementos climáticos en la variación florística temporal de pastizales semidesérticos. *Acta Botánica Mexicana* 35: 65-68.
- Alanís, G. 1981. Aprovechamiento de la flora nativa en el estado de Nuevo León. En: *Memorias de la Primera Reunión sobre Ecología, Manejo y Domesticación de Especies Útiles del Desierto*. INIF, SARH. Monterrey. Pp. 220-227
- Alanís, G. , M. Pando y E. Estrada. 1991. Caracterización estructural y ecológica de los matorrales de la Planicie Costera del Golfo en el estado de Nuevo León. Reporte proyecto SEP No. 88-0131-112-05. Linares, N.L. México.
- Allegre, J.C.; D.K. Cassel y D.E. Brandy. 1986. Effects of land clearing on subsequent management of soil physical properties. *Soil Science Society of America Journal* 50: 1379-1384.
- Annon, T. 1991. Senegal's saline soils have a future – despite the drought. *Spore* 31: 5.
- Aparicio, F.J. 1996. Fundamentos de Hidrología de Superficie. De. Limusa. México, D.F. 303 pp.
- Arizpe, L. 1992. Cambio global, desarrollo y percepciones culturales. *Ciencia* 43: 115-119.
- Ayoub, A.T. 1998. Extent, severity and causative factors of land degradation in the Sudan. *Journal of Arid Environments*. 38: 397-409
- Ballín, C.J.R. 1987. Estudio preliminar de la desertificación en el límite sur del Desierto Chihuahuense. Departamento de Estudio y Evaluación de la Desertificación. I.I.Z.D. Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, S.L.P.; México. 97 pp.
- Barnes, P.W. y A.T. Harrison. 1982. Species distribution and community organization in a Nebraska sandhills mixed prairie as influenced by plant/soil-water relationship. *Oecología* 53: 190-195.
- Barrow, C.J. 1994. Land degradation. Development and breakdown of terrestrial environments. Cambridge University Press. New York, Estados Unidos.
- Berry, L. y R.B. Ford. 1977. Recommendations for a system to monitor critical indicators in areas prone to desertification. Clark University, Worcester, Massachusetts.
- Bilsborrow, R.E y P. DeLargy. 1991. Land use, migration and natural resource deterioration: the experience of Guatemala and the Sudan. pp. 125-147. En: David K. y M. Bernstam (editores). *Resource and environment population: present knowledge, future options*. Oxford University Press. Oxford, Inglaterra.

- Bilsborrow, R.E. y H. Okoth-Ogendo. 1992. Population-driven changes in land use in developing countries. *Ambio* 21:36-45.
- Blackwell, P.J.; M.A. Ward; R.N. Lefevre y D.J. Cowan. 1985. Compaction of a swelling clay soil by agriculture traffic: effects upon conditions for growth of winter cereals and evidence for some recovery of structure. *Journal of Soil Science* 36: 633-650.
- Blake, G. y A.R. Hartge. 1986. Bulk density. En: *Methods of soil analysis*. C.A. Black (Editor). American Society of Agronomy, Madison. Estados Unidos.
- Bocco, G. 1990. Gully erosion analysis using remote sensing and Geographic Information Systems; a case study in Central Mexico. Tesis doctoral. ITC. Enschede, Holanda.
- Bocco G. y M. Mendoza (inédito). La regionalización geomorfológica como una alternativa de regionalización ecológica en México. El caso de Michoacán de Ocampo.
- Bocco, G., J.L. Palacio y C. Valenzuela. 1990. Gully erosion modelling using GIS and geomorphologic knowledge. *ITC Journal*. 1990-3. Enschede, Holanda.
- Bocco G. y C.R. Valenzuela. 1988. Integration of GIS and image processing in soil erosion studies using ILWIS. *ITC Journal* 4: 309-319. Enschede, Holanda.
- Bocco, G. y J.L. Palacio. 1982. Utilidad de la cartografía geomorfológica en la evaluación y planeación del territorio. *Anuario de Geografía*. Año XXII: 29:40. UNAM, México.
- Bohn, L.H.; L.B. McNeal y A.G. O'Connor. 1993. *Química del Suelo*. Primera edición. Limusa. México, D.F., México.
- Bonham, D. 1980. *Measurements for Terrestrial Vegetation*. John Wiley & Son Editors.
- Brady, W.W., M.R. Stromberg, E.F. Aldon, C.D. Bonham y S.H. Henry. 1989. Response of a semidesert grassland to 16 years of rest from grazing. *Journal of Range Management*. 42(4): 284-288
- Bravo, M.R. 1999. Distribución de la materia orgánica del suelo en ecosistemas naturales e inducidos en el estado de Nuevo León, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Forestales, UANL. Linares, N.L. México.
- Buckman, H.O. y N. Brady. 1977. *Naturaleza y propiedades de los suelos*. Montaner y Simon, S.A. Barcelona, España.
- Burke, I.C.; C.M. Yonker; W.J. Parton; C.V. Cole; K. Flach y D.S. Schimel. 1989. Texture, climate and cultivation effects on soil organic matter content in U.S. grassland soils. *Soil Science Society of America Journal* 53: 800-805.
- Carabias, J. 1996. Conferencia Magistral presentada en el acto de inauguración de la Segunda Conferencia Regional Latinoamericana y del Caribe sobre la Convención de Lucha contra la Desertificación. México, D.F.

Comisión Nacional de Zonas Áridas y Secretaría de Desarrollo Social (CONAZA/SEDESOL). 1994. Plan de acción para combatir la desertificación en México (PACD-México). Secretaría de Desarrollo Social, Comisión Nacional de Zonas Áridas, Saltillo, Coahuila, México. 160 pp.

COTECOCA/SARH. 1973. Coeficientes de agostadero de la República Mexicana, estado de Nuevo León. Secretaría de Agricultura y Ganadería. Comisión Técnico Consultiva para la determinación de los coeficientes de agostadero.

Daget, P. y J. Poissonet. 1971. Une méthode d'analyse phytologique des prairies. Critres d'application. Ann. Agron. 22(1): 5-41.

Daniel, O. 1988. Uso del modelo de monitoreamiento (DIMO) y del índice de Qinghong (Q) en el análisis de la diversidad de especies vegetales de un fragmento del Bosque Atlántico Brasileño. Memorias del Primer Congreso Latinoamericano IUFRO. Valdivia, Chile.

Darkoh, M.B.K. 1994. The deterioration of the environment in Africa's drylands and river basins. Desertification Control Bulletin. 24: 35-41.

De Miro i Orell, M. y M. Domingo i Morató. 1985. Breviario de geomorfología. Oikos-tau, Barcelona, España.

De Soyza, A.G., W.G. Whitford, J.E. Herrick, J.W. Van Zee y K.M. Havstad. 1998. Early warning indicators of desertification: examples of tests in the Cihuahuan Desert. Journal of Arid Environments 39: 101-112

Dormaar, J.F., A. Johnston y S. Smoliak. 1984. Seasonal changes in carbon content, dehydrogenase, phosphatase and urease activities in mixed prairie and fescue grassland Ah horizons. Journal of Range Management. 37:31-37.

Dregne, H.E. 1983. Desertification of arid lands. Texas Tech University. Harwood Academic Publishers. United States. pp. 226

Dwivedi R.S. y B. Rao. 1992. The selection of the best possible Landsat TM band combination for delineating salt-affected soils. International Journal of Remote Sensing 13(11): 2051-2058.

Dytham, C. 1999. Choosing and using statistics: A Biologist's guide. Blackwell Science Ltd. Oxford, Reino Unido.

Eastman, J.R. 1997. IDRISI for Windows. User's Guide Version 2. Clark Univerity, Worcester, MA. Estados Unidos.

Everitt, J.H., D.E. Escobar, H. Gerbermann y M.A. Alaniz. 1988. Detecting saline soils with video imagery. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 54(9): 1283-1287.

Fassbender, H.W. 1993. Modelos edafológicos de sistemas agroforestales. Segunda edición. CATIE. Turrialba, Costa Rica.

FAO/UNEP. 1979. A provisional methodology for soil degradation assesement.Roma, Italia. pp 1-35.

FAO/UNEP. 1984. A provisional methodology for assessment and mapping of desertification. Roma, Italia.

Friedel, M.H. 1991. Range condition assesement and concept of thresholds: A viewpoint. Journal of Range Management. 44:422-426.

Gamper, M.A. 1977. Estratigrafía y microfacies cretácicas del anticlinorio Huizachal-Peregrina (Sierra Madre Oriental). Boletín de la Sociedad de Geología Mexicana. 38(2): 1-17.

García de Fuentes, A. 1993. Asimilación económica del territorio (un nuevo enfoque en la interpretación regional del país). Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. pp. 69-93

García de León, A. 1990. Regionalización estatal de la República Mexicana basada en algunos indicadores socioeconómicos de bienestar. Instituto de Geografía. UNAM.

Garza Jiménez, F.A. 1993. Mapeo geológico en el área Purísima de Conchos, Linares, Nuevo León y análisis de sedimentos fluviales de los ríos Pabillo, Potosí, Anegado y Conchos, en la misma área. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias de la Tierra. UANL. Linares, N.L. México.

Graham., O.P. 1992. Survey of degradation in New South Wales, Australia. Environmental Management 2: 205-223.

Grainger, A. 1990. The threatening desert. Earthscan, Londres.

Grainger, A.. 1992. Characterization and assessment of desertification process. En: Desertified Grasslands. Academic Press Limited, London NW1 7DX, UK. pp.17-33.

Grime, J.P. 1974. Vegetation classification by reference to strategies. Nature 250: 26-31.

Grunblatt J., W.K. Ottichilo y R.K. Sinange. 1992. A GIS approach to desertification assesement and mapping. Journal of Arid Environments 23: 81-102.

Gutiérrez, R.M. 1997. Evaluación del grado de desertificación en el municipio de Linares, N.L., México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Forestales, UANL. Linares, N.L. México.

Hartge, H.K. 1988. The problem of compaction on agricultural lands. Applied Geography and Development 32: 44-50.

Heiseke, D. 1986. Regeneración por rebrotes en dos tipos de matorral del noreste de México. Schr. Forst. Fak. Universität Göttingen. 84: 184 - 199.

Heiseke, D. y R. Foroughbakhch. 1985. El matorral como recurso forestal. Reporte Científico No. 1., Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, Linares, Nuevo León; México. 31 pp.

- Hillel. 1982. Introduction to soil physics. Academic Press Inc. New York. Estados Unidos.
- Hobbs, N.T. 1996. Modification of ecosystems by ungulates. *Journal of Wildlife Management*. 60(4): 695-713.
- Hubberten, H. y N. Klaus. 1986. La Sierra de San Carlos, Tamaulipas - un complejo ígneo de la Provincia Alcalina Mexicana Oriental. *Actas de la Facultad de Ciencias de la Tierra, UANL*. Linares, Nuevo León. México. pp. 68-77.
- Hurt, C.R. y M.B. Hardy. 1989. A weighted key species method for monitoring changes in species composition of Highland Sourveld. *Journal of the Grassland Society of Southern Africa* 6: 109-113.
- INEGI. 1980. Carta de climas. Escala 1:1,000,000.
- INEGI. 1982. Cartas temáticas: geológica, edafológica y topográfica. Escala 1:50,000. G14C58, G14C59, G14C68 y G14C69.
- INEGI. 1983. Carta hidrológica de aguas superficiales. Escala 1:250,000. G14-11.
- INEGI. 1990a. Nuevo León. Cuaderno de información para la planeación. Aguascalientes, México.
- INEGI. 1990b. Nuevo León: Perfil Sociodemográfico. XI Censo General de Población y Vivienda. Aguascalientes, México.
- INEGI. 1995. Espaciomapa. Escala 1:250,000. G14-11
- Johnston, A.; J.F. Dormaar y S. Smoliak. 1971. Long-term grazing effects on fescue grassland soils. *Journal of Range Management*. 24: 185-188.
- Jordaan, F.P., L.C. Biel y P.I.M. du Plessis. 1997. A comparison of five range condition assessment techniques used in the semi-arid western grassland biome of Southern Africa. *Journal of Arid Environments*. 35: 665-671.
- Joshi, M.D. y B. Sahai. 1992. Preliminary mapping of saline intrusion in an Indian coastal zone. *ITC Journal* (3): 266-268.
- Jurado, E. Y N. Reid. 1989. Influencia de factores edáficos, topográficos y perturbación sobre el matorral espinoso tamaulipeco en Linares, Nuevo León. *Reporte Científico No.10, Facultad de Ciencias Forestales, UANL, Linares, N.L., México*.
- Jurio, E.M. y R.A. van Zuidam. 1998. Remote sensing, synergism and geographical information system for desertification analysis: an example from northwest Patagonia, Argentina. *ITC Journal* 3-4: 209-217. Enschede, Holanda.
- Kaushalya, R. 1992. Monitoring the impact of desertification in western Rajasthan using remote sensing. *Journal of Arid Environments* 22: 293-304.

- Khresat, S.A., Z. Rawajfih y M. Mohammad. 1998. Land degradation in North-western Jordan: causes and processes. *Journal of Arid Environments*. 39: 623-629.
- King, J.A. y B.M. Campbell. 1994. Soil organic matter relations in five land cover types in the miombo region (Zimbabwe). *Forest Ecology and Management*, 67: 225-239.
- Landa R., J. Meave y J. Carabias. 1997. Environmental deterioration in rural Mexico: an examination of the concept. *Ecological Applications*, 7(1), pp 316 - 329.
- Laycock, W. y P.W. Conrad. 1967. Effect of grazing on soil compaction as measured by bulk density on a high elevation cattle range. *Journal of Range Management*. 20: 136-140.
- Le Tacon, F. y J. Laker. 1990. Deforestation in the tropics and proposals to arrest it. *Ambio* 19: 372-378.
- Levia, D.F. 1999. Land degradation: Why is it continuing?. *Ambio* Vol.28 (2): 200-201.
- López-Blanco, J. 1994. Evaluaciones geomorfológicas y de recursos naturales aplicando un sistema de información geográfica (ILWIS). Tesis doctoral. UNAM. México, D.F. 222 pp.
- Ludwig, J. Y J. Reynolds. 1988. *Statistical Ecology. A primer on methods and computing*. John Wiley & Sons. Toronto, Canadá.
- Lugo, J. I. 1991. *Elementos de geomorfología aplicada (Métodos cartográficos)*. Instituto de Geografía. UNAM. México.
- Mabbutt, J.A. 1984. A new global assesement of the status and trends of desertification. *Environmental Conservation* 11: 100-113.
- Magurran, E.A. 1989. *Ecological diversity and its measurement*. Ediciones Vedral Barcelona, España.
- Mainguet, M. 1994. *Desertification: Natural Background and Mismanagement*. 2nd Edition. Springer-Verlag. Germany. pp. 293
- Maldonado A. 1992. *Modelo para la evaluación cuantitativa de la desertificación*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, N.L. México.
- Maldonado A. y M. Pando. 1994. A quantitative model for the evaluation of desertification. IV International Conference on Desert Development. Mexico, D.F. pp. 70-76
- Manzano, M. 1997. *Procesos de desertificación asociados a sobrepastoreo por caprinos en el matorral espinoso de Linares, N.L.* Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, N.L. México.

- Manzano M. y J. Navar. 2000. Processes of desertification by goats overgrazing in the Tamaulipan thornscrub (matorral) in north-eastern Mexico. *Journal of Arid Environments* 44: 1-17.
- Manzano, M., J. Navar, M. Pando y A. Martínez. 2000. Overgrazing and desertification in Northern Mexico: highlights on Northeastern region. *Annals of Arid Zone* 39(3): 285-304.
- Martínez, L.J. y A. Zinck. 1994. Modelling spatial variations of soil compaction in the Guaviare colonization area, Colombian Amazonia. *ITC Journal* 3: 252-263.
- McGinty, A., F. Smeins y L. Merrill. 1979. Influence of soil, vegetation and grazing management on infiltration rate and sediment production of Edwards Plateau rangeland. *Journal of Range Management*. 32(1): 33-37.
- Medellín-Leal, F. 1978. La Desertificación, Problema de Alcance Mundial. En: *La Desertificación en Mexico*. IIZD, Universidad Autónoma de San Luis Potosí. San Luis Potosí. Mexico. pp. 13-24.
- Medellín-Leal, F. y A. Gómez G. 1979. Management of natural vegetation in the semiarid ecosystems of Mexico. En: *Management of Semiarid Ecosystems*. B.H. Walker (Editor). Elsevier, Amsterdam. pp. 351-376
- Mendoza, M.E. y G. Bocco. (inédito). La regionalización geomorfológica como base geográfica para el ordenamiento del territorio: una revisión bibliográfica. 25 pp.
- Menshing, H. 1987. La Desertificación. Memorias del Curso Latinoamericano sobre Detección y Control de la Desertificación. Mendoza, Argentina. pp. 18-32.
- Meza, S.M. y J.F. Cervantes. 1993. Relaciones entre la calidad ambiental y la calidad de vida, un método para su evaluación. *Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*. pp 49-63.
- Milchunas, D.G. y W.K. Lauenroth. 1993. Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecological Monographs*, 63(4): 327-366
- Millar, C.E. 1963. *Soil Fertility*. John Wiley & Sons, Inc. New York, Estados Unidos.
- Millar, C.E., L.M. Turk y H.D. Foth. 1978. *Fundamentos de la ciencia del suelo*. C.E.C.S.A. México.
- Milton, S.J., W.R.J. Dean y R.P. Ellis. 1998. Rangeland health assessment: a practical guide for ranchers in arid Karoo shrublands. *Journal of Arid Environments*. 39:253-265.
- Milton, S.J., W.R.J. Dean, M.A. du Plessis y W.R. Siegfried. 1994. A conceptual model of arid rangeland degradation. *BioScience*, Vol.44, No.2, pp. 70-76.
- Miranda F. y E. Hernández X. 1964. Fisiografía y vegetación. En: *Las zonas áridas del centro y noreste de México*. Instituto Mexicano de Recursos Naturales Renovables. pp. 1-27.
- Muller, C. 1947. *Vegetation and climate of Coahuila, Mexico*. Madroño. 9:33-57.

- Naeth, M.A.; A.W. Bailey; D.J. Pluth; D.S. Chanasyk y R.T. Hardin. 1991. Grazing impacts on litter and soil organic matter in mixed prairie and fescue grassland ecosystems of Alberta. *Journal of Range Management*, 44(1):7-12.
- Nair, P.K.R. 1984. Soil productivity aspects of agroforestry. *Science and Practice of Agroforestry* 1. ICRAF. Nairobi, Kenia.
- National Research Council. 1994. *Rangeland Health*. National Academy Press. 180 pp. Estados Unidos.
- Newsome, A.E. y I.R. Noble. 1986. Ecological and physiological characters of invading species. En: *Ecology of Biological Invasions: An Australian Perspective*. Groves, R.H. y J.J. Burdon (Editores). Australian Academic of Sciences, Canberra, Australia.
- ONU. 1977. *Desertificación, visión de conjunto: Resultados de la Conferencia sobre Desertificación*. Secretaría de Relaciones Exteriores y GIADID, México.
- ONU. 1992. *Informe de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo*. Río de Janeiro, Brasil.
- Ortiz, S.M., M. Anaya-Garduño y J.W. Estrada. 1994. Evaluación, cartografía y políticas preventivas de la degradación de la tierra. Colegio de Postgraduados, Universidad Autónoma de Chapingo y Comisión Nacional de Zonas Áridas, México, D.F.
- Ortiz, S.M., M. Anaya-Garduño, R.S. Rodríguez y A. Trócoli. 1986. Evaluación de la velocidad de desertificación en la Cuenca del Río Texcoco (efecto de tecnología aplicada, inversiones y factor humano). Centro de Edafología. Área de Física de Suelos. Colegio de Postgraduados. Chapingo. México, Mex. pp. 105-123
- Ortiz-Villanueva B. y C.A. Ortiz 1984. Edafología. Universidad Autónoma Chapingo. México. pp. 384.
- Padilla y Sánchez, R.J. 1978. Bosquejo geológico-estructural de la Sierra Madre Oriental en el área Linares-Galeana-San Roberto, estado de Nuevo León. Instituto de Geología, UNAM, *Revista* 2(1):45-54
- Palacio-Prieto J.L. y J. López-Blanco. 1994. Videography: an alternative remote sensing tool for monitoring gully erosion. *ITC Journal* 3: 233-237. Holanda.
- Pando M, E. Jurado, J. Navar y M. Manzano. 1996. Considerations for Evaluating Land Degradation in Northeast Mexico. *Memories of the V International Conference on Desert Development*. Lubbock, Texas, USA.
- Parton, W.J., D.S. Ojima y D.S. Schimel. 1994. Environmental change in grasslands: assessment using models. *Climatic Change* 28: 111-141
- Pettit, N.E., R.H. Friend, y P.G. Ladd. 1995. Grazing in remanent woodland vegetation: changes in species composition and life form groups. *Journal of Vegetation Science*. 6:121-130.

Pimentel, D. y N. Kounang. 1998. Ecology of soil erosion in ecosystems. *Ecosystems* 1: 416-426.

Pissani, J.F. 1992. Estudio y Diagnóstico de las Cuencas Galeana y Mimbres. Dpto. de Ingeniería Agrícola, Fac. de Agronomía, UANL. SARH, Delegación Estatal en Nuevo León, Marín, Nuevo León, México. 157 pp.

Pulido, I., H. Sanvicente, C.L. Wiegand y G.L. Anderson. 1995. Estimación de pérdidas de cosecha en suelos ensalitrados mediante imágenes de satélite. *Memorias del VII Simposio Latinoamericano de Percepción Remota*. Puerto Vallarta, México. pp. 880-890.

Reid, N., J. Marroquín y P. Beyer-Münzel. 1990b. Utilization of shrubs and trees for browse, fuelwood and timber in the Tamaulipan thornscrub, northeastern Mexico. *Forest Ecology and Management*, 36: 61 - 79.

Reid, N., S. Smith, D.M. Stafford, P. Beyer-Munzel y J. Marroquín. 1990a. Floristic and structural variation in the tamaulipan thornscrub, northeastern Mexico. *Journal of Vegetation Science* 1:529-538.

Reining, P. 1978. *Handbook on desertification indicators*. Washington, D.C. American Association for the Advancement of Science.

Reyes, G. 2000. Evaluación de la desertificación en la Subcuenca del Río Limón, en el estado de Nuevo León, mediante sistemas de información geográfica. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, N.L. México.

Richards, L.. (Editor). 1973. *Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos*. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos de América. Editorial Limusa. México.

Riquier, J. 1978. *A methodology for assessing soil degradation*. FAO. Roma, Italia.

Rocha, R.G., sin fecha. Levantamiento cartográfico del potencial agropecuario y forestal de los suelos de los municipios de Linares y Hualahuises, Nuevo León. Dirección de Fomento Agropecuario del Gobierno del Estado de Nuevo León. Monterrey, Nuevo León; México. 77 pp.

Rodríguez, J.C. 1987. La erosión como indicador físico de la desertificación en el valle de San Luis Potosí. Reporte del Instituto de Investigaciones en Zonas Desérticas. Universidad Autónoma de San Luis Potosí. San Luis Potosí, S.L.P., México.

Rojas-Mendoza, P. 1965. Generalidades sobre la vegetación del estado de Nuevo León y datos acerca de su flora. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. México.

Roldán P.A. y D.J. Trueba. 1978. Factores Ecológicos y Sociales de la Desertificación. En: *La Desertificación en México*. U.A.S.L.P. , I.I.Z.D.. San Luis Potosí, S.L.P.; México. 129 pp.

Rubio, J.L. y E. Bochet. 1998. Desertification indicators as diagnosis criteria for desertification risk assessment in Europe. *Journal of Arid Environments* 39: 113-120

Russell, E.W. 1973. Soil conditions and plant growth. Longman. New York. Estados Unidos.

Rzedowski, J. 1961. Vegetación del estado de San Luis Potosí. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. México.

Sarukhán J. y J. Maass. 1990. Bases ecológicas para un manejo sostenido de los ecosistemas: el sistema de cuencas hidrológicas. En: Leff E. (Coordinador) Medio Ambiente y Desarrollo. Vol.1. Centro de Investigaciones Interdisciplinarias en Humanidades. UNAM. Editorial Porrúa. México. pp. 81 – 144.

Savory, A. 1988. Biological monitoring notes. Center for Holistic Resource Management. Albuquerque, NM. Estados Unidos.

Schlesinger, W.H., J.F. Reynolds, G.L. Cunningham, L.F.Huenneke, W.M. Jarrell, R.A. Virginia y W.G. Whitford. 1990. Biological feedbacks in global desertification. *Science* 247: 1043-1048.

Secretaría de Desarrollo Social. 1997. Diario Oficial del día 2 de enero de 1997.

Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (SEDUE). 1988. Manual de Ordenamiento Ecológico del Territorio. Subsecretaría de Ecología, Dirección General de Normatividad y Regulación Ecológica. México, 356 pp.

Severson K.E. y L. DeBano. 1991. Influence of spanish goats on vegetation and soils in Arizona chaparral. *Journal of Range Management*. 44(2):111-117

Shummar, M.L. y J.E. Anderson. 1986. Gradient analysis of vegetation dominated by two subspecies of sagebrush. *Journal of Range Management* 39(2): 152-158.

Smith, L.E. 1989. Range condition and secondary succession: A critique. in *Secondary Succession and the Evaluation of Rangeland Condition*. Ed. W.K. Lauenroth and W.A. Laycock, Estados Unidos. pp. 103-142

Smith, L.J. y F.L. Elliott. 1990. Tillage and residue management effects on soil organic matter dynamics in semiarid regions. *Advances in Soil Science*, Vol.13, Springer-Verlag. New York, Estados Unidos.

Smoliak S., J.F. Dormaar y A. Johnston. 1972. Long-term grazing effects on Stipa-Bouteloua prairie soils. *Journal of Range Management*. 25: 246-250.

Szabolcs, I. 1979. Review of research on salt affected soils. *Natural Resources Research XV*. UNESCO, París.

Tapia, G. 1999. Geomorfología morfogenética de la vertiente tributaria oriental del exlago de Texcoco. Tesis de Licenciatura. Facultad de Filosofía y Letras, Colegio de Geografía. Unam. México.

Thomas, D.S.G. 1997. Science and the desertification debate. *Journal of Arid Environments* 37: 599-608.

- Thomas, D.S.G. y N.J. Middleton. 1993. Salinization: new perspectives on a major desertification issue. *Journal of Arid Environments*. 24: 95-105
- Thurow, T.L. 1991. Hydrology and erosion. En: *Grazing management. An ecological perspective*. Heitschmidt, R.K. y J.W. Stuth (Editores). Timber Press. Portland, Estados Unidos. Pp. 141-159.
- Tongway, D. 1994. *Rangeland soil condition assessment manual*. CSIRO. Division of Wildlife and Ecology. Canberra, Australia
- Tongway, D. Y N. Hindley. 1995. *Manual: assessment of soil condition of tropical grasslands*. CSIRO. Division of Wildlife and Ecology. Canberra, Australia
- Toulmin, C. 1995. *The Desertification Convention: strategic agenda for the EU*. Briefing Paper of the International Institute for Environment and Development. No1. London, UK.
- Tovar, J.L. 1985. Densidad aparente. *Memorias del Simposio Nacional sobre determinación de las principales propiedades físicas de los suelos agrícolas*. Figueroa S. Y A. Nuñez (editores). Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. San Luis Potosí, S.L.P., México. Pp. 47-62
- Treviño, E., A. Akca, E. Jurado y L. Barajas. 1997. *Análisis retrospectivo y situación actual de la vegetación en el municipio de Linares, N.L. México*. VIII Simposio Latinoamericano de Percepción Remota. Mérida, Venezuela.
- UNEP. 1994. *World Atlas of Desertification*. Edward Arnold, Londres, Inglaterra.
- Van Haveren, B.P. 1983. Soil bulk density as influenced by grazing intensity and soil type on a shortgrass prairie site. *Journal of Range Management*. 36: 586-588.
- Vázquez, R. 1992. Mapeo de salinidad en la zona de Pesquería-Ramones, Nuevo León. *Memorias del II Simposio Regional: Avances y Perspectivas de la Investigación del Clima y del Agua en el Noreste de México*. Facultad de Ciencias Forestales, UANL. Linares, Nuevo León. México. pp 105-124.
- Verástegui, J., E. Treviño, R. Vázquez, J. Pissanni y E. Olivares. 1997. Caracterización de un área agrícola con problemas de salinidad mediante el uso de imágenes Landsat TM. *Memorias del VIII Simposio Latinoamericano de Percepción Remota*. Mérida, Venezuela pp. 2-7
- Verstappen, H. Th. 1977. *The use of aerial photographs in geomorphological mapping*. ITC Text Book VII-5, Enschede, Holanda.
- Verstappen, H. Th y R.A. Van Zuidam. 1991. *The ITC system of geomorphologic survey: a basis for the evaluation of natural resources and hazards*. ITC Publication No. 10, Enschede, Holanda. 89 pp.
- Villalón, H., A. Carrillo y J.M. Soto. 1991. Comparación de dos longitudes de líneas de muestreo para estimar cobertura en el matorral tamaulipeco mediante el método de puntos modificado. *Reporte Científico No.23*. Facultad de Ciencias Forestales, UANL, Linares, N.L. México. pp. 20.

Vorster, M. 1982. The development of the ecological index method for assessing veld condition in the Karoo. *Proceedings of the Grassland Society of Southern Africa*. 17: 84-89

Westoby, M., B. Walker y I. Noy-Meir. 1989. Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. *Journal of Range Management*. 42: 266-274.

Wilkinson, S.R. y R.W. Lowrey. 1973. Cycling in mineral nutrients in pasture ecosystems. En: Butler y Bailey (Editores). *Chemistry and Biochemistry of Herbage*. Academic Press, New York. Vol 2: 247-315.

Woerner, M. 1991. Los suelos bajo vegetación de matorral del noreste de México, descritos a través de ejemplos en el Campus Universitario de la UANL, Linares, N.L. *Reporte Científico No.22*. Facultad de Ciencias Forestales, UANL, Linares, N.L. México. pp.115.

Wolf, F. y F. Perales. 1985. Durabilidad natural de la madera de algunas especies del matorral del noreste de México. *Reporte Científico No. 3*. Facultad de Silvicultura y Manejo de Recursos Renovables, UANL. Linares, N.L. México.

Wood, M.K. 1987. Plot numbers required to determine infiltration rates and sediment production on rangelands in South Central New Mexico. *Journal of Range Management* 40 (3): 259-263

Woodmansee, R.G. 1978. Addition and losses of nitrogen in grassland ecosystem. *Bioscience*. 28: 448-453.

Young A. 1990. *Agroforestry for Soil Conservation*. ICRAF. C.A.B. International. Oxon, Reino Unido.

Anexo 1

Localidades ubicadas dentro de la Subcuenca A. Camacho, en el noreste de México y población de éstas de acuerdo al XI Censo General de Población y Vivienda de INEGI (1990) para los estados de Nuevo León y Tamaulipas.

Localidad	Municipio	Estado	Población
Altamira	Linares	Nuevo León	58
Aurora, La	Linares	Nuevo León	26
Avileño, El	Linares	Nuevo León	26
Barretas, Las	Linares	Nuevo León	135
Belisario Domínguez	Linares	Nuevo León	46
Benítez	Linares	Nuevo León	114
Borrega, La	Linares	Nuevo León	103
Brisa, La 1	Linares	Nuevo León	31
Carolinas Uno, Las	Linares	Nuevo León	54
Capricho, El 1	Linares	Nuevo León	39
Carricitos 1	Linares	Nuevo León	70
Cerrito, El	Linares	Nuevo León	22
Comitas, Las	Linares	Nuevo León	27
Concha, La	Linares	Nuevo León	21
Consuelo, El 1	Linares	Nuevo León	15
Consuelo, El 2	Linares	Nuevo León	33
Diez, El	Linares	Nuevo León	352
Gallo, El 1	Linares	Nuevo León	32
Granja, La	Linares	Nuevo León	59
Guajolote, El	Linares	Nuevo León	166
Hoyos, Los (San José)	Linares	Nuevo León	96
Hoyos, Los (La Rosita)	Linares	Nuevo León	43
Jesús María	Linares	Nuevo León	39
Magúiras 1	Linares	Nuevo León	46
Nogales, Los	Linares	Nuevo León	15
Parritas, Las	Linares	Nuevo León	27
Pontezuelas	Linares	Nuevo León	45
Porvenir, El	Linares	Nuevo León	142
Pretil, El	Linares	Nuevo León	127
Puerto, El	Linares	Nuevo León	92
Purísima De Conchos	Linares	Nuevo León	84
Raíces	Linares	Nuevo León	10
Ranchería	Linares	Nuevo León	202
Reforma, La	Linares	Nuevo León	219
Refugio, El	Linares	Nuevo León	12
Retama, La	Linares	Nuevo León	16
San Cristóbal	Linares	Nuevo León	125
San Juan	Linares	Nuevo León	11
San Pedro Garza García	Linares	Nuevo León	53
Santa Rosa	Linares	Nuevo León	181
Sauz, El	Linares	Nuevo León	23
Soledad, La	Linares	Nuevo León	198
Terrero, El	Linares	Nuevo León	26
Terrero, El	Linares	Nuevo León	11
			3272

Localidad	Municipio	Estado	Población
Angel El 1	Mainero	Tamaulipas	10
Belisario Dominguez	Mainero	Tamaulipas	95
Gloria La	Mainero	Tamaulipas	53
Jesus Maria	Mainero	Tamaulipas	16
Peñita La	Mainero	Tamaulipas	40
			214
Roble El 1	San Carlos	Tamaulipas	15
Silvia Sanchez	San Carlos	Tamaulipas	58
			73
Buenos Aires	Villagrán	Tamaulipas	36
Conrado Castillo	Villagrán	Tamaulipas	20
General Lucio Blanco	Villagrán	Tamaulipas	540
José Maria Morelos	Villagrán	Tamaulipas	90
Margaritas Las	Villagrán	Tamaulipas	12
Martires Del Agrarismo	Villagrán	Tamaulipas	44
Monterio	Villagrán	Tamaulipas	20
Palmas Las	Villagrán	Tamaulipas	27
Purísima La	Villagrán	Tamaulipas	10
Rosita La	Villagrán	Tamaulipas	13
San Isidro	Villagrán	Tamaulipas	18
San Juan	Villagrán	Tamaulipas	13
			843

Anexo 2

Unidades morfogénicas delimitadas
en la Subcuenca A. Camacho, en el noreste de México.

UNIDADES MORFOGENÉTICAS PRESENTES EN LA SUBCUENCA A. CAMACHO

Área (km ²)	Origen	Grupo	Clave	Descripción
0.653	Ignea	Ladera de montaña	L a m Ga	Ladera abrupta de montaña sobre Gabro
2.534	Ignea	Ladera de montaña	L m m igii	Ladera media de montaña ígnea intrusiva intermedia
0.934	Ignea	Ladera de montaña	L t m igii	Ladera tendida de montaña ígnea intrusiva intermedia
4.121				
0.232	Ignea	Ladera de lomerío	L m igii	Ladera media ígnea intrusiva intermedia
1.208	Ignea	Ladera de lomerío	L s igii	Ladera suave ígnea intrusiva intermedia
2.796	Ignea	Ladera de lomerío	L s D	Ladera suave sobre Diorita
2.296	Ignea	Ladera de lomerío	L t igii	Ladera tendida ígnea intrusiva intermedia
1.411	Ignea	Ladera de lomerío	L t D	Ladera tendida sobre Diorita
7.943				
0.795	Ignea	Planicie	P D	Planicie sobre Diorita
1.115	Ignea	Planicie	P igii	Planicie sobre roca ígnea intrusiva intermedia
5.011	Ignea	Planicie	P o B	Planicie ondulada sobre Basalto
6.921				
3.974	Sedimentaria	Ladera de montaña	L a m cz	Ladera abrupta de montaña sobre caliza
10.367	Sedimentaria	Ladera de montaña	L a m czlu	Ladera abrupta de montaña sobre caliza y lutita
1.499	Sedimentaria	Ladera de montaña	L a m lu	Ladera abrupta de montaña sobre lutita
5.23	Sedimentaria	Ladera de montaña	L m m cz	Ladera media de montaña sobre caliza
93.204	Sedimentaria	Ladera de montaña	L m m czlu	Ladera media de montaña sobre caliza y lutita
29.074	Sedimentaria	Ladera de montaña	L m m lu	Ladera media de montaña sobre lutita
13.621	Sedimentaria	Ladera de montaña	L t m czlu	Ladera tendida de montaña sobre caliza y lutita
5.479	Sedimentaria	Ladera de montaña	L t m lu	Ladera tendida de montaña sobre lutita
162.45				
0.433	Sedimentaria	Ladera de lomerío	L a czlu	Ladera abrupta sobre caliza y lutita
0.177	Sedimentaria	Ladera de lomerío	L a cg	Ladera abrupta sobre conglomerado
0.379	Sedimentaria	Ladera de lomerío	L a lu	Ladera abrupta sobre lutita
0.713	Sedimentaria	Ladera de lomerío	L a cz	Ladera abrupta sobre caliza
6.757	Sedimentaria	Ladera de lomerío	L m czlu	Ladera media sobre caliza y lutita
4.039	Sedimentaria	Ladera de lomerío	L m cglu	Ladera media sobre conglomerado y lutita
2.679	Sedimentaria	Ladera de lomerío	L m lu	Ladera media sobre lutita
0.279	Sedimentaria	Ladera de lomerío	L m cz	Ladera media sobre caliza
0.699	Sedimentaria	Ladera de lomerío	L m cg	Ladera media sobre conglomerado
11.557	Sedimentaria	Ladera de lomerío	L s al	Ladera suave aluvial
25.66	Sedimentaria	Ladera de lomerío	L s czlu	Ladera suave sobre caliza y lutita
33.505	Sedimentaria	Ladera de lomerío	L s cg	Ladera suave sobre conglomerado
3.898	Sedimentaria	Ladera de lomerío	L s cglu	Ladera suave sobre conglomerado y lutita
77.865	Sedimentaria	Ladera de lomerío	L s lu	Ladera suave sobre lutita
0.722	Sedimentaria	Ladera de lomerío	L s ar	Ladera suave de arenisca
21.192	Sedimentaria	Ladera de lomerío	L t czlu	Ladera tendida sobre caliza y lutita
6.709	Sedimentaria	Ladera de lomerío	L t cg	Ladera tendida sobre conglomerado
18.248	Sedimentaria	Ladera de lomerío	L t cglu	Ladera tendida sobre conglomerado y lutita
2.338	Sedimentaria	Ladera de lomerío	L t lu	Ladera tendida sobre lutita
217.85				

UNIDADES MORFOGENÉTICAS PRESENTES EN LA SUBCUENCA A. CAMACHO

Área (km ²)	Origen	Grupo	Clave	Descripción
3.443	Sedimentaria	Piedemonte	Pd czlu	Piedemonte sobre caliza y lutita
2.407	Sedimentaria	Piedemonte	Pd lu	Piedemonte sobre lutita
5.85				
456.63	Sedimentaria	Planicie	P a al	Planicie de acumulación aluvial
1.797	Sedimentaria	Planicie	P ar	Planicie de arenisca
2.38	Sedimentaria	Planicie	P cz	Planicie sobre caliza
1.382	Sedimentaria	Planicie	P czlu	Planicie sobre caliza y lutita
224.19	Sedimentaria	Planicie	P cg	Planicie sobre conglomerado
4.155	Sedimentaria	Planicie	P cglu	Planicie sobre conglomerado y lutita
211.03	Sedimentaria	Planicie	P lu	Planicie sobre lutita
32.242	Sedimentaria	Planicie	P o cglu	Planicie ondulada sobre conglomerado y lutita
168.96	Sedimentaria	Planicie	P o lu	Planicie ondulada sobre lutita
1102.8				
1.694			R	Cuerpos de agua
4.49			Po	Poblados
TOTAL				1514.01 km²

167

Anexo 3

Valores de densidad aparente de cada repetición, promedio y desviación estándar por sitio, para las tres fechas de evaluación (1996, 1997, y 1999).

163

DATOS DE DENSIDAD APARENTE TOMADOS EN 1996, 1997 Y 1999. LOS PESOS SECOS PARA CADA PARCELA ESTAN ORDENADOS COMO SIGUE: N, S, E W y C.

sitio	peso seco 1996	densidad aparente	desvest.	peso seco 1997	densidad aparente	desvest.	peso seco 1999	densidad aparente	desvest.
1	109	1.155885		110.62	1.173065		118.77	1.220909	
	105	1.113468		107.24	1.137222		129.47	1.330900	
	113	1.198303		122.1	1.294804		130.28	1.339227	
	116	1.230117		107.57	1.140721		131.69	1.353721	
	95	1.007423		125.08	1.326405		127.61	1.311780	
	promedio	1.141039	0.0867		1.214443	0.0896		1.311308	0.0528
2	121	1.283139		133.51	1.415801		125.19	1.286904	
	138	1.463415		127.95	1.35684		151.31	1.555407	
	126	1.336161		139.77	1.482185		144.09	1.481188	
	142	1.505832		137.47	1.457794		138.96	1.428454	
	promedio	1.397137	0.1048		1.417116	0.0536		1.418154	0.1077
3	111	1.177094		130.81	1.387169			1.440481	
	129	1.367975		143.39	1.520573			1.418997	
	123	1.304348		134.7	1.42842			1.559519	
	129	1.367975		127.8	1.355249			1.489515	
	125	1.325557		140.12	1.485896			1.429585	
promedio	1.30859	0.0785		1.435461	0.0682		1.467619	0.0580	
5	94	1.029573		95.06	1.041183		143.48	1.474918	
	101	1.106243		113.36	1.241621		133.07	1.367907	
	94	1.029573		114.2	1.250821		133.08	1.368010	
	110	1.204819		124.35	1.361993		155.11	1.594470	
	104	1.139102		117.95	1.291895		125.21	1.287109	
	promedio	1.101862	0.0749		1.242607	0.1077		1.418483	0.1189
6	120	1.272534		118.43	1.255885		140.58	1.445107	
	115	1.219512		116.62	1.236691		128.78	1.323808	
	106	1.124072		119.8	1.270414		137	1.408306	
	117	1.240721		115	1.219512		127.48	1.310444	
	109	1.155885		116.94	1.240085		138.79	1.426706	
	promedio	1.202545	0.0612		1.244517	0.0194		1.382874	0.0616
7	105	1.113468		104.38	1.106893			1.324733	
	109	1.155885		110.67	1.173595			1.291838	
	115	1.219512		111.56	1.183033			1.259971	
	117	1.240721		119.6	1.268293			1.453228	
	109	1.155885		112	1.187699			1.275391	
	promedio	1.177094	0.0520		1.183902	0.0574		1.321032	0.0777

sitio	peso seco 1996	densidad aparente	desvest.	peso seco 1997	densidad aparente	desvest.	peso seco 1999	densidad aparente	desvest.
9	127	1.346766		116.83	1.238918		120.07	1.234272	
	125	1.325557		122.54	1.29947		107.27	1.102693	
	115	1.219512		123.72	1.311983		122.37	1.257915	
	117	1.240721		129.17	1.369777		133.67	1.374075	
	121	1.283139		119.55	1.267762		109.67	1.127364	
	promedio	1.283139	0.0541		1.297582	0.0494	118.96	1.222862	0.0977
							1.219864		
10	119	1.26193		143.86	1.525557		151.37	1.556024	
	115	1.219512		129.02	1.368187		152.91	1.571854	
	129	1.367975		139.47	1.479003		159.51	1.639700	
	123	1.304348		142.52	1.511347		149.11	1.532792	
	139	1.474019		140.09	1.485578		146.74	1.508429	
	promedio	1.325557	0.0995		1.473934	0.0621		1.561760	0.0497
11	130	1.378579		141.59	1.501485		134.08	1.378289	
	130	1.378579		123.62	1.310923		124.5	1.279811	
	130	1.378579		133.46	1.41527		146.62	1.507196	
	131	1.389183		133.43	1.414952		135.88	1.396793	
	125	1.325557		130.92	1.388335		139.7	1.436061	
	promedio	1.370095	0.0253		1.406193	0.0683		1.399630	0.0832
14	119	1.26193		126.59	1.342418		131.01	1.346731	
	99	1.049841		134.4	1.425239		139.28	1.431743	
	97	1.028632		112.33	1.191198		136.04	1.398438	
	117	1.240721		118.2	1.253446		135.99	1.397924	
	105	1.113468		127.37	1.350689		135.35	1.391345	
	101	1.07105						1.393236	0.0304
	promedio	1.127607	0.1001		1.312598	0.0912			
15	135	1.431601		142.94	1.515801		141.01	1.449527	
	127	1.346766		140.45	1.489396		138.69	1.425678	
	137	1.45281		133.58	1.416543		133.54	1.372738	
	131	1.389183		133.95	1.420467		150.77	1.549856	
	135	1.431601		132.33	1.403287		142.42	1.464021	
	promedio	1.410392	0.0424		1.449099	0.0501		1.452364	0.0646
16	131	1.389183		117.62	1.247296		140.85	1.447882	
	133	1.410392		119.77	1.270095		138.22	1.420847	
	135	1.431601		135.9	1.441145		127.17	1.307257	
	125	1.325557		136.1	1.443266		144.27	1.483039	
	135	1.431601		115.34	1.223118		141.26	1.452097	
	promedio	1.397667	0.0440		1.324984	0.1083		1.422225	0.0679

sitio	peso seco 1996	densidad aparente	desvest.	peso seco 1997	densidad aparente	desvest.	peso seco 1999	densidad aparente	desvest.
17	135	1.431601		131.44	1.393849		127.11	1.306641	
	137	1.45281		135.1	1.432662		133.19	1.369141	
	129	1.367975		133.29	1.413468		153.34	1.576275	
	129	1.367975		139.36	1.477837		135.65	1.394428	
	133	1.410392		137.33	1.45631		131.06	1.347245	
promedio	1.406151	0.0379		1.434825	0.0334		1.398746	0.1043	
18	115	1.219512		116.36	1.233934		116.45	1.197060	
	120	1.272534		119.26	1.264687		128.09	1.316715	
	121	1.283139		123.4	1.30859		110.05	1.131271	
	117	1.240721		120.65	1.279427		127.97	1.315481	
	125	1.325557		112.42	1.192153		108.71	1.117496	
promedio	1.268293	0.0408		1.255758	0.0446		1.215604	0.0965	
19	132	1.399788		123.24	1.306893		157.31	1.617085	
	134	1.420997		143.53	1.522057		147.09	1.512027	
	128	1.35737		135.5	1.436903		121.55	1.249486	
	137	1.45281		141.81	1.503818		138.32	1.421875	
	131	1.389183		140.19	1.486638		135.09	1.388672	
promedio	1.40403	0.0356		1.451262	0.0867		1.429516	0.1248	
24	96	1.018028		108.23	1.14772		105.17	1.081106	
	80	0.848356		113.96	1.208484		105.39	1.083368	
	94	0.996819		107.83	1.143478		102.62	1.054893	
	97	1.028632		131.52	1.394698		108.41	1.114412	
	93	0.986214		130.13	1.379958		98.97	1.017373	
promedio	0.97561	0.0731		1.249187	0.1115		1.070230	0.0363	
25	93	0.986214		101.79	1.079427		117.39	1.206723	
	92	0.97561		113.73	1.206045		125.94	1.294613	
	93	0.986214		109.06	1.156522		114.62	1.178248	
	98	1.039236		108.8	1.153765		126.7	1.302426	
	95	1.007423		112.31	1.190986		119.21	1.225432	
promedio	0.99894	0.0253		1.157349	0.0490		1.241488	0.0548	
28	125	1.325557		127.98	1.357158		142.89	1.468853	
	132	1.399788		130.87	1.387805		139.28	1.431743	
	129	1.367975		129	1.367975		137.95	1.418072	
	130	1.378579		134.57	1.427041		131.53	1.352076	
	126	1.336161		133.1	1.411453		140.02	1.439350	
promedio	1.361612	0.0306		1.390286	0.0292		1.422019	0.0433	

121

sitio	peso seco 1996	densidad aparente	desvest.	peso seco 1997	densidad aparente	desvest.	peso seco 1999	densidad aparente	desvest.
29				124.78	1.323224		138.04	1.418997	
	112	1.187699		120.95	1.282609		132.29	1.359889	
	126	1.336161		131.89	1.398621		135.69	1.394840	
	115	1.219512		118.29	1.254401		118.82	1.221423	
	116	1.230117		123.24	1.306893		143.07	1.470703	
	promedio	1.243372	0.0644		1.31315	0.0544		1.373170	0.0939
30	113	1.198303		109.08	1.156734		105.04	1.079770	
	113	1.198303		104.13	1.104242		105.82	1.087788	
	111	1.177094		110.3	1.169671		108.18	1.112048	
	107	1.134677		104.39	1.106999		110.92	1.140214	
	109	1.155885		111.7	1.184517		102.61	1.054790	
	promedio	1.172853	0.0277		1.144433	0.0368		1.094922	0.0325
32	107	1.134677		115.64	1.226299		117.62	1.209087	
	117	1.240721		110.43	1.17105		126.18	1.297081	
	117	1.240721		111.09	1.178049		113.24	1.164063	
	111	1.177094		119.94	1.271898		119.37	1.227076	
	119	1.26193		127.21	1.348993		111.31	1.144223	
	promedio	1.211029	0.0532		1.239258	0.0736		1.208306	0.0598
33	125	1.325557		128.74	1.365217		116.7	1.199630	
	115	1.219512		117.35	1.244433		105.87	1.134970	
	124	1.314952		124.12	1.316225		99.57	1.167566	
	113	1.198303		115.06	1.220148		124.68	1.281661	
	120	1.272534		121.28	1.286108		100.13	1.121528	
	promedio	1.266172	0.0564		1.286426	0.0576		1.181071	0.0639
34	113	1.198303		117.13	1.2421		119.27	1.226049	
	113	1.198303		121.4	1.287381		113.86	1.170436	
	123	1.304348		120.73	1.280276		116.99	1.202611	
	111	1.177094		116.95	1.240191		108.83	1.118729	
	129	1.367975		106.95	1.134146		112.27	1.154091	
	promedio	1.249205	0.0830		1.236819	0.0613		1.174383	0.0418
35	100	1.060445		109.36	1.159703		105.34	1.082854	
	109	1.155885		110.25	1.169141		99.81	1.026007	
	109	1.155885		98.28	1.042206		102.01	1.048623	
	109	1.155885		99.87	1.059067		112.13	1.152652	
	91	0.965005		104.98	1.113256		99.88	1.026727	
	91	0.965005			1.108674	0.0574		1.067373	0.0530
	promedio	1.076352	0.0938						
36	134	1.420997		140.31	1.487911		129.52	1.331414	
	135	1.431601		138.61	1.469883		142.5	1.464844	
	117	1.240721		120.99	1.283033		147.24	1.513569	
	117	1.240721		136.53	1.447826		148.32	1.524671	
	132	1.399788		134.42	1.425451		153.13	1.574116	
	promedio	1.346766	0.0975		1.422821	0.0816		1.481723	0.0926

172

sitio	peso seco 1996	densidad aparente	desvest.	peso seco 1997	densidad aparente	desvest.	peso seco 1999	densidad aparente	desvest.
37	124	1.314952		116.58	1.236267		142.37	1.463507	
	121	1.283139		136.43	1.446766		143.45	1.474609	
	117	1.240721		113.7	1.205726		145.14	1.491982	
	115	1.219512		109.98	1.166278		132.69	1.364001	
	130	1.378579		134.05	1.421527		130.84	1.344984	
				118.6	1.257688		142.7817	1.427817	0.0680
promedio	1.287381	0.0630		1.289042	0.1168				
39	124	1.314952		125.41	1.329905		125.41	1.289165	
	125	1.325557		124.55	1.320785		128.38	1.319696	
	125	1.325557		135.79	1.439979		123.81	1.272718	
	107	1.134677		106.9	1.133616		134.45	1.382093	
	121	1.283139		122.33	1.297243		114.67	1.178762	
promedio	1.276776	0.0813		1.304305	0.1101		1.288487	0.0742	
40	125	1.325557		119.57	1.267975		118.34	1.216488	
	131	1.389183		106.82	1.132768		109.05	1.120991	
	107	1.134677		101.51	1.076458		120.69	1.240646	
	123	1.304348		106.41	1.12842		109.2	1.122533	
	115	1.219512		114.08	1.209756		113.32	1.164885	
promedio	1.274655	0.0990		1.163075	0.0755		1.173109	0.0543	
41	132	1.399788		139.45	1.478791		136.34	1.401521	
	132	1.399788		125.09	1.326511		145.75	1.498252	
	132	1.399788		149.38	1.584093		148.96	1.531250	
	115	1.219512		140.22	1.486957		140.25	1.441715	
	113	1.198303		148.64	1.576246		144.17	1.482011	
promedio	1.323436	0.1048		1.49052	0.1039		1.470950	0.0504	
50	127	1.346766		120.37	1.276458		142.93	1.469264	
	109	1.155885		116.39	1.234252		121.53	1.249280	
	115	1.219512		127.88	1.356098		132.58	1.362870	
	123	1.304348		119.18	1.263839		131.93	1.356188	
	129	1.367975		114.15	1.210498		125.62	1.291324	
promedio	1.278897	0.0892		1.268229	0.0554		1.345785	0.0836	
112P	116.3	1.203186							
	123.72	1.27995							
	106.57	1.102524							
	109.92	1.137182							
	92.984	0.96197							
promedio	1.136963	0.1190							
113P	141.69	1.46586		149.27	1.544279		150.81	1.550267	
	146.57	1.516346		149.26	1.544175		147.67	1.517989	
	139.03	1.438341		154.68	1.600248		148.57	1.527241	
	137.08	1.418167		145.16	1.501759		149.37	1.535465	
	143	1.479412		143.75	1.487172		154.07	1.583779	
promedio	1.463625	0.0379		1.535527	0.0442		1.542948	0.0257	

negaron acceso

173

sitio	peso seco 1996	densidad aparente	desvest.	peso seco 1997	densidad aparente	desvest.	peso seco 1999	densidad aparente	desvest.
116A-P	145.29	1.503104		135.06	1.397269		136.27	1.400802	
	132.4	1.36975		140.83	1.456963		127.26	1.308183	
	140.64	1.454997		145.21	1.502276		135.21	1.389905	
	141.08	1.459549		139.07	1.438754		127.49	1.310547	
	135.41	1.40089		148.74	1.538796		130.62	1.342722	
	promedio	1.437658	0.0525		1.466812	0.0551		1.350432	0.0434
116B-P	120.19	1.243431		118.61	1.227085		158.36	1.627878	
	114.65	1.186116		123.59	1.278605		133.26	1.369860	
	130.55	1.35061		132.01	1.365715		140.16	1.440789	
	121.81	1.26019		126.18	1.3054		132.68	1.363898	
	114.77	1.187358		110.75	1.145769		158.25	1.626748	
	promedio	1.245541	0.0674		1.264515	0.0831		1.481497	0.1191
200RP	127.48	1.31885		137.06	1.41796		137.68	1.415296	
	125.7	1.300435		126.71	1.310884		138.93	1.428146	
	135.83	1.405235		119.62	1.237534		133.41	1.371402	
	127.89	1.323091		137.62	1.423753		127.49	1.310547	
	122.92	1.271674		132.29	1.368612		121.79	1.251953	
	promedio	1.323857	0.0498		1.351748	0.0784		1.355469	0.0739
300RP	103.93	1.075212		109.77	1.13563		110.77	1.138672	
	118.25	1.22336		111.77	1.156321		111.77	1.148951	
	99.8	1.032485		109.63	1.134182		99.63	1.024157	
	96.31	0.996379		92.57	0.957687		95.57	0.982422	
	100.56	1.040348		104.48	1.080902		94.48	0.971217	
	promedio	1.073557	0.0883		1.0929	0.0806		1.053084	0.0852

178

Anexo 4

1. Prueba de t (alfa = 0.05) comparando incrementos en densidad aparente de 1996 a 1999, entre usos de suelo.
2. Prueba de t (alfa = 0.05) para los valores de densidad aparente entre 1996 y 1999 para cada uso de suelo.

**Prueba t (alfa = 0.05) comparando incrementos (de 1996 a 1999)
en los valores de densidad aparente, entre usos de suelo.**

(Considerando sólo los sitios que presentaron diferencias significativas entre fechas)

	<i>Agostadero</i>	<i>Agricultura</i>
Media	0.15746023	0.16370898
Varianza	0.00543166	0.003553
Observaciones	10	4
Diferencia hipotética de las m	0	
Grados de libertad	7	
Estadístico t	-0.16516179	
P(T<=t) una cola	0.43674259	
Valor crítico de t (una cola)	1.89457751	
P(T<=t) dos colas	0.87348518	
Valor crítico de t (dos colas)	2.36462256	

	<i>Agostadero</i>	<i>Pastizal</i>
Media	0.15746023	0.25408723
Varianza	0.00543166	0.00026629
Observaciones	10	2
Diferencia hipotética de las m	0	
Grados de libertad	9	
Estadístico t	-3.71557131	
P(T<=t) una cola	0.0024017	
Valor crítico de t (una cola)	1.83311386	
P(T<=t) dos colas	0.00480341	
Valor crítico de t (dos colas)	2.26215889	

	<i>Agricultura</i>	<i>Pastizal</i>
Media	0.16370898	0.25408723
Varianza	0.003553	0.00026629
Observaciones	4	2
Diferencia hipotética de las m	0	
Grados de libertad	4	
Estadístico t	-2.82792192	
P(T<=t) una cola	0.02372248	
Valor crítico de t (una cola)	2.13184649	
P(T<=t) dos colas	0.04744497	
Valor crítico de t (dos colas)	2.77645086	

Pruebas t (alfa=0.05) para los valores de densidad aparente entre 1996 y 1999 para cada uso de suelo

agostadero		
	1999	1996
Media	1.42084884	1.2705922
Varianza	0.00694494	0.01958783
Observaciones	16	20
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	32	
Estadístico t	3.99662515	
P(T<=t) una cola	0.00017679	
Valor crítico de t (una cola)	1.69388841	
P(T<=t) dos colas	0.00035357	
Valor crítico de t (dos colas)	2.03693162	

agricultura		
	1999	1996
Media	1.25017677	1.24068015
Varianza	0.01831985	0.00485739
Observaciones	13	12
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	18	
Estadístico t	0.22297196	
P(T<=t) una cola	0.41303402	
Valor crítico de t (una cola)	1.73406306	
P(T<=t) dos colas	0.82606804	
Valor crítico de t (dos colas)	2.10092367	

pastizal		
	1999	1996
Media	1.31553856	1.41739728
Varianza	0.01079818	0.00082097
Observaciones	5	2
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	5	
Estadístico t	-2.00919133	
P(T<=t) una cola	0.05037512	
Valor crítico de t (una cola)	2.01504918	
P(T<=t) dos colas	0.10075025	
Valor crítico de t (dos colas)	2.57057764	

177

Anexo 5

1. Análisis de varianza para los valores de densidad aparente, entre unidades geomorfológicas, para 1996 y 1999.
2. Pruebas de t (alfa = 0.05) para los valores de densidad aparente de cada unidad geomorfológica, entre 1996 y 1999.

**Análisis de varianza para los valores de densidad aparente
incluyendo todos los sitios, para 1999.**

RESUMEN

Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
ladera	6	8.06457298	1.344095497	0.02052268
P a al	7	8.990542	1.284363143	0.010772
P cg	10	12.7194444	1.271944443	0.0272824
P lu	7	10.1302362	1.447176599	0.0043705
P o lu	5	6.71185667	1.342371333	0.01861521

ANÁLISIS DE VARIANZA

Origen de variaciones	S. De C.	g.l	Prom. de cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	0.14622644	4	0.03655661	2.13585301	0.100817937	2.689631629
Dentro de los grupos	0.51347087	30	0.017115696			
Total	0.65969731	34				

**Análisis de varianza para los valores de densidad aparente
incluyendo todos los sitios, para 1996.**

RESUMEN

Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
ladera	6	7.30885925	1.218143208	0.02205041
P a al	7	8.88229056	1.268898652	0.01723959
P cg	10	12.2318862	1.223188619	0.02055215
P lu	7	9.21913113	1.317018733	0.00565123
P o lu	5	6.56627199	1.313254399	0.00583726

ANÁLISIS DE VARIANZA

Origen de variaciones	S. De C.	g.l	Prom. de cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	0.06121916	4	0.01530479	1.00708107	0.419359456	2.689631629
Dentro de los grupos	0.45591533	30	0.015197178			
Total	0.51713449	34				

179

Pruebas de t (alfa = 0.05) para los valores de densidad aparente de 1996 y 1999, para cada unidad geomorfológica

Ladera		
	1999	1996
Media	1.3440955	1.21814321
Varianza	0.02052268	0.02205041
Observaciones	6	6
Varianza agrupada	0.02128655	
Diferencia hipotética de las n	0	
Grados de libertad	10	
Estadístico t	1.49525097	
P(T<=t) una cola	0.08286084	
Valor crítico de t (una cola)	1.81246151	
P(T<=t) dos colas	0.16572168	
Valor crítico de t (dos colas)	2.22813924	

La al		
	1999	1996
Media	1.28436314	1.26889865
Varianza	0.010772	0.01723959
Observaciones	7	7
Varianza agrupada	0.01400579	
Diferencia hipotética de las n	0	
Grados de libertad	12	
Estadístico t	0.24446451	
P(T<=t) una cola	0.40550055	
Valor crítico de t (una cola)	1.78228674	
P(T<=t) dos colas	0.8110011	
Valor crítico de t (dos colas)	2.17881279	

P cg		
	1999	1996
Media	1.27194444	1.22318862
Varianza	0.0272824	0.02055215
Observaciones	10	10
Varianza agrupada	0.02391728	
Diferencia hipotética de las n	0	
Grados de libertad	18	
Estadístico t	0.70494567	
P(T<=t) una cola	0.24493309	
Valor crítico de t (una cola)	1.73406306	
P(T<=t) dos colas	0.48986618	
Valor crítico de t (dos colas)	2.10092367	

180

P lu

	1999	1996
Media	1.4471766	1.31701873
Varianza	0.0043705	0.00565123
Observaciones	7	7
Varianza agrupada	0.00501087	
Diferencia hipotética de las n	0	
Grados de libertad	12	
Estadístico t	3.43991758	
P(T<=t) una cola	0.00244761	
Valor crítico de t (una cola)	1.78228674	
P(T<=t) dos colas	0.00489522	
Valor crítico de t (dos colas)	2.17881279	

P o lu

	1999	1996
Media	1.34237133	1.3132544
Varianza	0.01861521	0.00583726
Observaciones	5	5
Varianza agrupada	0.01222623	
Diferencia hipotética de las n	0	
Grados de libertad	8	
Estadístico t	0.41636029	
P(T<=t) una cola	0.34404623	
Valor crítico de t (una cola)	1.85954832	
P(T<=t) dos colas	0.68809246	
Valor crítico de t (dos colas)	2.30600563	

Anexo 6

1. Prueba de t (alfa = 0.05) para los contenidos de materia orgánica entre fechas (1993-1997, 1993-1999 y 1997-1999) para cada uso de suelo.

2. Análisis de Varianza entre usos de suelo para cada fecha (1993, 1997 y 1999) incluyendo los sitios "sin uso aparente o de reserva"

3. Análisis de Varianza entre usos de suelo para cada fecha (1993, 1997 y 1999) excluyendo los sitios "sin uso aparente o de reserva"

Prueba t (alfa = 0.05) para dos muestras suponiendo varianzas desiguales, para los sitios de agostadero

	<i>agostadero'93</i>	<i>agostadero '99</i>
Media	2.882173913	2.287290947
Varianza	1.221199605	0.806847157
Observaciones	23	19
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	40	
Estadístico t	1.924378809	
P(T<=t) una cola	0.030720729	
Valor crítico de t (una cola)	1.683852133	
P(T<=t) dos colas	0.061441459	
Valor crítico de t (dos colas)	2.021074579	

	<i>agostadero'97</i>	<i>agostadero '99</i>
Media	2.342157895	2.287290947
Varianza	0.780169585	0.806847157
Observaciones	19	19
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	36	
Estadístico t	0.189843986	
P(T<=t) una cola	0.425248899	
Valor crítico de t (una cola)	1.688297289	
P(T<=t) dos colas	0.850497797	
Valor crítico de t (dos colas)	2.02809133	

	<i>agostadero'97</i>	<i>agostadero'93</i>
Media	2.342157895	2.882173913
Varianza	0.780169585	1.221199605
Observaciones	19	23
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	40	
Estadístico t	-1.759867183	
P(T<=t) una cola	0.043038285	
Valor crítico de t (una cola)	1.683852133	
P(T<=t) dos colas	0.086076569	
Valor crítico de t (dos colas)	2.021074579	

**Prueba t (alfa = 0.05) para dos muestras suponiendo varianzas desiguales,
para los sitios de agricultura**

	<i>agricultura'93</i>	<i>agricultura'97</i>
Media	3.207692308	2.869214286
Varianza	2.129352564	0.691682951
Observaciones	13	14
Diferencia hipotética de las	0	
Grados de libertad	19	
Estadístico t	0.733051617	
P(T<=t) una cola	0.236237528	
Valor crítico de t (una cola)	1.729131327	
P(T<=t) dos colas	0.472475056	
Valor crítico de t (dos colas)	2.093024705	

	<i>agricultura'93</i>	<i>agricultura '99</i>
Media	3.207692308	2.323454857
Varianza	2.129352564	0.334255085
Observaciones	13	14
Diferencia hipotética de las	0	
Grados de libertad	15	
Estadístico t	2.041124494	
P(T<=t) una cola	0.029620339	
Valor crítico de t (una cola)	1.753051038	
P(T<=t) dos colas	0.059240678	
Valor crítico de t (dos colas)	2.131450856	

	<i>agricultura'97</i>	<i>agricultura '99</i>
Media	2.869214286	2.323454857
Varianza	0.691682951	0.334255085
Observaciones	14	14
Diferencia hipotética de las	0	
Grados de libertad	23	
Estadístico t	2.016065787	
P(T<=t) una cola	0.02780971	
Valor crítico de t (una cola)	1.713870006	
P(T<=t) dos colas	0.05561942	
Valor crítico de t (dos colas)	2.068654794	

187

**Prueba t (alfa = 0.05) para dos muestras suponiendo varianzas desiguales,
para los sitios de huerta**

	<i>huerta'97</i>	<i>huerta'99</i>
Media	3.2555	3.19
Varianza	1.9032005	1.6562
Observaciones	2	2
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	2	
Estadístico t	0.04909846	
P(T<=t) una cola	0.48265153	
Valor crítico de t (una cola)	2.91998731	
P(T<=t) dos colas	0.96530305	
Valor crítico de t (dos colas)	4.30265573	

Prueba t (alfa = 0.05) para dos muestras suponiendo varianzas desiguales, para los sitios de pastizal

	<i>pastizal'93</i>	<i>pastizal'97</i>
Media	2.435	2.803
Varianza	0.57245	0.330545
Observaciones	2	5
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	1	
Estadístico t	-0.61996981	
P(T<=t) una cola	0.32334631	
Valor crítico de t (una cola)	6.3137486	
P(T<=t) dos colas	0.64669263	
Valor crítico de t (dos colas)	12.7061503	

	<i>pastizal'93</i>	<i>pastizal'99</i>
Media	2.435	2.785612
Varianza	0.57245	0.31882741
Observaciones	2	5
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	1	
Estadístico t	-0.59265051	
P(T<=t) una cola	0.32970487	
Valor crítico de t (una cola)	6.3137486	
P(T<=t) dos colas	0.65940974	
Valor crítico de t (dos colas)	12.7061503	

	<i>pastizal'97</i>	<i>pastizal'99</i>
Media	2.803	2.785612
Varianza	0.330545	0.31882741
Observaciones	5	5
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	8	
Estadístico t	0.04824893	
P(T<=t) una cola	0.48135032	
Valor crítico de t (una cola)	1.85954832	
P(T<=t) dos colas	0.96270065	
Valor crítico de t (dos colas)	2.30600563	

**Incluyendo los sitios "sin uso aparente o de reserva"
Análisis de varianza de un factor entre usos de suelo para 1999**

Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
agost	19	43.458528	2.287290947	0.80684716
agric.	14	32.528368	2.323454857	0.33425508
pastizal	5	13.92806	2.785612	0.31882741
huerta	2	6.38	3.19	1.6562
sin uso	1	15.31628	15.31628	

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	g.l.	Prom. de cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	164.8883696	4	41.22209239	68.0729473	2.754E-16	2.63353428
Dentro de los grupos	21.80007456	36	0.605557627			
Total	186.6884441	40				

Análisis de varianza de un factor entre usos de suelo para 1997

Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
agostadero	19	44.501	2.342157895	0.78016958
agricultura	14	40.169	2.869214286	0.69168295
huerta	2	6.511	3.2555	1.9032005
pastizal	5	14.015	2.803	0.330545
sin uso	1	12.89	12.89	

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	g.l.	Prom. de cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	106.0095817	4	26.50239543	36.3318706	3.5429E-12	2.63353428
Dentro de los grupos	26.26031138	36	0.729453094			
Total	132.2698931	40				

187

Incluyendo los sitios "sin uso aparente o de reserva" (continuación)
 Análisis de varianza de un factor entre usos de suelo para 1993-4

Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
agostadero	23	66.29	2.882173913	1.2211996
agricultura	13	41.7	3.207692308	2.12935256
pastizal	2	4.87	2.435	0.57245
sin uso	3	33.36	11.12	31.2277

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	g.l.	Prom. de cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	186.1712791	3	62.05709305	19.8889789	7.599E-08	2.858797643
Dentro de los grupos	115.4464721	37	3.120174921			
Total	301.6177512	40				

Sin incluir los sitios "sin uso o de reserva"
Análisis de varianza de un factor entre usos de suelo para 1999

Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
agost	19	43.458528	2.287290947	0.80684716
agric.	14	32.528368	2.323454857	0.33425508
pastizal	5	13.92806	2.785612	0.31882741
huerta	2	6.38	3.19	1.6562

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	g.l.	Prom. de cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	2.312899602	3	0.770966534	1.27315139	0.29821212	2.866265447
Dentro de los grupos	21.80007456	36	0.605557627			
Total	24.11297416	39				

Análisis de varianza de un factor entre usos de suelo para 1997

Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
agostadero	19	44.501	2.342157895	0.78016958
agricultura	14	40.169	2.869214286	0.69168295
huerta	2	6.511	3.2555	1.9032005
pastizal	5	14.015	2.803	0.330545

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	g.l.	Prom. de cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	3.307482217	3	1.102494072	1.51139817	0.22809574	2.866265447
Dentro de los grupos	26.26031138	36	0.729453094			
Total	29.5677936	39				

188

Sin incluir los sitios "sin uso o de reserva"
Análisis de varianza de un factor entre usos de suelo para 1993-4

Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
agostadero	23	66.29	2.882173913	1.2211996
agricultura	13	41.7	3.207692308	2.12935256
pastizal	2	4.87	2.435	0.57245
Origen de las variaciones				
Entre grupos	1.484327926	g.l. 2	Prom. de cuadrados 0.742163963	F 0.49019085
Dentro de los grupos	52.99107207	35	1.514030631	0.6166516
Total	54.4754	37		3.26741656

Anexo 7

1. Análisis de Varianza entre las unidades geomorfológicas, para 1993 y 1999.
2. Prueba de t (alfa = 0.05) para los contenidos de materia orgánica entre 1993 y 1999, para cada unidad geomorfológica.
3. Prueba de t (alfa = 0.05) comparando cambios en los contenidos de materia orgánica entre planicies en su conjunto y ladera.

Análisis de varianza de un factor comparando valores absolutos de materia orgánica (1993) entre unidades geomorfológicas

Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
P cg	12	31.84	2.653333333	0.79726061
P lu	8	26.46	3.3075	0.92273571
P o lu	6	25.33	4.221666667	14.4506167
P al	8	30.06	3.7575	2.85096429
Ladera	7	31.53	4.504285714	24.9808952

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	g.l.	Prom. de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	19.54182247	4	4.885455618	0.68348172	0.60801627	2.63353428
Dentro de los grupos	257.3242214	36	7.14789504			
Total	276.8660439	40				

Análisis de varianza de un factor comparando valores absolutos de materia orgánica (1993) entre unidades geomorfológicas
Excluyendo el sitio de reserva

Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
P cg	12	31.84	2.653333333	0.79726061
P lu	8	26.46	3.3075	0.92273571
P o lu	6	25.33	4.221666667	14.4506167
P al	8	30.06	3.7575	2.85096429
Ladera	6	16.1	2.683333333	2.12378667

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	g.l.	Prom. de cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	13.94941417	4	3.487353542	1.03387825	0.40357922	2.641463936
Dentro de los grupos	118.0577833	35	3.373079524			
Total	132.0071975	39				

26/2

Análisis de varianza de un factor comparando valores absolutos de materia orgánica (1999) entre unidades geomorfológicas
Incluyendo el sitio de reserva

Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
Pcg	12	27.11	2.259166667	0.37155379
Plu	8	15.71	1.96375	0.48665536
Polu	6	17.04	2.84	1.32444
Pal	8	18.32	2.29	0.3238
Ladera	7	33.43	4.775714286	22.0174952

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	g.l.	Prom. de cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	38.27085184	4	9.567712961	2.31964159	0.0755822	2.63353428
Dentro de los grupos	148.4874506	36	4.124651405			
Total	186.7583024	40				

Análisis de varianza de un factor comparando valores absolutos de materia orgánica (1999) entre unidades geomorfológicas
Excluyendo el sitio de reserva

Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
Pcg	12	27.11	2.259166667	0.37155379
Plu	8	15.71	1.96375	0.48665536
Polu	6	17.04	2.84	1.32444
Pal	8	18.32	2.29	0.3238
Ladera	6	18.11	3.018333333	0.47853667

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	g.l.	Prom. de cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	5.310835	4	1.32770875	2.47506813	0.06213695	2.641463936
Dentro de los grupos	18.7751625	35	0.536433214			
Total	24.0859975	39				

**Cambios en el contenido de materia orgánica de 1993 a 1999
para las diferentes unidades geomorfológicas**

Prueba t para dos muestras suponiendo varianzas desiguales

Planicie aluvial

	1993	1999
Media	3.7575	2.29
Varianza	2.85096429	0.3238
Observaciones	8	8
Diferencia hipotética de las med	0	
Grados de libertad	9	
Estadístico t	2.32952492	
P(T<=t) una cola	0.02239098	
Valor crítico de t (una cola)	1.83311386	
P(T<=t) dos colas	0.04478195	
Valor crítico de t (dos colas)	2.26215889	

Ladera (incluido el sitio de reserva)

	1993	1999
Media	4.50428571	4.77571429
Varianza	24.9808952	22.0174952
Observaciones	7	7
Diferencia hipotética de las med	0	
Grados de libertad	12	
Estadístico t	-0.10475218	
P(T<=t) una cola	0.45915149	
Valor crítico de t (una cola)	1.78228674	
P(T<=t) dos colas	0.91830298	
Valor crítico de t (dos colas)	2.17881279	

Ladera (excluido el sitio de reserva)

Prueba t para dos muestras suponiendo varianzas desiguales

	1993	1999
Media	2.68333333	3.01833333
Varianza	2.12378667	0.47853667
Observaciones	6	6
Diferencia hipotética de las med	0	
Grados de libertad	7	
Estadístico t	-0.50867431	
P(T<=t) una cola	0.31330835	
Valor crítico de t (una cola)	1.89457751	
P(T<=t) dos colas	0.62661669	
Valor crítico de t (dos colas)	2.36462256	

**Cambios en el contenido de materia orgánica de 1993 a 1999
para las diferentes unidades geomorfológicas**

Prueba t para dos muestras suponiendo varianzas desiguales

Planicie sobre conglomerado

	1993	1999
Media	2.65333333	2.25916667
Varianza	0.79726061	0.37155379
Observaciones	12	12
Diferencia hipotética de las med	0	
Grados de libertad	19	
Estadístico t	1.26298369	
P(T<=t) una cola	0.11093757	
Valor crítico de t (una cola)	1.72913133	
P(T<=t) dos colas	0.22187513	
Valor crítico de t (dos colas)	2.0930247	

Planicie sobre lutita

	1993	1999
Media	3.3075	1.96375
Varianza	0.92273571	0.48665536
Observaciones	8	8
Diferencia hipotética de las med	0	
Grados de libertad	13	
Estadístico t	3.20145729	
P(T<=t) una cola	0.00347403	
Valor crítico de t (una cola)	1.7709317	
P(T<=t) dos colas	0.00694807	
Valor crítico de t (dos colas)	2.16036824	

Planicie ondulada sobre lutita

	1993	1999
Media	4.22166667	2.84
Varianza	14.4506167	1.32444
Observaciones	6	6
Diferencia hipotética de las med	0	
Grados de libertad	6	
Estadístico t	0.85210564	
P(T<=t) una cola	0.21342631	
Valor crítico de t (una cola)	1.94318091	
P(T<=t) dos colas	0.42685262	
Valor crítico de t (dos colas)	2.44691364	

**Prueba t (alfa =0.05) comparando cambios en contenido de M.O.
de 1993 a 1999 entre Planicies y Laderas**

	<i>Planicies</i>	<i>Ladera</i>
Media	1.07155199	-0.12843
Varianza	3.64273814	0.94081189
Observaciones	33	7
Diferencia hipotética de las med	0	
Grados de libertad	18	
Estadístico t	2.42538077	
P(T<=t) una cola	0.0130162	
Valor crítico de t (una cola)	1.73406306	
P(T<=t) dos colas	0.02603239	
Valor crítico de t (dos colas)	2.10092367	

Anexo 8

Especies vegetales registradas en cada sitio de muestreo en 1999 y estimación de la cobertura relativa de las mismas.

Número de contactos de las especies en cada sitio de muestreo y estimación de la cobertura relativa de las mismas.

Especies	Sitio 001		Sitio 003		Sitio 005		Sitio 009	
	número	cobertura relativa	número	cobertura relativa	número	cobertura relativa	número	cobertura relativa
<i>Acacia berlandieri</i>	10	0.167						
<i>Acacia farnesiana</i>					5	0.083		
<i>Acacia rigidula</i>	19	0.317	3		6	0.100	4	0.067
<i>Acacia schaffneri</i>	10	0.167						
<i>Acacia wrightii</i>							5	0.083
<i>Amyris texana</i>								
<i>Bernardia myricaefolia</i>			1	0.017				
<i>Bumelia lanuginosa</i>								
<i>Castela texana</i>								
<i>Celtis pallida</i>	4	0.067						
<i>Cenchrus incertus</i>	33	0.550	5	0.083	9	0.150		
<i>Cirsium ochrocentrum</i>								
<i>Citharexylon berlandieri</i>								
<i>Condalia hookeri</i>	1	0.017						
<i>Cordia boissieri</i>	9	0.150	13	0.217	31	0.517		
<i>Crotalaria pumila</i>					1	0.017		
<i>Croton torreyanus</i>								
<i>Diosphyros palmeri</i>								
<i>Diosphyros texana</i>								
<i>Eysenhardtia polystachya</i>								
<i>Fosrestieria angustifolia</i>								
<i>Gimnosperma glutinosum</i>								
<i>Gochnatia hypoleuca</i>								
<i>Helietta parvifolia</i>								
<i>Hibiscus spp.</i>							5	0.08
<i>Huizachillo</i>								
<i>Jatropha dioica</i>							3	0.05
<i>Karwinskia humboldtiana</i>	1	0.017	8	0.133				
<i>Lantana velutina</i>	2	0.033	1	0.017				
<i>Leucophyllum frutescens</i>			2	0.033				
<i>Mimosa maiaacophylla</i>								
<i>Neopringlea integrifolia</i>	1	0.017			12	0.200		
<i>Opuntia leptocaulis</i>								
<i>Opuntia lindheimeri</i>							3	0.050
<i>Parkinsonia aculeata</i>	3	0.050						
<i>Parthenium confertum</i>					1	0.017	4	0.067
<i>Phaulothamnus spinescens</i>								
<i>Physalis pubescens</i>								
<i>Pithecellobium ebano</i>					1	0.017		
<i>Pithecellobium palens</i>					8	0.133		
<i>Poliminta graveolens</i>								
<i>Porlieria angustifolia</i>			4	0.067			6	0.100
<i>Prosopis laevigata</i>	25	0.417			25	0.417	14	0.233
<i>Randia rhagocarpa</i>	3	0.050						
<i>Turnera diffusa</i>								
<i>Yucca filifera</i>								
<i>Zanthoxylum fagara</i>	1	0.017			13	0.217		
<i>Ziziphus obtusifolia</i>	3	0.050						

Especies	Sitio 010		Sitio 011		Sitio 014		Sitio 015	
	número	cobertura	número	cobertura	número	cobertura	número	cobertura
	relativa		relativa		relativa	relativa	relativa	relativa
<i>Acacia berlandieri</i>			2	0.033				
<i>Acacia farnesiana</i>					15	0.250		
<i>Acacia rigidula</i>	16	0.267			12	0.200		
<i>Acacia schaffneri</i>			1	0.017				
<i>Acacia wrightii</i>								
<i>Amyris texana</i>								
<i>Bernardia myricaefolia</i>								
<i>Bumelia lanuginosa</i>								
<i>Castela texana</i>								
<i>Celtis pallida</i>	4	0.067			4	0.067		
<i>Cenchrus incertus</i>	3	0.05			8	0.133		
<i>Cirsium ochrocentrum</i>								
<i>Citharexylon berlandieri</i>								
<i>Condalia hookeri</i>								
<i>Cordia boissieri</i>	23	0.383			11	0.183		
<i>Crotalaria pumila</i>								
<i>Croton torreyanus</i>								
<i>Diosphyros palmeri</i>								
<i>Diosphyros taxana</i>								
<i>Eysenhardtia polystachya</i>	5	0.083						
<i>Fosresteria angustifolia</i>	3	0.050						
<i>Gimnosperma glutinosum</i>								
<i>Gochnatia hypoleuca</i>								
<i>Helietta parvifolia</i>								
<i>Hibiscus spp.</i>			10	0.167				
<i>Huizachillo</i>								
<i>Jatropha dioica</i>								
<i>Karwinskia humboldtiana</i>	9	0.15					8	0.133
<i>Lantana velutina</i>	8	0.133						
<i>Leucophyllum frutescens</i>								
<i>Mimosa maiacophylla</i>	7	0.117						
<i>Neopringlea integrifolia</i>	5	0.083	1	0.017				
<i>Opuntia leptocaulis</i>							5	0.083
<i>Opuntia lindheimeri</i>								
<i>Parkinsonia aculeata</i>								
<i>Parthenium confertum</i>	4	0.067			17	0.283		
<i>Phaulothamnus spinescens</i>								
<i>Physolis pubescens</i>								
<i>Pithecellobium ebano</i>								
<i>Pithecellobium palens</i>								
<i>Poliminta graveolens</i>								
<i>Portieria angustifolia</i>								
<i>Prosopis laevigata</i>			25	0.417	19	0.317	51	0.850
<i>Randia rhagocarpa</i>								
<i>Turnera diffusa</i>								
<i>Yucca filifera</i>								
<i>Zanthoxylum fagara</i>	8	0.133						
<i>Ziziphus obtusifolia</i>					5	0.083	1	0.017

Especies	Sitio 16		Sitio 017		Sitio 019		Sitio 029	
	número	cobertura relativa	número	cobertura relativa	número	cobertura relativa	número	cobertura relativa
<i>Acacia berlandieri</i>					12	0.200		
<i>Acacia farnesiana</i>					2	0.033	7	0.117
<i>Acacia rigidula</i>	27	0.450	7	0.117				
<i>Acacia schaffneri</i>					10	0.167		
<i>Acacia wrightii</i>			2	0.033				
<i>Amyris texana</i>								
<i>Bernardia myricaefolia</i>								
<i>Bumelia lanuginosa</i>								
<i>Castela texana</i>								
<i>Celtis pallida</i>							7	0.117
<i>Cenchrus incertus</i>			1	0.017	13	0.217		
<i>Cirsium ochrocentrum</i>								
<i>Citharexylon berlandieri</i>								
<i>Condalia hookeri</i>							4	0.067
<i>Cordia boissieri</i>			28	0.467			8	0.133
<i>Crotalaria pumila</i>							2	0.033
<i>Croton torreyanus</i>								
<i>Diosphyros palmeri</i>							4	0.067
<i>Diosphyros taxana</i>							8	0.133
<i>Eysenhardtia polystachya</i>								
<i>Fosrestieria angustifolia</i>	8	0.133			13	0.217	9	0.150
<i>Gimnosperma glutinosum</i>								
<i>Gochnatia hypoleuca</i>								
<i>Helietta parvifolia</i>								
<i>Hibiscus spp.</i>							4	0.067
<i>Huizachillo</i>								
<i>Jatropha dioica</i>								
<i>Karwinskia humboldtiana</i>	3	0.050	11	0.183			2	0.033
<i>Lantana velutina</i>							5	0.083
<i>Leucophyllum frutescens</i>								
<i>Mimosa maiacophylla</i>							3	0.050
<i>Neopringlea integrifolia</i>	1	0.017					6	0.100
<i>Opuntia leptocaulis</i>	2	0.033						
<i>Opuntia lindheimeri</i>			1	0.017				
<i>Parkinsonia aculeata</i>								
<i>Parthenium confertum</i>			15	0.250			2	0.033
<i>Phaulothamnus spinescens</i>								
<i>Physolis pubescens</i>								
<i>Pithecellobium ebano</i>								
<i>Pithecellobium palens</i>							30	0.500
<i>Poliminta graveolens</i>								
<i>Portieria angustifolia</i>								
<i>Prosopis laevigata</i>			6	0.100	1	0.017	3	0.050
<i>Randia rhagocarpa</i>								
<i>Turnera diffusa</i>								
<i>Yucca filifera</i>								
<i>Zanthoxylum fagara</i>	1	0.017					11	0.183
<i>Ziziphus obtusifolia</i>	4	0.067						

200

Especies	Sitio 036		Sitio 037		Sitio 041		Sitio 113P	
	número	cobertura relativa	número	cobertura relativa	número	cobertura relativa	número	cobertura relativa
<i>Acacia berlandieri</i>			4	0.067				
<i>Acacia farnesiana</i>			4	0.067			10	0.167
<i>Acacia rigidula</i>	3	0.050			2	0.033		
<i>Acacia schaffneri</i>	4	0.067						
<i>Acacia wrightii</i>	1	0.017						
<i>Amyris texana</i>								
<i>Bernardia myricaefolia</i>					1	0.017		
<i>Bumelia lanuginosa</i>								
<i>Castela texana</i>								
<i>Celtis pallida</i>	8	0.133	12	0.200	9	0.150	1	0.017
<i>Cenchrus incertus</i>	3	0.050			7	0.117	2	0.033
<i>Cirsium ochrocentrum</i>					1	0.017		
<i>Citharexylon berlandieri</i>							3	0.050
<i>Condalia hookeri</i>								
<i>Cordia boissieri</i>			3	0.050	8	0.133		
<i>Crotalaria pumila</i>			5	0.083				
<i>Croton torreyanus</i>								
<i>Diosphyros palmeri</i>								
<i>Diosphyros taxana</i>								
<i>Eysenhardtia polystachya</i>			3	0.050	1	0.017		
<i>Fosrestieria angustifolia</i>					2	0.033		
<i>Gimnosperma glutinosum</i>								
<i>Gochnatia hypoleuca</i>								
<i>Helietta parvifolia</i>								
<i>Hibiscus spp.</i>			3	0.050				
<i>Huizachillo</i>								
<i>Jatropha dioica</i>								
<i>Karwinskia humboldtiana</i>								
<i>Lantana velutina</i>					1	0.017		
<i>Leucophyllum frutescens</i>					3	0.050		
<i>Mimosa maiaecophylla</i>					1	0.017		
<i>Neopringlea integrifolia</i>			2	0.033	5	0.083		
<i>Opuntia leptocaulis</i>								
<i>Opuntia lindheimeri</i>							1	0.017
<i>Parkinsonia aculeata</i>					13	0.217		
<i>Parthenium confertum</i>	3	0.050	3	0.050				
<i>Phaulothamnus spinescens</i>								
<i>Physolis pubescens</i>								
<i>Pithecellobium ebano</i>								
<i>Pithecellobium palens</i>			4	0.067	2	0.033		
<i>Poliminta graveolens</i>								
<i>Porlieria angustifolia</i>					2	0.033		
<i>Prosopis laevigata</i>	23	0.383	3	0.050	24	0.400	10	0.167
<i>Randia rhagocarpa</i>								
<i>Turnera diffusa</i>								
<i>Yucca filifera</i>							5	0.083
<i>Zanthoxylum fagara</i>								
<i>Ziziphus obtusifolia</i>	4	0.067			6	0.100		

Especies	Sitio 200RP		Sitio 300RP		Sitio 15G		Sitio 25G	
	número	cobertura relativa	número	cobertura relativa	número	cobertura relativa	número	cobertura relativa
<i>Acacia berlandieri</i>			4	0.067				
<i>Acacia farnesiana</i>								
<i>Acacia rigidula</i>	12	0.200	5	0.083			3	0.050
<i>Acacia schaffneri</i>	9	0.150						
<i>Acacia wrightii</i>								
<i>Amyris texana</i>								
<i>Bernardia myricaefolia</i>					1	0.017		
<i>Bumelia lanuginosa</i>			7	0.117				
<i>Castela texana</i>								
<i>Celtis pallida</i>					26	0.433		
<i>Cenchrus incertus</i>					2	0.033		
<i>Cirsium ochrocentrum</i>								
<i>Citharexylon berlandieri</i>								
<i>Condalia hookeri</i>			5	0.083				
<i>Cordia boissieri</i>	15	0.250	7	0.117	37	0.617	5	0.083
<i>Crotalaria pumila</i>								
<i>Croton torreyanus</i>			4	0.067				
<i>Diosphyros palmeri</i>								
<i>Diosphyros taxana</i>								
<i>Eysenhardtia polystachya</i>			9	0.150				
<i>Fosrestieria angustifolia</i>					13	0.217		
<i>Gimnosperma glutinosum</i>								
<i>Gochnatia hypoleuca</i>			1	0.017				
<i>Helietta parvifolia</i>								
<i>Hibiscus spp.</i>								
<i>Huizachillo</i>			1	0.017				
<i>Jatropha dioica</i>								
<i>Karwinskia humboldtiana</i>					3	0.050	15	0.250
<i>Lantana velutina</i>								
<i>Leucophyllum frutescens</i>			5	0.083				
<i>Mimosa maiaecophylla</i>	1	0.017			2	0.033		
<i>Neopringlea integrifolia</i>	7	0.117	7	0.117	4	0.067		
<i>Opuntia leptocaulis</i>					1	0.017		
<i>Opuntia lindheimeri</i>					1	0.017		
<i>Parkinsonia aculeata</i>								
<i>Parthenium confertum</i>								
<i>Phaulothamnus spinescens</i>								
<i>Physalis pubescens</i>								
<i>Pithecellobium ebano</i>								
<i>Pithecellobium palens</i>			4	0.067				
<i>Poliminta graveolens</i>								
<i>Portieria angustifolia</i>								
<i>Prosopis laevigata</i>	1	0.017			26	0.433		
<i>Randia rhagocarpa</i>					8	0.133		
<i>Turnera diffusa</i>			5	0.083				
<i>Yucca filifera</i>	2	0.033						
<i>Zanthoxylum fagara</i>					7	0.117		
<i>Ziziphus obtusifolia</i>							1	0.017

202

Anexo 9

Valores porcentuales correspondientes a cada indicador
socioeconómico por localidad

e

índices calculados respecto al porcentaje promedio del
estado de Nuevo León.

Cuadro 6.1 Índices calculados para cada indicador, en relación al porcentaje promedio estatal.

NOMBRE DE LA LOCALIDAD	% población ec. inactiva relación a > 15 años	índice respecto a % estatal de N.L.	% analfabetas > 15 años	índice respecto a % estatal de N.L.	% viviendas sin agua entubada	índice respecto a % estatal de N.L.	% viviendas con piso de tierra	índice respecto a % estatal de N.L.	% viviendas sin energía eléctrica	índice con respecto al % estatal de N.L.	Índice Global de Pobreza (IGP)	Propiedad de la tierra
NUEVO LEÓN	48.88		4.65		7.1		6.4		3.8			
TAMAULIPAS	50.07	1.02	6.85	1.47	18.05	2.54	12.90	2.02	15.60	4.10	11.15	
MUNICIPIO: LINARES, NUEVO LEÓN	51.05	1.04	6.05	1.30	27.21	3.83	22.84	3.57	14.79	3.89	13.63	
ALTAMIRA	31.58	0.65	13.16	2.83	100.00	14.08	72.73	11.36	45.45	11.96	40.89	
AURORA, LA	33.33	0.68	11.11	2.39	50.00	7.04	75.00	11.72	100.00	26.32	48.15	RANCHO
AVILEÑO, EL	40.91	0.84	9.09	1.96	37.50	5.28	62.50	9.77	100.00	26.32	44.16	RANCHO
BARRETAS, LAS	41.46	0.85	4.88	1.05	100.00	14.08	6.90	1.08	0.00	0.00	17.06	EJIDO
BELISARIO DOMÍNGUEZ	46.67	0.95	3.33	0.72	100.00	14.08	100.00	15.63	100.00	26.32	57.70	EJIDO
BENÍTEZ	43.06	0.88	1.39	0.30	91.30	12.86	43.48	6.79	100.00	26.32	47.15	EJIDO
BORREGA, LA	50.72	1.04	0.00	0.00	72.73	10.24	68.18	10.65	18.18	4.78	26.72	
BRISA, LA 1	39.13	0.80	4.35	0.94	100.00	14.08	100.00	15.63	87.50	23.03	54.47	RANCHO
CAROLINAS UNO, LAS	40.91	0.84	4.55	0.98	50.00	7.04	100.00	15.63	100.00	26.32	50.80	RANCHO
CAPRICHIO, EL 1	87.50	1.79	18.75	4.03	100.00	14.08	100.00	15.63	100.00	26.32	61.85	EJIDO
CARRICITOS 1	45.71	0.94	8.57	1.84	100.00	14.08	60.00	9.38	100.00	26.32	52.55	RANCHO
CERRITO, EL	50.00	1.02	0.00	0.00	100.00	14.08	100.00	15.63	100.00	26.32	57.05	EJIDO
COMITAS, LAS	40.00	0.82	0.00	0.00	100.00	14.08	100.00	15.63	100.00	26.32	56.84	
CONCHA, LA	46.15	0.94	23.08	4.96	100.00	14.08	100.00	15.63	100.00	26.32	61.93	HACIENDA
CONSUELO, EL 1	30.77	0.63	30.77	6.62	100.00	14.08	0.00	0.00	100.00	26.32	47.65	RANCHO
CONSUELO, EL 2	29.41	0.60	0.00	0.00	100.00	14.08	100.00	15.63	100.00	26.32	56.63	RANCHO
DIEZ, EL	50.51	1.03	12.12	2.61	60.00	8.45	29.23	4.57	21.54	5.67	22.33	EJIDO
GALLO, EL 1	36.84	0.75	0.00	0.00	100.00	14.08	100.00	15.63	100.00	26.32	56.78	RANCHO
GRANJA, LA	40.00	0.82	20.00	4.30	100.00	14.08	100.00	15.63	58.82	15.48	50.31	EJIDO
GUAJOLOTE, EL	50.00	1.02	4.81	1.03	5.41	0.76	91.89	14.36	16.22	4.27	21.44	EJIDO
HOYOS, LOS (SAN JOSÉ)	43.10	0.88	17.24	3.71	15.79	2.22	36.84	5.76	15.79	4.16	16.73	EJIDO
HOYOS, LOS (LA ROSITA)	46.15	0.94	7.69	1.65	100.00	14.08	90.91	14.20	100.00	26.32	57.20	
JESÚS MARÍA	48.28	0.99	10.34	2.22	100.00	14.08	100.00	15.63	100.00	26.32	59.24	EJIDO
MAGÜIRAS 1	48.48	0.99	15.15	3.26	100.00	14.08	41.67	6.51	66.67	17.54	42.39	RANCHO
NOGALES, LOS	37.50	0.77	25.00	5.38	100.00	14.08	100.00	15.63	100.00	26.32	62.17	RANCHO
PARRITAS, LAS	47.62	0.97	14.29	3.07	100.00	14.08	83.33	13.02	100.00	26.32	57.47	RANCHO

204

Cuadro 6.1 Índices calculados para cada indicador, en relación al porcentaje promedio estatal.
(continuación)


















































NOMBRE DE LA LOCALIDAD	% población ec. inactiva relación a > 15 años	índice respecto a % estatal	% analfabetas > 15 años	índice respecto a % estatal	% viviendas sin agua entubada	índice respecto a % estatal	% viviendas con piso de tierra	índice respecto a % estatal	% viviendas sin energía eléctrica	índice con respecto al % estatal	Índice Global de Pobreza (IGP)	Propiedad de la tierra
PONTEZUELAS	65.63	1.34	3.13	0.67	100.00	14.08	90.91	14.20	100.00	26.32	56.62	RANCHO
PORVENIR, EL	41.89	0.86	2.70	0.58	100.00	14.08	72.73	11.36	4.55	1.20	28.08	EJIDO
PRETIL, EL	50.62	1.04	9.88	2.12	100.00	14.08	96.43	15.07	100.00	26.32	58.63	EJIDO
PUERTO, EL	46.97	0.96	12.12	2.61	100.00	14.08	80.95	12.65	4.76	1.25	31.55	EJIDO
PURÍSIMA DE CONCHOS	60.00	1.23	4.44	0.96	100.00	14.08	88.24	13.79	11.76	3.10	33.15	EJIDO
RAÍCES	50.00	1.02	16.67	3.58	33.33	4.69	33.33	5.21	0.00	0.00	14.51	RANCHO
RANCHERÍA	32.76	0.67	10.34	2.22	97.30	13.70	89.19	13.94	13.51	3.56	34.09	EJIDO
REFORMA, LA	55.17	1.13	8.28	1.78	2.78	0.39	52.78	8.25	19.44	5.12	16.66	EJIDO
REFUGIO, EL	42.86	0.88	0.00	0.00	20.37	2.87	46.30	7.23	16.67	4.39	15.37	HACIENDA
RETAMA, LA	63.64	1.30	0.00	0.00	0.00	0.00	33.33	5.21	100.00	26.32	32.83	EJIDO
SAN CRISTÓBAL	77.27	1.58	10.61	2.28	100.00	14.08	70.83	11.07	8.33	2.19	31.21	EJIDO
SAN JUAN	44.44	0.91	33.33	7.17	100.00	14.08	100.00	15.63	100.00	26.32	64.10	EJIDO
SAN PEDRO GARZA GARCÍA	35.29	0.72	5.88	1.27	90.00	12.68	100.00	15.63	100.00	26.32	56.60	EJIDO
SANTA ROSA	35.29	0.72	6.86	1.48	100.00	14.08	51.52	8.05	15.15	3.99	28.32	EJIDO
SAUZ, EL	50.00	1.02	8.33	1.79	100.00	14.08	80.00	12.50	80.00	21.05	50.45	RANCHO
SOLEDAD, LA	56.30	1.15	11.76	2.53	6.25	0.88	96.88	15.14	21.88	5.76	25.46	EJIDO
TERRERO, EL	77.78	1.59	0.00	0.00	80.00	11.27	60.00	9.38	80.00	21.05	43.29	EJIDO
TERRERO, EL	44.44	0.91	0.00	0.00	100.00	14.08	100.00	15.63	100.00	26.32	56.93	RANCHO
MUNICIPIO: MAINERO, TAMAULIPAS												
ANGEL EL 1	50.00	1.02	0.00	0.00	66.67	9.39	33.33	5.21	100.00	26.32	41.94	RANCHO
BELISARIO DOMINGUEZ	54.69	1.12	3.13	0.67	26.32	3.71	47.37	7.40	100.00	26.32	39.21	EJIDO
GLORIA LA	32.26	0.66	0.00	0.00	18.18	2.56	45.45	7.10	63.64	16.75	27.07	RANCHO
JESUS MARIA	33.33	0.68	0.00	0.00	100.00	14.08	66.67	10.42	33.33	8.77	33.96	RANCHO
PEÑITA LA	58.33	1.19	0.00	0.00	100.00	14.08	50.00	7.81	100.00	26.32	49.41	RANCHO

205

Cuadro 6.1 Índices calculados para cada indicador, en relación al porcentaje promedio estatal.
(continuación)

NOMBRE DE LA LOCALIDAD	% población ec. Inactiva relación a > 15 años	Índice respecto a % estatal	% analfabetas > 15 años	Índice respecto a % estatal	% viviendas con agua entubada	Índice respecto a % estatal	% viviendas con piso de tierra	Índice respecto a % estatal	% viviendas sin energía eléctrica	Índice con respecto al % estatal	Índice Global de Pobreza (IGP)	Propiedad de la tierra
MUNICIPIO: SAN CARLOS, TAMAULIPAS												
ROBLE EL 1	58.33	1.19	0.00	0.00	100.00	14.08	25.00	3.91	100.00	26.32	45.50	RANCHO
SILVIA SANCHEZ	52.63	1.08	5.26	1.13	100.00	14.08	85.71	13.39	100.00	26.32	56.00	EJIDO
MUNICIPIO: VILLAGRÁN, TAMAULIPAS												
BUENOS AIRES	31.25	0.64	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.64	RANCHO
CONRADO CASTILLO	55.00	1.13	15.00	3.23	100.00	14.08	25.00	3.91	100.00	26.32	48.66	EJIDO
GENERAL LUCIO BLANCO	50.99	1.04	7.28	1.57	98.81	13.92	69.05	10.79	38.10	10.03	37.34	EJIDO
JOSÉ MARIA MORELOS	36.84	0.75	7.02	1.51	0.00	0.00	36.36	5.68	100.00	26.32	34.26	EJIDO
MARGARITAS LAS	42.86	0.88	14.29	3.07	66.67	9.39	0.00	0.00	100.00	26.32	39.65	RANCHO
MARTIRES DEL AGRARISMO	54.84	1.12	16.13	3.47	100.00	14.08	15.38	2.40	92.31	24.29	45.37	EJIDO
MONTERIO	41.67	0.85	8.33	1.79	100.00	14.08	25.00	3.91	100.00	26.32	46.95	RANCHO
PALMAS LAS	33.33	0.68	8.33	1.79	80.00	11.27	0.00	0.00	100.00	26.32	40.06	RANCHO
PURISIMA LA	71.43	1.46	14.29	3.07	0.00	0.00	0.00	0.00	100.00	26.32	30.85	RANCHO
ROSITA LA	46.15	0.94	0.00	0.00	100.00	14.08	25.00	3.91	75.00	19.74	38.67	RANCHO
SAN ISIDRO	40.00	0.82	50.00	10.75	100.00	14.08	100.00	15.63	100.00	26.32	67.60	RANCHO
SAN JUAN	44.44	0.91	0.00	0.00	100.00	14.08	0.00	0.00	100.00	26.32	41.31	RANCHO

Leyenda de la Figura 3.5

Laderas de montaña		Ladera abrupta de montaña sobre caliza		Planicie de acumulación aluvial
		Ladera abrupta de montaña sobre lutita		Planicie sobre arenisca
		Ladera abrupta de montaña sobre roca ígnea intrusiva intermedia		Planicie sobre conglomerado
		Ladera abrupta de montaña sobre Gabro		Planicie ondulada sobre conglomerado
		Ladera media de montaña sobre caliza		Planicie sobre lutita
		Ladera media de montaña sobre lutita		Planicie ondulada sobre lutita
		Ladera media de montaña sobre roca ígnea intrusiva intermedia		Planicie sobre conglomerado y lutita
		Ladera tendida de montaña sobre lutita		Planicie ondulada sobre conglomerado y lutita
		Ladera tendida de montaña sobre caliza y lutita		Planicie sobre caliza
		Ladera tendida de montaña sobre conglomerado		Planicie sobre Diorita
		Ladera tendida de montaña sobre roca ígnea intrusiva intermedia		Planicie ondulada sobre Basalto
				Planicie sobre roca ígnea intrusiva intermedia
Laderas de lomerío		Ladera abrupta sobre conglomerado	Piedemontes	
		Ladera abrupta sobre caliza		Piedemonte sobre lutita
		Ladera abrupta sobre lutita		Piedemonte sobre caliza y lutita
		Ladera media sobre caliza		
		Ladera media sobre conglomerado	Otras características	
		Ladera media sobre lutita		Cuerpos de agua
		Ladera media sobre roca ígnea intrusiva intermedia		Poblaciones
		Ladera tendida sobre conglomerado		
		Ladera tendida sobre caliza y lutita		
		Ladera tendida sobre lutita		
		Ladera tendida sobre Diorita		
		Ladera tendida sobre roca ígnea intrusiva intermedia		
		Ladera suave sobre arenisca		
		Ladera suave sobre conglomerado		
		Ladera suave sobre caliza y lutita		
		Ladera suave sobre Diorita		
		Ladera suave sobre roca ígnea intrusiva intermedia		
		Ladera suave sobre lutita		
		Ladera suave sobre roca ígnea intrusiva intermedia		
		Ladera suave sobre lutita		
		Ladera suave aluvial		

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

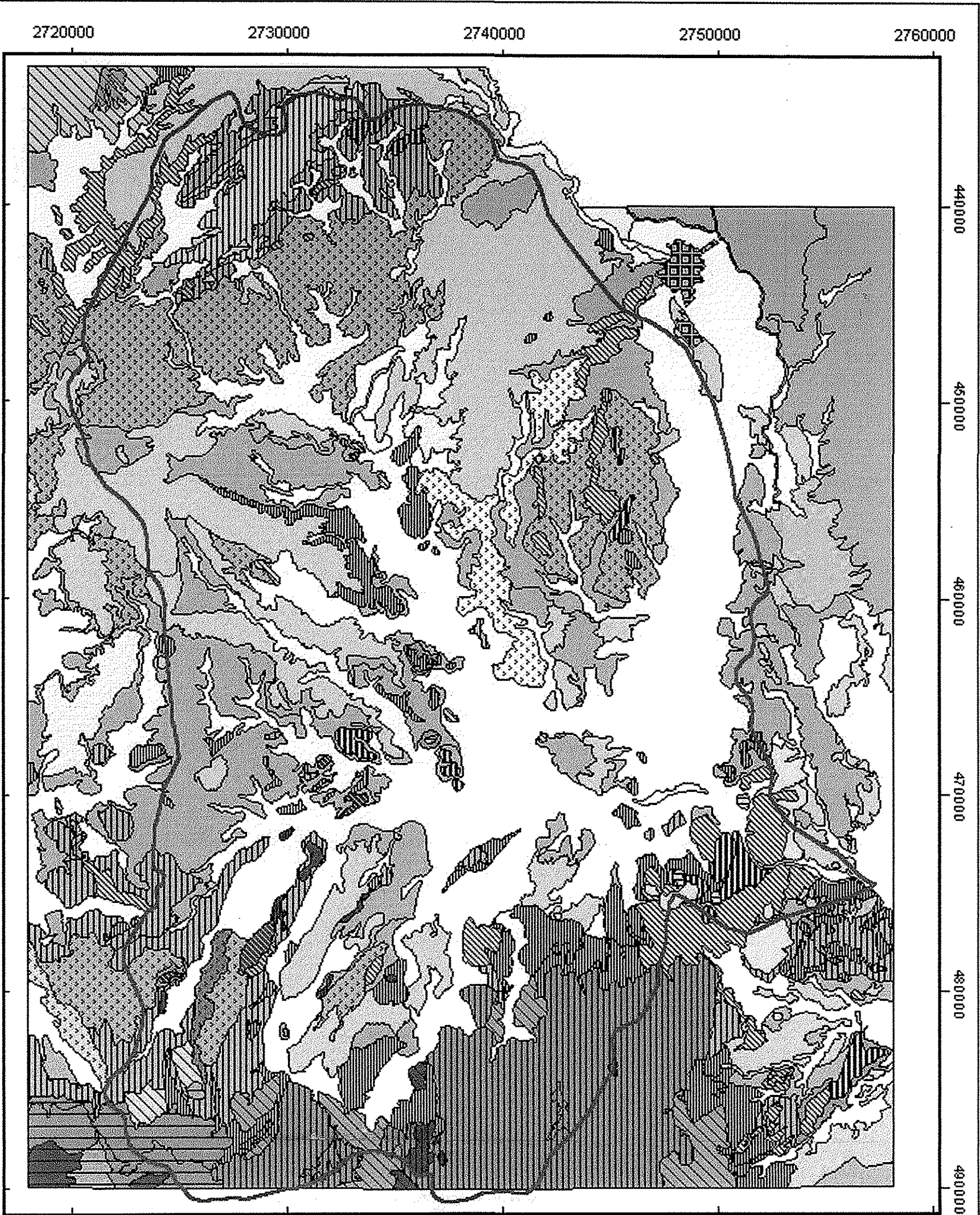


Figura 3.5 Mapa morfogénico de la Subcuenca A. Camacho, en el noreste de México.

Escala 1:223,000

TESIS CON
FALTA DE ORIGEN