

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN  
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES  
SUBDIRECCIÓN DE POSTGRADO



**EVALUACIÓN DEL EFECTO DE PRÁCTICAS SILVÍCOLAS SOBRE  
LA ESTRUCTURA DE LOS ECOSISTEMAS FORESTALES Y LA  
HIDRODINÁMICA EN LOS SUELOS, EN LA SIERRA DE LA  
CANDELA, TEPEHUANES, DURANGO**

**TESIS DE DOCTORADO**

COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE  
**DOCTOR EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES**

**PRESENTA**

**M.C. RAÚL SOLÍS MORENO**

LINARES, NUEVO LEÓN, MÉXICO

ENERO DE 2007

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN  
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES  
SUBDIRECCIÓN DE POSTGRADO



EVALUACIÓN DEL EFECTO DE PRÁCTICAS SILVÍCOLAS  
SOBRE LA ESTRUCTURA DE LOS ECOSISTEMAS  
FORESTALES Y LA HIDRODINÁMICA EN LOS SUELOS, EN LA  
SIERRA DE LA CANDELA, TEPEHUANES DURANGO

TESIS DE DOCTORADO

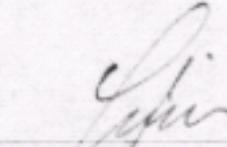
Como requisito parcial para obtener el grado de  
DOCTOR EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES

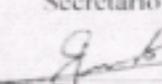
Presenta

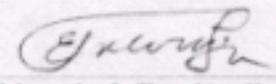
M.C. RAÚL SOLÍS MORENO

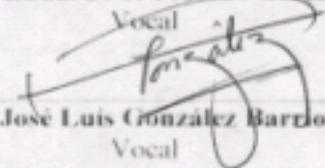
COMITÉ DE TESIS

  
Dr. Oscar A. Aguirre Calderón  
Presidente

  
Dr. Javier Jiménez Pérez  
Secretario

  
Dr. Enrique Jurado Ybarra  
Vocal

  
Dr. Eduardo J. Treviño Garza  
Vocal

  
Dr. José Luis González Barrios  
Vocal

Linares, Nuevo León, México

Enero de 2007

## **AGRADECIMIENTOS**

Al CONACYT por el apoyo otorgado para mi formación doctoral, al proyecto “Impacto de las modificaciones inducidas a un medio físico de la Sierra Madre Occidental” apoyado por ECOS Francia, CONACYT y ANUIES.

A mi Universidad Autónoma de Nuevo León por abrirme sus puertas y a mi Facultad de Ciencias Forestales de Linares por hacerme sentir, que soy parte de ella.

Al Dr. Ricardo López Aguillón Director de la Facultad de Ciencias Forestales por las facilidades otorgadas.

A mi Universidad Juárez del Estado de Durango por darme las facilidades de continuar con mi formación.

Gracias mil al MA Esteban Pérez Canales, por sus palabras de aliento y apoyo para lograr esta meta.

Agradezco al Dr. Luc Descroix su confianza para agregarme en su equipo de trabajo dentro del proyecto.

Al Dr Eduardo Treviño Garza por su tiempo, confianza, enseñanzas y su amistad.

Al Dr. José Luís González Barrios por su paciencia, por sus comentarios, por su disposición.

Al Dr. Javier Jiménez Pérez por sus comentarios y sugerencias en la elaboración del trabajo.

Al Dr. Enrique Jurado Ybarra por sus aportaciones y enriquecimiento de la investigación.

A mi director de tesis Dr. Oscar A. Aguirre Calderón por su paciencia, por su orientación, por su comprensión, por permitirme aprender de su conocimiento, por sus cuestionamientos y por enseñarme que el trabajo arduo continúa y no acaba, gracias.

A mis amigos Dr. Marín Pompa García, Dr. Javier Corral Rivas, MC Gerardo Pérez Canales por sus valiosas aportaciones cuando más lo necesite.

## **DEDICATORIA**

*Le agradezco primero a Dios por permitirme existir y darme la oportunidad de realizar los proyectos de mi vida.*

*Este trabajo esta dedicado a alguien muy especial mi esposa Gloria Villarreal, que sintió mis momentos débiles y fue mi fortaleza, de molestia y fue mi cordura, de alegría y fue mi medida, de dolor y fue mi consuelo, eres algo maravilloso que hay en mi vida y por todo ello no me queda más que decirle gracias y que la amo.*

*A mis hijos Eric e Iván por su comprensión en los momentos que no pude estar con ellos y me necesitaron y porque que son mi razón y preocupación.*

*A mi madre Dolores (qepd), que aún en su debilidad y dolor me alentó a seguir en lo que había iniciado, porque estaba aquí y me necesito. Gracias "bella Lola" por sus bendiciones y su protección.*

## **Declaratoria**

**Manifiesto que la presente investigación es original y fue desarrollada para obtener el grado de Doctor en Ciencias Forestales, con especialidad en Manejo de Recursos Naturales.**

**Donde se utiliza información de otros autores se otorgan los créditos correspondientes.**

---

**Raúl Solís Moreno**

# ÍNDICE GENERAL

CONTENIDO	PÁGINA
<b>Introducción general.....I.....</b>	<b>i</b>
Resumen General.....	iii
General Abstract.....	iv
<b>Parte 1. Análisis de la vegetación a través de la teledetección</b>	
Índice.....	v
Índice de figuras.....	vi
Índice de tablas.....	vii
Índice de anexos.....	viii
Resumen.....	ix
Abstract.....	ix
Introducción.....	1
Antecedentes.....	5
Área de estudio.....	9
Materiales y métodos.....	15
Resultados y discusión.....	19
Conclusiones.....	31
Anexos.....	33
<b>Parte 2. Análisis de la estructura arbórea</b>	
Índice.....	x
Índice de figuras.....	xii
Índice de tablas.....	xiii
Índice de anexos.....	xiv
Resumen.....	xv
Abstract.....	xv
Introducción.....	49
Antecedentes.....	52
Parcelas de muestreo.....	58
Materiales y métodos.....	60
Resultados y discusión.....	73
Conclusiones.....	87
Anexos.....	89
<b>Parte 3. Análisis de la hidrodinámica en el suelo</b>	
Índice.....	xvi
Índice de figuras.....	xvii
Índice de tablas.....	xviii
Índice de anexos.....	xix
Resumen.....	xx
Abstract.....	xx
Introducción.....	92
Antecedentes.....	95
Materiales y métodos.....	103

Resultados y discusión.....	112
Conclusiones.....	127
Anexos.....	130
Bibliografía.....	144

## **INTRODUCCIÓN GENERAL**

La cuenca alta del río Nazas ubicada en la Sierra Madre Occidental en el estado de Durango es importante por ser una reserva en la que se desarrolla una gran diversidad vegetal, además de coadyuvar en la producción y almacenamiento de agua para la recarga de mantos freáticos, que proveen alrededor del 90 por ciento de agua que se consume en la zona agrícola de la Región Lagunera (Viramontes, 2000). La vegetación desempeña un papel importante en esta función, sin embargo el aprovechamiento forestal y sobrepastoreo han causado diversos impactos como son: la redistribución de la vegetación, disminución de la biodiversidad y mayor vulnerabilidad a los incendios. Las condiciones en que se encuentra la cuenca alta del río Nazas, motiva a realizar estudios para reconocer el estado de las asociaciones vegetales, así como determinar la superficie ocupada y su distribución.

Esta área en estudio tiene una superficie de 33 mil hectáreas aproximadamente, presentando diferentes tipos de vegetación y ha sido aprovechada continuamente durante las últimas tres décadas mediante la aplicación de diferentes sistemas de manejo. Hasta 1985 se aplicó el Método Mexicano de Ordenación de Montes (MMOM) realizando cortas de selección como tratamiento silvícola base; este sistema de manejo se conoce actualmente en México como Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI) y se caracteriza por la aplicación de cortas selectivas como principal tratamiento silvícola. A partir de 1986 se estableció el Método de Desarrollo Silvícola (MDS), el cual se basa en la aplicación de tratamientos silvícolas de aclareos, cortas de regeneración y, cuando la masa lo requiere, una corta de liberación con preaclareo. Actualmente en esta región se aplican ambos métodos de manejo, creando con ello un sistema mixto que asigna los tratamientos a nivel de subrodal de acuerdo a las condiciones del arbolado y a las características físicas del terreno. La estructura del estrato arbóreo es un buen indicador de la biodiversidad del

sistema y es fácilmente modificable a través de la silvicultura (Pretzsch, 1998; Del Río *et al.*, 2003; Corral *et al.*, 2005). La caracterización y conocimiento de la diversidad estructural de ecosistemas forestales constituye una condición básica para la toma de decisiones sobre el manejo de sus recursos.

La cobertura vegetal dentro de un ecosistema tiene gran relevancia, forma parte importante en la rugosidad del suelo, lo protege de la erosión, mantiene el hábitat de diferentes organismos, y tiene un papel preponderante en la capacidad natural de almacenamiento de agua, además de que influye en la distribución topográfica de la lluvia (Descroix, *et al.*, 2003). Por lo anterior las diversas cuencas hidrológicas integran de manera natural procesos ecológicos, productivos e hidrológicos, en los que intervienen todos los elementos que los conforman, los cuales al presentar alguna alteración modifican tales procesos. Las asociaciones vegetales tienen una participación importante en los procesos hidrológicos, los diferentes estudios y análisis de bases de datos, han mostrado que la afectación del bosque repercute en el incremento de los escurrimientos superficiales y disminuye la infiltración (Krishnawamy, 2001; Hibbert, 1967 citado por Descroix, 2003; Treviño *et al.*, 2003).

El objetivo de la presente investigación es desarrollar un análisis de la dinámica de los tipos de asociación vegetal y estructura de los ecosistemas de la Sierra de la Candela y estimar el efecto de las prácticas silvícolas en la hidrodinámica de los suelos.

## RESUMEN GENERAL

El trabajo se desarrolló en la “Sierra de la Candela” en la cuenca alta del río Nazas en el estado de Durango. Uno de los objetivos fue desarrollar una clasificación de tipos de asociación vegetal, como herramienta base para llevar a cabo una comparación de la evolución de la vegetación en la región, utilizando imágenes de satélite Landsat ETM, MSS y cartografía local, el análisis multiespectral dio como resultados un incremento en las áreas de pastizal y bosque abierto en decremento del bosque semidenso y bosque denso. Se evaluaron los tratamientos silvícolas sobre la composición y estructura de la vegetación. En el análisis fueron utilizados varios índices basados en relaciones de vecindad del arbolado, a través del muestreo denominado “*grupo estructural de cinco árboles*”. Los resultados obtenidos en el estudio comparativo muestran que existe una mayor mezcla y diversidad de especies con la aplicación del tratamiento de selección que con cortas de aclareos. La distribución espacial de los árboles de ambas parcelas presenta un esquema de agregados. El trabajo se realizó para conocer y evaluar la conductividad hidráulica, después de los aprovechamientos. Las pruebas se llevaron a cabo en dos tipos de bosques (bosque denso y bosque semidenso). Se desarrollaron mediciones de infiltración utilizando discos de diferente radio y aplicando el método multipotencial. Los resultados obtenidos en las diferentes clases de bosques muestran una variación importante tanto en la conductividad hidráulica como en su comportamiento, relacionándose con la densidad de la vegetación y los estados de superficie, el bosque denso presenta los valores mayores en comparación del bosque semidenso y abierto.

## GENERAL ABSTRACT

This work was conducted in the Sierra de la Candela mountain range on the High Basin of Nazas river in the state of Durango. One of the goal was to develop a classification of the different types of vegetation associations as a basic tool for comparing the evolution of vegetation in the region, utilizing Landsat ETM and MSS satellite images and local cartography, the multitemporal analysis gave as a result an increase in grassland areas and open forest in decline of closed and semi-closed forest. It was carried out to evaluate the silvicultural treatments on the composition and structure of the vegetation The analysis was done comparing two experimental plots managed under different silvicultural practices, the first with thinning and the second using selective cuts. Several neighborhood-based indices were used via the so-called “*structural group of five trees*” sampling method. The results obtained in the study show that the tree species mixture and diversity is greater in the plot where the selective cuts were applied compared to that treated by thinning. Both plots present a clumped spatial tree distribution. to know and evaluate hydraulic conductivity after harvesting. . The test was done in two type of forest (closed and semi closed forest). It was development measurement of infiltration utilizing different radius and, applied the method of multi potential. The result obtained in the different classes of forest shown a important variation as hydraulic to behavior, relation this situation with the vegetation density and state of surface, the closed forest show high values in comparison of semi closed and open forest.

**PARTE 1**  
**ÍNDICE**

	Página
Resumen.....	ix
Abstract.....	ix
1 Introducción.....	1
1.1 Objetivo general.....	4
1.2 Objetivos específicos.....	4
1.3 Hipótesis.....	4
2 Antecedentes.....	5
2.1 Manejo de recursos naturales.....	5
3 Área de estudio.....	9
3.1 Fisiografía.....	9
3.2 Relieve.....	9
3.3 Geología.....	10
3.4 Edafología.....	10
3.5 Clima.....	10
3.6 Hidrología.....	12
3.7 Problemas relacionados con el agua superficial.....	13
3.8 Uso del suelo y vegetación.....	13
4 Materiales y Métodos.....	15
4.1 Infraestructura utilizada.....	15
4.2 Selección de áreas para la definición de clases.....	15
4.3 Clases de vegetación.....	17
4.4 Clasificación de la imagen.....	17
4.5 Reclasificación de imagen a cinco clases.....	17
4.5.1 Índice NDVI.....	18
5 Resultados y discusión.....	19
5.1 Clases de vegetación.....	19
5.2 Reclasificación.....	24
5.3 Detección de cambios.....	30
6 Conclusiones.....	31
7 Anexos.....	33

<b>Figura</b>	<b>INDICE DE FIGURAS</b> <b>Descripción</b>	<b>Pagina</b>
1	Ubicación del área de estudio.....	9
2	Precipitación media de la cuenca alta del Nazas.....	11
3	Delimitación de la cuenca alta del Nazas.....	12
4	Delimitación de la cuenca alta del Nazas (subcuencas).....	13
5	Definición del área de interés.....	16
6	Mapa de las 13 clases de asociación vegetal de la Sierra de la Candela..	21
7	Porcentaje de las clases por asociación vegetal.....	22
8	Mapa de las cinco clases de la imagen de satélite del año 1992.....	27
9	Mapa de las cinco clases de la imagen de satélite del año 2002.....	28
10	Mapa de detección de cambios en las imágenes de los años 1992-2002.	30

<b>INDICE DE TABLAS</b>		
<b>Tabla</b>	<b>Descripción</b>	<b>Página</b>
1	Superficies de la Sierra de la Candela y área circundante.....	22
2	Características dasométricas de áreas de bosque denso (Bp) y bosque semidenso (Bpq Mi).....	25
3	Comparativo de la superficie y porcentaje de los mapas de vegetación de los años 1992-2000.....	29

<b>INDICE DE ANEXOS</b>		
Anexos	Descripción	Pagina
7.	Anexos.....	33
7.1.	Recorrido y verificación de las AOI en campo.....	33
7.1.1	Área de chaparral (Mi).....	33
7.1.2	Área de pastizal (Pi).....	33
7.1.3	Bosque de pino encino matorral (Bpq Mi).....	34
7.1.4	Laderas a 2400 msnm después del Pito Real (clase 3).....	34
7.1.5	Clase 4 matorral mezclado con bosque de encino (Mi Bq).....	35
7.1.6	Chaparral Mi con Bpq (clase 5).....	35
7.1.7	Vegetación correspondiente a la clase 5.....	36
7.1.8	Clase 5 matorral bosque de pino encino (Mi Bpq).....	36
7.1.9	Clase 6 matorral con bosque de pino (Mi Bp).....	37
7.1.10	Clase 7 pasto natural (Pn).....	37
7.1.11	Clase 8 bosque de pino encino (Bpq).....	38
7.1.12	Paraje Ciénaga de la Vaca (Bpq).....	38
7.1.13	Clase 8 paraje Ciénaga de la Vaca.....	39
7.1.14	Parte alta de la Ciénaga de la Vaca clase 9 (Bpq Mi).....	39
7.1.15	Bosque de pino encino (2 Bpq) clase 10. Área de corrales.....	40
7.1.16	Cerro del Oso clase 11.....	40
7.1.17	Clase 12 (Bp1) bosque de pino. Área aledaña al cerro del Oso.....	41
7.1.18	Clase 13 bosque de pino (Bp12).....	41
7.2	Matriz de contingencia.....	42
7.3	Tabla ubicación de las clases vegetación y especies.....	47

## **RESUMEN**

El trabajo se realizó en la Sierra de la Candela en la cuenca alta del río Nazas en el estado de Durango. El objetivo fue desarrollar una clasificación de tipos de asociación vegetal, como herramienta base para llevar a cabo una comparación de la evolución de la vegetación en la región, utilizando imágenes de satélite Landsat ETM, MSS y cartografía local. Del procesamiento de imágenes se obtuvo primero un mapa de vegetación, conteniendo 13 clases de asociación vegetal, las cuales fueron después reclasificadas en cinco clases. El análisis multiespectral dio como resultados un incremento en las áreas de pastizal y bosque abierto en decremento del bosque semidenso y bosque denso.

**Palabras claves: Teledetección, clasificación y asociación vegetal.**

## **ABSTRACT**

This work was conducted in the Sierra de la Candela mountain range on the High Basin of Nazas river in the state of Durango. The goal was to develop a classification of the different types of vegetation associations as a basic tool for comparing the evolution of vegetation in the region, utilizing Landsat ETM and MSS satellite images and local cartography. A vegetation map was first obtained from the images, containing 13 classes of vegetation associations. Afterwards they were reclassified into five classes. The multitemporal analysis gave as a result an increase in grassland areas and open forest in decline of closed and semi-closed forest.

**Key words: Teledetection, vegetation association and classification.**

## 1. INTRODUCCIÓN

La cuenca alta del río Nazas ubicada en la Sierra Madre Occidental en el estado de Durango, es importante por ser una reserva en la que se desarrolla una gran diversidad vegetal, además de coadyuvar en la producción y almacenamiento de agua para la recarga de mantos freáticos, que proveen alrededor del 90 por ciento de agua que se consume en la zona agrícola de la Región Lagunera (Viramontes, 2000). La vegetación desempeña un papel importante en esta función, sin embargo el aprovechamiento forestal y sobrepastoreo han causado diversos impactos como son: la redistribución de la vegetación, disminución de la biodiversidad y mayor vulnerabilidad a los incendios. Además de que las prácticas silvícolas han afectado de manera importante la estructura y composición de estas comunidades vegetales, las que intervienen en los procesos edáficos e hidrológicos y forman parte del hábitat de la fauna silvestre (Beschta, 2000; Viramontes, 2000; Viramontes, 2003; Descroix, 2003). Las condiciones en que se encuentra la cuenca alta del río Nazas, motiva a realizar estudios para reconocer el estado de las asociaciones vegetales, así como determinar la superficie ocupada y su distribución. La información generada a través de dichos estudios es básica para explicar las modificaciones de los diferentes procesos que se desarrollan en el suelo, además de facilitar la toma de decisiones para la planeación y ordenamiento de la superficie, así como para definir acciones de fomento y protección de los recursos naturales. También permite visualizar la tendencia de los procesos de reducción de superficies boscosas por diferentes factores antropogénico y naturales (Velázquez *et al.*, 2004).

La forma tradicional de conocer la dinámica de las poblaciones vegetales a través de los inventarios forestales, se apoya en el uso de la teledetección, para el monitoreo de los recursos naturales y el medio ambiente (Lunneta, 1998). Estos materiales y método

utilizados posibilitan analizar las condiciones de grandes superficies, permitiendo cuantificar diferentes aspectos de los bosques, así como actualizar la cartografía y formar bases de datos de los diferentes ecosistemas (Dubey, 2000; Treviño, 2001, Pereira, 2002), además de tener aplicaciones en la evaluación de plantaciones forestales, promoción de la agroforestería, selección de árboles, y en el ordenamiento territorial, definiendo un uso óptimo como una opción para mejorar el medio ambiente (Ellis *et al.*, 2000; Hansen *et al.*, 2000). Utilizando la teledetección se han desarrollado trabajos sobre las modificaciones del hábitat (Hilli, 2005; Betts, 2003), hidrología (drenaje, nivel de lagos) (Gottgens *et al.*, 1998), biología (especies exóticas) (Wessels *et al.*, 2004) y geología (sedimentos); elaboración de los programas de manejo forestal y mapas de suelo y vegetación (González *et al.*, 2004; Franklin *et al.*, 2002; Cingolani *et al.*, 2004; Wessels *et al.*, 2004; Liu, 2005), y con propósitos de conservación regional de humedales, bosques de coníferas y pastizales (Wessels *et al.*, 2004). La teledetección permite mapear los diferentes tipos de comunidades vegetales y usos de suelo, además es base para crear divisiones administrativas como rodales y subrodales de zonas forestales, en la elaboración de los programas de manejo forestal utilizando imágenes adquiridas por el sensor Enhanced Thematic Mapper (ETM) de los satélites Landsat (González *et al.*, 2001). Ejemplos de investigaciones realizadas con éxito usando técnicas de teledetección son los trabajos de Fransson, 1999, Zhenkui, 2000, Hansen *et al.*, 2000, Mayaux 2000, Pearson , 2000; Salinas 2002; Nordberg, 2002; Cingolani *et al.*, 2004.

En el área de la Sierra de la Candela, Rodríguez (1997) realizó un estudio en el cual se definieron 5 clases de asociación vegetal, utilizando imágenes Landsat de 1986-1997.

En el área de estudio se han realizado aprovechamientos desde el año 1976, bajo las normas y lineamientos del Método Mexicano de Ordenación de Montes (MMOM). En 1987 se

inició la aplicación del Método Mixto que es una combinación del Método de Desarrollo Silvícola (MDS) y el denominado Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI).

De acuerdo a los registros del programa de manejo, el aprovechamiento de las especies maderables se concentra en el género *Pinus*, con un promedio de 6, 500 m<sup>3</sup> rta anual en el periodo de 1980 a 1999 en una superficie de 11, 948 ha localizada entre 2500 y 2800 msnm (Moreno, 1999). El estado actual de la cobertura vegetal y su estructura está determinada por el historial de manejo aplicado a la superficie. Los diferentes sistemas utilizados y tratamientos aplicados, han definido en gran parte la composición y cobertura vegetal (Pretzsch, 1998; Del Río *et al.*, 2003; Corral *et al.*, 2005).

El objetivo del presente trabajo es delimitar la superficie, los tipos de asociación vegetal y analizar los cambios de la vegetación inducidos por los aprovechamientos forestales, para obtener un mapa actualizado de la cubierta vegetal. Para ello se utilizaron imágenes Lansat ETM y MSS procesadas con el programa ERDAS; como apoyo se utilizaron las cartas de uso de suelo y vegetación, así como el programa de manejo forestal del área de estudio.

### **1.1 Objetivo general**

Analizar la vegetación de la Sierra de la Candela y parte de la Cuenca Alta del Nazas a través de imágenes de satélite para identificar los tipos de asociación vegetal, la superficie y detectar cambios por efecto de los aprovechamientos forestales.

### **1.2 Objetivos específicos.**

1. Elaborar un mapa reconociendo los diferentes tipos de asociación vegetal.
2. Evaluar los sistemas de manejo utilizados, y su impacto en la distribución de la vegetación.

### **1.3 Hipótesis**

H1. Las prácticas silvícolas continúan modificando los ecosistemas de la Sierra de la Candela.

## **2. Antecedentes**

### **2.1 Manejo de Recursos Naturales**

La Geomática, a través de las imágenes de satélite y los sistemas de información geográfica apoyados por los sistemas de posicionamiento global (GPS), han mostrado su utilidad en el análisis de los recursos naturales (suelo, agua, vegetación y fauna); en el área de la minería en la ubicación del potencial mineral, yacimientos y actividades mineras; en los aspectos administrativos en la ordenación territorial, derecho de propiedad, delimitación de las entidades, etc.; en la infraestructura rural y urbana en la ubicación de nuevas vialidades, terrestres como marítimas, servicios de salud, nuevas áreas de turismo y esparcimiento, así como de transporte, etc.), en el desarrollo socioeconómico en el establecimiento de comercios, servicios, educación, centros de desarrollo, y para el estudio de mercado y nuevas clientelas).

La teledetección y los modelos medio ambientales son utilizados para reconocer los diferentes paisajes de los ecosistemas, para un mejor entendimiento y descripción espacio-temporal de los mismos. La disminución de especies y hábitat crea la necesidad de reconocer o actualizar la cartografía y bases de datos. Una de las ventajas de la teledetección es poder examinar en áreas de difícil acceso, áreas con temporal extremo lo que implica costos elevados y tiempo.

El desarrollo de la teledetección ha tenido un avance vertiginoso científico-tecnológico y es una herramienta valiosa en el reconocimiento y organización de los recursos naturales que

se utiliza en las diferentes áreas para crear mapas de las condiciones del medio ambiente y las características de la estructura de los ecosistemas (Lunetta, 1998).

Varios países han avanzado en este ámbito como Estados Unidos, Canadá, Rusia, Francia, Brasil, India y Japón.

En los años 90 se incrementa el uso de la tecnología geoespacial en el análisis de los recursos naturales (Jensen, 1996). Mediante esta tecnología se desarrollan propuestas metodológicas para determinar las condiciones del bosque, como el trabajo realizado para el pino piñonero utilizando imágenes de satélite Landsat, apoyándose además en un sistema de información geográfica (Treviño, 1999). La teledetección permite elaborar mapas a través de la imagen de satélite representando la distribución, disponibilidad y abundancia en conjunto de vegetación, fauna, divisiones administrativas, carreteras, cuerpos de agua, hábitat, disturbios y áreas de turismo, como el realizado en la India por Dubey (2000). Fransson en el año 1999 utiliza dos imágenes de satélite en dos años subsecuentes (91-92) para evaluar la vegetación después de aplicar diferentes tipos de corta, trabajos similares fueron realizados por Byme en 1980, Fung en 1987, Muchoney, 1994, Coppin en 1996 y Macleod en 1998, entre otros.

Existen otras aplicaciones de la teledetección como la evaluación de plantaciones forestales, promoción de la agroforestería, selección de árboles, etc., para promover un ordenamiento territorial, definiendo un uso óptimo como una opción de mejorar el medio ambiente (Ellis, 2000), así como la elaboración de mapas temáticos de suelo y vegetación (Crist, 1986).

Se han realizado trabajos utilizando diferentes índices para el monitoreo de la vegetación (Rouse *et al.*, 1973; Crippen, 1990; Richardson, 1992, Qi, 1994), apoyándose además en la fotografía aérea (Crist, 1986).

Gottgens, (1998) realizó un trabajo sobre las modificaciones del cambio de hábitat en la costa del Lago Erie. Existen trabajos en Australia sobre el reconocimiento de los diferentes paisajes que presentan disminución de especies, se consideraron características como sombras, dosel vegetal, suelo desnudo, vegetación perenne y anual entre otras, planteando necesario el completo entendimiento de la asociación de la biodiversidad y el ecosistema (Clevers, 1988; Pearson, 2000; Shi , 2002; Nordberg, 2002).

En México se ha utilizado la teledetección para analizar los diversos tipos de vegetación, cobertura y uso de suelo para la elaboración de cartografía vegetal. (Treviño 2001, Pereira 2002)

En África Central se han desarrollado trabajos para diferenciar ecotonos de acuerdo a los sensores como (AVHRR, ATSR, ERS-1 y SAR) describiendo en detalle: bosques lluviosos de tierras bajas, formaciones secundarias, pantanos, plantaciones, etc. (Treviño, op cit 2001).

Existen trabajos recientes sobre la caracterización y estructura de la cubierta forestal, suelo y vegetación (Cohen, 2004); elaboración de mapas temporales de la distribución espacial y tipos de vegetación (Gitelson, 2004); reconocimiento de vegetación secundaria (pastos) (Arroyo, 2005). Y otros estudios donde se han desarrollado procesos de clasificación en imágenes digitales Landsat TM de tipos de vegetación, pastos y arbustos considerando dos

etapas, una clasificación no supervisada, y la segunda llevando a cabo una clasificación supervisada considerando tipo de cobertura, y otras características. (Zhenkui 2000; Hansen, 2000; Gonzalez 2001, Mayaux 2000, Salinas 2002). Existe la posibilidad de analizar los diferentes tipos de vegetación como un método para identificar usos de suelo. (Salinas, op cit), mapear los diferentes tipos de comunidades vegetales y crear divisiones dasocráticas como rodales y subrodales de zonas forestales en la elaboración de los Programas de Manejo Forestal a través de imágenes Landsat ETM (González, 2004).

Se ha llevado a cabo trabajos similares en la Cuenca Alta del río Nazas, analizando la cobertura vegetal, definiendo clases como: bosque denso, bosque claro, pradera, suelo desnudo y áreas de cultivo, utilizando imágenes Landsat de 1986-1998 (Rodríguez, 1998).

### 3. Área de estudio

#### 3.1 Fisiografía

El área de estudio se ubica en la Sierra de la Candela dentro de la provincia fisiográfica denominada “Sierra Madre Occidental” y la sub provincia “Sierra y Cañones de Durango”, enclavada en la cuenca alta del río Nazas dentro de la Región Hidrológica 36, localizado al centro-norte de México, entre las coordenadas 23° y 27° latitud norte y 101° y 106° longitud oeste, con rangos de elevación de 2,180 a 3,164 msnm, conformada también por algunos valles en áreas de menor altitud. (DETENAL INEGI, 1978)

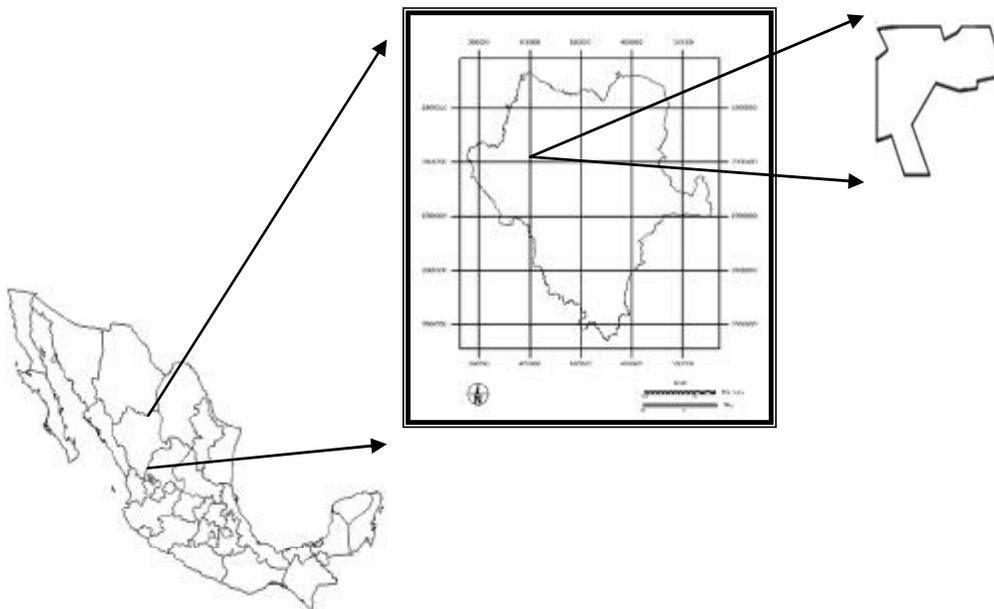


Fig. 1. Ubicación del área de estudio

#### 3.2 Relieve

La superficie en estudio se encuentra en la Sierra denominada Cordón Madre, orientado de sureste a noroeste donde se ubican las elevaciones más altas del área; la topografía es de levemente ondulada a quebrada. Presenta laderas con pendientes que varían de 5 a 55% en

un 98%, con una variación considerable de exposición predominando la noroeste y sureste (Moreno, 1999).

### **3.3 Geología**

La geología del área corresponde a la era Cenozoico Terciario, conformado por rocas ígneas extrusivas en su mayor parte, originando suelos de material rocoso como: riolitas, andesitas, basaltos, derivados de la lava volcánica (ígneas). (INEGI, 1977)

### **3.4 Edafología**

Los suelos son principalmente litosoles formados sobre roca, muy superficiales y podzódicos, suelos café oscuro constituido por arcilla, arena y grava mezcladas con materia orgánica en descomposición; sin embargo en las laderas se presentan suelos del orden cambisol (sobre todo de tipo crómicos y vérticos) y en los valles y planicies (parte baja) se desarrollan los feozem y en los interflujos los leptosoles. La textura principal es limo-arenoso (Moreno, 1999; SPP, 1981).

### **3.5 Clima**

De acuerdo a la clasificación climatológica de Köppen modificado por E. García (1973) para el área de estudio es el C (w0) y el C (w2) considerándose clima sub-húmedo con una precipitación de 800 mm en elevaciones de 2600 a 3000 msnm, siendo la precipitación media anual de 932 mm.

Los climas del área en estudio van de clima sub-húmedo de la sierra al clima árido de la plataforma central. Se presentan vientos dominantes del Océano Pacífico, lo cual origina las

lluvias principalmente. Las rachas de viento del norte en invierno provocan precipitaciones en forma de nieve.

La precipitación en un año decrece de 800 mm de una altitud de 3000 m a 200 mm sobre lagunas endorreicas a una altitud de 1100 m. El gradiente altitudinal y la distancia al océano explican la variación (83%) de la distribución espacial de la precipitación (CONAGUA, 2000). Los dos factores no son independientes. El régimen pluviométrico que es la distribución mensual de la precipitación, definen el perfil medio mensual (Nouvelot y Descroix 1996) marcan una clasificación ascendente jerárquica, estableciéndose bien de junio a septiembre (78%) y el máximo en agosto. Las lluvias invernales no representan menos del 8%.

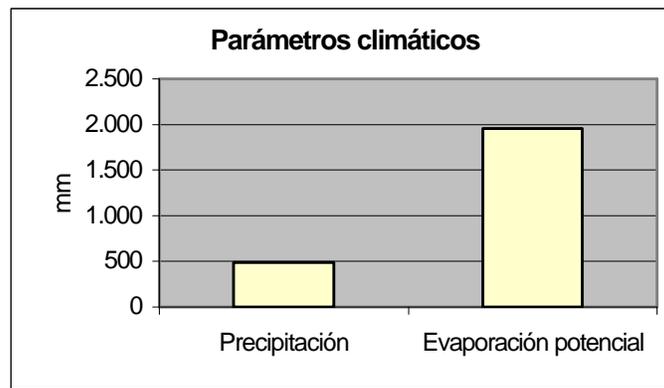


Fig. 2. Precipitación media de la cuenca alta del Nazas.

La precipitación media ponderada para la Cuenca Alta del Nazas es de 488 mm (Figura 2), lo cual implica un volumen de lluvia anual de 17,611 millones de m<sup>3</sup>.

La estación de lluvias normales tiende a presentarse de junio a septiembre; entre 1970 y 1997 los promedios de precipitación de noviembre a mayo son muy cercanos a cero, lo que indica que estos meses corresponden a una época seca recurrente cada año.

### 3.6. Hidrología

La RH 36 (región hidrológica) comprende tres grandes cuencas: la cuenca del río Nazas de 36,000 Km<sup>2</sup> (Figura 3), la cuenca del río Aguanaval con 19,800 km<sup>2</sup> y la cuenca en la depresión del Bolsón de Mapimí, las tres cuencas presentan un régimen de escurrimientos intermitentes en el periodo de avenidas de junio a septiembre, y pocos invernales de diciembre a febrero (CONAGUA, 2003).

La parte alta de la cuenca del Nazas de 18, 321 km<sup>2</sup> está conformada por las sub cuencas Salomé Acosta, Sardinas y el Palmito, formada principalmente por cadenas montañosas presentan elevaciones de 1, 600 a 3, 200 metros. La superficie presenta escurrimientos de 1 100 Mm<sup>3</sup> por año (González *et al.*, 2006).

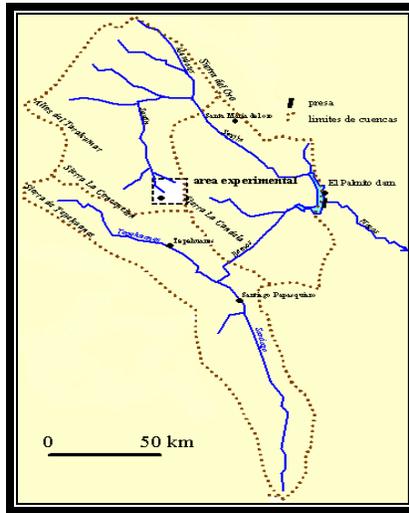


Figura 3. Ubicación de la cuenca alta del río Nazas y la superficie de estudio. (Descroix, 2003).

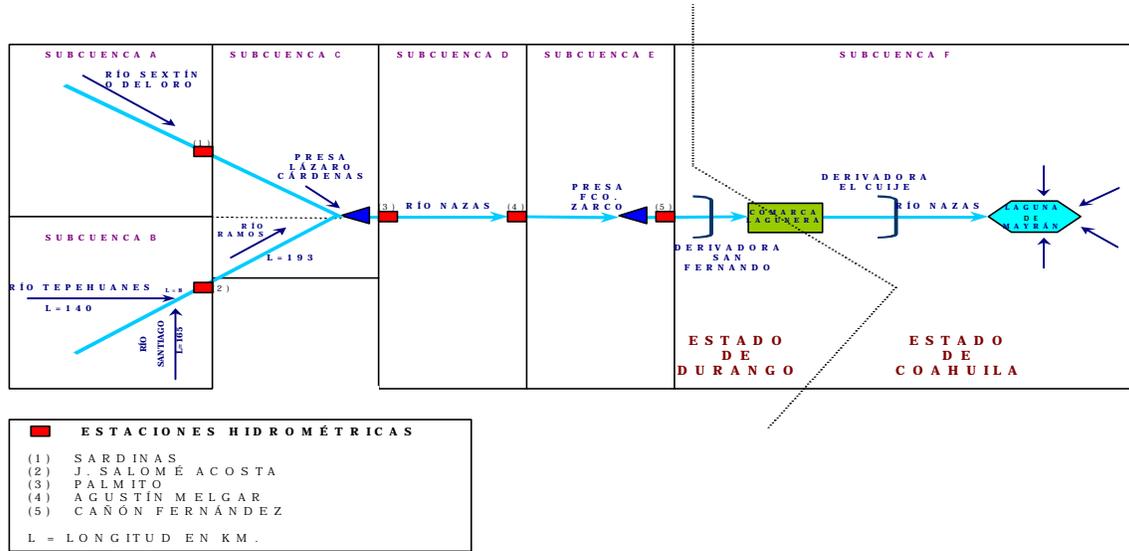


Figura 4. Delimitación de la cuenca alta del Nazas (sub cuencas).

El potencial hidrológico de la cuenca del río Nazas se produce dentro de los límites del alto Nazas el cual es básico para atender las demandas de la Comarca Lagunera, la región económica más importante vinculada a la cuenca del Nazas. El área de estudio se ubica en la sub cuenca del río Ramos (Fig. 4), la cual genera un escurrimiento de 615 Mm<sup>3</sup>, con los cuales se satisface una demanda en la cuenca de 12 Mm<sup>3</sup>/año.

### 3.7. Problemas relacionados con el agua superficial.

El problema central de la cuenca alta del río Nazas es la carencia de un plan de ordenamiento territorial para su aprovechamiento sustentable. Esto causa de modo directo el deterioro de los suelos por sobrepastoreo, aprovechamientos forestales e incendios.

### 3.8. Uso de Suelo y vegetación

El bosque principal es de pino presentándose las especies siguientes: *Pinus arizónica*, *P. ayacahuite*, *P. durangensis*, *P. leiophylla*, *P. chihuahuana*, *P. teocote*, *P. lumholtzii*, *P. Engelmanni* y *P. cooperii*

Existe una presencia importante de la familia fagaceae del género *Quercus* principalmente *Quercus. crasifolia* y *Q. rugosa*, en asociación con otras coníferas como *Juniperus deppeana* (Tascate), *Cupressus benhamii* (Cedro Blanco) y *Pseudotsuga mensiesii* (Pseudotsuga); otras hojosas *Arbutus xalapensis* (Madroño); además de vegetación arbustiva y herbácea como *Arctostaphylos pungens* (manzanilla), *Boutelova cutipendula* (zacate banderilla) y *Boutelova gracilis* (zacate navajita).

## **4. Materiales y métodos**

### **4.1. Infraestructura utilizada**

La imagen utilizada para identificar las clases o tipos de vegetación y superficie en la investigación fue Landsat (ETM), de fecha 1° de mayo de 2002, de la órbita 31, fila 42. El procesamiento de la imagen para el análisis de la vegetación se llevó a cabo utilizando el software ERDAS 8.7, realizando un recorte de la imagen delimitando un área importante de la cuenca alta del río Nazas en donde se ubica el área de estudio dentro de la Sierra de la Candela. El trabajo se realizó en el Laboratorio de Geomática de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León. La imagen se analizó visualmente utilizando una compuesta en falso color, diferenciando las firmas espectrales para identificar los elementos vegetación, suelo y agua presentes en el área de estudio.

### **4.2. Selección de áreas para la definición de clases**

El área de estudio se encuentra entre las coordenadas (UTM) X 422 797.5 y Y 2 845 354.5 m que corresponde a la esquina superior izquierda, y X 457 339.5 y Y 2 801 146.5 m que se ubica en la esquina inferior derecha, abarcando una superficie de 53,683 ha (Fig. 5). El área está cubierta por vegetación de matorral, bosque de encino, bosque de encino-pino, bosque de pino-encino y bosque de pino.

Para la definición de las clases de vegetación en la zona, se identificaron 13 variantes espectrales en el recorte de la imagen, utilizando el conocimiento que se tiene sobre la vegetación que se desarrolla en esta área.

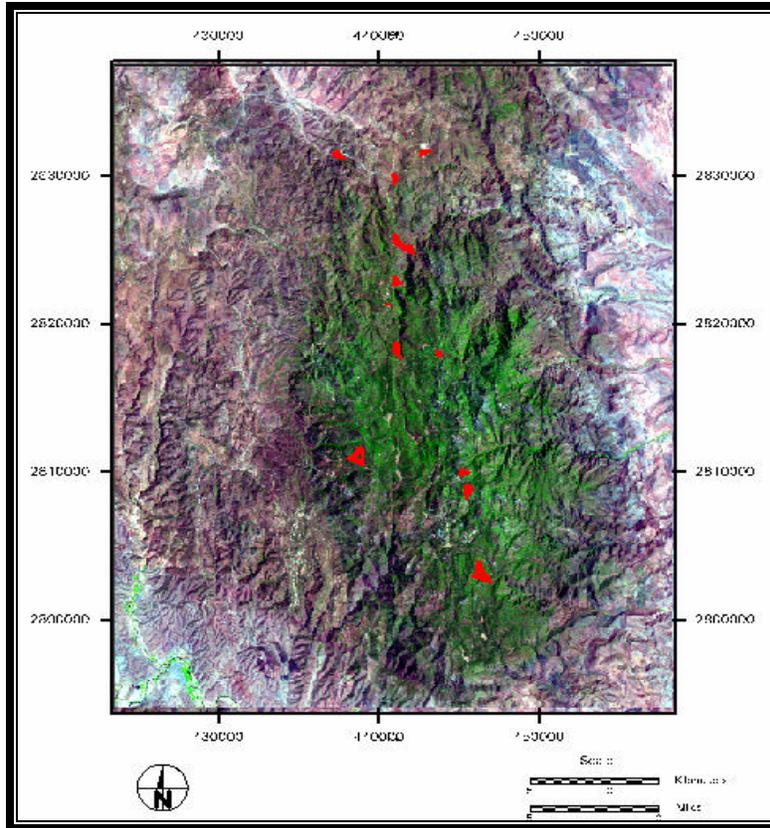


Figura 5. Definición de las áreas de interés (AOI).

La variabilidad espectral permitió ubicar áreas de interés (AOI) (Fig. 5), lo que correspondería a diferentes tipos de asociación vegetal, asignándole a cada una de ellas la clave utilizada en la carta de uso de suelo y vegetación; una vez definidas se realizó un recorrido en campo para reconocer si las características espectrales seleccionadas en la imagen correspondían a diferente composición vegetal, para ello se ubicaron 45 puntos de verificación, distribuidos en toda el área correspondiente a la imagen, apoyándose con un receptor del sistema de posicionamiento global (GPS) para establecer los límites de las mismas. Se presentan fotografías de cada una de las AOI para visualizar los diferentes tipos de asociación vegetal (Anexo 7.1.1. a 7.1.18.).

#### **4.3. Clases de vegetación**

En la ubicación e identificación de la vegetación se utilizó material cartográfico, consistente en cartas topográficas escala 1: 50 000 y de uso de suelos y vegetación escala 1: 250 000; se consideraron los puntos de muestreo marcados en la carta para identificar las especies en cada AOI.

#### **4.4. Clasificación de la imagen.**

Se llevó a cabo una clasificación supervisada para el presente estudio, seleccionando las clases definidas por las AOI las cuales agruparon píxeles que presentan valores similares según el criterio utilizado.

Se desarrolló una evaluación de las firmas espectrales utilizando el proceso de matriz de contingencia, los resultados se presentan en el anexo 7.2.

Con la información obtenida se generó el mapa de vegetación de la Sierra de Candela y la superficie que ocupa cada una de ellas, como primera etapa. Se tomó como base la información de la clasificación supervisada para la segunda etapa del trabajo, en la cual se reagruparon a cinco clases, tomando en cuenta la dominancia de especies en las diferentes áreas y su asociación común con otros géneros.

#### **4.5. Reclasificación de imagen a cinco clases.**

Para comparar los resultados con trabajos anteriores y visualizar los posibles cambios de vegetación se utilizó la imagen Landsat ETM de la etapa anterior y una segunda del tipo Landsat MSS del año 1992. La detección de cambios requirió de un proceso de estandarización de las imágenes por ser de diferente formato (Luneta, 1998), como primer

paso se procedió a igualar la imagen Landsat MSS, a una resolución de 30 x 30 m; también se referenció considerando el Datum WGS84. Homogenizadas las dos imágenes se utilizó el Índice de Vegetación de Diferencias Normalizadas (NDVI), estableciendo valores variando entre -1 a 1, lo cual permite desarrollar una reclasificación. Después se decidió clasificar a 5 clases los tipos de asociación vegetal, utilizando para ello las propuestas en el trabajo de Treviño (op cit 2001); las cuales consideran las características siguientes: (i) bosque cerrado (las copas de los árboles se superponen o están en contacto), (ii) bosque semidenso (las copas de los árboles se ubican a una distancia mayor de una copa) , (iii) bosque abierto (la vegetación se presenta dispersa a más de dos o tres copas de distancia), (iv) pastizal y (v) suelo desnudo.

Se consideró el estudio de análisis de estructura de Solís *et al.*, 2006 como parámetro de observación en la definición de bosque cerrado y semidenso, a través de la abundancia y dominancia encontradas en dos áreas de referencia.

#### **4.5.1 Índice NDVI**

Los cambios en la cobertura vegetal o biomasa pueden ser detectados mediante el análisis de los valores de NDVI de fechas diferentes (NDVI diferencial) (Hayes y Sader, 2001). A mayor valor de NDVI, mayor densidad, biomasa o cobertura vegetal. El análisis se realizó mediante la comparación directa de imágenes o índices de imágenes, para posteriormente interpretar y clasificar los tipos de cambios.

## 5. Resultados y discusión

### 5.1 Clases de vegetación

Mediante el análisis digital se generó primeramente un mapa de vegetación con 13 tipos de asociación vegetal (Figura 6). Dentro de los tipos de vegetación identificados predomina el género *Pinus* asociado con especies de los géneros *Quercus*, *Arbutus* y *Juniperus* principalmente.

Los 13 tipos de asociación vegetal identificados corresponden a:

1. Matorral o chaparral **Mi (1)** conformado por *Quercus emory*, *Arctostaphylos pungens*, *Rhus microphyla*, *Q. chihuahuensis*
2. Pastizal inducido (**Pi**) conformado por *Boutelova gracilis*, *Eragrostis palmer*, *Stipa eminens*.
3. Bosque de pino encino matorral (**Bpq**) formado por las especies *Pinus chihuahuana*, *P. Engelmanni*, *P. ayacahuite*, *Q. emory*, *Q. gregii*, *Q. chihuahuensis*, *A. pungens*.
4. Bosque de pino encino matorral (**Bpq Mi**) con las especies *P. chihuahuana*, *P. engelmanni*, *P. ayacahuite*, *Q. gregii*, *Q. chihuahuensis*, *A. pungens*, *A. xalapensis*
5. Matorral bosque de encino (**Mi Bq**) formado por *A. pungens*, *A. xalapensis*, *Nolina durangensis*, *Q. gregii*, *Q. emory*
6. Matorral bosque de pino (**Mi Bp**) con las especies *A. pungens*, *A. xalapensis*, *P. chihuahuana*, *P. engelmanni*, *P. ayacahuite*, *Q. gregii*, *Q. chihuahuensis*.
7. Pastizal natural (**Pn**) con las especies *Boutelova hirsuta*, *B. cutipendula*, *Asistida temipes*, *Cenchrus pauci*.

8. Bosque de pino encino (**Bpq**) conformada por *Pinus leiophylla*, *P. ayacahuite*, *Quercus crasifolia*, *Q. hipoleuroides*
9. Bosque de pino encino matorral (**Bpq Mi**) conformada por las especies *P. chihuahuana*, *P. ayacahuite*, *P. engelmanni*, *Quercus. gregii*, *Q. hipoleuroides*, *Q. chihuahuensis*, *Arbutus xalapensis*, *Arctostaphylos pungens*, *Q. emory*
10. Bosque de pino encino (**Bpq**) conformado por las especies *P. cooperii*, *P. ayacahuite*, *Q. arizonica*, *Q. hipoleuroides*, *Cupressus arizonica*, *A. glandulosa*, *A. pungens*
11. Matorral (**Mi**) con las especies *Juniperus durangensis*, *Q. microphyla*.
12. Bosque de pino (**Bp**) con las especies *P. leiophylla*, *P. ayacahuite*, *P. psedotsuga*, *P. chihuahuana*, *Q. crasifolia*, *Q. gregii*, *Q. hipoleuroides*.
13. Bosque de pino (**Bp**) conformado por las especies *P. durangensis*, *C. arizonica*.

Se anexa tabla descriptiva de clases de vegetación y su ubicación (coordenadas)

(Anexo 7.3).

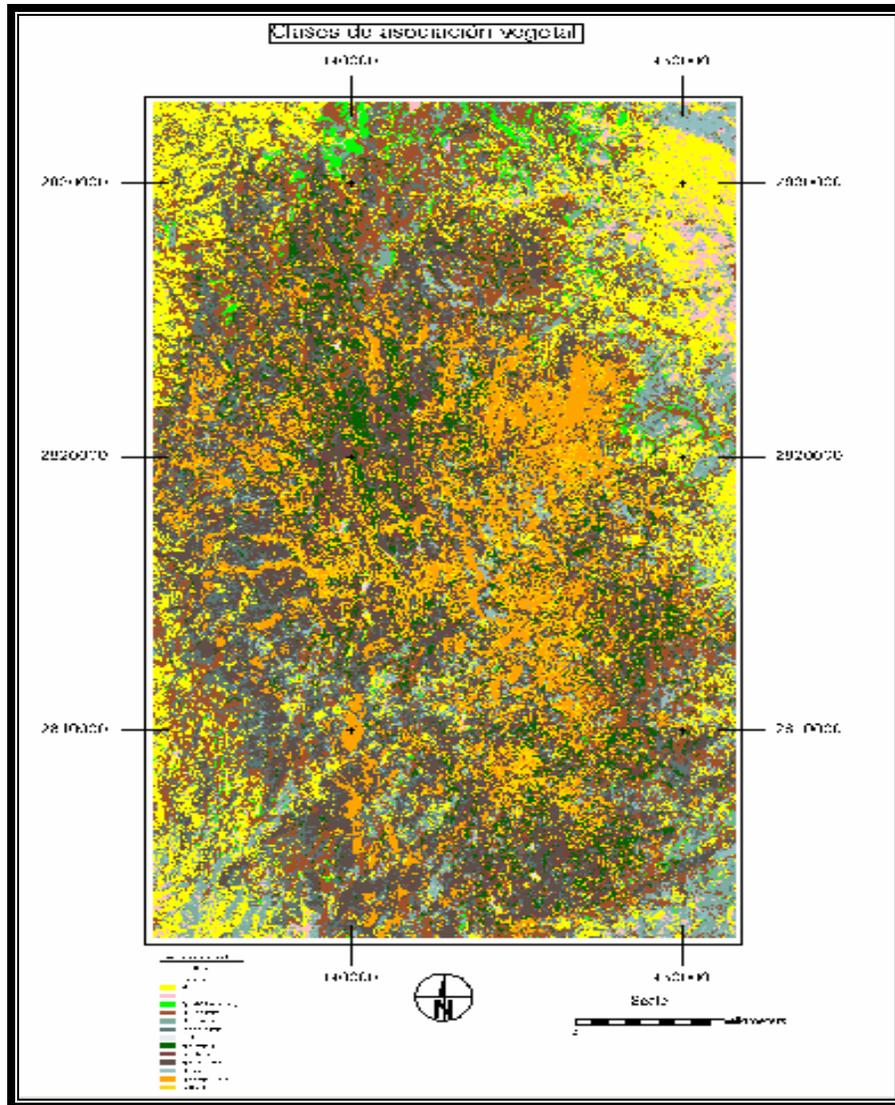


Figura 6. Mapa de las 13 tipos de asociación vegetal en la Sierra de la Candela.

En el procesamiento de la imagen se obtuvo la superficie de cada tipo de asociación vegetal de las 13 clases antes descritas. Las mayores superficies las ocupan las clases de bosque de pino-encino mezclado con matorral (Bpq Mi (2)), y bosque de pino-encino (Bpq (2)) con un 17%, y 16% de la superficie total respectivamente. Otras clases con porcentaje de área importante son el matorral asociado con el bosque de pino (Mi Bp) con el 12%, y el bosque

de pino puro (Bp) cubriendo un 10% de la superficie. El resto de la superficie se reparte en porcentajes similares en las demás clases. (Tabla 1 y Figura 7).

Tabla 1. Superficies de la Sierra de la Candela y área circundante.

	Tipo de asociación vegetal.	Ha	%
1	Mi (1)	8,200	15.27
2	Pi	791	1.47
3	Bpq Mi (1)	906	1.69
4	Bpq Mi (2)	9,054	16.87
5	Mi Bq	2,512	4.68
6	Mi Bp	6,382	11.89
7	Pin	76	0.14
8	Bpq (1)	3,399	6.33
9	Bpq Mi (3)	2,674	4.98
10	Bpq (2)	8,492	15.82
11	Mi (2)	2,578	4.80
12	Bp	5,125	9.55
13	Bp Mi	3,494	6.51
	Totales	53,683	100

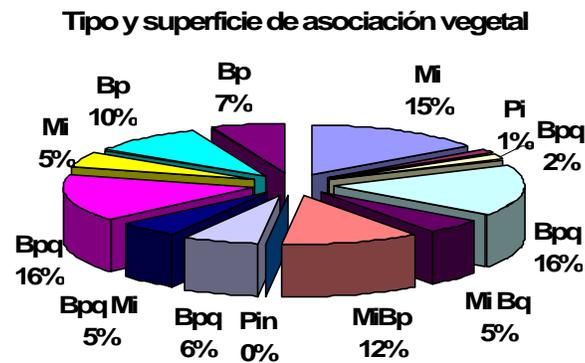


Figura 7. Porcentaje de las clases por asociación vegetal.

Los resultados obtenidos en este estudio indican que la superficie y el porcentaje por tipo de vegetación, considerando la dominancia de cada especie es la siguiente: 33, 146 hectáreas de vegetación donde predomina el pino (62%), distribuidas en 2, 674 ha mezclada con encino-chaparral, 21, 851 ha con *Quercus* y 8, 619 ha de masas puras de pino. El bosque de chaparral ocupa 19, 673 ha (36%), de las cuales 2, 512 ha están mezclada con el género *Quercus*, 6, 382 has con bosque de pino, 10, 778 has son de chaparral sin mezcla y 867 ha están cubiertas por pastizal natural o inducido.

En la definición de las clases se consideró la dominancia de las especies y la asociación con otras, debido a que ello genera hábitats específicos dentro del ecosistema, y en conjunto determinan algunas de las propiedades físicas, químicas e hidrodinámica de los suelos (Casenave, 1989).

Los resultados obtenidos a través del análisis de la imagen de satélite Landsat ETM utilizando las bandas 3, 4 y 5 (rojo, infrarrojo cercano e infrarrojo medio) resultaron útiles en la clasificación desarrollada permitiendo diferenciar tipos de asociación vegetal, resultados similares presenta Carreiras (2006), utilizando las mismas bandas obtiene una buena definición de las clases de bosque abierto y matorral; y Hernández (2006) a través de la clasificación elabora un mapa de vegetación diferenciando significativamente la composición de especies (tipos de hábitats).

La evaluación de las firmas espectrales fue aceptable de acuerdo a los resultados, y su comparación en el análisis, permitiendo validar el proceso (Anexo 8.2). La matriz de contingencia muestra los valores, centrados en su mayoría, en las clases definidas.

Existiendo algún traslape con otra clase, pero siempre con la que se selecciona en su conformación, por ejemplo el Matorral bosque de pino-encino, presenta en la matriz los valores superiores, pero muestra algunos con el matorral, y otros valores menores con el bosque de pino.

## 5.2 Reclasificación

En la reclasificación de las clases de vegetación el bosque cerrado se conformó con las clases 10, 12 y 13; las clases 8 y 9 formaron al bosque semidenso; el bosque abierto agrupo las clases 1, 3, 4, 5, 6, y 11; el pastizal conjunto las clases 2 y 7. La definición de suelo desnudo correspondió a los valores negativos del índice NDVI.

La abundancia como la dominancia del bosque denso, se centra en el *Pinus leiophylla*, (Tabla 2) las especies asociadas no tienen presencia significativa, excepto *Quercus crasifolia* en la abundancia expresada por el número de árboles por ha (N/ha) no así en la dominancia (área basal por ha, G/ha). El Método de Desarrollo Silvícola (MDS) utilizado en este tipo de bosque se centra en homogenizar las masas forestales, por lo cual el género *Pinus* predomina considerablemente.

El bosque semidenso presenta una similar condición que el bosque cerrado, en el sentido de predominancia del género *Pinus*, sin embargo el *Q. crasifolia* tiene una importante presencia tanto en la abundancia como en la dominancia con un 50%, aumentando con ello la asociación de las especies. Esta situación se presenta por enfocarse el Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares a la especie comercialmente más importante *P.*

*leiophylla* ya que este método promueve el establecimiento de un bosque irregular, es decir una mayor heterogeneidad en las especies.

La definición de tipos de composición vegetal reviste importancia tanto para la protección y fomento, como en la toma de decisiones para determinar el sistema de manejo forestal y tratamientos que se aplicarán (Hernández, op cit 2006), sin embargo de acuerdo a los resultados de este trabajo sólo se ha promovido el aprovechamiento del recurso maderable sin considerar establecer áreas para protección, producción de agua, recuperación de hábitat y de importancia ecológica para especies vegetales.

Tabla 2. Características dasométricas de áreas de bosque denso (Bp) y bosque semidenso (Bpq Mi).

Especie	Bosque denso				Bosque semidenso			
	N/ha	G/ha	$\bar{d}_{1.3}$	$\bar{h}$	N/ha	G/ha	$\bar{d}_{1.3}$	$\bar{h}$
<i>Pinus leiophylla</i>	480	14,60	18,38	13,62	168	5.6	21.15	11.1
<i>P. engelmanni</i>	12	0,28	17,00	12,67				
<i>Quercus crasifolia</i>	104	1,60	13,62	7,67	76	2.8	21.68	7.23
<i>Arbutus xalapensis</i>	12	0,40	19,00	7,00	28	0.64	17.45	5.36
<i>Juniperus deppeana</i>	12	0,16	12,33	6,00	8	0.08	12.75	5.5
<i>P. ayacahuite</i>					28	0.04	14.11	10.1
Total	620	17,04	17,45	12,33	308	9.16	20.08	9.41

Tanto el bosque denso como el bosque semidenso presentaron una disminución mayor a un 30% de superficie, lo cual permitió calcular una tasa de deforestación de 8.6 y 8.9% respectivamente siendo mayor a la media nacional. El área del bosque abierto muestra un aumento de un 10%, en similar condición está el área de pastizal con un crecimiento significativo de un 11% a un 32%. Estas dos últimas superficies se han visto incrementadas como resultado de la disminución del bosque cerrado y semidenso (Figura 9 y Tabla 4). Los

diferentes sistemas de manejo, aplicados definen en gran medida las condiciones de cobertura como de asociación vegetal. El Método de Desarrollo Silvícola (MDS) aplica varias cortas regulando la densidad del arbolado, mientras que en el Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI) la competencia entre la vegetación se mantiene por la baja densidad de remoción que se prescribe en el mismo. La pérdida de superficie ocupada por el bosque cerrado como semidenso, es debido a las prácticas silvícolas aplicadas durante las últimas tres décadas en el área de estudio. Los resultados de este estudio tienen similitud con trabajos de (Franklin *et al.*, 2002, y Betts, 2003) relacionado con detección de cambios en la vegetación; Dalle *et al.*, 2006 utilizando imágenes de 1976, 1988, 1991, 1997 y 2000 encuentra cambios en la cobertura del bosque definiendo una tasa de deforestación de 0.6 a 0.7%. La tasa calculada para el área de este estudio fue muy superior a la media nacional, de acuerdo a los resultados obtenidos en el proceso.

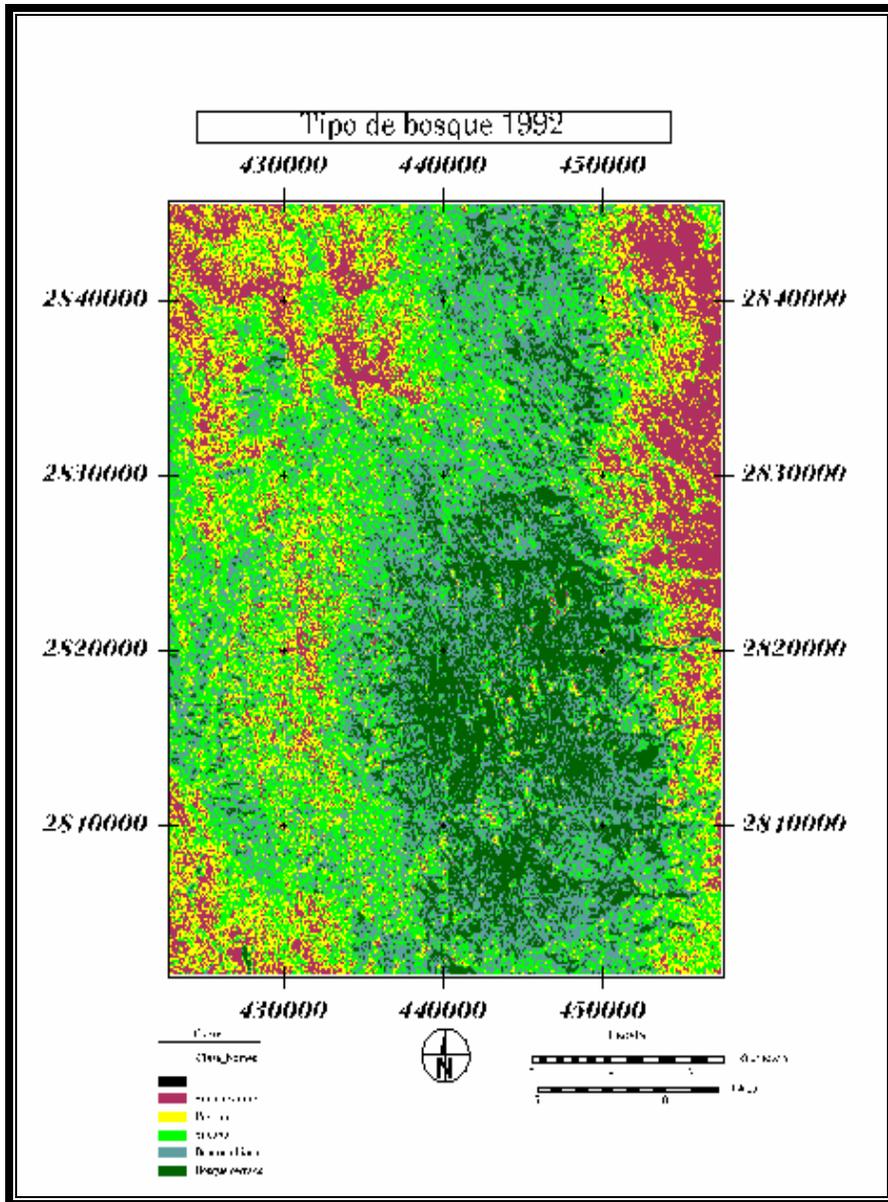


Figura 8. Mapa de las cinco clases de la imagen de satélite del año 1992.

EL mapa de la Figura 8 obtenida de la reclasificación a través del índice NDVI muestra, en comparación del mapa de la Figura 9, una mayor superficie de bosque denso y semidenso.

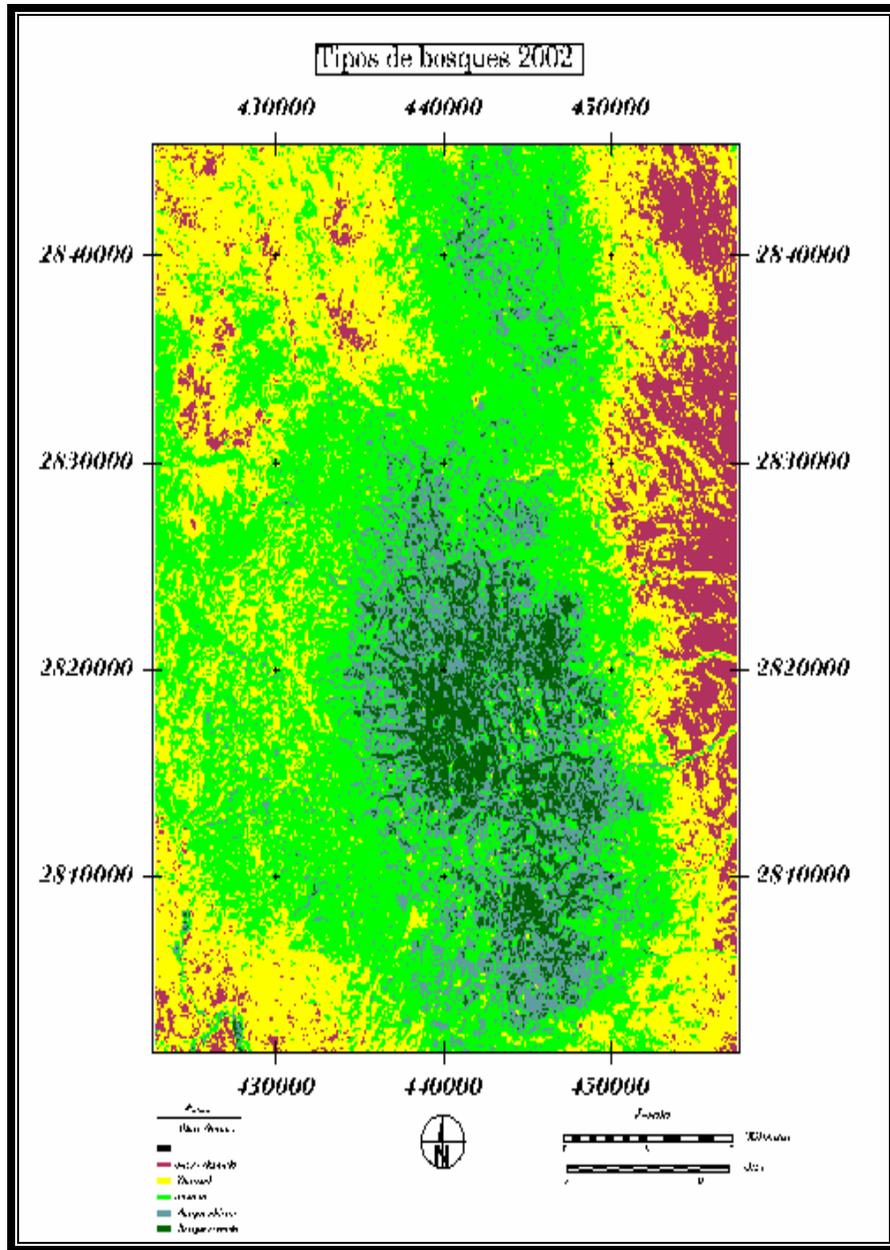
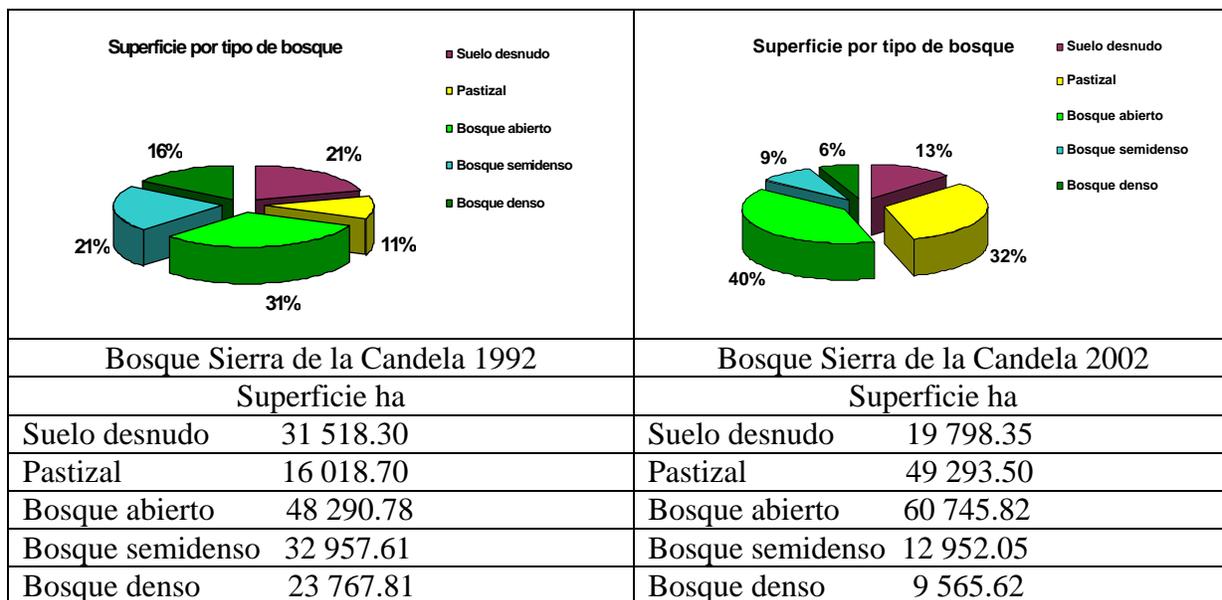


Figura 9. Mapa de las cinco clases de la imagen del año 2002.

En el mapa de la Figura 9 se puede visualizar el cambio de la superficie de las diferentes clases, encontrándose mayores superficies en el bosque abierto y pastizal.

Tabla 3. Comparativo de la superficie y porcentaje de los mapas de vegetación de los años 1992-2002.



En el proceso de detección de cambios se obtuvieron dos áreas principalmente, la primera en color rojo que representa un decremento en la cual se ubican principalmente las superficies de bosque denso y semidenso y la segunda en color verde indicando superficies con incremento (Figura 10) en las que se encuentran clases de bosque abierto y pastizal. Las imágenes de satélite constituyen una fuente de información importante como base para la aplicación de prácticas silvícolas, con la finalidad de promover el manejo forestal sustentable (Franklin, op cit 2002).

El Índice de Vegetación de Diferencias Normalizadas (NDVI) utilizado, permitió detectar cambios en la clasificación utilizada para este estudio, situación similar a la investigación desarrollado por Carreiras (2006) y al proceso aplicado por Dalle (2006) en la detección de

cambios de cobertura y uso de suelo, sin embargo las tasas de deforestación para este último son más altas para la Sierra de la Candela. Los resultados de este estudio mostraron concordancia con el trabajo desarrollado por Rodríguez en 1998, en el que se observa una disminución importante del bosque denso y semidenso como se menciona en el presente trabajo y que corresponde a las áreas de color rojo; y verde a las áreas de bosque abierto y pastizal (Figura 10).

### 5.3 Detección de cambios

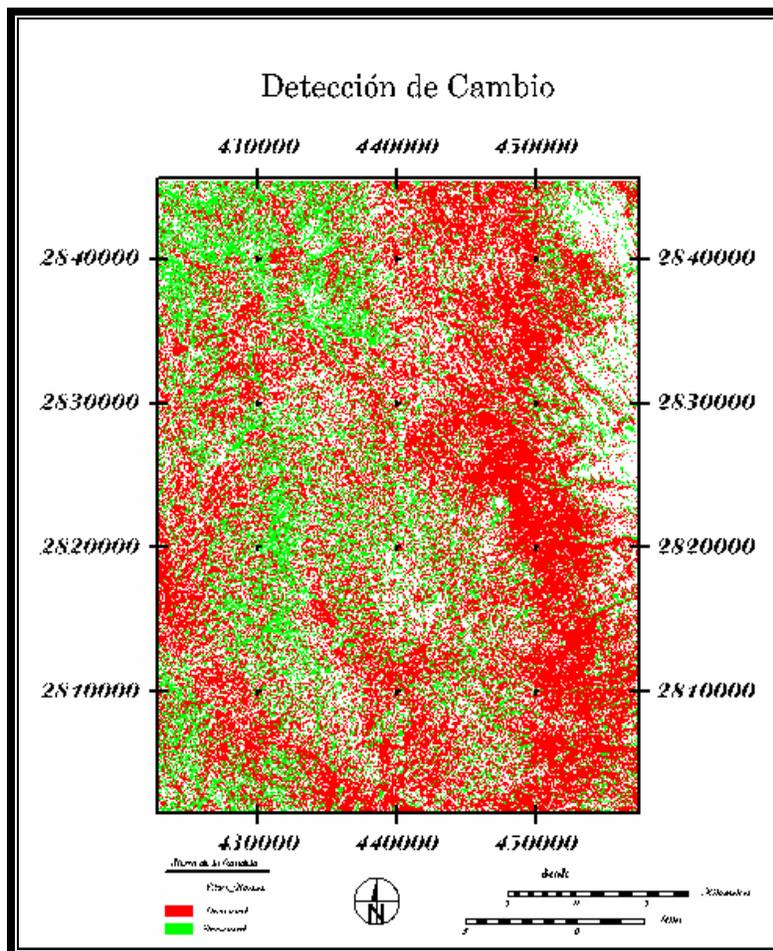


Figura 10. Mapa de detección de cambios en las imágenes de los años 1992-2002.

## **6. Conclusiones.**

De acuerdo a los antecedentes de manejo forestal y los resultados del mapa generado se considera que los tratamientos aplicados y métodos utilizados no han contribuido en la sustentabilidad de los recursos forestales ya que se han presentado modificaciones en cuanto a distribución y cobertura vegetal.

Se observó un cambio en las diferentes áreas, tanto en la superficie como en la distribución. El género *Pinus* presenta una disminución de densidad y se mezcla con las especies vecinas en un mayor porcentaje.

Se concluye que continúa la disminución de la superficie de las dos áreas donde domina la especie de mayor importancia económica (género *Pinus*).

De acuerdo a los análisis de las imágenes de satélite se podría comentar que los aprovechamientos forestales no han sido sustentables, como se muestra en el programa de manejo en los volúmenes autorizados en dos décadas, (6 mil m<sup>3</sup> anuales aproximadamente) debido a la modificación en la distribución y superficie de la vegetación.

La evaluación y análisis de vegetación a través de sensores remotos permite analizar la superficie diferenciado clases de asociación vegetal.

La información disponible referente a estudios de cambio de uso de suelo y cobertura vegetal generada a través de imágenes de satélite, deben ser utilizadas como referencia en la toma de decisiones para el manejo forestal.

Los sistemas de manejo deben ser definidos en función del análisis de la composición florística y se recomienda implementar acciones de fomento, recuperación y protección de los recursos naturales.

## 77. ANEXOS.

### 7.1 Recorrido y verificación de las AOI en campo

En el recorrido para la ubicación de las áreas por tipos de vegetación, definidas por las AOI, se tomaron fotografías para visualizar las características de las mismas, y verificar si en el terreno existe diferencia en la asociación vegetal. Las imágenes corresponden a las clases predefinidas.



Anexo 7.1.1. Área de Chaparral (Mi).

El anexo 7.1.1 muestra la superficie de Chaparral, la cual corresponde a la clase 1, es un área importante que rodea a la Sierra de la Candela, y conforme la elevación es mayor se mezcla con otro tipo de vegetación arbórea.



Anexo 7.1.2. Área de pastizal (Pi).

El anexo 7.1.2 muestra la primera clase de pastizal (1), esta ubicada en el paraje Pito Real y esta clasificado como pasto inducido (Pi) debido a la actividad minera en años pasados.



Anexo 7.1.3. Bosque de pino encino matorral (Bpq Mi).

La zona que presenta el anexo 7.1.3 muestra una asociación de pino-encino mezclado con matorral (clase 3). Esta superficie presenta un aprovechamiento domestico principalmente de leña y algunos vestigios de incendios.



Anexo 7.1.4. Laderas a 2400 msnm aleaña a paraje de Pito Real (clase 3).

El anexo 7.1.3 y 7.1.4 corresponden a la misma área Bpq Mi, estas superficies también presentan aprovechamientos de leña principalmente.



Anexo 7.1.5. Clase 4 matorral mezclado con bosque de encino (Mi Bq).

Como se observa en el anexo 7.1.5 el matorral tiene una predominancia en esta superficie y se mezcla principalmente con encino, aún y cuando se pueden visualizar algunos pinos (*Pinus cembroides*) esta superficie también presenta una alteración por incendios.



Anexo 7.1.6. Chaparral Mi con Bpq (clase 5).

La superficie que presenta el anexo 7.1.6 corresponde a la vegetación de matorral asociada con pino y encino, esta asociación de especies donde predomina el matorral ha sido afectada por incendios.



Anexo 7.1.7. Vegetación correspondiente a la clase 5.

El anexo 7.1.7 presenta una presencia importante de matorral, y es una superficie perturbada por incendio (Mi Bpq)(clase 5).



Anexo 7.1.8 Clase 5 Matorral bosque de pino encino (Mi Bpq).

El anexo 7.1.8 representa áreas que corresponden a la clase 5, son superficies pequeñas donde hay una importante afloración de roca madre, en elevación de 2600 m. Clase 5



Anexo 7.1.9. Clase 6 matorral con bosque de pino (Mi Bp).

El paraje conocido como la Rosilla (anexo 7.1.9) representa la clase 6 matorral con *Pinus engelmanni* principalmente, sin embargo se observan otras especies como *Quercus durifolia* y *Juniperus deppeana* , el área de encuentra en una elevación de 2500 m.



Anexo 7.1.10. Clase 7 pasto natural (Pn)

El anexo 7.1.10 es una superficie donde predomina el pasto natural (Pn) por lo que se consideró otra clase debido a las especies presentes.



Anexo 7.1.11. Clase 8 bosque de pino-encino (Bpq).

La predominancia del pino asociado con el encino (Bpq) define la clase 8, ubicada a una elevación de 2700 msnm (anexo 7.1.11).



Anexo 7.1.12. Paraje Ciénega de la Vaca (Bpq).

El anexo 7.1.12 corresponde también a la clase 8, donde predomina el género *Pinus*.



Anexo 7.1.13. Clase 8 paraje Ciénega de la Vaca.

Otra superficie en ciénega de la Vaca donde se observa la presencia de especies de pino y encino (clase 7.1.13).



Anexo 7.1.14. Parte alta de Ciénega de la Vaca clase 9 (Bpq Mi)

Existen áreas con pendientes pronunciadas y con evidencia de aprovechamientos sobre el género *Pinus* y en las que se han promovido el desarrollo de matorral.



Anexo 7.1.15. Bosque de pino-encino (2 Bpq) clase 10. Área de corrales.

La clase 10 presenta al bosque de pino-encino, se observa una asociación diferente de especies, con predominancia del género *Pinus*.



Anexo 7.1.16. Cerro del oso clase 11

El anexo anterior muestra una formación de matorral a una elevación de 2800 m.



Anexo 7.1.17. Clase 12 (Bp 1) bosque de pino, área aledaña al cerro del Oso  
La predominancia de pino en elevaciones de 2900 m en esta superficie es común, sin embargo el género *Quercus*, tiene una presencia regular.



Anexo 7.1.18. Clase 13 bosque de pino (Bp 2).

El bosque de pino (2) presenta una asociación de especies diferente a la anterior, además de que el porcentaje también varía.

7.2. Matriz de contingencia.

Matriz

Datos de Referencia

Clasificación

Datos	Mi	Pi	Bpq Mi	Bpq Mi
-----	-----	-----	-----	-----
Mi	136	0	0	6
Pi	0	30	0	0
Bpq Mi	0	0	88	0
Bpq Mi	2	0	0	125
Mi Bq	3	0	0	12
Mi Bp	3	0	0	17
Pin	0	0	0	0
Bpq	0	0	0	0
Bpq Mi	0	0	0	0
Bpq	0	0	0	0
Mi Bq	0	0	0	0

Bp	0	0	0	0
Bp Mi	0	0	0	0
Total Col,	144	30	88	160

Datos de Referencia

Clasificación

Datos	Mi Bq	Mi Bp	Pin	Bpq
-----	-----	-----	-----	-----
Mi	2	2	0	0
Pi	0	0	0	0
Bpq Mi	1	0	0	0
Bpq Mi	1	11	0	0
Mi Bq	109	0	0	0
Mi Bp	0	39	0	0
Pin	0	0	15	0
Bpq	0	0	0	94
Bpq Mi	0	0	0	15

Bpq	1	2	0	12
Mi Bq	0	1	0	0
Bp	0	0	0	0
Bp Mi	0	0	0	11
Total Col.	114	55	15	132

Datos de Referencia

Clasificación

Datos	Bpq Mi	Bpq	Mi Bq	Bp
-----	-----	-----	-----	-----
Mi	0	2	1	0
Pi	0	0	0	0
Bpq Mi	0	0	0	0
Bp Mi	0	0	0	0
Mi Bq	0	1	0	0
Mi Bp	3	15	1	1
Pin	0	0	0	0

Bpq	30	77	0	0
Bpq Mi	48	36	0	3
Bpq	13	217	0	3
Mi Bq	0	1	60	0
Bp	4	26	0	105
Bp Mi	10	23	0	22
Total col.	108	398	62	134

Datos de Referencia

Clasificación

Datos	Bp Mi	Total filas
-----	-----	-----
Mi	0	149
Pi	0	30
Bpq Mi	0	89
Bpq Mi	3	142
Mi Bq	0	125

Mi Bp	7	86
Pin	0	15
Bpq	133	334
Bpq Mi	98	200
Bpq	25	273
Mi Bq	0	62
Bp	78	213
Bp Mi	231	297
Total col.	575	2015

**Anexo 7.3. Tabla ubicación de las clases de vegetación y especies.**

Punto	Coordenadas UTM		Clasificación	Especies arboreas
1	X 436 630.1	Y 2 832 708.5	Mi (1)	<i>Quercus emory</i> <i>Arctostaphylos pungens</i> <i>Rhus microphylla</i> <i>Q. chihuahuensis.</i>
2	X 441 866.1	Y 2 832 892.2	Pi	<i>Boutelova gracilis</i> <i>Eragrostis palmeri</i> <i>Stipa eminens</i>
3	X 440 028.9	Y 2 831 330.6	Bpq Mi (1)	<i>Pinus chihuahuana</i> <i>P. Engelmanni</i> <i>P. ayacahuite</i> <i>Q. emory</i> <i>Q. gregii</i> <i>Q. chihuahuensis</i> <i>A. pungens.</i>
4	X 440 287.5	Y 2 827 785.7	Bpq Mi (2)	<i>P. chihuahuana</i> <i>P. engelmanni</i> <i>P. ayacahuite</i> <i>Q. gregii</i> <i>Q. chihuahuensis</i> <i>A. pungens</i> <i>A. xalapensis</i>
5	X 441 131.2	Y 2 827 380.6	Mi Bq	<i>A. pungens</i> <i>A. xalapensis</i> <i>Nolina durangensis</i> <i>Q. gregii</i> <i>Q. emory</i>
6	X 440 342.5	Y 2 825 421.3	Mi Bp	<i>A. pungens</i> <i>A. xalapensis</i> <i>P. chihuahuana</i> <i>P. engelmanni</i> <i>P. ayacahuite</i> <i>Q. gregii</i> <i>Q. chihuahuensis</i>
7	X 439 586.4	Y 2 824 046.7	Pn	<i>Boutelova hirsuta</i> <i>B. cutipendula</i> <i>Asistida tempes</i> <i>Cenchrus pauci</i> <i>Florus</i>
8	X 440 297.4	Y 2 821 518	Bpq (1)	<i>P. leiophylla</i> <i>P. ayacahuite</i> <i>Q. hipoleuoides</i>
9	X 442 699.4	Y 2 821 057.6	Bpq Mi (3)	<i>P. chihuahuana</i> <i>P. ayacahuite</i> <i>P. engelmanni</i> <i>Q. gregii</i> <i>Q. hipoleuoides</i> <i>Q. chihuahuensis</i> <i>A. xalapensis</i> <i>A. pungens</i> <i>Q. emory</i>
10	X 438 048	Y 2 825 318.1	Bpq (2)	<i>P. cooperii</i> <i>P. ayacahuite</i> <i>Q. arizonica</i> <i>Q. hipoleuoides</i> <i>Cupressus arizonica</i> <i>A. glandulosa</i> <i>A. pungens</i>
11	X 444 222.8	Y 2 814 244.2	Mi (2)	<i>Juniperus durangensis</i> <i>Q. microphylla</i>
12	X 444 532.5	Y 2 813 232.3	Bp (1)	<i>P. leiophylla</i> <i>P. ayacahuite</i> <i>P. psedotsuga</i> <i>P. chihuahuana</i> <i>Q. crasifolia</i> <i>Q. gregii</i>

				<i>Q. hipoleucoides</i>
13	X 445 131.4	Y 2 808 544.5	Bp (2)	<i>P. durangensis</i> <i>C. arizonica</i>

Parte 2  
INDICE

	Página
Resumen.....	xv
Abstract.....	xv
1 Introducción.....	49
1.1. Objetivo.....	51
1.2. Hipótesis.....	51
2. Antecedentes.....	52
2.1. Antecedentes de estudios de estructura de ecosistemas.....	52
2.2. Antecedentes de manejo del área de estudio.....	53
2.3. Método de Desarrollo Silvícola (MDS).....	54
2.3.1. Antecedentes.....	54
2.3.2. Objetivos.....	54
2.3.3. Características.....	54
2.3.4. Cálculo de posibilidad.....	54
2.3.5. Ordenación.....	55
2.3.6. Tipos de productos.....	55
2.3.7. Ventajas.....	55
2.3.8. Desventajas.....	55
2.4. Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI).....	55
2.4.1. Antecedentes.....	55
2.4.2. Objetivos.....	56
2.4.3. Características.....	56
2.4.4. Cálculo de posibilidad.....	56
2.4.5. Ordenación.....	57
2.4.6. Tipos de productos.....	57
2.4.7. Ventajas.....	57
2.4.8. Desventajas.....	57
3. Parcelas de muestreo.....	58
3.1. Parcelas permanentes.....	58
3.2. Parcelas temporales.....	58
3.3. Parcelas de intervalo.....	59
4. Materiales y métodos.....	60
4.1. Abundancia y dominancia.....	60
4.2. Índices estructurales.....	61
4.2.1. Diversidad de especies.....	63
4.2.1.1. Índice de Shannon.....	63
4.2.1.2. Índice de mezcla de especies de Gadow.....	64
4.2.1.3. Índice de segregación S de Pielou.....	64
4.2.2. Distribución espacial.....	65
4.2.2.1. Índice de Clark & Evans.....	65

4.2.2.2.	Índice de uniformidad de Gadow.....	66
4.2.2.3.	Índice de información direccional de Corral.....	67
4.2.2.4.	Índice de distancia.....	68
4.2.3.	Diferenciación dimensional.....	69
4.2.3.1.	Coeficiente de homogeneidad.....	69
4.2.3.2.	Índice de diferenciación diamétrica y de altura.....	69
4.2.3.3.	Índice de dominancia.....	70
4.2.3.4.	Índice de perfil de especies (A).....	71
5.	Resultados y discusión.....	73
5.1.	Diversidad de especies.....	73
5.1.1.	Índice de Shannon.....	73
5.1.2.	Índice de Mezcla de especies de Gadow.....	74
5.1.3.	El índice S de Pielou.....	76
5.2.	Distribución espacial.....	77
5.2.1.	Índice de Clark & Evans.....	77
5.2.2.	Índice de uniformidad de Gadow.....	78
5.2.3.	Índice de información direccional de Corral.....	79
5.2.4.	Índice de distancias.....	80
5.3.	Diferenciación dimensional.....	81
5.3.1.	Coeficiente de homogeneidad.....	81
5.3.2.	Índice de diferenciación diamétrica TDi.....	82
5.3.3.	Diferenciación en altura THi.....	83
5.3.4.	Índice de dominancia.....	84
5.3.5.	Índice de perfil de especies de Pretzch (A).....	85
6.	Conclusiones.....	87
7.	Anexos.....	89
	Bibliografía.....	144

Figura	INDICE DE FIGURAS Descripción	Página
1	Índice de Mezcla de especies. A) Distribución de los valores en las dos parcelas. b) Distribución de los valores para <i>Pinus leiophylla</i> en las dos parcelas.	75
2	Índice S de Pielou. Formación de pares mixtos de las especies <i>P. leiophylla</i> y <i>Quercus crasifolia</i> en la P <sub>1</sub> . 0.34	76
3	Índice S de Pielou. Formación de pares mixtos de las especies <i>P. leiophylla</i> y <i>Q. crasifolia</i> en la P <sub>2</sub> . -0.26	77
4	Índice de Clark & Evans. Distribución del arbolado para la P <sub>1</sub> . 0.68	77
5	Índice de Clark & Evans. Distribución del arbolado para la P <sub>2</sub> . 0.71	78
6	Índice de uniformidad de Gadow. Distribución de los valores en las dos parcelas	79
7	Índice de información direccional de Corral. Distribución de los valores en las dos parcelas	80
8	Índice de distancias. Distribución de los valores en las dos parcelas de observación	81
9	Coefficiente de Homogeneidad para las dos parcelas de investigación	82
10	Índice de diferenciación diamétrica. Distribución de los valores en las dos parcelas.	83
11	Índice de diferenciación en altura. Distribución de los valores en las dos parcelas	83
12	Índice de dominancia. a) Distribución de los valores en las dos parcelas de investigación. b) Distribución de los valores de <i>P. leiophylla</i> en las parcelas de observación	84

INDICE DE TABLAS

Tabla	Descripción	Página
1	Datos dasométricos de las dos parcelas de muestreo, resaltando la dominancia del <i>Pinus leiophylla</i> tanto en la abundancia como en la dominancia en la P <sub>1</sub> , mientras que la P <sub>2</sub> el <i>Quercus crasifolia</i> tiene una importante participación en la abundancia como en la dominancia.	73
2	Índice de perfil especies de Pretzch (A). Muestra la distribución de las especies en tres estratos, así como el AB de las mismas para la P <sub>1</sub> .	85
3	Índice de perfil especies de Pretzch (A). Muestra la distribución de las especies en tres estratos, así como el AB de las mismas para la P <sub>2</sub> .	86

Anexos	INDICE DE ANEXOS Descripción	Pagina
1	Índices de estructura utilizados en el estudio.	89
2	Distribución del índice de mezcla de especies para la parcela 1 y 2	90
3	Distribución del índice de dominancia específica para las parcelas 1 y 2.	91

## RESUMEN

El presente trabajo se desarrolló para evaluar el efecto de dos tratamientos silvícolas sobre la composición y estructura de la vegetación en la Sierra de la Candela, Tepehuanes, Durango. El análisis se realizó comparando dos parcelas de observación, una con aclareos y la otra con tratamiento de selección. En el análisis fueron utilizados varios índices basados en relaciones de vecindad del arbolado, a través del muestreo denominado “*grupo estructural de cinco árboles*”. Los resultados obtenidos en el estudio comparativo muestran que existe una mayor mezcla y diversidad de especies con la aplicación del tratamiento de selección que con cortas de aclareos. La distribución espacial de los árboles de ambas parcelas presenta un esquema de agregados. Los resultados de la diferenciación dimensional no presentaron evidencias significativas que indiquen un efecto en la estructura dimensional de las parcelas estudiadas.

**Palabras claves:** Diversidad de especies, distribución espacial, diferenciación dimensional.

## ABSTRACT

This work was carried out to evaluate the effect of two silvicultural treatments on the composition and structure of the vegetation in the “Sierra de la Candela” (Mountain range) near Tepehuanes, Durango. The analysis was done comparing two experimental plots managed under different silvicultural practices, the first with thinning and the second using selective cuts. Several neighborhood-based indices were used via the so-called “*structural group of five trees*” sampling method. The results obtained in the study show that the tree species mixture and diversity is greater in the plot where the selective cuts were applied compared to that treated by thinning. Both plots present a clumped spatial tree distribution.

On the other hand, the size differentiation results were not significantly different with respect to the dimensional tree structure of the studied plots.

**Key words:** Species diversity, spatial distribution, dimensional differentiation.

## 1. INTRODUCCIÓN

La Sierra de la Candela, ubicada en la Cuenca Alta del Nazas dentro de la Sierra Madre Occidental en el estado de Durango, posee una amplia diversidad vegetal, dentro de la cual los géneros *Pinus* y *Quercus* son de mayor importancia económica para la Región. Esta área tiene una superficie de 33 mil hectáreas aproximadamente, presentando diferentes tipos de vegetación y ha sido aprovechada continuamente durante las últimas tres décadas mediante la aplicación de diferentes sistemas de manejo. Hasta 1985 se aplicó el Método Mexicano de Ordenación de Montes (MMOM) realizando cortas de selección como tratamiento silvícola base; este sistema de manejo se conoce actualmente en México como Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI) y se caracteriza por la aplicación de cortas selectivas como principal tratamiento silvícola. A partir de 1986 se estableció el Método de Desarrollo Silvícola (MDS), el cual se basa en la aplicación de los tratamientos silvícolas: aclareos, cortas de regeneración y, cuando la masa lo requiere, una corta de liberación con preaclareo. Actualmente en esta región se aplican ambos métodos de manejo, creando con ello un sistema mixto que asigna los tratamientos a nivel de subrodal de acuerdo a las condiciones del arbolado y a las características físicas del terreno. El objetivo es garantizar en cada unidad de manejo la producción y permanencia sostenida de los recursos forestales.

La estructura del estrato arbóreo es un buen indicador de la biodiversidad del sistema y es fácilmente modificable a través de la silvicultura (Pretzsch, 1998; Del Río *et al.*, 2003; Corral *et al.*, 2005). La caracterización y conocimiento de la diversidad estructural de ecosistemas forestales constituye una condición básica para la toma de decisiones sobre el manejo de sus recursos, tanto en localidades bajo aprovechamiento como en áreas protegidas, donde pueden observarse procesos de sucesión natural y los efectos provocados

por actividades antropogénicas. El adecuado conocimiento de este parámetro es necesario para garantizar una gestión sostenible (Albert *et al.*, 1999; Aguirre *et al.*, 1998; Corral *et al.*, 2005).

Una mezcla de especies dada determina factores microambientales como el régimen de luz (Canham *et al.*, 1994) y la composición de la materia orgánica (Ferrari, 1999), controlando así una gran variedad de procesos bióticos y abióticos. El tipo de distribución espacial está estrechamente relacionado también con el régimen de luz y el patrón de regeneración presente dentro de rodal (Emborg, 1998) y tiene efectos significativos en el crecimiento y producción de madera (Pretzsch, 1995; Kint, 2003). La diferenciación dimensional, ya sea vertical u horizontal, determina la variación espacial de las condiciones microclimáticas, disponibilidad de nutrientes y la complejidad estructural, que a su vez afectan directa e indirectamente la presencia de diferentes especies de fauna y flora (Spies, 1998; Brokaw y Lent, 1999).

Las técnicas de simulación y las parcelas permanentes de monitoreo constituyen una herramienta para evaluar el impacto de las prácticas silvícolas sobre la estructura arbórea de masas forestales destinadas a la producción maderable (Buongiorno *et al.*, 1994; Pretzsch, 1996; Bailey y Tappeiner, 1998). Algunos trabajos desarrollados en México presentan metodologías para la evaluación de la estructura de ecosistemas (Aguirre *et al.*, 2003; Corral *et al.*, 2005), sin embargo, estudios que realicen evaluaciones del efecto que causan los tratamientos silvícolas sobre la diversidad estructural son todavía muy escasos.

### **1.1. OBJETIVO**

El objetivo de este trabajo es evaluar los efectos de dos tratamientos silvícolas sobre la diversidad estructural del estrato arbóreo considerando tres importantes componentes: el grado de mezcla, que evalúa la manera en que los árboles de diferentes especies se interrelacionan; la distribución espacial, que describe cómo se distribuyen los árboles sobre el terreno y el grado de diferenciación dimensional, que cuantifica las diferencias en tamaño de los árboles que conviven dentro del rodal.

### **1.2. HIPÓTESIS**

La estructura de los ecosistemas forestales está definida por los diferentes tratamientos silvícolas aplicados.

## **2. ANTECEDENTES**

### **2.1. Antecedentes de estudios de estructura de ecosistemas**

La estructura de un bosque está definida por el arreglo espacial tanto vertical como horizontal de las especies vegetales (Zenner, 2000), y en este aspecto la Sierra de la Candela ha sido afectada por diversas actividades antropogénicas, modificando su distribución.

Las características estructurales de estos ecosistemas han definido una influencia importante en los procesos edáficos, hidrológicos (Viramontes, 2000), y el hábitat de la fauna silvestre, por lo cual su conocimiento es fundamental para explicar su comportamiento y planear el manejo de los recursos naturales (Jiménez, 2001).

La aplicación de los diferentes sistemas de manejo y tratamientos silvícolas a la vegetación simulan el procesos natural de selección (Aguirre, 2003) y diferencian estructuras y composición vegetal (Pommering, 2002; Del Río, 2003), esto motiva a desarrollar estudios estructurales cuantitativos que permitan llevar a cabo comparaciones entre los diferentes rodales del bosque (Zenner, 2000), para determinar las variaciones que se han establecido en cuanto a la distribución espacial y dimensional y definir el efecto que han tenido las cortas sobre la diversidad y estabilidad ecológica (Pommerening, 2002). De manera natural la dinámica de las masas forestales está estrechamente vinculada con las características ecológicas de su entorno y su alteración por factores externos ha modificado su medio. Esto induce a la dominancia, competencia o introducción de nuevas especies, además de participar en la modificación ambiental local y regional (Miller, 2000, Martínez, 2002).

Se han desarrollado algunos estudios de diversidad biológica, que se enfocan en reconocer la distribución espacial y dimensional de los recursos naturales, útiles tanto para definir

patrones de regeneración, como nichos de especies y predicción de la producción, entre otros (Zenner, 2000; Jiménez, 2001).

El análisis estructural es una herramienta que permite evaluar el efecto de los diversos métodos de aprovechamiento, y conocer el temperamento de las especies. Diversos autores han desarrollado estudios descriptivos de la estructura de los rodales como Gleichmar y Gerold, 1998; Courbaud *et al.*, 2001 los cuales son base para definir estrategias en la aplicación de los programas de manejo forestal y minimizar el impacto en los recursos naturales.

## **2.2. Antecedentes de manejo del área de estudio.**

En el área de estudio se han realizado aprovechamientos desde el año 1976, bajo las normas y lineamientos del Método Mexicano de Ordenación de Montes (MMOM). En 1987 se inició la aplicación del Método Mixto que es una combinación del Método de Desarrollo Silvícola (MDS) y el Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI).

De acuerdo a los registros del programa de manejo, el aprovechamiento de las especies maderables se concentra en el género *Pinus*, con un promedio de 6, 500 m<sup>3</sup> rta anual en el periodo de 1980 a 1999 en una superficie de 11, 948 ha localizada entre 2500 y 2800 msnm (Moreno, 1999). Para el año de 1998 a 1999 se autorizan volúmenes pequeños de los géneros *Quercus*, *Cupressus* y *Arbutus*, de acuerdo al Programa de Manejo Forestal 1999-2010 del Ejido La Peña y su Anexo El Salto, Municipio del Oro Durango.

## **2.3. Método de Desarrollo Silvícola (MDS)**

### **2.3.1. Antecedentes**

Se desarrolla en México a partir de 1974, pero se utiliza extensivamente a partir de 1982 en el país y desde 1986 en esta zona. Se desarrolla en una época donde el objetivo nacional es aumentar la producción del sector forestal.

### **2.3.2. Objetivos**

Regularizar el bosque de un solo turno.

Aumentar la productividad en los bosques a través del cultivo intensivo de un solo piso.

### **2.3.3. Características**

Es un sistema de manejo regular

La unidad de manejo es el rodal; las características de interés son: el área basal total, el diámetro promedio, la altura promedio, el incremento corriente anual, el índice de sitio, el ciclo de corta y el turno.

Se realiza una prescripción de tratamientos silvícolas y de remoción en campo al momento del inventario.

Considera la aplicación de distintos tipos de tratamientos silvícolas: cortas de regeneración con árboles padres, aclareos y corta de liberación.

### **2.3.4. Cálculo de posibilidad**

De acuerdo al tratamiento y la remoción prescrita se calcula una posibilidad de corta para cada rodal.

Se calcula una posibilidad provisional para el ciclo de corta actual, considerando la posibilidad de cada rodal.

### **2.3.5. Ordenación**

Se efectúa un balance de las superficies por tipo de tratamiento (ordenación por área)

Se consideran tantas áreas de corta como años tenga el ciclo de corta.

### **2.3.6. Tipos de productos**

Los productos son diversos debido a los distintos tipos de cortas: madera para celulosa y cortas dimensiones (aclareos) y madera para aserrío y triplay (cortas de regeneración y de liberación).

### **2.3.7. Ventajas**

Aumento en la cosecha por unidad de superficie.

Mayor diversidad de productos.

Mejora las condiciones de crecimiento del bosque.

Se fomenta la regeneración natural.

### **2.3.8. Desventajas**

Con fines de regularización de superficies por tratamientos silvícolas, algunos rodales pueden no recibir el tipo de corta más adecuado a sus condiciones.

Al considerar las condiciones de mercado de materia prima forestales, se generan muchos costos y desperdicios.

## **2.4. Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI)**

### **2.4.1. Antecedentes**

Se desarrolla en México en el año 1959, como el Método Mexicano de Ordenación de Montes (MMOM).

Se utiliza en la zona Noroeste del Estado de Durango a partir de 1978.

#### **2.4.2. Objetivos**

Lograr y mantener una estructura diamétrica balanceada.

Fomentar el establecimiento de regeneración natural.

El aprovechamiento forestal debe generar una fuente importante y confiable de ingresos para que sea posible el establecimiento de infraestructura de caminos e industria de transformación.

#### **2.4.3. Características**

Es un sistema de manejo irregular.

La unidad de manejo es el estrato, donde las características de interés son: la composición de especies, la cobertura (densidad), la altura promedio, las existencias y el incremento anual.

La regulación de la corta es por volumen.

Se aprovechan los árboles que han alcanzado la madurez o que presenten algún daño físico o de malformación, plagados, considerando como indicador al diámetro normal del arbolado.

Se consideran las cortas selectivas de tipo individual como único tratamiento silvícola

La ordenación se realiza en función del ciclo de corta; se consideran tantas áreas de aprovechamiento como años tenga el ciclo de corta.

#### **2.4.4. Cálculo de la posibilidad**

Principio básico: Al final del ciclo de corta se debe tener la misma suficiencia volumétrica que se tenía al inicio del mismo.

El nivel de cosecha se calcula en función del incremento corriente anual, estableciendo una *intensidad de corta por estrato*. Se utiliza la fórmula de interés compuesto para calcular el incremento en el ciclo de corta.

#### **2.4.5. Ordenación**

Se considera un flujo constante de volumen durante el ciclo de corta. La posibilidad total se aprovecha en cantidades iguales y en tantos años como tenga el ciclo de corta.

#### **2.4.6. Tipos de productos**

Principal producto: materia prima para la industria de aserrío y triplay; diámetro mínimo 30 cm.

#### **2.4.7. Ventajas**

Su aplicación es muy sencilla

Mantiene la condición original del bosque

#### **2.4.8. Desventajas**

Considera que la estructura diamétrica actual es la óptima, siendo que en la mayoría de los casos no es así.

No considera el efecto de las intervenciones en el incremento corriente anual. Se considera un incremento exponencial.

### **3. PARCELAS DE MUESTREO**

La aplicación de los diferentes índices de estructura se pueden establecer en parcelas para caracterizar o conocer la dinámica de la población vegetal y describir los efectos que han tenido los tratamientos aplicados a la vegetación. A continuación se describen los tipos de parcelas que se pueden utilizar en este tipo de investigación.

#### **3.1. Parcelas permanentes**

Las parcelas permanentes de muestreo representan una base de datos muy importante para caracterizar la dinámica de los ecosistemas. Durante un largo período se registran en las mismas los cambios cuantitativos y cualitativos de los atributos de los árboles. De esta manera las observaciones obtenidas permiten caracterizar la dinámica para un conjunto de condiciones. Una de las desventajas del diseño de parcelas permanentes es el elevado costo de mantenimiento de la infraestructura de investigación y la larga espera para la obtención de los datos. Este tipo de parcela es la utilizada en el presente trabajo.

#### **3. 2. Parcelas temporales**

Este tipo de parcelas proporcionan soluciones rápidas en situaciones donde no existen datos sobre el desarrollo forestal. Estas parcelas se miden sólo una vez pero pueden cubrir un amplio rango de edades y de sitios. La principal limitación de las parcelas temporales es el hecho que no proporcionan información de las tasas de crecimiento.

Se puede lograr la obtención de tasas de crecimiento, utilizando un sistema de parcelas de muestreo que mantenga las ventajas de las parcelas permanentes, como la obtención de tasas de crecimiento, y de las parcelas temporales, como la espera mínima por los datos.

### **3.3. Parcelas de intervalo**

Se miden dos veces: el intervalo entre dos mediciones es un período de crecimiento sin perturbaciones. Las parcelas de intervalos se pueden establecer sobre un amplio rango de sitios, estados de desarrollo y tratamientos silvícolas. Estas parcelas combinan las ventajas de las parcelas permanentes y temporales. Se pueden obtener tasas de crecimiento para diferentes estados iniciales y entre un mediano plazo se dispone de datos adecuados para modelar procesos.

#### 4. Materiales y métodos

Para satisfacer el objetivo planteados en este trabajo, se establecieron dos parcelas de investigación de 50 x 50 m (2500 m<sup>2</sup>) con características ecológicas similares (altitud, exposición, tipo de suelo, vegetación, etc.), pero con diferente prescripción de manejo. Una de las parcelas (Parcela 1) fue manejada a través del Método de Desarrollo Silvícola (MDS), mediante el tratamiento de aclareos y la otra (Parcela 2) con el Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI) mediante el tratamiento de cortas selectivas. En ambos sitios se obtuvieron para todos los árboles con diámetro normal ( $d_{1.3}$ ) =10cm las siguientes variables: especie, diámetro normal (cm), altura total (m), coordenadas de ubicación (m), longitud de copa (m), radio de copa hacia el norte, sur, este, oeste (m) y diámetro máximo de copa (m). En la tabla 1 del apartado de Resultados y Discusión se presenta un resumen de las características dasométricas encontradas en ambas parcelas.

##### 4.1. Abundancia y dominancia

Se utilizó el censo total para la obtención de la abundancia y dominancia.

Para la obtención de la abundancia ( $A_{abs}$ ), que es un indicador del número de árboles por unidad de superficie se empleó la siguiente formula:

$$A_{abs} = \frac{n}{Área} \quad 1$$

n= número de individuos de la especie  $i$

N= número total de individuos

Para la obtención de la dominancia ( $Dabs$ ) que es un indicador del área basal por hectárea se empleó la siguiente fórmula:

$$Dabs = \frac{g}{\text{Área}} \quad 2$$

$g$ = área basal de la especie  $i$

$G$ = área basal total

Se realizó además el cálculo del porcentaje en que participa cada parcela del total en abundancia y dominancia de las parcelas permanentes estudiadas.

#### **4.2. Índices Estructurales**

La caracterización de los tres componentes estructurales (el grado de mezcla, la distribución espacial, y el grado de diferenciación dimensional) evaluados en este trabajo, se basó en la estimación de 12 índices desarrollados para la caracterización de la estructura. La base para la determinación de tales índices la constituyó el método de muestreo conocido como grupo estructural de los cinco árboles (Albert, 1999; Hui y Hu, 2001). Este sistema de muestreo fue desarrollado por un grupo de investigadores de la Universidad de Göttingen, Alemania, para evaluar los atributos estructurales de los árboles que conforman una masa forestal (Gadow, 1993; Fuldner, 1995; Gadow *et al.*, 2001; Aguirre *et al.*, 2003, Corral *et al.*, 2006).

La estimación de todos los índices se realizó utilizando diferentes programas desarrollados por el paquete estadístico SAS system (SAS Institute, 2004). El cálculo de la mayoría de

los índices analizados en este trabajo siempre estará sesgado en aquellos árboles cercanos a los bordes de las parcelas, a menos que se aplique un esquema de corrección por efectos de borde en la estimación. La razón es que estos árboles son problemáticos porque sus vecinos potenciales pueden estar localizados fuera del área de interés. Para eliminar el efecto de borde y obtener estimaciones insesgadas de las variables estructurales, se implementó el método de corrección de borde del  $n$  vecino más cercano propuesto por Stoyan y Pommerening (Corral *et al.*, 2006) en todas las rutinas de SAS usadas en los cálculos. Esta técnica de corrección de borde permite obtener estimaciones insesgadas para los valores medios de todos los índices, así como también las verdaderas distribuciones de sus valores. El principio se basa en el concepto de “*minus sampling*” por su término en inglés (reducción del número de árboles de referencia) y evalúa si todos los  $n$  vecinos más cercanos a un árbol de referencia  $i$  se encuentran verdaderamente localizados dentro de la parcela de investigación, eliminando aquellos individuos que se encuentran muy cerca a alguno de los bordes de esta parcela. Debido a que los cuatro vecinos más cercanos a un árbol de referencia  $i$ , normalmente se enumeran en orden ascendente de acuerdo a la distancia, en este estudio todos los árboles de referencia cuya distancia medida al cuarto árbol es más grande que la distancia al borde más cercano fueron ignorados. Lo anterior es referido a los árboles que se encuentran cercanos a los límites de la parcela, los cuales no deben considerarse como cuarto árbol vecino, debido a que posiblemente exista otro árbol más próximo fuera del límite de la parcela. Para una formulación más detallada acerca de este método de corrección de borde ver Corral *et al.*, (2006).

Para evaluar si los índices utilizados en este trabajo suponen una diversidad estructural significativamente diferente entre ambas parcelas, fue aplicada la prueba de comparación de medias de  $t$  de Student para muestras independientes en algunos índices, bajo la

metodología descrita por Sokal y Rohlf (1995) considerando un 5% de nivel de significancia.

#### 4.2.1. Diversidad de especies

La diversidad de especies es un aspecto muy importante que debe ser considerado dentro del concepto de manejo forestal sostenible. Para evaluar la diversidad de especies en este trabajo se utilizaron los siguientes índices:

##### 4.2.1.1. Índice de Shannon

El índice de Shannon (1949) aumenta con el número de especies y toma mayores valores cuando las proporciones de las distintas especies son similares.

$$H_i = - \sum p_i \ln p_i \quad 3$$

$p_i$  = abundancia proporcional de la  $i$ -ésima especie

La comparación de la diversidad de especies entre las parcelas para este índice se realizó a través de la prueba de hipótesis sobre la similitud o diferencia en la diversidad-abundancia  $t$  de Hutcheson (Magurran, 1988; Corral *et al.*, 2002) dada por la ecuación [1] y con grados de libertad estimados mediante [2]:

$$t = \frac{H_1 - H_2}{\sqrt{\frac{Var(H_1) + Var(H_2)}{2}}} \quad 4$$

$$df = \frac{\text{Var}(H_1) + \text{Var}(H_2)}{\text{Var}(H_1) / N_1 + \text{Var}(H_2) / N_2} \quad 5$$

donde:  $H_i$  = índice de Shannon de la parcela  $i$ ;  $\text{Var } H_i$  = varianza del índice de Shannon de la parcela  $i$ ;  $N_i$  = número total de individuos en  $i$ -ésima parcela.

#### 4.2.1.2. Índice de Mezcla de especies de Gadow

La estimación del índice de mezcla de especies de Gadow  $M_i$  (Gadow, 1993; Fülker, 1995). El valor de este índice puede variar entre 0 y 1 (Tabla 2). En el caso de usar cuatro vecinos el valor de  $M_i$  puede asumir 5 diferentes valores (0.0, 0.25, 0.50, 0.75 y 1). Valores cercanos a cero indican que las especies tienden a agruparse y no se mezclan entre ellas; por el contrario, valores cercanos a uno indican una preferencia a mezclarse.

$$M_i = \frac{1}{4} \sum_{j=1}^4 v_j \quad 6$$

$v_j$  es una variable binaria discreta que asume el valor de 0 cuando el árbol  $j$  es de la misma especie que el árbol de referencia  $i$ , y el valor de 1 si es de diferente especie.

#### 4.2.1.3. Índice de segregación $S$ de Pielou

Este índice describe el ordenamiento espacial de una especie con respecto a otra, en ello se determina la especie de la totalidad ( $N$ ) de los árboles en una superficie y la de su vecino más próximo, de lo cual se obtiene el número de individuos de las especies 1 y 2 ( $m, n$ ), así como el número de árboles vecinos de la misma especie ( $a, d$ ) y vecinos de diferente

especie (c, b). S puede tomar valores de -1 a 1 representando -1 la máxima segregación negativa (asociación), 0 denota ausencia de segregación y 1 la máxima segregación positiva representando una separación espacial de especies.

$$S = \frac{\text{número observado de pares mixtos}}{\text{número esperado de pares mixtos}}$$

$$S = \frac{N * (b * c)}{(v * n * w * m)}$$

7

#### 4.2.2. Distribución espacial

Diversos métodos han sido propuestos para la caracterización de la distribución espacial de los árboles dentro de los rodales (Clark y Evans, 1954; Ripley, 1979, Gadow *et al.*, 1998; Corral *et al.*, 2006). Para evaluar la distribución espacial de los individuos en ambas parcelas, en este trabajo fueron estimados los siguientes índices:

##### 4.2.2.1. Índice de Clark & Evans

El índice de Clark & Evans (*CE*) (Clark & Evans, 1954; Pretzsch, 1996), se basa en las relaciones de distancia entre árboles vecinos. Para todos los árboles  $N$  de una superficie  $A$ , se obtienen las distancias  $r_i, i = 1 \dots N$  a su vecino más próximo. La distancia media ( $\bar{r}$  observada) se relaciona con la distancia media esperada para la distribución aleatoria del arbolado ( $\bar{r}$  esperada). Usualmente la interpretación de los valores de éste índice se desarrolla como sigue:  $CE > 1$  si la distribución de los árboles tiene una tendencia a la regularidad,  $CE \sim 1$  si la distribución de los árboles es aleatoria y  $CE < 1$  si los árboles tienden a agruparse. Para probar si los valores estimados para éste índice son diferentes se

aplicó la prueba estadística propuesta por Clark & Evans (1954). Dicho estadístico evalúa primero la hipótesis ( $H_0: CE = 1$  y  $H_1: CE \neq 1$ ) a través del cálculo de valor normalmente distribuido y también puede ser utilizado para saber si los valores estimados para distintas parcelas son estadísticamente diferentes, si se considera la magnitud de los valores calculados por esta prueba<sup>1</sup>:

$$C = \frac{\bar{r}_{observada}}{\bar{r}_{esperada}} \quad \text{con} \quad 8$$

$$r_E = \frac{0.26136}{\sqrt{N}} \quad 9$$

$CE_i =$  Índice de agregación de la parcela  $i$ ;  $N =$  número de observaciones;  $A =$  superficie en  $m^2$

#### 4.2.2.2. Índice de uniformidad de Gadow

La determinación del índice de uniformidad  $W_i$  de Gadow (Gadow *et al.*, 1998), se basa en la medición de los ángulos entre dos vecinos al árbol de referencia  $i$  y su comparación con un ángulo estándar  $\theta$ , de tal manera que considerando cuatro vecinos al árbol de referencia  $W_i$  puede tomar valores de 0 a 1, donde un valor cercano a cero representa condiciones de regularidad, valores cercanos a 0.50 muestran tendencia a la aleatoriedad y aquellos próximos a 1 presentan condiciones de agrupamiento. En este trabajo fue utilizado un ángulo estándar de  $72^\circ$  en la estimación de este índice, debido a que en las simulaciones de Hui y Gadow (2002) se encontró a este valor como el óptimo ángulo estándar produciendo un promedio de  $\bar{W} = 0.50$  para una distribución aleatoria.

$$W_i = \frac{1}{4} \sum_{j=1}^4 \theta_j \quad 10$$

$v_j$  es una variable binaria discreta que asume el valor de 1 si el  $j$ -ésimo ángulo entre dos árboles vecinos es menor o igual al ángulo estándar  $\theta$ , y 0 en caso contrario.

#### 4.2.2.3. Índice de información direccional de Corral

El índice de información direccional de Corral ( $R$ ) (Corral *et al.*, 2006) es una nueva variable desarrollada para el análisis espacial de los árboles dentro de una determinada área. A diferencia del índice de uniformidad  $W$  de Gadow,  $R$  utiliza de manera distinta la información direccional dada por un árbol de referencia  $i$  y su  $n$  vecinos más cercanos. Esta nueva variable se encuentra mejor relacionada con las ideas de la estadística direccional que  $W$  y por lo tanto requiere que la medición de los ángulos sea mas precisa, sin embargo, al igual que  $W$ , no requiere de las distancias entre los árboles. Como en  $W$ ,  $R$ -regular <  $R$ -aleatoria <  $R$ -agrupada. El valor exacto de  $\bar{R}$  para un rodal con distribución de árboles al azar es 1.8 (mas precisamente 1.799). Este valor fue obtenido mediante la simulación de  $10^6$  árboles y es muy cercano a una aproximación realizada para la dirección media  $E(R)$  de  $n$  vectores iniciando en un punto de referencia  $i$  y apuntando a  $n$  puntos al azar dada por la ecuación 5 en Upton y Fingleton (1989, p. 227):

$$R_i = \sqrt{1 - \frac{\sum_{j=1}^n \cos \theta_{ij}}{n} \frac{\sum_{j=1}^n \sin \theta_{ij}}{n}} \quad 11$$

El valor de 1 aparece en la fórmula debido a que las direcciones de los  $j$ -ésimos árboles son tomadas a partir del árbol de referencia, por lo que solamente se requiere la medición de tres ángulos para su estimación.

$a_{ij}$  = son los ángulos iniciando en el árbol de referencia  $i$  y apuntando al  $j$ -ésimo vecino en el sentido de las manecillas del reloj

$$E[R_i] = \frac{1}{2} \sqrt{n} \quad 12$$

Para  $n = 4$  la fórmula 3 es igual a 1.77, mientras que el valor exacto sería de 1.799.

#### 4.2.2.4. Índice de distancias

El índice de distancia entre árboles  $D_i$  caracteriza la distribución de los árboles con respecto a un árbol centro de referencia 0.

Las distancias entre árboles se ubican dentro de diez clases de rangos de 1 m:

Clase 1:  $0 \text{ m} < D_i < 1 \text{ m}$ ; clase 2:  $1 < D_i < 2 \text{ m}$ ;.....; clase 9:  $8 \text{ m} < D_i < 9 \text{ m}$  y clase 10:  $9 \text{ m} < D_i < 10 \text{ m}$ .

$$D_i = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n d_{ij} \quad 13$$

$$\overline{DI} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N D_i \quad 14$$

### 4.2.3. Diferenciación dimensional

La última de las principales características que definen la estructura de un rodal analizadas en este trabajo es la variación existente entre los tamaños de los árboles que lo constituyen.

Para evaluar este componente estructural fueron estudiados los siguientes parámetros:

#### 4.2.3.1. Coeficiente de homogeneidad

El coeficiente de homogeneidad  $H$  (De Camino, 1976), se define por la relación porcentual entre número de árboles y volumen por categorías diamétricas, y supone el hecho de que en un rodal totalmente homogéneo todos los árboles tienen el mismo volumen, mientras que en uno heterogéneo un alto porcentaje de árboles representa una proporción pequeña de volumen, y pocos individuos contribuyen con la mayor proporción volumétrica. Aguirre, 1998; Vargas (1999), Quiñones (2001) y Corral *et al.*, (2005) encontraron que este índice puede ser estimado con igual exactitud utilizando el área basal, por lo que en este trabajo se utilizó esta variable para el cálculo de este parámetro.

$$H = \frac{\sum Nd_i\%}{\sum Gd_i\%} \quad 15$$

$Nd_i\%$  = suma de los porcentajes de número de árboles hasta la categoría diamétrica  $i$ ;

$Gd_i\%$  = suma de los porcentajes del área basal hasta la categoría diamétrica  $i$ .

#### 4.2.3.2. Índices de diferenciación diamétrica y de altura

Los índices de diferenciación diamétrica ( $TDi$ ) y de altura ( $THi$ ) (Gadow y Hui, 2002), fueron obtenidos al igual que otros índices de las relaciones de vecindad entre los árboles

de las parcelas (ver Figura 14 y 15). Una manera sencilla para el cálculo de estas variables es a través del uso del coeficiente de variación de los tamaños de los árboles que forman el grupo estructural. Para hacer compatibles estas variables con el resto de los índices estructurales, se integraron cinco grupos de diferenciación dimensional de acuerdo con Gadow y Hui (2002): Escasa  $Ti = 0.00$ :  $CV = 0.05$ ; Moderada  $Ti = 0.25$ :  $0.05 < CV < 0.15$ ; Media  $Ti = 0.50$ :  $0.15 < CV < 0.30$ ; Alta  $Ti = 0.75$ :  $0.30 < CV < 0.60$ ; Muy alta  $Ti = 0.60 < CV$ .

$$TD_i = \frac{\text{desviación estándar del diámetro}}{\text{diámetro medio}} \quad 16$$

$$TH_i = \frac{\text{desviación estándar de la altura}}{\text{altura media}} \quad 17$$

$$TH_i = \frac{\text{desviación estándar de la altura}}{\text{altura media}} \quad 18$$

$TD(i)$  y  $TH(i)$ = diferenciación diamétrica y en altura de la parcela  $i$

#### 4.2.3.3. Índice de dominancia.

La dominancia de un árbol de referencia  $i$  ( $U_i$ ) se define como la proporción de los cuatro vecinos que son más grandes que dicho árbol (Gadow y Hui, 2002). Al igual que el la mayoría de los índices los valores de esta variable varían de 0 a 1:  $U_i = 0.00$  si los cuatro vecinos son más grandes que el árbol de referencia  $i$  (suprimido);  $U_i = 0.25$  si tres de los vecinos son más grandes que el árbol de referencia  $i$  (intermedio);  $U_i = 0.50$  si dos de los

vecinos son más grandes que el árbol de referencia  $i$  (codominante);  $U_i = 0.75$  si uno de los cuatro vecinos es más grande que el árbol de referencia  $i$  (dominante) y  $U_i = 1$  si ninguno de los cuatro vecinos es más grande que el árbol de referencia  $i$  (muy dominante). Los cinco valores de  $U_i$  deben de corresponder a las clases sociales desarrolladas por Kraft en 1884.

$$U_i = \frac{1}{4} \sum_{j=1}^4 v_j \quad 19$$

$v_j$  es una variable binaria discreta que asume el valor de 1 cuando el árbol  $j$  es más chico que el árbol de referencia  $i$ , y el valor de 0 en caso contrario.

**4.2.3.4. Índice de perfil de especies (A)**

Caracteriza la estructura vertical de las especies de un rodal (Pretzch, 1996), el cual se derivó del índice de Shannon. Pretzch define tres estratos para su aplicación; el estrato I corresponde de 80 a 100%, el estrato II de 50 hasta 80% y el estrato III de 0 a 50% de la altura máxima de un rodal. Ubica a las especies en diferentes estratos de altura.

$$H = - \sum_{i=1}^S \sum_{j=1}^Z P_{ij} * \ln(P_{ij}) \quad 20$$

Donde:

S = Número de especies presentes

Z = Número de estratos de altura (tres)

$P_{ij}$  = Proporción de especies en los estratos de altura  $P_{ij} = \frac{n_{ij}}{N}$

$n_{ij}$  = Número de individuos de la especie en el estrato  $j$

$N$  = Número total de individuos

$A$  toma valores de 0, lo que significa que el rodal está constituido por una sola especie y en un solo estrato y un valor  $A_{\max}$  se obtiene cuando la totalidad de las especies ocurren en la misma proporción tanto en el rodal como en los diferentes estratos, lo cual está en función del número de especies ( $S$ ) y de estratos ( $Z$ ) obteniéndose mediante (Biber, 1997):

$$A_{\max} = \ln (S * Z) \quad 21$$

El anexo 7.1. muestra la tabla de resumen de índices utilizados y su descripción.

## 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La tabla 1 muestra los datos dasométricos de las dos parcelas de muestreo, resaltando la dominancia del *Pinus leiophylla* tanto en la abundancia como en la dominancia en la P<sub>1</sub>, mientras que la P<sub>2</sub> el *Quercus crasifolia* tiene una importante participación en la abundancia como en la dominancia.

Especie	Parcela 1				Parcela 2			
	N/ha	G/ha	$\bar{d}_{1.3}$	$\bar{h}$	N/ha	G/ha	$\bar{d}_{1.3}$	$\bar{h}$
<i>Pinus leiophylla</i>	480	14,60	18,38	13,62	168	5.6	21.15	11.1
<i>P. engelmanni</i>	12	0,28	17,00	12,67				
<i>Quercus crasifolia</i>	104	1,60	13,62	7,67	76	2.8	21.68	7.23
<i>Arbutus xalapensis</i>	12	0,40	19,00	7,00	28	0.64	17.45	5.36
<i>Juniperus deppeana</i>	12	0,16	12,33	6,00	8	0.08	12.75	5.5
<i>P. ayacahuite</i>					28	0.04	14.11	10.1
Total	620	17,04	17,45	12,33	308	9.16	20.08	9.41

Tabla 1. Distribución espacial, número de árboles (*N/ha*), área basal (*G/ha*), diámetro medio ( $\bar{d}_{1.3}$  en cm) y altura media ( $\bar{h}$  en cm) de 6 especies encontradas en dos parcelas de investigación de 50 x 50 m.

### 5.1. Diversidad de especies

#### 5.1.1. Índice de Shannon

Los valores del índice de Shannon obtenidos fueron de 0.72 y 1.21 para la parcela 1 (P<sub>1</sub>) y la parcela 2 (P<sub>2</sub>), respectivamente, dichos valores resultaron ser significativamente diferentes a través de  $\alpha = 5\%$  ( $t = 3.60$ ;  $p > t = 0.0004$ ). Una interpretación lógica de la diferencia estadística encontrada para los valores de éste índice sería que la aplicación del tratamiento de aclareos en P<sub>1</sub> ha favorecido en forma significativa el hecho de que en esta

parcela *Pinus leiophylla* se haya convertido en una especie muy dominante (480 árboles/ha, ver Tabla 1), ya que las cortas han sido dirigidas principalmente a aquellas especies con menor valor comercial (*Quercus crasifolia*, *Arbutus xalapensis* y *Juniperus deppeana*). Por otra parte, la aplicación del tratamiento de selección en la P<sub>2</sub> se ha enfocado principalmente a *P. leiophylla* como la especie comercial mas importante del área de estudio, situación que ha promovido una mayor equitatividad en la abundancia proporcional de las especies dentro de esta parcela.

### 5.1.2. Índice de Mezcla de especies de Gadow

El grado de mezcla de especies mostró también diferencias significativas en los valores promedio de este índice ( $t = 1.99$ ;  $p > t 0.0004$ ). Los valores medios en estas parcelas fueron  $\bar{M}_i 1 = 0.30$  y  $\bar{M}_i 2 = 0.44$ ; indicando en principio que en P<sub>2</sub> las especies tienden a mezclarse en mayor grado en comparación con P<sub>1</sub>, donde la abundancia de especies es más heterogénea como un resultado del tratamiento de aclareos que favorece el desarrollo de las especies comerciales, como *P. leiophylla* en este caso. Mediante la representación gráfica de la distribución de los valores de este índice (Figura 5(a)), se puede analizar en forma más detallada la mezcla espacial de los árboles. En la gráfica se aprecia por ejemplo que en la P<sub>1</sub>, mas del 30% de los grupos estructurales de cinco árboles tienen un valor de mezcla igual a cero, por lo que en esta parcela un número importante de árboles forman grupos de cinco individuos de una misma especie; mientras que en la P<sub>2</sub>, solamente un 10% de los sitios presentan esta situación. El uso del índice de Mezcla de especies de Gadow presenta una ventaja muy importante en relación con el índice de diversidad de Shannon, ya que el primero permite evaluar el grado de mezcla específica dentro de un área determinada (Corral *et al.*, 2005) como se muestra en la Figura 5(b), donde se presenta la distribución de

este índice encontrada para la especie *P. leiophylla* (especie dominante en ambas parcelas). Al igual que la Figura 5(a), esta gráfica señala menor número de árboles formando grupos de individuos de la misma especie dentro de la parcela con el tratamiento de las cortas selectivas. Aunque en el tratamiento de selección las cortas son dirigidas también a las especies comerciales, seleccionando normalmente árboles adultos, su intensidad es mucho menor y la apertura del dosel vegetal ha permitido el desarrollo de *Quercus crasifolia*, *Arbutus xalapensis* y *Juniperus deppeana*, en las áreas manejadas con esta técnica silvícola.

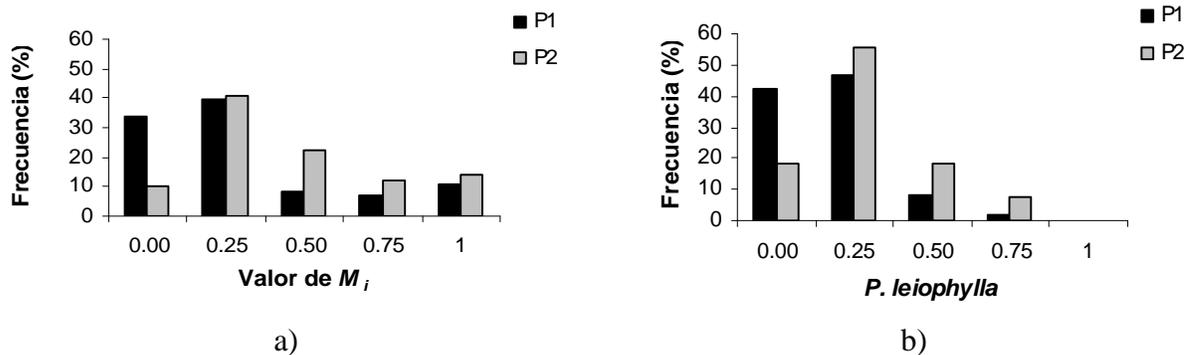


Figura 1. Índice de Mezcla de especies. a) Distribución de los valores en las dos parcelas. b) Distribución de los valores para *P. leiophylla* en las dos parcelas.

Los resultados de los dos índices de diversidad utilizados en este trabajo (Shannon y  $M_i$ ), mostraron ser consistentes con otros estudios (Aguirre *et al.*, 1998; Albert, 1999; Corral *et al.*, 2002; Aguirre *et al.*, 2003; Corral *et al.*, 2005) y posibilitan la evaluación de los efectos que tienen los dos tipos de tratamientos sobre la diversidad arbórea de los bosques templados de Durango. En el anexo 7.2 se incluyen las gráficas de mezclas específicas del resto de las especies presentes en el área de estudio.

### 5.1.3. El índice S de Pielou

Este índice obtuvo para la  $P_1$  y  $P_2$  los valores de 0.34 y -0.26 respectivamente, lo que denota para la  $P_1$  una segregación de especies, es decir una separación espacial entre las mismas (Figura 2), en tanto para la  $P_2$  el valor negativo representa una asociación de especies, es decir una segregación positiva (Figura 3).

Lo anterior determina que existe una mezcla o combinación mixta de especies, debido a que ha disminuido la dominancia del *Pinus leiophylla* y ha aumentado el porcentaje de las especies vecinas. Se consideró del género *Quercus* la especie *crasifolia* por su presencia en porcentaje en el área. Las otras especies no fueron consideradas por el bajo número de individuos presentes.

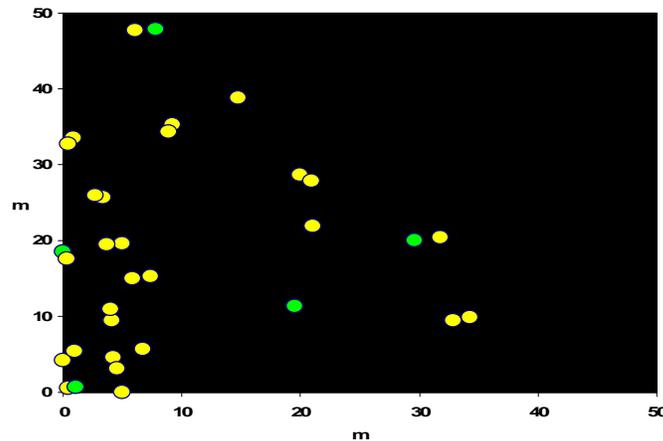


Figura 2. Índice S de Pielou. Formación de pares mixtos de las especies *Pinus leiophylla* y *Quercus crasifolia* en la  $P_1$ . 0.34

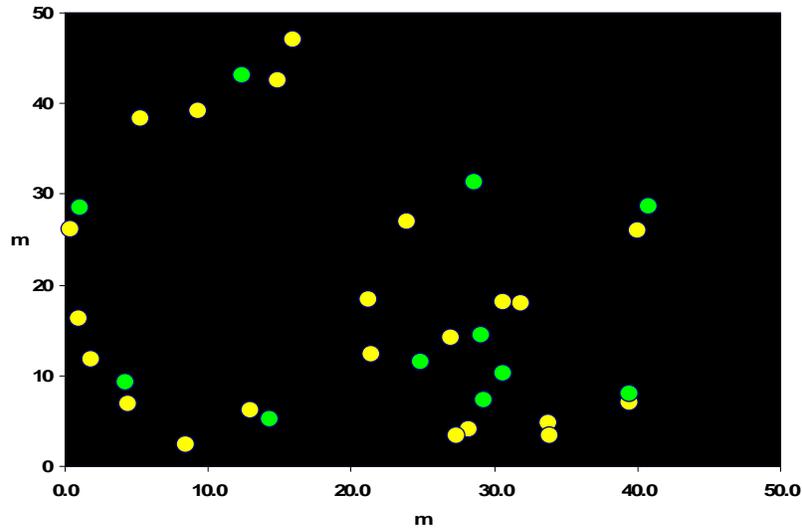


Figura 3. Índice S de Pielou. Formación de pares mixtos de las especies *Pinus leiophylla* y *Quercus crasifolia* en la P<sub>2</sub>. -0.26

## 5.2. Distribución espacial

### 5.2.1. Índice de Clark & Evans

Los valores de este índice indican una distribución de agregados en ambas parcelas (Figura 4 y 5) ya que son del orden de 0.68 y 0.71 en P<sub>1</sub> y P<sub>2</sub>, respectivamente. Ambos rechazan la H<sub>0</sub>, planteada para una distribución al azar del arbolado y dado que los dos son menores a 1; no existe evidencia significativa que indique una distribución espacial diferente para las parcelas objeto de estudio en este trabajo.

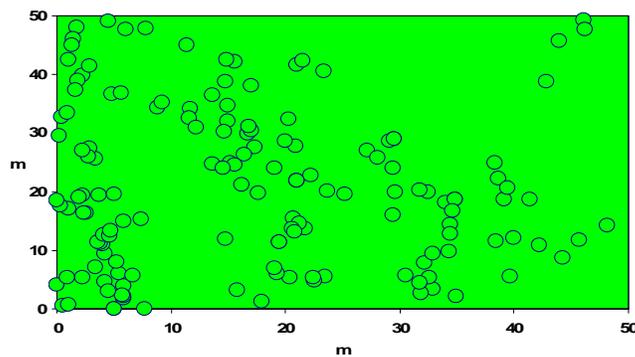


Figura 4. Índice de Clark & Evans. Distribución del arbolado para la P<sub>1</sub>. 0.68

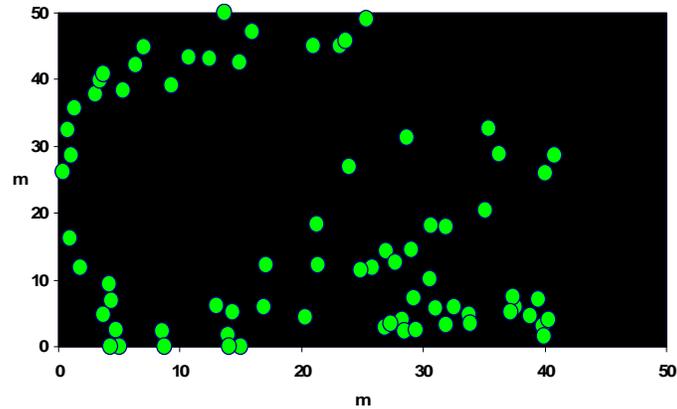


Figura 5. Índice de Clark & Evans. Distribución del arbolado para la  $P_2$ . 0.71

### 5.2.2. Índice de uniformidad de Gadow

El valor promedio del índice de Gadow para las  $P_1$  y  $P_2$  fue igual a 0.57 en ambos casos y por tanto son estadísticamente iguales ( $t = 1.97$ ;  $p > t = 0.71$ ). Basándose en el trabajo de Hui y Gadow (2002), las dos parcelas puede ser caracterizadas con una distribución de agregados como en el caso del índice de Clark & Evans. La distribución de los valores de esta variable se muestra en la Figura 6, donde se observa que aunque la estimación media de éste índice es similar en las dos parcelas, la  $P_2$  presenta un 13% más de grupos estructurales con una distribución al azar del arbolado ( $W_i = 0.50$ ). Por otra parte la  $P_1$  muestra un 12% más de grupos con una distribución regular. Las distribuciones al azar son más comunes en las áreas sin manejo intensivo (Aguirre *et al.*, 2003; Corral *et al.*, 2005), mientras que distribuciones regulares son frecuentemente producto un tratamiento como el de aclareos, ya que su objetivo es que los árboles residuales incrementen su tamaño al disminuir la competencia (Cano, 1988; Moeur, 1993; Smith, 1996).

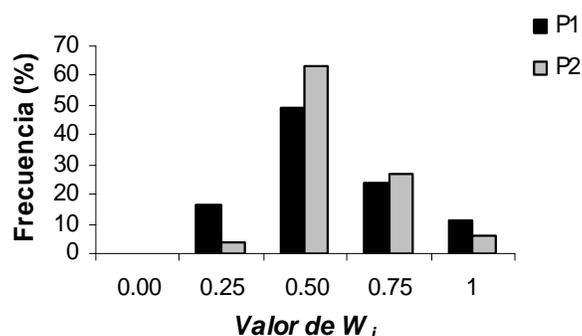


Figura 6. Índice de uniformidad de Gadow. Distribución de los valores en las dos parcelas.

### 5.2.3. Índice de información direccional de Corral

Los valores estimados para esta nueva variable espacial fueron también similares 2.2 para las dos parcelas, por lo que según el trabajo de Corral *et al.*, (2006) ambas áreas presentan una distribución clara de agregados como se observa en la Figura 7, ya que dicho valor sobrepasa el valor crítico superior desarrollado para una distribución aleatoria (1.6 - 2.03) con un promedio de 100 árboles. Al igual que en el índice anterior la prueba de  $t$  no encontró diferencias estadísticas en dichos valores ( $t = 1.97$ ;  $p > t = 0.88$ ).

En este trabajo los valores de las tres variables analizadas son consistentes indicando agregación en ambas parcelas. Los resultados encontrados sugieren que un patrón de distribución de agregados puede ser común en estos bosques, debido probablemente a que aún se encuentran en una etapa de competencia con sus vecinos más cercanos (árboles analizados en este trabajo). Por lo tanto existe la necesidad de realizar trabajos de investigación para el análisis de la distribución espacial del arbolado con técnicas más sofisticadas como la función  $K(d)$  de Ripley (1981), que compara la distribución acumulada

de las distancias entre todos los árboles de un área determinada con una distribución generada para un número igual de puntos simulados bajo un procedimiento aleatorio.

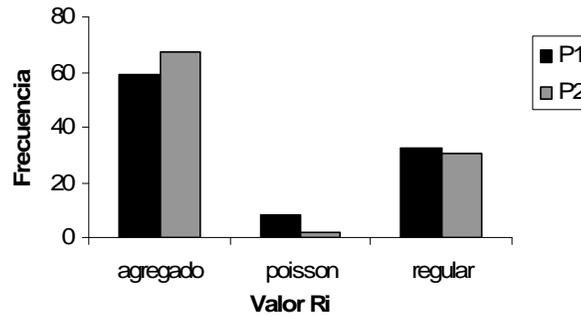


Figura 7. Índice de información direccional de Corral. Distribución de los valores en las dos parcelas.

#### 5.2.4. Índice de distancias

La distribución de las distancias en la  $P_1$  con tratamiento de aclareo se ubican en las clases de la 1 a la 6 ( $1 \text{ m} < D_i < 6 \text{ m}$ ), mientras que en la  $P_2$  aplicando cortas selectivas la distribución es más amplia de la clase 2 a la 8 ( $1 \text{ m} < D_i < 8 \text{ m}$ ). (Figura 8)

El promedio de la distancia para la  $P_1$  es de 2.72 m, presentando el 70% en las clases 2 y 3, y el 22% en la 4; la distancia promedio en la  $P_2$  es de 3.60 m observándose la distribución del porcentaje en tres clases: 25% en la 2, 40% en la 3 y 20% en la 4.

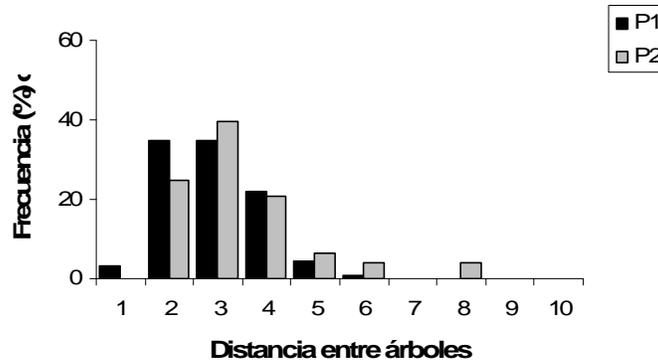


Figura 8. Índice de distancias. Distribución de los valores en las dos parcelas de observación.

Se presenta una variación significativa de acuerdo a los resultados obtenidos por la prueba de  $t = 1.98$ ;  $p > t = 0.00012$ ). Definiendo que los tratamientos han influido de manera importante en la distribución de la vegetación.

### 5.3. Diferenciación dimensional

#### 5.3.1. Coeficiente de homogeneidad

Los valores del coeficiente de homogeneidad de De Camino fueron de 31.91 para  $P_1$  con prácticas de aclareo y 17.04 en  $P_2$  con tratamiento de selección. La primera mostrando una mayor homogeneidad en el tamaño de los árboles, mientras que en la segunda se observa una mayor heterogeneidad en los diámetros (Figura 9). La diferencia encontrada en estas parcelas se debe a que el tratamiento de aclareos ha propiciado una mayor homogeneidad en los diámetros de los individuos. Por otra parte las cortas selectivas al parecer no tienen este efecto y conserva la heterogeneidad característica de los bosques de Durango. Otros

estudios, también han encontrado una mayor homogeneidad en masas intervenidas con este tipo de tratamiento (Aguirre *et al.*, 1998; Del Río *et al.*, 2003).

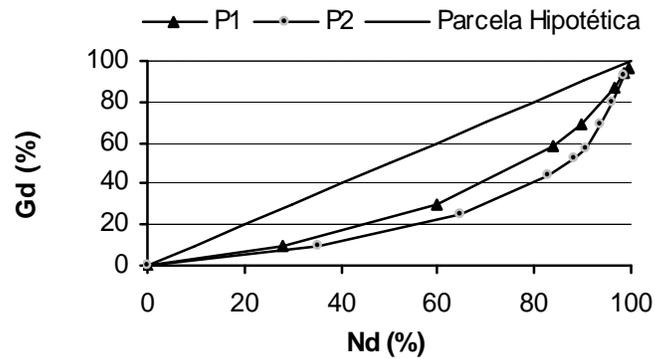


Figura 9. Coeficiente de Homogeneidad para las dos parcelas de investigación.

### 5.3.2. Índice de diferenciación diamétrica TDi

Los promedios obtenidos para este índice fueron 0.58 y 0.60 para P<sub>1</sub> y P<sub>2</sub>, no observándose una diferencia significativa en dichos valores ( $t = 1.98$ ;  $p > t = 0.64$ ). La Figura 10 muestra la distribución de los valores de este índice en ambas parcelas, donde se observa que los aclareos aplicados en P<sub>1</sub> no han propiciado aún una diferenciación dimensional significativa en la estructura diamétrica de las mismas.

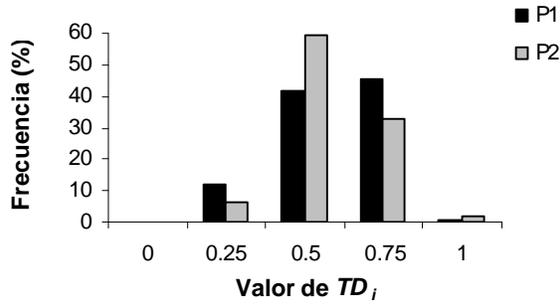


Figura 10. Índice de diferenciación diamétrica. Distribución de los valores en las dos parcelas.

### 5.3.3. Diferenciación en altura $TH_i$ .

Los promedios para este índice en la  $P_1$  y  $P_2$  fueron 0.53 y 0.57, respectivamente. Esta diferencia no es significativa de acuerdo a la prueba estadística aplicada ( $t = 1.98$ ;  $p > t = .81$ ), por lo que la distribución de los valores es muy similar en todos los rangos en ambas parcelas (Figura 11) excepto en la clase 0 (escasa), en la que  $P_2$  no presentó ningún sitio estructural con este valor. Los resultados de este índice se explican por el hecho de que la variable altura no se afecta significativamente mediante la aplicación del tratamiento de aclareo (Cano, 1988).

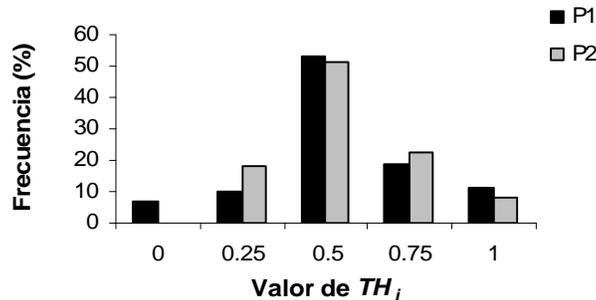


Figura 11. Índice de diferenciación en altura. Distribución de los valores en las dos parcelas.

**5.3.4. Índice de dominancia.**

Los promedios de  $U_i$  para las  $P_1$  y  $P_2$  fueron de 0.47 y 0.44, respectivamente. Dichos valores resultaron ser estadísticamente iguales ( $t = 1.97$ ;  $p > t = 0.35$ ). La Figura 12(a) muestra la distribución de los valores encontrados para este índice en ambas parcelas. La parcela con el tratamiento de selección presenta un mayor número de individuos en las clases suprimido e intermedio. La dominancia de *Pinus leiophylla* se presenta en la Figura 12(b), en la cual se observa un resultado muy notable. La dominancia de esta especie se distribuye en forma equitativa en la parcela con el tratamiento de aclareos, debido a que los diámetros de esta especie son muy homogéneos dentro de la misma. Por el contrario en  $P_2$  *P. leiophylla* en un 60% de los casos tiene una dominancia repartida entre las clases suprimida e intermedia.

Este índice resulta ser muy útil cuando se quiere describir la dominancia a nivel de especie, como se demuestra en este trabajo. El anexo 7.3 muestra lo respectivo a las otras especies.

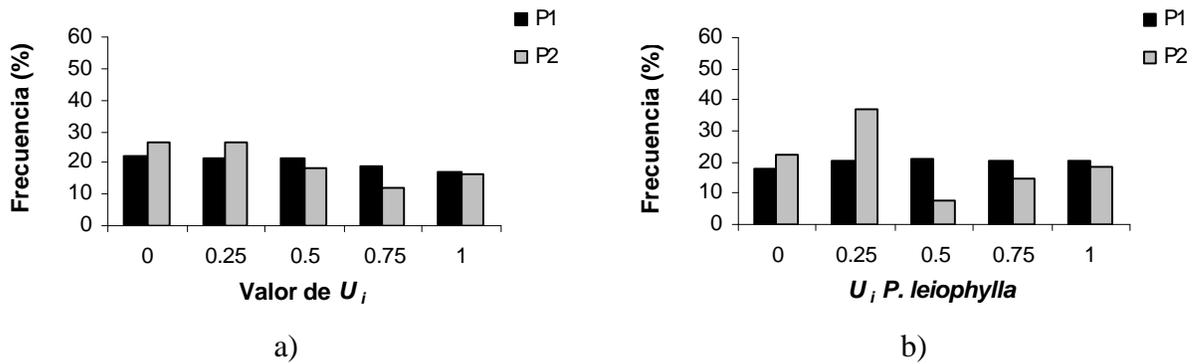


Figura 12. Índice de dominancia. a) Distribución de los valores en las dos parcelas de investigación. b) Distribución de los valores de *Pinus leiophylla* en las parcelas de observación.

### 5.3.5. Índice de perfil de especies de Pretzch (A)

Para el presente estudio se consideró en el índice de Pretzch el área basal, visualizando la distribución de la misma en los diferentes estratos por especie.

La distribución vertical de las especies para la P<sub>1</sub> presenta en el estrato 1(80 a 100%) el 3% del total de la población, correspondiendo así mismo el 5% de área basal (AB), el 46% se ubica en el estrato 2 con un 64% de AB y el 51% de la población en el estrato 3 contribuyendo con ello el 31% de AB. *Pinus leiophylla* está presente en todos los estratos con un 100% en el estrato 1, un 97% en el 2 y un 59% en el 3. Las cinco especies de la población se ubican principalmente en el estrato 3, en el que *Quercus crasifolia* es la segunda especie en importancia (16%). Los tratamientos de aclareos en la P<sub>1</sub> han centrado tanto la densidad del arbolado como el AB en los estratos 2 y 3, predominando el *Pinus leiophylla* en todos los estratos.

Tabla 2. Índice de perfil especies de Pretzch (A). Muestra la distribución de las especies en tres estratos, así como el AB de las mismas para la P<sub>1</sub>.

Estrato	Especie	N° de árboles	p <sub>ij</sub>	AB m <sup>2</sup>	% AB m <sup>2</sup>	Total AB m <sup>2</sup> /estrato
80 a 100%	<i>P. leiophylla</i>	4	3	0.2159	5	0.2159
50a 80%	<i>P. leiophylla</i>	69	44	2.6675	62	
	<i>P. engelmanni</i>	1	1	0.0415	1	
	<i>Q. crasifolia</i>	1	1	0.0314	1	2.7404
0 a 50%	<i>P. leiophylla</i>	47	30	0.7656	18	
	<i>P. engelmanni</i>	2	1	0.0314	1	
	<i>Q. crasifolia</i>	25	16	0.3683	9	
	<i>A. xalapensis</i>	3	2	0.1026	2	
	<i>J. deppeana</i>	3	2	0.0375	1	1.3054
Total		155	100	4.2617	100	4.2617

Con relación a la P<sub>2</sub>, el 5% de la población se ubica en el estrato 1, con un AB de 25%; el estrato 2 también presenta un 5% de la población, representando con ello el 10% de AB y finalmente el 90% se encuentra en el estrato 3 con un AB de 65%. Presenta una similar distribución que la P<sub>1</sub> el *Pinus Leiophylla* se presenta con una predominancia importante en los tres estratos.

Tabla 3. Índice de perfil especies de Pretzch (A). Muestra la distribución de las especies en tres estratos, así como el AB de las mismas para la P<sub>2</sub>.

Estrato	Especie	N° de árboles	pij	AB	% AB	Total AB/estrato
80 a 100%	<i>P. leiophylla</i>	4	5	0.6187	25	0.6187
50 a 80%	<i>P. leiophylla</i>	4	5	0.2344	10	0.2344
0 a 50%	<i>P. leiophylla</i>	34	44	0.6229	25	
	<i>Q. crasifolia</i>	19	25	0.7013	28	
	<i>A. xalapensis</i>	7	9	0.1674	7	
	<i>J. deppeana</i>	2	3	0.0255	1	
	<i>P. ayacahuite</i>	7	9	0.1094	4	1.6265
		77	100	2.4799	100	2.4799

Ambas parcelas presentan mayor heterogeneidad en el estrato 3 ya que todas las especies presentes de la población ocurren en éste. Una diferencia marcada en la P<sub>2</sub> es que tanto la abundancia como la dominancia son menores en el estrato 2, aspecto que en la P<sub>1</sub> tiene una presencia importante (45% de abundancia y 65% de AB)

## 6. CONCLUSIONES

Los índices para la caracterización estructural utilizados en este trabajo permitieron describir satisfactoriamente el estrato arbóreo de las parcelas y evaluar el efecto de la aplicación de los tratamientos.

Los aclareos han promovido la abundancia de *Pinus leiophylla*, mientras que las cortas selectivas han mantenido una mayor diversidad de las especies presentes.

De acuerdo a los valores obtenidos para el índice de Shannon, mezcla de especies y el índice S de Pielou las cortas selectivas promueven una mayor diversidad de especies.

La distribución espacial del arbolado en las dos parcelas coincidió en la agrupación de la masa forestal de acuerdo a los resultados obtenidos por los índices utilizados (Clark & Evans, índice de Gadow y el índice de información direccional de Corral). La aplicación tanto de los aclareos como de cortas selectivas no ha modificado el efecto de agregados en ambas parcelas.

Con relación a las distancias entre la vecindad del arbolado se ha modificado, la densidad presente en cada una de las parcelas podría explicar esta situación ya que es menor en la P<sub>2</sub>.

Las cortas selectivas promueven una mayor heterogeneidad en los diámetros de acuerdo a los valores del coeficiente de Camino.

No se encontró una diferenciación dimensional significativa en cuanto a diámetro y altura como consecuencia de la aplicación de un tratamiento diferente.

El índice de dominancia indicó que la especie comercial más importante (*Pinus leiophylla*) muestra una dominancia significativamente diferente como consecuencia de la aplicación de los tratamientos.

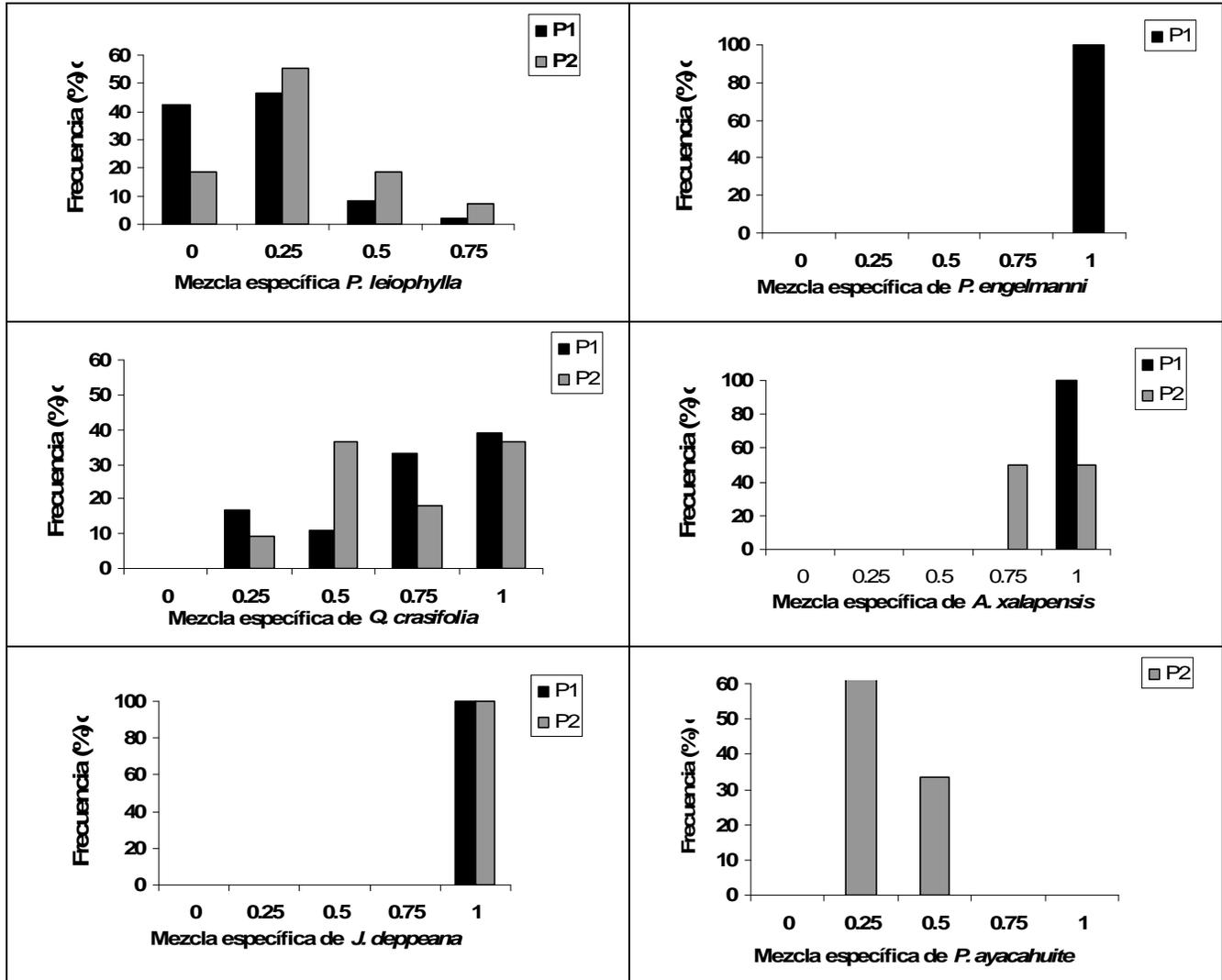
Los tratamientos de aclareos y cortas selectivas definen la distribución vertical de una masa arbolada centrandose en un estrato o dos la o las especies presentes.

7. ANEXOS

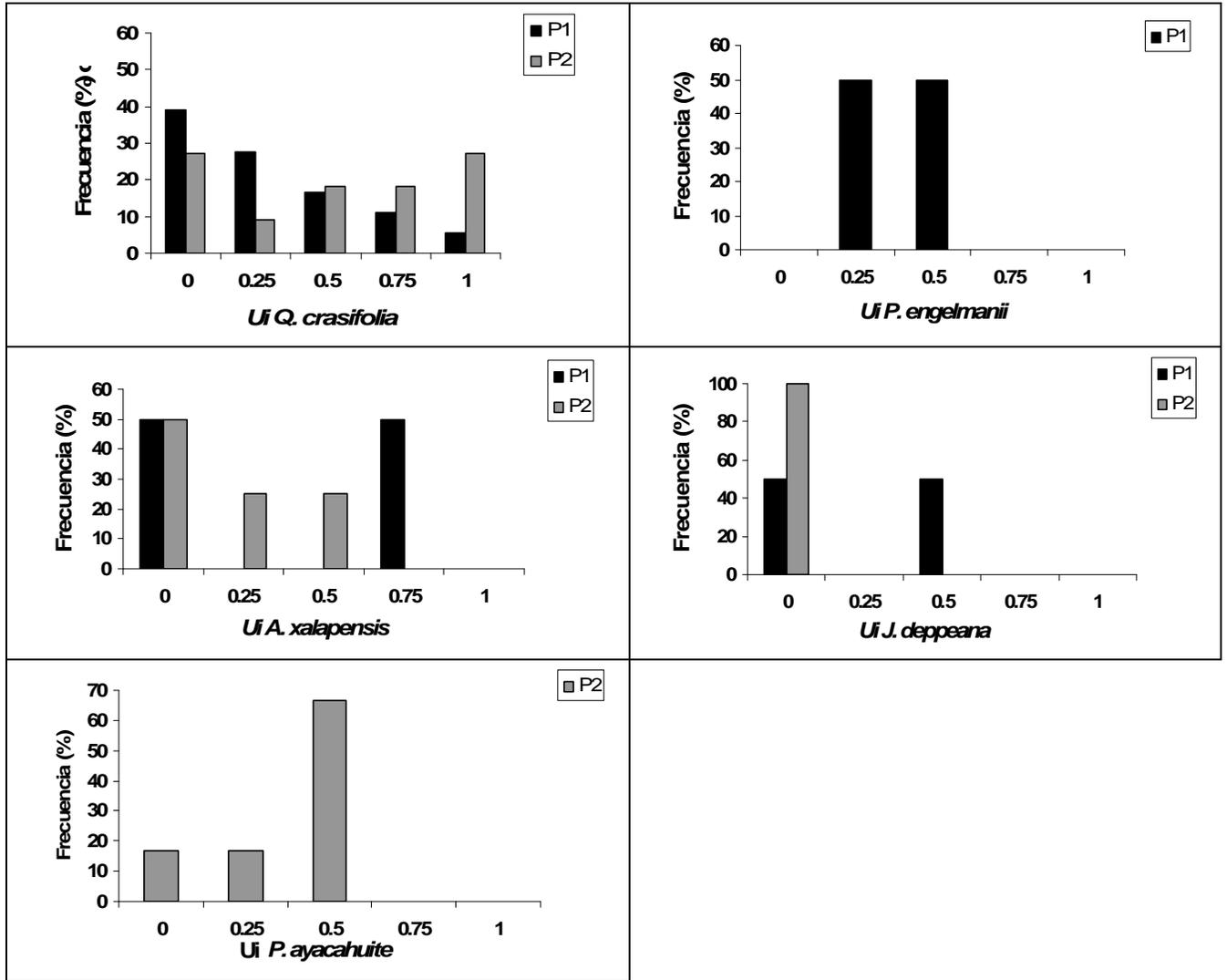
ANEXO 7.1. Índices de estructura utilizados en el estudio.

Índice o ecuación	Fórmula	Donde:
Diversidad de especies		
Índice de Shannon	$H_i = -\sum p_i \ln p_i$	$p_i$ = abundancia proporcional de la $i$ -ésima especie
Índice de mezcla de Gadow	$M_i = \frac{1}{4} \sum_{j=1}^4 v_j$	$v_j$ es una variable binaria discreta que asume el valor de 0 cuando el árbol $j$ es de la misma especie que el árbol de referencia $i$ , y el valor de 1 si es de diferente especie
Distribución espacial		
Índice de agregación R de Clark & Evans	$CE_i = \frac{\bar{r}_{observada}}{\bar{r}_{esperada}} ; \bar{r}_{esperada} = \frac{1}{2\sqrt{\frac{N}{A}}}$	$CE_i$ = Índice de agregación de la parcela $i$ ; $N$ = número de observaciones; $A$ = superficie en $m^2$
Índice de uniformidad Gadow $W_i$	$W_i = \frac{1}{4} \sum_{j=1}^4 v_j$	$v_j$ es una variable binaria discreta que asume el valor de 1 si el $j$ -ésimo ángulo entre dos árboles vecinos es menor o igual al ángulo estándar $\theta$ , y 0 en caso contrario
Índice de información direccional de Corral ( $R_i$ )	$R_i = \sqrt{1 - \frac{\sum_{j=2}^n \cos^2 a_{ij}}{n} - \frac{\sum_{j=2}^n \sin^2 a_{ij}}{n}}$ El valor de 1 aparece en la fórmula debido a que las direcciones de los $j$ -ésimos árboles son tomadas a partir del árbol de referencia, por lo que solamente la medición de tres ángulos es requerida para su estimación	$a_{ij}$ = son los ángulos iniciando en el árbol de referencia $i$ y apuntando al $j$ -ésimo vecino en el sentido de las manecillas del reloj.
Diferenciación dimensional		
Coefficiente de Homogeneidad	$H = \frac{\sum Nd_i\%}{\sum Nd_i\% + \sum Gd_i\%}$	$Nd_i\%$ = suma de los porcentajes de número de árboles hasta la categoría diamétrica $i$ ; $Gd_i\%$ = suma de los porcentajes del área basal hasta la categoría diamétrica $i$
Índice de diferenciación diamétrica y de altura	$TD_i = \frac{\text{desviación estándar del diámetro}}{\text{diámetro medio}}$ $TH_i = \frac{\text{desviación estándar de la altura}}{\text{altura media}}$	$TD(i)$ y $TH(i)$ = diferenciación diamétrica y en altura de la parcela $i$
Índice de dominancia	$U_i = \frac{1}{4} \sum_{j=1}^4 v_j$	$v_j$ es una variable binaria discreta que asume el valor de 1 cuando el árbol $j$ es más chico que el árbol de referencia $i$ , y el valor de 0 en caso contrario

ANEXO 7.2. Distribución del índice de mezcla de especies para la parcela 1 y 2



ANEXO 7.3. Distribución del índice de dominancia específica para las parcelas 1 y 2.



Parte 3  
INDICE

	Página
Resumen.....	xx
Abstract.....	xx
1 Introducción.....	92
1.1. Objetivo.....	94
1.2. Hipótesis.....	94
2. Antecedentes.....	95
2.1. Bases técnicas del comportamiento hidrodinámico.....	98
2.2. Antecedentes de escurrimientos e infiltración en otros tipos de ecosistemas.....	100
3. Materiales y métodos.....	109
3.1. Datos físicos de los sitios experimentales.....	115
4. Resultados y Discusión.....	112
4.1. Estados de superficie y conductividad hidráulica.....	112
4.2. Bosque denso.....	113
4.3. Bosque semidenso.....	117
4.4. Pruebas en áreas de pastizales.....	122
5. Conclusiones.....	127
6 Anexos.....	130
Bibliografía	144

Figura	INDICE DE FIGURAS Descripción	Pagina
1	Propiedades del suelo.....	104
2	Esquema del infiltrómetro.....	106
3	Toma de datos en las pruebas de infiltración.	107
4	Comportamiento del flujo hidráulico en el paraje Ciénega de la Vaca.....	114
5	Comportamiento de la conductividad hidráulica a diferentes depresiones y con diámetros variables.....	116
6	Comportamiento hidrodinámico a diferentes depresiones en el Paraje Preson Suizo.....	117
7	Comportamiento del flujo hidráulico en el paraje La Rosilla (ROS 1)	119
8	Comportamiento del flujo hidráulico en el paraje La Rosilla (ROS 2)	120
9	Comportamiento del flujo hidráulico en pastizal en el paraje Ciénega de la Vaca.....	123
10	Comportamiento de la conductividad hidráulica en pastizal con TRIMS de diferente radio.....	124
11	Distribución de los valores de conductividad hidráulica en los diferentes tipos de vegetación.....	125

INDICE DE TABLAS

Tabla	Descripción	Página
1	Datos físicos del área de estudio.....	109
2	Valores de conductividad hidráulica (K) en los diferentes tipos de bosques y pastizal.....	112
3	Valores del flujo a diferentes succiones.....	116
4	Valores de conductividad hidráulica para bosque semidenso multipotencial y con cilindros.....	122

INDICE DE ANEXOS		
Anexos	Descripción	Página
6.1	Bosque denso	130
6.1.1	Comportamiento de la conductividad con infiltrómetro de 4 cm de diámetro en Ciénega de la Vaca.....	130
6.1.2	Valores de flujo de agua a succión variada utilizando infiltrómetros con diámetro de 4 cm.....	131
6.1.3	Comportamiento de la conductividad con infiltrómetro de diámetro 9 cm., paraje Ciénega de la Vaca.....	131
6.1.4	Tabla de valores de la conductividad a diferentes succiones con infiltrómetro de radio de 9 cm (Ciénega de la Vaca bosque denso).	132
6.2	Bosque semidenso.....	133
6.2.1	Comportamiento de la infiltración en el sitio CIE 1 Preson Suizo...	133
6.2.2	Comportamiento de la conductividad hidráulica en el sitio 2 Preson Suizo (bosque semidenso).....	134
6.2.3	Comportamiento de la infiltración en el sitio CIE 2 Preson Suizo...	135
6.2.4	Comportamiento de la lámina de infiltración en sitio La Rosilla (ROS 1). Multipotencial.....	136
6.2.5	Comportamiento de la lámina de infiltración en el sitio 1 La Rosilla ROS 2.....	136
6.3	Bosque abierto.....	137
6.3.1	Comportamiento del flujo de agua en bosque abierto.....	137
6.3.2	Comportamiento de la conductividad en bosque abierto.....	138
6.4	Pastizal	138
6.4.1	Gráfica del comportamiento del flujo de agua en pastizal Ciénega de la Vaca.....	138
6.4.2	Gráfica del comportamiento del flujo de agua en pastizal Ciénega de la Vaca.....	139
6.4.3	Tabla de valores de conductividad en áreas de pastizal a diferente succión.....	139
6.4.4	Muestra el flujo de la infiltración en pastizal con diámetros de 4 cm., en Ciénega de la Vaca.....	139
6.5	Valores de conductividad hidráulica en diferentes tipos de bosques	140
6.5.1	Valores de conductividad hidráulica en mediciones con cilindros para bosque semidenso.....	140
6.5.2	Valores de conductividad hidráulica en mediciones con infiltrómetros para bosque abierto.....	140
6.5.3	Valores de conductividad hidráulica en mediciones con cilindros para bosque abierto.....	140
6.5.4	Valores de conductividad hidráulica en mediciones con infiltrómetros para bosque abierto.....	141
6.5.5	Valores de conductividad hidráulica en mediciones con infiltrómetros para bosque abierto en succión de 10.....	142

## **RESUMEN.**

El presente trabajo se desarrolló en la “Sierra de la Candela” en la cuenca alta del río Nazas en el estado de Durango. El trabajo se realizó para conocer y evaluar la conductividad hidráulica, después de los aprovechamientos forestales. Las pruebas se llevaron a cabo en dos tipos de bosques (bosque denso y bosque semidenso). Se desarrollaron mediciones de infiltración utilizando discos de 12 cm de radio y aplicando el método multipotencial. Los resultados obtenidos en las diferentes clases de bosques muestran una variación importante tanto en la conductividad hidráulica como en su comportamiento, encontrándose una con la densidad de la vegetación y los estados de superficie. El bosque denso presenta los valores mayores en comparación del bosque semidenso y abierto.

**Palabras clave: Flujo, Infiltración, conductividad hidráulica.**

## **ABSTRACT.**

This work was conducted in the Sierra de la Candela mountain range on the High Basin of Nazas river in the state of Durango to know and evaluate hydraulic conductivity after harvesting. . The test was done in two type of forest (closed and semi closed forest). It was development measurement of infiltration utilizing radius of 12 cm, and, applied the method of multi potential. The result obtained in the different classes of forest shown a important variation as hydraulic to behavior, relation this situation with the vegetation density and state of surface. The closed forest show high values in comparison of semi closed and open forest.

**Key words: Flow, infiltration and hydraulic conductivity.**

## **Introducción**

La Sierra de la Candela ubicada en la cuenca alta del Nazas, área bajo aprovechamiento, ha presentado modificaciones en la vegetación (Rodríguez, 1997; Solís, 2006) tanto en la superficie como en la composición vegetal afectando los diferentes procesos de los suelos. La pérdida y degradación de las áreas boscosas es compleja y varía ampliamente de lugar a lugar, participando en ello: plagas y enfermedades, consumo de leña, sobreaprovechamiento de los recursos naturales para el abastecimiento de la industria, e incendios forestales, estos dos últimos factores han impactado principalmente a esta área. La cobertura vegetal dentro de un ecosistema tiene gran relevancia, forma parte importante en la rugosidad del suelo, lo protege de la erosión, mantiene el hábitat de diferentes organismos, y tiene un papel preponderante en la capacidad natural de almacenamiento de agua, además de que influye en la distribución topográfica de la lluvia (Descroix, *et al.*, 2003). Por lo anterior las diversas cuencas hidrológicas integran de manera natural procesos ecológicos, productivos e hidrológicos, en los que intervienen todos los elementos que los conforman, los cuales al presentar alguna alteración modifican tales procesos. El deterioro en que se encuentran la superficie en mención ha influido negativamente en la producción de agua en cuanto a calidad y cantidad, afectando la recarga natural de los mantos freáticos, además de los procesos naturales de desarrollo de suelos y vegetación (CONAGUA, 2003).

Las asociaciones vegetales tienen una participación importante en los procesos hidrológicos, los diferentes estudios y análisis de bases de datos han mostrado que la afectación del bosque repercute en el incremento de los escurrimientos superficiales y

disminuye la infiltración (Krishnawamy, 2001; Hibbert, 1967 citado por Descroix, 2003; Treviño *et al.*, 2003).

Otros estudios sobre diversidad biológica y distribución espacial de los bosques complementan la presente investigación para explicar el comportamiento hidrodinámico, además de que definen requerimientos de hábitat para las especies, patrones de regeneración, predicción de la producción maderable la variación del microclima, entre otros (Albert, 1999; Aguirre, 1998; Jiménez, 2001; Zenner, 1999; Corral *et al.*, 2005; Solís *et al.*, 2006).

Los trabajos realizados en la superficie de estudio con relación a vegetación e hidrodinámica, son una fuente de información para desarrollar un aprovechamiento sostenido, debido a que la dinámica de los diversos ecosistemas está estrechamente vinculada con las características ecológicas del medio, el reconocimiento de su estado permite desarrollar planes y programas de manejo forestal, lo cual es parte fundamental en la ordenación adecuada del bosque (FAO 2004).

**Objetivo.**

Analizar los tratamientos silvícolas sobre la vegetación y su efecto en la conductividad hidráulica.

**Hipótesis.**

El cambio de cobertura y estructura vegetal promovida por los tratamientos silvícolas modifican el comportamiento hidrodinámico en el suelo.

## 2. Antecedentes

La gran cantidad de estudios realizados y resultados obtenidos, con respecto al papel de la vegetación en la hidrología, mencionan que la modificación de la vegetación altera el ciclo del agua, pero son tan diversos, que no se puede hacer inferencia en otros lugares por la diversidad de las características de los terrenos, por lo cual debe de llevarse con reservas, (Bosch, 1982; Treviño, *et al.*, 2003). En este sentido el área de la Sierra de la Candela ha presentado una modificación importante tanto en la superficie como en el tipo de cobertura vegetal (Rodríguez, 1998; Solís *et al.*, 2006), lo cual justifica el desarrollo de estudios para conocer si se ha modificado tanto la capacidad de infiltración como la conductividad hidráulica de las superficies en mención, y reconocer el comportamiento hidrodinámico.

En contraste Wilk en 2002 reporta que en algunos lugares no se encontraron cambios en la hidrodinámica por afectaciones a la vegetación, por lo que existen divergencias en los resultados obtenidos; sin embargo, la mayoría de los estudios confirman la importancia de la vegetación en el ciclo hidrológico, como los trabajos de Hudson, 1993; Giambelluca, 1997; Cosandey, 1981; Kobilinsky, 1998; 1981; Eckhardt, 2002; Cognard *et al.*, 2001; Didon-Lescot, 2001; Bonell, M., 1993; Viramontes, 2000; Descroix, L., 2003; Ziegler, 1997; Bravard, J.P., 2003; Krishnawamy, 2001; Hibbert, 1967 citado por Descroix, 2003.

El impacto de los cambios de la cubierta vegetal sobre la hidrodinámica en el suelo es uno de los principales, pero también de los más ancestrales trabajos de estudio, los cuales se reportan desde 1909 (Hewlett *et al.*, 1969, citado por Bosch y Hewlett, 1982).

Hibbert en 1967 (citado por Viramontes, 2000) establece las primeras síntesis de resultados experimentales de diferentes regiones climáticas en 39 cuencas experimentales permitiendo establecer algunos parámetros como:

- ? La reducción de la cobertura forestal aumenta el flujo superficial.
- ? Las plantaciones disminuyen los escurrimientos.
- ? La respuesta hídrica es variable e impredecible.

Trabajos con resultados similares los realizaron: Hudson, J. A, 1993; Cosandey, 1981; Eckardt, 2002; Cognard, 2001; Bonell, 1993; Viramontes, 2003; Ziegler, 1997; Bravard, 2003. Otros estudios en clima templado Cosandey *et al.*, 1990 y Galea *et al.*, 1993. Hudson y Gilman en 1993 estudiaron dos cuencas en el centro del País de Gales donde una parte del bosque fue remplazado por pradera. La interpretación de 20 años del balance hidrológico muestra una disminución de la evapotranspiración, lo que explica un aumento de los caudales.

Cosandey en 1995 hace una crítica sobre la variabilidad de los resultados y analiza la dificultad metodológica al utilizar una gran cantidad de parámetros, los cuales pueden generar una serie de errores.

Abrahams, (1994) y Ziegler, (1997) mencionan que la Silvicultura mal aplicada y sus actividades complementarias, además del sobrepastoreo han impactado los bosques, los procesos hidrológicos, edáficos, ciclo de nutrientes, la calidad de agua y el hábitat; Bravard

(2003) propone que promover programas de plantaciones vendría a mitigar estas afectaciones. Esta situación se presenta en la Sierra de la Candela, motivo por el cual se desarrolla la presente investigación.

La vegetación, conjuntamente con la materia orgánica y la rugosidad del suelo crean un medio específico, lo cual intervienen en el comportamiento de la infiltración y la conductividad hidráulica, y mantienen la humedad que participa en los diferentes procesos del suelo, para después ser desplazada a la atmósfera a través de la evaporación y evapotranspiración (Roper, 1999; Urquhart *et al.*, 2003).

Los estudios realizados sobre el papel de la vegetación en la hidrodinámica han empleado modelos para conocer el comportamiento de los procesos hidrológicos después de aplicar tratamientos a la vegetación, en diferentes tipos de vegetación, en suelos desnudos, en diferentes pendientes, etc., como Météo-France ARPEGE (Diedhiou, 1996), GRHUM (Cognard *et al.*, 2001), SWAT-G (Eckhardt, 2002), SIG (Winckell *et al.*, 2000), SECHIBA (Polcher, 1994). Los resultados obtenidos también confirman que la deforestación, el cambio de uso de suelo y el sobrepastoreo modifican la hidrodinámica del suelo, y promueven un déficit de precipitación por el cambio global de la evaporación de la superficie del suelo. La utilización de los modelos es un instrumento de medición y apoyo a ser considerado en la toma de decisiones de manejo de recursos naturales.

Uno de los procesos hidrológicos más sensibles por el cambio de uso de suelo es la infiltración Hudson, (1993), la cual es objeto de estudio de la presente investigación.

## **2.1. Bases técnicas del comportamiento hidrodinámico**

Horton en 1933 y 1940 (citado por Viramontes, 2000) propone un modelo de los escurrimientos, que es reconocido aún hoy en día por los hidrólogos. Plantea que los escurrimientos son generados por el exceso en la intensidad de la lluvia, y por la capacidad de infiltración del suelo (cuando la velocidad de la lluvia sobrepasa la capacidad de infiltración del suelo). El exceso del agua escurre sobre la superficie del suelo y el resto se infiltra recargando el suelo y las capas freáticas. Este tipo de escurrimiento se definió como “escurrimiento hortoniano”.

La explicación del comportamiento de los escurrimientos no fue aceptado del todo por los hidrólogos, debido a que en áreas más húmedas o con menor evapotranspiración, como en climas tropicales húmedos, ecuatoriales y templados, los suelos tienen en general una capacidad de infiltración que supera mucho la intensidad de la lluvia. De esta manera en 1960, Cappus, en Francia, presentó los principios de un tipo muy diferente de escurrimiento, debido a la saturación del suelo presentando fuertes tasas de infiltración. A este tipo de escurrimiento se le conoce como “escurrimiento por saturación del suelo” o escurrimiento cappusiano, o hewlettiano. Cappus y Hewlett (op cit). El decrecimiento de la capacidad de infiltración durante un evento lluvioso depende de la duración, frecuencia e intensidad de la lluvia, y de la evolución de reacción de una cuenca.

El concepto Hortoniano establece una visión vertical que no considera la influencia de otros elementos, en tanto Cappus y Hewlett postulan que en el movimiento del agua intervienen

diferentes factores como los ínterflujos en el subsuelo hasta las capas freáticas, sin embargo se consideran que los dos principios pueden ser complementarios.

La comprobación de que el escurrimiento de tipo hortoniano no podía ser universal, fue observar la existencia de avenidas rápidas sobre cuencas muy permeables o en áreas con abundante vegetación. Los hidrólogos de las regiones húmedas, comentan que aunque la vegetación es muy densa, puede existir un escurrimiento de superficie; sin embargo en tal caso la gran mayoría del agua filtra en el mantillo, lo que no impide que haya avenidas rápidas si debajo del mantillo se presenta una superficie impermeable (rocas ígneas, permafrost, etc.) o si el mantillo, es de un tipo con muy alta conductividad hidráulica. (Cosandey, 1992).

El concepto de superficie saturada contribuye a la variable que responde a un cuestionamiento de la proporción de aguas almacenadas y nuevos escurrimientos de avenida (Ambroise, 1986, Grésillon, 1994). Por el contrario este tipo de escurrimiento por saturación del suelo es más difícil y más escaso en las zonas áridas y semiáridas ya que las condiciones no son las mismas; ahí predominan las condiciones favorables al funcionamiento Hortoniano.

Ambroise en 1998 hace un análisis sobre el gasto de la infiltración y de los escurrimientos superficiales en áreas templadas, y revisa los factores y procesos tanto superficiales como subterráneos, que contribuyen a esos comportamientos hidrodinámicos, determinando que existen a todas escalas espacio temporal una gran variabilidad de aportes atmosféricos y de condiciones hídricas tanto en la superficie como en el subsuelo.

Un resultado fundamental de esa aproximación dinámica y sistémica por la génesis de afluentes, es que un mismo flujo puede ser generado por varios procesos, por escurrimientos recientes o de aguas almacenadas con calidades diferentes, y un mismo tipo de agua con varias salidas (camino) y en consecuencia la calidad del agua evoluciona durante todo el trayecto en una cuenca.

La aproximación a partir de cuencas comparativas y experimentales es el método más frecuentemente utilizado para estudiar el rol hidrológico de la cobertura vegetal.

Andreassian en 1997 hace un análisis de las cuencas experimentales como método de análisis y el impacto de la evolución de la cobertura vegetal sobre el comportamiento hidrológico; acepta que las cuencas experimentales son de utilidad excepcional y critica las características siguientes: el bajo número de cuencas, su costo elevado, el tamaño limitado y el tiempo. Además del propósito del cruce de las bases de datos hidrométricos, pluviométricos y de inventario forestal que enriquece el análisis del comportamiento hidrológico.

## **2.2. Antecedentes de escurrimientos e infiltración en otros tipos de ecosistemas.**

Los resultados de las cuantificaciones de escurrimientos en el desierto de Chihuahua en la parte baja de la RH 36, muestra que los suelos encostrados y de débil pendiente, son los de más fuerte escorrentía y los suelos de superficie rugosa sobre fuertes pendientes son los más infiltrantes (Janeau , 1992; Tarin, 1992; Viramontes, 1992).

Por otra parte los resultados de pruebas de infiltración son frecuentemente variables, en la agricultura, Mohanty *et al.*, 1994, aplicando prácticas culturales Corbishley, 1998 y Schipman, 1999. En superficies pedregosas Poesen y Lavee en 1994; Valentín, 1994, informan que juegan un rol importante sobre los escurrimientos y la infiltración, por un lado pueden impedir la infiltración, incrementar, favorecer o interceptar los escurrimientos. De manera general los cambios del medio tienen consecuencias en los procesos hidrológicos y una tendencia a una fuerte variabilidad, como lo muestran la mayoría de los resultados del análisis en la modificación de la cubierta vegetal a escala mundial que tiende a tener fuertes consecuencias sobre el funcionamiento hidrológico e inclusive impacto climático.

Los primeros ensayos para medir la infiltración se realizaron utilizando en anillo de Muntz, la medición consiste en observar la infiltración del agua en un dispositivo impermeable (Roche, 1963). El inconveniente de este método es que sobreestima la conductividad hidráulica. Wooding en 1968 conociendo el problema busca explicar un régimen de infiltración permanente que pueda analizar el flujo de agua en el suelo y se identifique como conductividad hidráulica.

El comportamiento hidrodinámico en los suelos es complejo y depende de varios factores, como la cobertura, tipo de asociación vegetal y la textura del suelo entre otros que serán analizados en los siguientes capítulos. Existen diversos métodos para estudiar la hidrodinámica en los suelos de los cuales esta investigación se interesó en los más prácticos y con bases físicas que serán presentados en el capítulo de materiales y métodos. De acuerdo a la literatura internacional, se observa que el papel que desempeña la vegetación

puede significar un impacto en la forma de la circulación del agua de lluvia en el bosque en términos de escurrimiento e infiltración. Este tema es uno de los puntos de interés de este trabajo de investigación, desarrollado durante los tres últimos años en la Sierra de la Candela en donde el sistema de aprovechamiento forestal ha generado en las últimas décadas cambios importantes en la cobertura y estructura de la vegetación.

### 3. Materiales y métodos

Para efecto de estudiar y analizar el comportamiento hidrodinámico del presente trabajo se consideró analizar los estados de superficie los cuales son definidos como “superficie elemental, y la yuxtaposición de varias o bien de un sistema de superficies elementales” (Viramontes, 2000). Casenave y Valentín (1989) definen a los estados de superficie como la superficie elemental del suelo, constituido por la superficie del suelo, la cobertura vegetal y la organización pedológica superficial, que tiende a modificarse por efectos de factores meteorológicos, faunísticos y antropogénicos.

Este componente del suelo se considera de suma importancia por el rol que juegan en la hidrodinámica, de una vertiente o de una cuenca y está determinado por la estructura de especies como su distribución en un ecosistema, lo que influye de manera importante en la infiltración y su comportamiento (Viramontes, 2000).

Se definieron los estados de superficie utilizando flexómetros, aplicando medidas lineales sobre el suelo y determinando las dimensiones longitudinales de los diferentes elementos que lo componen (suelo desnudo, pasto, vegetación herbácea, arena, gravilla, materia orgánica, etc.).

El estudio y conocimiento de la hidrodinámica considera la disponibilidad y contenido de agua en los suelos ( $\theta$ ) los cuales dependen de los aportes y pérdidas de agua. (Fórmula 1).

$\theta = S - I - G - D - ET$	(1)
-------------------------------	-----

donde:  $\Delta S = \text{Aportes} - \text{pérdidas}$ , donde los aportes son la precipitación (P) infiltración (I) + agua capilar (G) y las pérdidas, son el drenaje o percolación (D) y evapotranspiración (ET)

Las propiedades del suelo que influyen en la infiltración del suelo son la textura y las diferentes fases de los elementos que lo conforman. Estos son: la fase sólida que componen las partículas orgánicas y minerales; la fase líquida es el agua en solución en el suelo y la fase gaseosa es el aire contenido en el espacio poroso del suelo no ocupado por el agua.

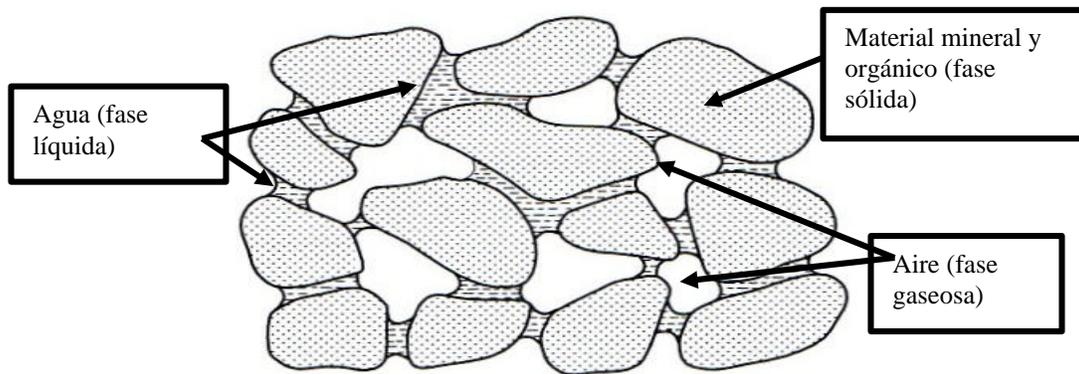


Figura 1. Propiedades del suelo (Domergue, 2006).

La fase líquida (agua) la cual está influido por las diferentes presiones que afectan el agua en el suelo, lo que influye en su movilidad (Fórmula 2).

$$h = \frac{P_{eau} - P_{atmos}}{P_{wg}} \quad (2)$$

donde: ( $P_{eau}$ ) presión del agua en el suelo, ( $P_{atmos}$ ) presión atmosférica y ( $P_{wg}$ ) aceleración gravitacional

El movimiento de un fluido en un medio poroso (suelo) lo describe la Ley de Darcy considerándolo mono direccional y vertical, donde el flujo de agua es proporcional al gradiente del potencial del agua (Fórmula 3).

$q = -K \frac{\partial H}{\partial z} \quad (3)$	(3)
--	-----

donde:  $q$  es el flujo del agua por unidad de superficie y tiempo (velocidad);  $K$  es la conductividad hidráulica que representa la capacidad de un suelo en la circulación del agua; y  $\frac{\partial H}{\partial z}$  es el gradiente hidráulico.

La textura del suelo participa de manera importante en la relación conductividad hidráulica ( $K$ ) - potencial matricial ( $h$ ). Además de que en un medio saturado la conductividad hidráulica tiene un valor mayor ( $h \geq 0$ ), mientras que en un medio no saturado la  $K$  varía en función del potencial matricial ( $h$  ( $h < 0$ )).

$K(h) = K_s \exp(\alpha h)$	(4)
-----------------------------	-----

donde:  $K(h)$  es la conductividad hidráulica dependiente del potencial matricial y  $\alpha h$  es la presión presente.

Para la presente investigación se realizaron 19 pruebas de infiltración en bosque denso (Paraje Ciénega de la Vaca), 12 en bosque semidenso (Parajes Preson Suizo (CIE 1, 2, La

Rosilla y Pito Real) y 26 en pastizal (Ciénega de la Vaca y Pito Real) empleando infiltrómetros TRIMS (Triple Ring Multiple Suction) (Figura 5). El principio del disco del infiltrómetro se basa en el fenómeno de la infiltración en el suelo en condiciones aximétricas en potencial negativo o nulo (succión) en la superficie del suelo. El infiltrómetro se compone de una base circular, en contacto con la superficie del suelo, sobre el cual está montado un depósito de alimentación de agua con un sistema de despresurización. El Vaso de Mariotte permite arreglar la presión de manera continua y no ser obstáculo del flujo, generalmente es importante porque se presenta durante la fase inicial del proceso.

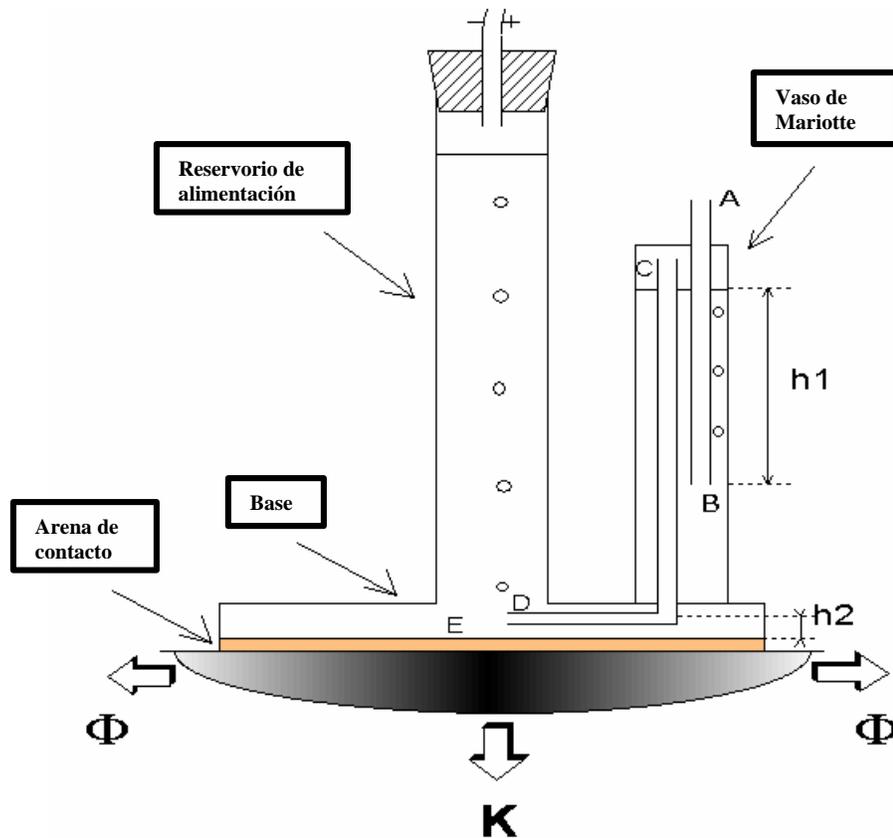


Figura 2. Esquema del infiltrómetro (Vandervere, 1995)

Una parte importantes es asegurar el contacto hidráulico entre el disco y el suelo, ya que la superficie es raramente plana, por lo que se coloca una capa de arena (10 micrones) sobre una base de madera, cubriendo la totalidad del disco.



Figura 3. Toma de datos en las pruebas de infiltración.

El proceso de medición de la infiltración como de la conductividad hidráulica ( $K$ ) a través del infiltrómetro está considerando el efecto de la presión atmosférica ( $P_A$  relacionada con la Fórmula 2), regulándose a través del conducto formado por A y B (vaso de Mariotte), siendo está idéntica a la que se presenta en C y D, proceso que regula la presión de salida del agua en E (base del instrumento).

$P_E = P_A + \gamma_w(h_2 - h_1)$	(5)
-----------------------------------	-----

donde:  $P_E$  es la presión del infiltrómetro,  $P_A$  es la presión atmosférica regulada por la succión aplicada,  $\gamma_w$  es la aceleración gravitacional y  $(h_2 - h_1)$  es la presión negativa o succión aplicada al infiltrómetro.

Las diferentes presiones aplicadas al infiltrómetro se regulan manteniendo una variación en la altura del agua (vaso de Mariotte), la cual es negativa si  $h_1$  es superior a  $h_2$  (presión negativa o succión) para efecto de la investigación se aplicaron diferentes succiones o presiones negativas de -100, -70, -60, -40, -30, -15 y -10.

$h_0 ? h_2 ? h_1$	(6)
-------------------	-----

donde:  $h_0$  es presión del infiltrómetro,  $h_2 ? h_1$  es el diferencial de presiones (succiones).

La utilización del infiltrómetro TRIMS radica en simular el comportamiento de la lluvia, debido a que conforme la humedad va saturando el suelo la infiltración como conductividad hidráulica se va modificando aumentando los valores de ambos hasta mantenerse constantes.

Existen dos procedimientos para la medición de la infiltración: el multiradios en el que se utilizan dos o tres infiltrómetros con medida de radios diferentes (4, 9, 12.3 cm., de diámetro) por el presente estudio se utilizaron los resultados del infiltrómetro de 12.5 cm., y el multipotencial que supone un segundo punto de medida, consiste en aplicar presiones negativas o succión (-100,-70,-40,-30,-15,-10) (Domergue, 2006) el cual se va modificando de acuerdo al comportamiento del flujo de agua (si no hay variación se aplica el cambio de succión) el proceso del infiltrómetro simula el movimiento del agua en el suelo, de tal forma que el suelo active primero los microporos en un inicio, para después variando la succión, los macroporos permitan el flujo del agua, la idea esencial es efectuar dos o más medidas sucesivas de los flujos a diferentes potenciales de presión y visualizar el

comportamiento. El método multipotencial (Ankeny, 1991) propone calcular la conductividad del flujo de infiltración en un régimen permanente a diversas presiones.

$$h_o = \frac{K_o}{K_i} \left( \frac{h_o}{h_i} \right)^2 \quad (7)$$

donde:  $h_o$  potencial de escurrimiento a saturación de humedad y  $K$  es la conductividad hidráulica.

Donde: la  $K_i \ll K_o$  si el suelo esta seco para un potencial  $h_o$ .

### 3.1. Datos físicos de los sitios experimentales

Sobre todas las pruebas de infiltración, se efectuó una caracterización de diferentes parámetros físicos, extrayendo muestras de suelos para su análisis en laboratorio con la finalidad de identificar o reconocer cuales factores o elementos del suelo influyen determinantemente sobre la infiltración y conductividad hidráulica. Se sigue un protocolo de medida riguroso, lo que permite tener un banco de datos homogéneos de la zona de estudio. Así como la medida de componentes de la superficie del suelo (grava y piedra) tipología de la superficie del suelo.

Tabla 1. Datos físicos del área de estudio y métodos de medición.

Parametros fisicos	Unidad	Método
Pendiente	%	Clisímetro
Cobertura vegetal	%	Número de árboles por hectárea.
Estado de superficie	%	Medición lineal con flexómetro.
Suelo		
Densidad aparente	g/cm <sup>2</sup>	Piscina
Textura	%	Bouyoucus

La pendiente se determinó con el clisímetro en porcentaje (%); la cobertura vegetal se definió a través de la densidad arbórea utilizando la clasificación de Treviño (2001).

Las toma de datos se obtuvieron de una superficie que se ubica en el paraje Ciénega de la Vaca, que corresponde al bosque denso y en el cual se aplica el Método de Desarrollo Silvícola y otra área en el paraje Preson Suizo ubicado en el bosque semidenso el cual es manejado bajo la prescripción del Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares.

La densidad aparente se obtuvo a través del método de la piscina, la cual consiste en llenar el espacio de suelo con agua, que ocupaba la muestra extraída del suelo, para llevar a cabo la prueba de textura; la textura se determinó a través de la prueba de Bouyoucus y la materia orgánica en porcentaje por el procedimiento Walkley Black.

Descroix (2003) menciona el papel importante de la vegetación y la materia orgánica en los procesos hidrológicos, ya que se ha demostrado que son más eficientes que las plantas anuales y los pastos. Cosandey (2000) establece que la vegetación y el tipo de suelo (granulometría) y elementos que lo conforman juegan un papel muy relevante en los escurrimientos y la infiltración.

Los escurrimientos superficiales de agua son afectados por el tipo de vegetación, (interceptando o captando), y por los suelos a través de sus propiedades físico-químicas (textura, estructura, porosidad, materia orgánica) lo cual interviene en su capacidad hidráulicas (de almacenaje, conductividad hídrica, infiltración, etc.) y que está directamente relacionada con sus propiedades. Esto interviene en el flujo de agua la que puede tener

varias vías y posibilidades de salida, y que responden a formas diversas de tiempo y del espacio.

La zona de estudio es una zona montañosa con vegetación que interviene de manera importante en los escurrimientos y características de la infiltración, en lo cual se centra la presente investigación.

## 4. Resultados y discusión

### 4.1. Estados de superficie y conductividad hidráulica.

Los resultados de las numerosas pruebas de infiltración y observación del estado de superficie del suelo en las tres clases de bosque y en el pastizal, se resumen en la tabla 7 en donde además se indican el número de veces que se efectúan, el rango de de la pendiente del terreno, las principales características de la superficie del suelo (rangos de presencia de mantillo, de herbáceas, pasto y rocas) así como el rango de conductividad hidráulica ( $K$ ) promedio de las diferentes succiones de cada prueba,

Tabla 2. Valores de conductividad hidráulica en los diferentes tipos de bosques y pastizal.

Tipo de bosque o área	Lugar	N° pruebas Multipotencial	$K$ (mm/h)	% pendiente	% Litter (mantillo)	% herbáceas, pasto y rocas.
Bosque denso	Ciénega Vaca	19	41 a 61	5 a 9	80 a 100	20
Bosque semidenso	Preson Suizo, Rosilla y Pito Real	24	4 a 48	7 a 20	50 a 80	20 a 50
Bosque abierto.	Pilitas, el Cura	18	4 a 22	7 al 20	30 al 50	50 a 70
Pastizal	Ciénega de la Vaca	26	41 a 166	0	0	100

En el bosque denso ubicado, en el paraje Ciénega de la Vaca se realizaron 19 pruebas de infiltración presentando una conductividad hidráulica ( $K$ ) dentro del rango de 41 a 61 mm/h. El área en mención presenta una pendiente menor del 10%, y un estado de superficie donde predomina el litter o mantillo.

Con respecto al bosque semidenso área que se ubica en los parajes Preson Suizo, la Rosilla y Pito Real se llevaron a cabo 24 pruebas de infiltración obteniendo una conductividad hidráulica del suelo menor que la encontrada en el bosque denso, con valores en el rango de 4 a 48 mm/h, con pendientes de 7 a 20% y una mayor variabilidad de estados de superficie.

Observando las características y los resultados de  $K$  del bosque denso y semidenso se puede inferir que la variación de las características de elementos de los estados de superficie, la densidad y tipo de estructura o asociación vegetal son los factores que determinan la variación de la hidrodinámica en los suelos. Con relación al bosque abierto (parajes de Pilitas y el Cura) se aplicaron 18 pruebas de infiltración, presentando valores de conductividad hidráulica dentro del rango de 4 a 22 mm/h y una mayor variación en los estados de superficie, tipos de asociación vegetal y densidad de la misma.

Respecto al área de pastizal en el paraje Ciénega de la Vaca se realizaron 26 pruebas de infiltración obteniendo valores de  $K$  mayores que los antes mencionados además de que su comportamiento es diferente como se explicará más adelante.

#### **4.2. Bosque denso**

La prueba de infiltración representada en la Figura 7, realizada en el paraje de Ciénega de la Vaca (área considerada como bosque denso), presentó una conductividad hidráulica ( $K$ ) de 61 mm/h con un estado de superficie donde predomina el litter, una densidad aparente del suelo de  $1.035 \text{ g/cm}^3$  y una textura franco-arenosa.

El flujo hidráulico de esta área se ejemplifica en la Figura 7 para lo cual se utilizaron infiltrómetros de 12.5 cm. de radio.

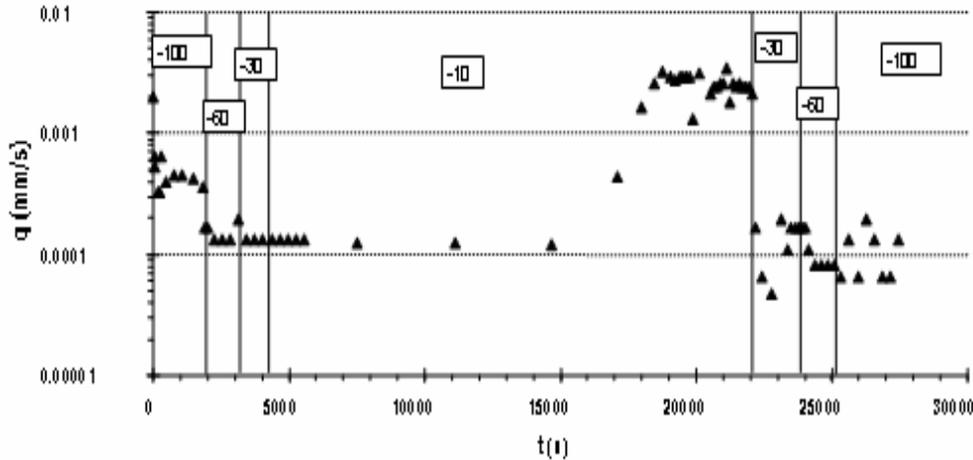


Figura 4. Comportamiento de flujo hidráulico en el paraje Ciénega de la Vaca.

En la gráfica anterior se muestra el comportamiento de la conductividad hidráulica en una prueba de infiltración con TRIMS (Triple Ring Infiltrometer Multiple Suction, por sus siglas en inglés) en el Paraje Ciénega de la Vaca, que corresponde a un área de bosque denso. En el eje de las abscisas se representa el flujo del agua en mm/s y en el eje de las ordenadas el tiempo en segundos. En la primera fase de la prueba se observa que el flujo del agua es importante pero decae rápidamente al irse humectando el suelo (medio no saturado en agua). La succión aplicada al inicio de -100 mm respecto a la fuerza de gravedad, hace que la humectación inicial del suelo esté a cargo de los poros de menor tamaño (microporosidad del suelo). La gráfica muestra tanto un ligero incremento como decremento en el flujo de la infiltración durante esta succión que dura 30 minutos. Al cambiar de succión a -60 mm los poros de tamaño medio entran en funcionamiento pero el flujo de infiltración desciende bruscamente como si el medio fuera repelente al agua y se mantiene en valores casi sin variación, no obstante que se haga variar la succión necesaria para el vaciado del agua del aparato. Este comportamiento repelente o hidrófobo del suelo se presenta principalmente cuando el suelo está seco dándole una propiedad aislante por un

determinado tiempo. En la prueba se observa que al término de 4 horas sin modificación, el flujo de infiltración se activa sin haber cambiado la succión de -10 mm y aumenta hasta mantenerse en valores casi constantes por espacio de varios minutos. En este punto la superficie del suelo está bien hidratada y muestra un comportamiento hidrófilo que permite la infiltración con un flujo casi regular.

Después de alcanzar una cierta estabilidad en el flujo, se llevó a cabo una segunda fase de la prueba al incrementar de nuevo la succión para conocer si el comportamiento del flujo es similar en condiciones de saturación, encontrándose que, en efecto, el flujo disminuye al incrementarse la succión pero no muestra los mismos valores observados en la primera fase de la prueba cuando el suelo está seco y repelente al agua. Esta prueba permitió conocer el comportamiento hidrófobo de esta superficie de suelo y medir su conductividad hidráulica bajo condiciones de saturación en agua.

Los valores del flujo del agua obtenidos en las pruebas de infiltración a diferentes succiones (Tabla 3), permitieron visualizar la capacidad de los poros en la conductividad hidráulica. Para el bosque denso los macroporos del suelo presentaron una alta conductividad hidráulica en un medio saturado, aplicando la menor succión (-10 mm); para el caso de los poros de menor tamaño y microporos no mostraron una variación significativa en el flujo del agua, se mantuvo estable en succiones mayores (-30, -60 y -100 mm).

Tabla 3. Valores del flujo a diferentes succiones.

Succión (mm)	-100	-60	-30	-10	-30	-60	-100
Q final (mm/s)	4.77E-04	1.39E-04	1.31E-04	2.53E-03	1.59E-04	8.72E-05	9.82E-05
mm/h	1.71	.47	.47	9.10	.57	.31	.35

Como se observa en los datos de la Tabla 3, los valores del flujo del agua a diferentes succiones (entre -100 a -10 mm) van incrementando a medida que disminuye la succión aplicada.

La predominancia del Litter y la densidad del arbolado presente en estas superficies determinan las propiedades hidrodinámicas en los suelos.

Se realizaron otras pruebas de infiltración con radio de 4 y 9 cm, en áreas de bosque denso mostrando un similar comportamiento en cuanto al flujo de agua ( $q$ ). Anexo 1

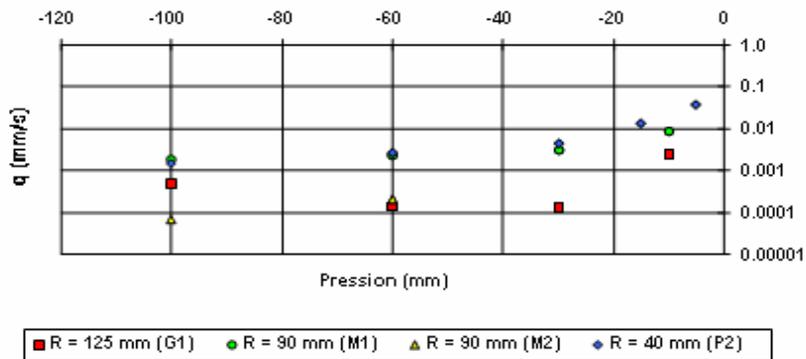


Figura 5. Comportamiento de la conductividad hidráulica a diferentes depresiones y con diámetros variables.

En la figura 8 se observa el comportamiento de la conductividad hidráulica utilizando infiltrómetros (TRIMS) a diferentes succiones en diferentes radios de base. De manera general se puede expresar que los infiltrómetros presentan un comportamiento similar en cuanto al flujo de agua en el suelo, sin embargo es más lento este en los radios de 12.5 cm,

que en los infiltrómetros de radios menores (4 y 9 cm.) los cuales responden más rápido al cambio de succión incrementando los valores de conductividad hidráulica.

### 4.3. Bosque semidenso

El paraje del Preson Suizo, una de las áreas ubicadas como bosque semidenso presentó una conductividad hidráulica ( $K$ ) de 41 mm/h con un estado de superficie donde predomina el litter, pero con una menor cobertura vegetal que el bosque denso, una densidad aparente del suelo de  $1.035 \text{ g/cm}^3$ , una textura franco-arenosa. Se resalta en este caso la presencia y dominancia de litter de esta área (como el bosque denso) y la presencia de rastros de pastoreo en la superficie.

De la misma manera que en el área de bosque denso, el comportamiento de la infiltración se mantiene baja en los primeros minutos, manteniendo el suelo un estado hidrófobo, hasta aplicar succiones menores que en algunos caso reaccionan y promueve mayores valores de conductividad hidráulica, lo que se puede observar en la Figura 9.

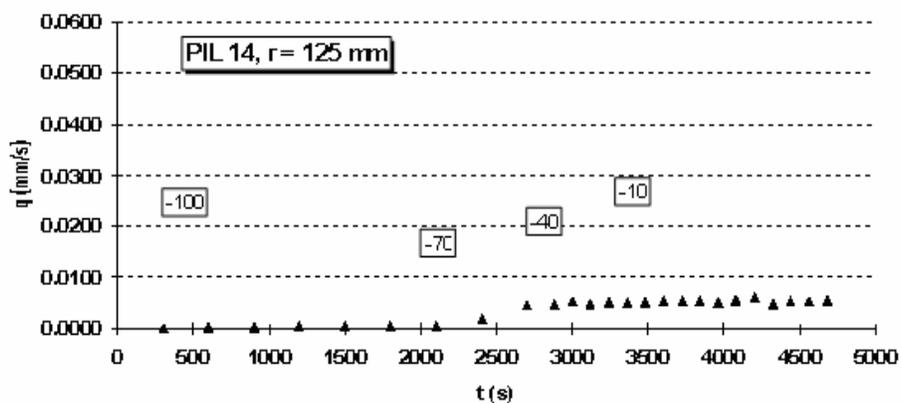


Figura 6. Comportamiento hidrodinámico a diferentes depresiones en el Paraje Preson Suizo (CIE 1, Mutipotencial).

El comportamiento de la conductividad hidráulica (Figura 9) para esta superficie presenta algunas similitudes que en el área de bosque denso: al inicio los valores del flujo del agua son bajos aplicando una succión de -100 y -70 mm (suelo hidrófobo), después aumenta el flujo de la infiltración al cambiar la succión a -40, manteniéndose los valores sin variación aún modificando la succión a -10 mm permaneciendo esta situación hasta por 20 minutos. Se observa en las pruebas realizadas en el bosque semidenso que la conductividad hidráulica se modifica e incrementa un poco más rápido al aplicar una succión menor (-40) en comparación del bosque denso debido a que se lleva más tiempo de reacción al cambio de succión.

En esta área la densidad de vegetación es diferente con relación al bosque denso sin embargo los estados de superficie son parecidos, presenta una capa de materia orgánica más delgada, esta situación propone la diferencia entre los valores de conductividad en los dos tipos de bosques. En el anexo 5, se adjunta gráfica del comportamiento de la lámina de infiltración de esta prueba.

Se llevó a cabo otra prueba aledaña a este sitio presentando valores de conductividad hidráulica iguales, así como los estados de superficie, encontrándose solo como diferencia una más lenta reacción al flujo de agua, ya que presentó esa área rastros de pastoreo. En el anexo 6, se incluye la figura correspondiente.

Otra superficie considerada como bosque semidenso por sus características en vegetación es el paraje La Rosilla, las pruebas realizadas (ROS 1 y 2) mostrando algunas variaciones. La variación importante en esta área fue principalmente los estados de superficie.

Para el paraje La Rosilla (1) mostró una variación importante en los valores de conductividad hidráulica (Figura 10), en este caso se observa que al inicio de la prueba tiene el mismo comportamiento que las aplicadas del bosque denso.

Los estados de superficie del suelo para este sitio presentan una variación importante en los siguientes elementos: gramíneas y herbáceas 10%, suelo desnudo y encostramiento 20%, litter 30%, arena, gravilla y rocas 33% y roca madre 6%.

La conductividad para este sitio fue de 26 mm/h. El estado de superficie en esta área es muy variable a diferencia de los anteriores, presentando una densidad aparente del suelo y textura similar a la del sitio ROS 2 (una densidad aparente del suelo de  $1.035 \text{ g/cm}^3$  y una textura franco-arenosa). La vegetación sigue siendo baja en densidad dentro del rango de bosque semidenso. Presentó una pendiente de 8%, observándose una alteración importante por la presencia de ganado, explicándose con ello los estados de superficie.

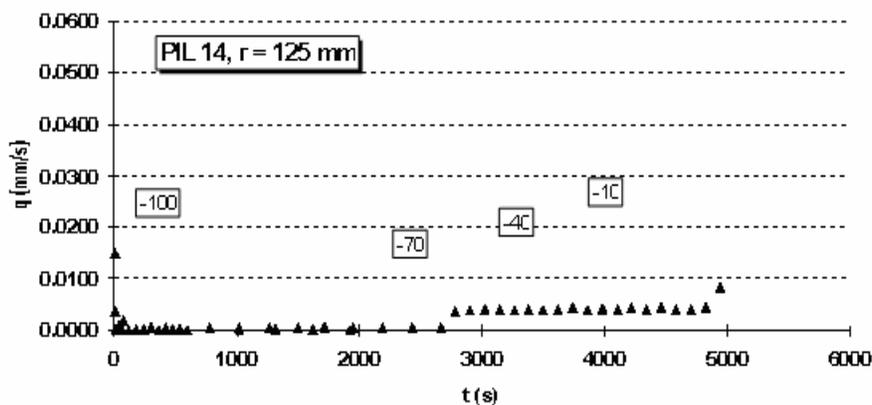


Figura 7. Comportamiento del flujo hidráulico en el paraje La Rosilla 1 (ROS1).

El flujo del agua en esta área presenta similitudes al bosque denso al inicio el comportamiento es igual que los anteriores, es decir disminuye y se mantienen sin variación; al modificar la succión a -70 mm se incrementa el flujo de agua y se estabiliza manteniéndose este igual en las succiones de -40 y -10 mm, esta situación no cambia hasta después de media hora de aplicada la menor succión (Figura 10).

La conductividad hidráulica en esta área se encuentra en los valores medios del bosque semidenso determinada ésta por la densidad de la vegetación y los estados de superficie, siendo esto la diferencia con el bosque denso. Se adjunta gráfica de lámina de infiltración de esta prueba en el anexo 8.

La conductividad  $K$  de la Rosilla (2) fue de 49 mm/h, el comportamiento al inició de la prueba es similar al sitio anterior (suelo hidrófobo), sin embargo después presenta variaciones en el flujo del agua (Figura 11). En este sitio la densidad el suelo y la textura son similares al sitio anterior.

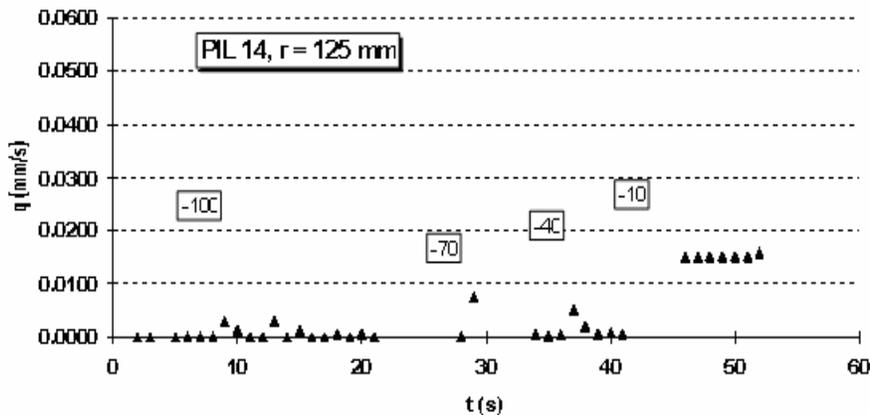


Figura 8. Comportamiento del flujo hidráulico en el paraje La Rosilla (ROS 2).

La conductividad hidráulica en la Rosilla muestra algunas similitudes con las anteriores pruebas (Figura 8); en una succión de -100 mm., presenta valores bajos y sin variación; al

modificarla a -70 mm. se incrementa el flujo de agua para después decrecer en pocos minutos, se disminuye la succión a -40 mm. y se observa una variación de incremento y decremento estabilizándose al final; al cambiar a -10 mm. se incrementa de manera importante el flujo de agua y se mantiene constante. La diferencia que se marca en esta prueba es la variación en las succiones de -70 y -40, además de que en esta superficie se obtuvo el valor más alto de conductividad hidráulica para bosque semidenso.

En el anexo 9 se ilustra la gráfica de la lámina de infiltración de esta prueba.

Se presentan en el anexo 10 y 11 dos pruebas más realizadas en bosque abierto, mostrando variabilidad en el comportamiento, para realizar una comparación con el bosque denso y semidenso.

La tabla 6 muestra los valores de conductividad hidráulica ( $K$ ) en los sitios en donde se desarrollaron las pruebas de infiltración para bosque semidenso en el cual se aplica el Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI) .

Se presentan los valores para diferentes succiones con infiltrómetros (multipotencial y multirradios) y con cilindros.

Tabla 4. Valores de conductividad hidráulica para bosque semidenso multipotencial y con cilindros.

	K Mm/h	K TRIMS					K cilindros		
		MR (- 10 mm)	MP				cyl1	cyl2	cyl3
	Sitio		- 100 mm	-70 mm	-40 mm	-10 mm			
Bosque semidenso	CIE1	41.25	0.003	0.56	1.11	18.4	227.2	576	341.7
	PIT1	32.82	1.34	2.15	4.81	11.59	228	176	98.8
	PIT1- 2		2.04	3.1	4.95	8.44			
	PIT2	48.99	0.3	0.36	0.66	9.1	88.3	92.9	99.8
	PIT2- 2		3.7	6.52	9.68	32.79			
	PIT3	3.73	0.11	0.12	1.88	11.05	182	367.6	168.9
	PIT3- 2		1.02	2.21	5.72	14.81			
	ROS1	21.54	5.22	7.24	10.82	18.56	105.3	103.5	
	ROS1- 2		9.51	15.03	22.19	26.37			
	ROS2	7.18	0.49	0.8	1.13	13.6	4525	4004	
	ROS2- 2		0.1	0.43	1.66	48.83			

Se muestra en la Tabla 4 la variabilidad en los valores de la conductividad hidráulica, tanto en los TRIMS como en los cilindros, observándose que la variabilidad se presenta por la diferencia de la densidad de vegetación y los estados de superficie.

#### 4.4. Pruebas en áreas de pastizales

La conductividad hidráulica ( $K$ ) en áreas de pastizal se considera como referencia para comparar el comportamiento en los diferentes tipos de asociación vegetal.

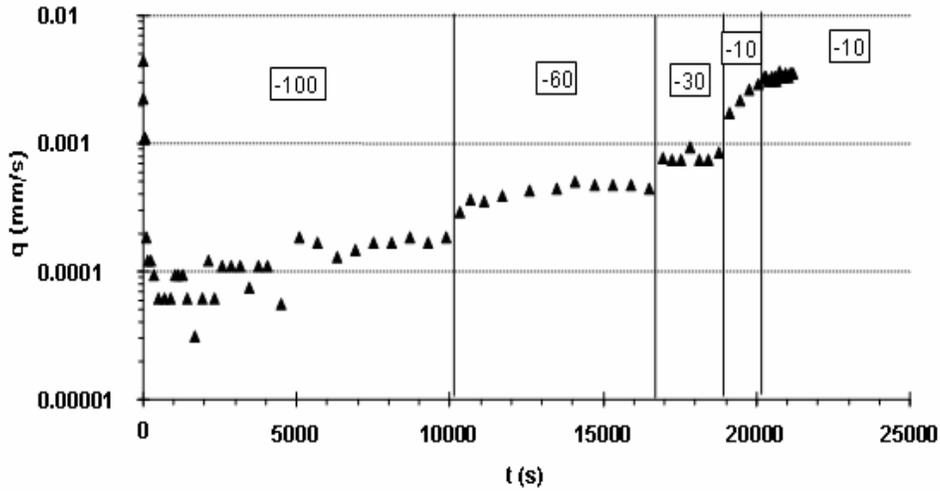


Figura 9. Comportamiento del Flujo hidráulico en pastizal en el paraje Ciénega de la Vaca.

A diferencia de las áreas de bosque denso, semidenso y abierto, las áreas de pastizal presentan una diferencia significativa en la conductividad hidráulica (Figura 9). Solo al inicio se observa una disminución de la conductividad hidráulica como en todas las pruebas realizadas. Las diferentes succiones aplicadas en el área de pastizal desde -100 hasta -10 presentan el mismo comportamiento, en cada una de ellas se va incrementando el flujo y se elevan los valores de conductividad hidráulica. En estas pruebas se puede señalar que los diferentes tamaños de poros se activan paulatinamente al ir aplicando menores succiones.

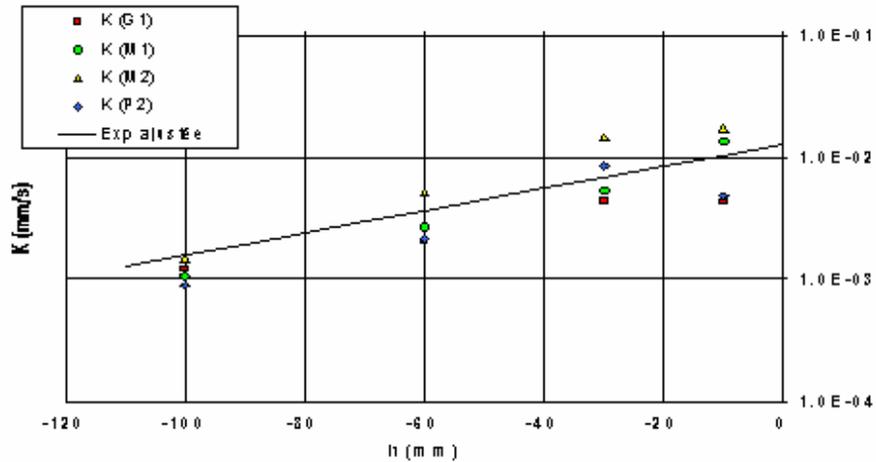


Figura 10. Comportamiento de la conductividad hidráulica en pastizal con TRIMS de diferente radio.

El comportamiento de la conductividad hidráulica ( $K$ ) en radios de 9 cm., para pastizal presentaron regularmente un incremento en el cambio de succión, no así en el radio grande (12.5 cm) y el pequeño (4 cm) que en menores succiones se mantienen sin cambio (Figura 10). Las pruebas de pastizal se realizaron en áreas de Ciénega de la Vaca.

En el anexo 7, se ilustran las gráficas de conductividad hidráulica aplicando diferentes succiones en el área de pastizal.

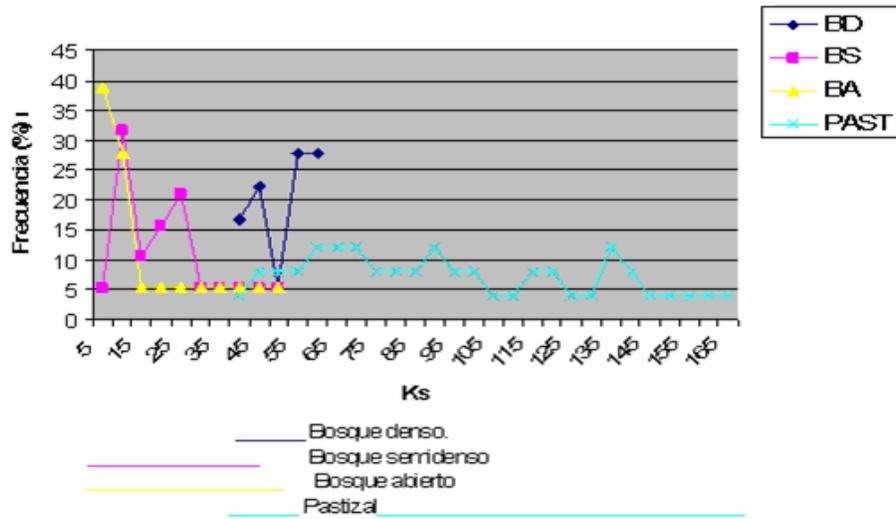


Figura 11. Distribución de los valores de conductividad hidráulica en los diferentes tipos de vegetación.

En la Figura 11 se pueden observar la frecuencia y los valores de la conductividad hidráulica en los diferentes tipos de bosques. El bosque denso presenta el 55% en los valores de 60 y 65 mm/h a diferencia del bosque semidenso que tiene un 32% en 10 mm/h y un 21% en 25 mm/h; el 68% de flujo de agua en bosque abierto se encuentra en los valores de 5 y 10 mm/h, finalmente el área de pastizal presenta un amplio rango de valores de  $K_s$ . Lo anterior muestra la variabilidad tanto dentro de los diferentes tipos de bosques como con el pastizal.

Se presentan en el anexo 8 diferentes resultados de pruebas realizadas con TRIMS y cilindros tanto en bosque denso como en bosque semidenso y abierto, con la finalidad de visualizar lo complejo de la variabilidad en la conductividad hidráulica.

Los diferentes tipos de asociación vegetal establecen características específicas en los suelos, creando propiedades físicas y químicas particulares, las cuales intervienen en la capacidad de infiltración y conductividad hidráulica del mismo. Esto significa que cualquier modificación de la estructura invariablemente tendrá implicaciones en la hidrodinámica en los suelos.

## 5. Conclusiones

Los diferentes sistemas de manejo utilizados han modificado la estructura de las especies y su distribución, además del sobrepastoreo, lo cual ha promovido una mayor variación en la densidad como en la composición vegetal. De ahí que se establezcan diferentes clases de asociación vegetal, generando diferentes y muy diversos estados de superficie.

Esta situación ha promovido una gran variabilidad en el comportamiento de la conductividad hidráulica tanto en el bosque denso, semidenso como en el bosque abierto.

Al desarrollarse una modificación en los elementos que integran a los suelos, por efecto de la disminución de la densidad de la vegetación, se afecta directamente la capacidad de infiltración y/o conductividad hidráulica, debido a que disminuye la acumulación de litter (mantillo), la disminución de este elemento, permite un incremento en el escurrimiento superficial, impactando fuertemente en una disminución en la cantidad de agua para su infiltración. Todo esto se refleja en una disminución de la corriente de base y un incremento en el escurrimiento de avenida.

De esta manera el bosque denso con predominancia de mantillo y una mayor densidad vegetal presenta mayor retención de agua y por ende, los mayores valores de conductividad hidráulica. En el bosque semidenso se obtuvieron valores menores de K en comparación del bosque denso, promovido por la variación de los estados de superficie ya que se presentaron otros elementos como el pasto y algunas herbáceas.

El comparativo de conductividad hidráulica con el bosque abierto muestra una diferencia significativa en todos los aspectos, en densidad vegetal, en una mayor variación de estados de superficie, repercutiendo en una variabilidad de conductividad hidráulica.

Los bosques densos son una fuente importante de agua, debido a que almacenan mayor cantidad, y se va liberando gradualmente, manteniendo las corrientes de base en época de estiaje.

La modificación de un bosque denso a un bosque semidenso conlleva la pérdida de un importante volumen de agua para el área modificada. De acuerdo a un análisis de medias entre los resultados de conductividad hidráulica de los diferentes tipos de bosques se observa una gran variación entre el bosque denso y el semidenso ( $t = 20.$ ,  $p = 1.5 \text{ E-}6$ ), y entre el bosque semidenso y el abierto ( $t = 2.05.$ ,  $p = 0.030$ ). Estos resultados permiten asumir de manera simplificada y teniendo en cuenta el enorme rango de variación, que si el valor promedio de infiltración del bosque denso es de 51 mm/h y el de bosque semidenso 19 mm/h, se estaría presumiendo una variación de 32 mm/h, lo cual representa en una hectárea  $320 \text{ m}^3$  de agua, en este sentido, esta variación, es igual a  $4' 828, 744 \text{ m}^3$  que el bosque denso ha dejado de captar o almacenar por la pérdida de densidad vegetal y tipos de asociación vegetal.

La presencia de una abundante capa de materia orgánica y una alta densidad de arbolado en esta área son factores y condiciones que contribuyen a que el suelo presente una mayor conductividad hidráulica que las áreas de bosque semidenso y abierto. Aunado a lo anterior la densidad del suelo de esta superficie es baja, por lo que la porosidad es importante en el comportamiento del flujo del agua.

Se puede concluir finalmente que el cambio de bosque denso a bosque semidenso a modificado la estructura vegetal la cual estableció estados de superficie específicos que han promovido una variabilidad en la capacidad de infiltración y conductividad hidráulica.

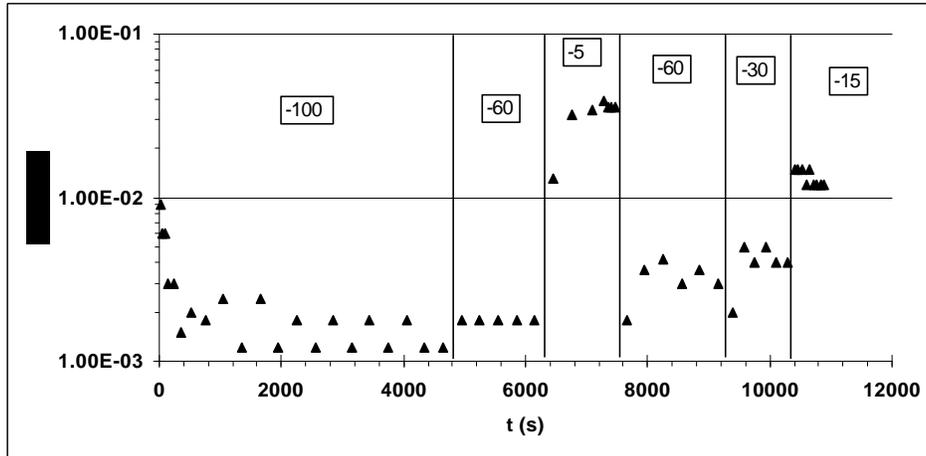
Es necesario recuperar las áreas forestales afectadas por las diferentes actividades, principalmente donde predomina el género *Pinus*. Considerar los bosques dentro del concepto de productividad sustentable, a través de la aplicación de los diferentes sistemas de manejo fomentando primordialmente el desarrollo del recurso forestal. Debido a la pérdida de superficie del bosque denso y semidenso es importante disminuir los volúmenes de aprovechamiento en estas áreas y recuperar el uso original del suelo a través del fomento, protección de la vegetación endémica. Establecer áreas para promover la regeneración natural de la vegetación con diversos fines, protección y recuperación del suelo, hábitat de fauna silvestre, incremento de la capacidad de agua, etc., disminuir la pérdida de sedimentos, con la finalidad de mantener o mejorar las propiedades hidrodinámicas de los suelos.

Es importante continuar con este tipo de estudios con un mayor número de pruebas de infiltración en área de bosque denso y semidenso para definir si existen otros parámetros no considerados en este estudio.

## 6. ANEXOS

### 6.1. Bosque denso.

Anexo 6.1.1. Comportamiento de la K hidráulica con infiltrómetros de 4 cm., de diámetro en Ciénega de la Vaca (bosque denso).



El anexo 6.1.1 muestra el comportamiento de la conductividad hidráulica con relación al tiempo a diferente succión, utilizando un infiltrómetro con un radio de 4 cm. De igual forma para esta prueba se realizaron dos fases de cambios en la succión aplicada. Al inicio de la primer fase, en que se aplica una succión de -100 mm, se observa una disminución de los valores del flujo del agua en los primeros minutos, manteniéndose así durante 1 hora y 20 minutos aproximadamente, al modificar la succión a -60 mm el flujo de agua se comporta como en la anterior succión por un lapso de 1 hora. Al modificar la succión a -5 mm, el flujo se incrementa súbitamente y se mantiene en valores elevados de conductividad hidráulica. En la segunda fase se aplicaron como en la anterior prueba diferentes succiones (-60, -30, -15 mm) observando que la conductividad hidráulica responde, de igual forma,

más rápidamente al cambio de succión, y presenta diferentes valores de flujo de agua con relación a baja humedad del suelo.

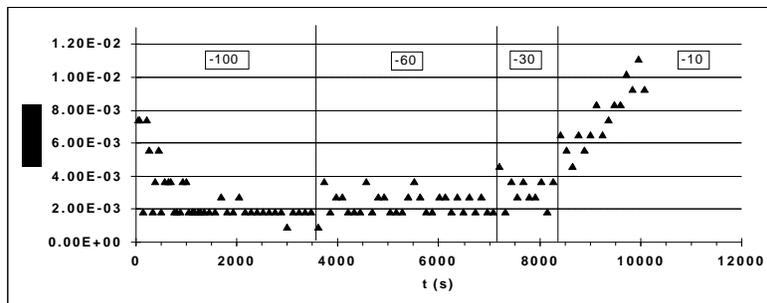
La variación encontrada entre esta prueba y la anterior es el tiempo requerido para alcanzar valores superiores de conductividad hidráulica, y la reacción del flujo del agua a una succión menor (-5).

Anexo 6.1.2. Valores de flujo de agua a succión variada utilizando infiltrómetros con diámetro de 4 cm.

Succión (mm)	-100	-60	-5	-60	-30	-15
q final (mm/s)	1.46E-03	1.80E-03	3.63E-02	3.48E-03	4.40E-03	1.33E-02
mm/h	5.25	6.48	130	12.5	15.8	47.8

El anexo 6.1.2 presentan los valores de conductividad hidráulica obtenidos de las mediciones con infiltrómetros de radio de 4 cm., a diferentes succiones, muestra ciertas similitudes con la prueba anterior, la K se incrementa conforme disminuye la succión; la diferencia es que los valores obtenidos en esta prueba son significativamente mayores en cada una de las succiones en las dos fases en comparación con la prueba anterior, además de que en este caso al aplicar una succión menor (-5) reacciona inmediatamente la conductividad hidráulica a valores mayores.

Anexo 6.1.3. Comportamiento de la conductividad con infiltrómetro de diámetro 9 cm., paraje Ciénega de la Vaca.



El anexo 6.1.3 muestra de igual forma que las anteriores, el comportamiento del flujo de agua a diferentes succiones en relación con el tiempo expresado en segundos, utilizando infiltrómetros con radio de 9 cm. El comportamiento del flujo hidráulico, aplicando una succión de -100 mm, en los primeros minutos decrece, hasta mantenerse estable aproximadamente por una hora, después se modifica la succión a -60 mm visualizándose una variabilidad en los valores del flujo de agua, de igual forma al mantenerse este comportamiento estable por 1 hora, se cambia la succión a -30 mm sin presentar cambio en los valores de conductividad hidráulica por media hora, después de lo cual se inicia un cambio gradual del flujo de agua al modificar la succión a -10 mm. modificada.

Las pruebas realizadas con infiltrómetros de radios de 4 y 9 cm., presentaron un comportamiento relativamente similar, es decir un decremento en los valores de conductividad hidráulica en el inicio de la prueba, después se presenta un estado hidrófobo aplicando varias succiones para finalmente al aplicar una menor succión incrementarse inmediatamente de manera gradual el flujo de agua. La diferencia con las pruebas realizadas con radios de 12.5 cm., es que no hay un reacción del flujo de agua al cambio de succión, esta se presenta hasta que el suelo se ha saturado de humedad.

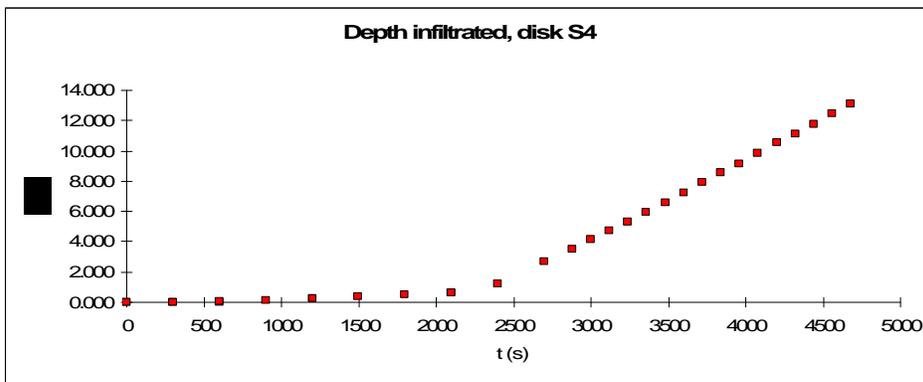
Anexo 6.1.4. Tabla de valores de la conductividad a diferentes succiones con infiltrómetro de radio de 9 cm (Ciénega de la Vaca bosque denso).

Succión (mm)	-100	-60	-30	-10
q final (mm/s)	1.76E-03	2.32E-03	2.96E-03	8.74E-03
mm/h	6.3	8.3	10.6	31.4

El anexo 6.1.4 muestra los valores de conductividad hidráulica a diferente succión utilizando infiltrómetros de 9 cm. de radio, los valores obtenidos en esta prueba son similares a la prueba anterior, pero de la misma forma mayores a los obtenidos en las pruebas de radios de 12.5 cm.

## 6.2. Bosque semidenso.

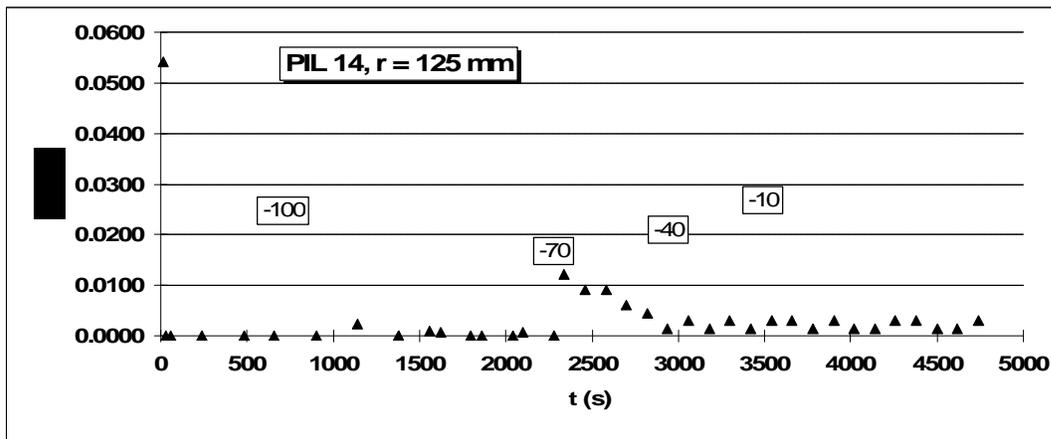
Anexo 6.2.1. Comportamiento de la infiltración en sitio CIE 1 Preson Suizo.



La relación observada en la gráfica anterior (Anexo 6.2.1), entre la lamina infiltrada con respecto al tiempo, muestra ciertas similitudes con el comportamiento de la infiltración del bosque denso, transcurre un tiempo de estabilización del agua, para después conforme se modifica la succión y la humedad del medio, la conductividad se va incrementando, diferenciándose que esta reacciona rápidamente al aplicar una succión menor (-40 mm). Los valores obtenidos de conductividad hidráulica, en esta superficie y todas las áreas catalogadas como bosque semidenso, fueron menores que los encontrados en el bosque denso.

La prueba siguiente se llevó a cabo en un área aledaña (CIE 1 Preson Suizo 1) a la anterior presentando características similares de estados de superficie, densidad de suelo y porosidad, así como en valor de la conductividad, pero con indicios de alteraciones en los suelos por ganado, con la finalidad de identificar si existen condiciones o elementos del ecosistema que determinan diferencias en la capacidad de infiltración.

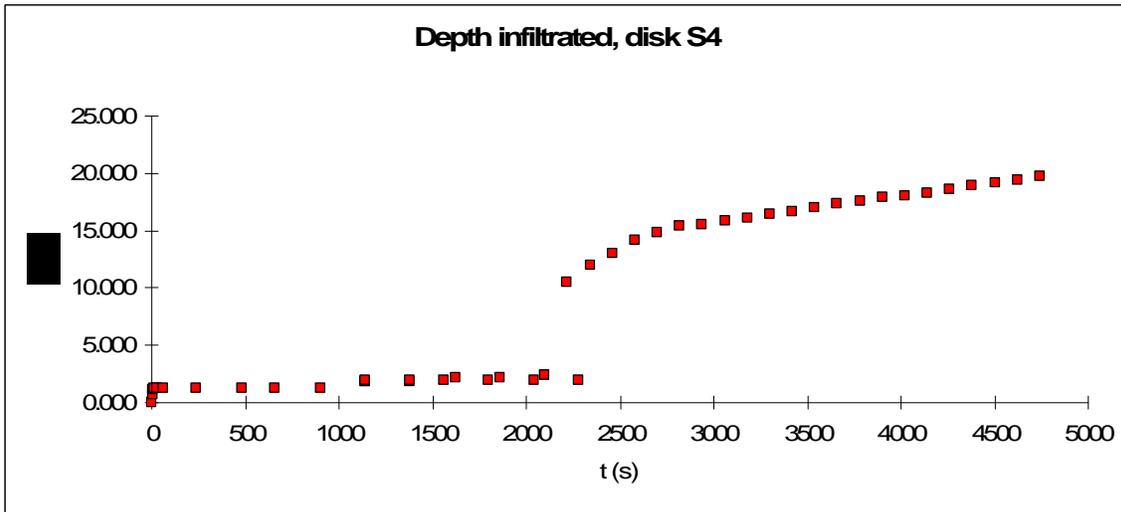
Anexo 6.2.2. Comportamiento de la conductividad hidráulica en el sitio 2 Preson Suizo (bosque semidenso)



El anexo 6.2.2 muestra una variación en el comportamiento que la anterior, se mantienen los valores bajos de flujo de agua en una succión de -100 mm., por 40 minutos aproximadamente, el flujo se ve incrementado al aplicar una succión de -70 mm., disminuyendo gradualmente la conductividad del agua en 15 minutos, se determinó modificar la succión a -40 y -10 mm., sin presentar repercusión en el flujo de agua; el valor de la conductividad para esta superficie fue la misma que la prueba anterior, la diferencia encontrada se observa en una disminución de los valores de conductividad en las succiones

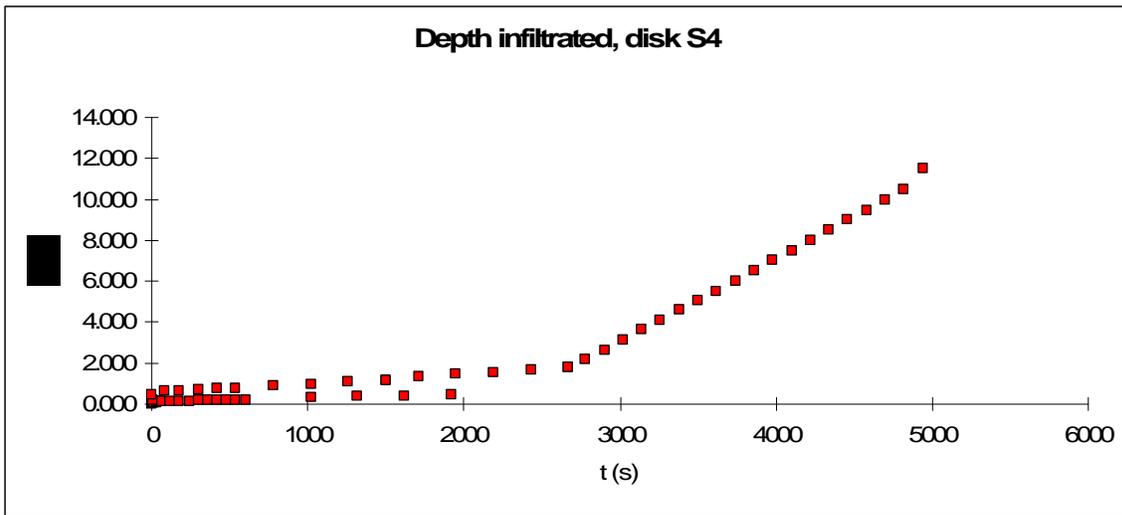
de -40 y -10 mm., para este caso, este comportamiento puede estar determinado por la alteración de los suelos, provocados por el pastoreo.

#### Anexo 6.2.3. Comportamiento de la infiltración en el sitio CIE 2 Preson Suizo.



En la gráfica del anexo 6.2.3. se observa el comportamiento de la infiltración, la cual presenta una variación en comparación con la anterior, la reacción de la conductividad es más lenta. Se deduce que este comportamiento de la conductividad del suelo se debe a las modificaciones o perturbaciones del ganado sobre la superficie. Se puede determinar que la alteración a la superficie del suelo no ha sido muy fuerte, posiblemente se inicia, pero se visualiza una tendencia hacia un comportamiento hidrodinámico diferente.

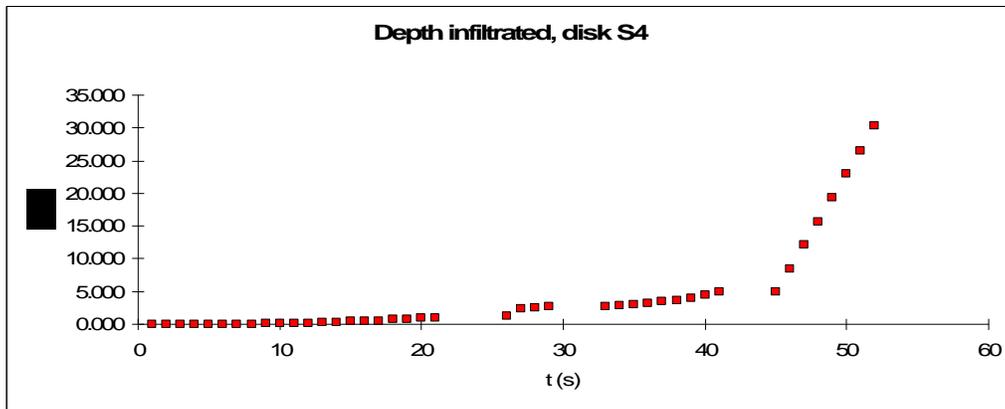
Anexo 6.2.4. Comportamiento de la lámina de infiltración en el sitio 1 La Rosilla ROS 1.



En este sitio y como se observa en el Anexo 6.2.4, se presenta una reacción más rápida en la capa de infiltración del agua, aunque es lenta se va incrementando conforme se va modificando la succión. A diferencia de los otros sitios el tiempo que se requiere para que la lámina de infiltración se incremente es menor. Presenta una variabilidad de incremento y decremento en esta prueba.

Anexo 6.2.5. Comportamiento de la lámina de infiltración en La Rosilla (ROS 2).

Multipotencial.

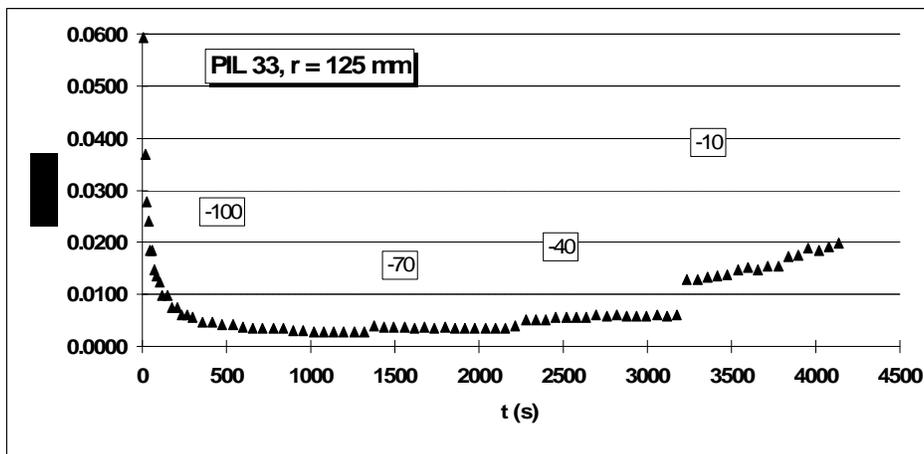


El comportamiento de la lámina infiltrada (Anexo 7.2.5) para el paraje de la Rosilla muestra una diferencia con respecto a las pruebas anteriores, la variación de los valores del flujo de agua es lento al cambio de menor succión, e inclusive requiere de mayor tiempo para que la conductividad hidráulica alcance mayores valores.

Las siguientes gráficas muestran un variado comportamiento de la conductividad hidráulica, en los sitios donde se desarrollaron las pruebas de infiltración, para bosque abierto, visualizando cambios en el comportamiento del flujo de agua.

### 6.3. Bosque abierto.

Anexo 6.3.1. Comportamiento del flujo de agua en bosque abierto.

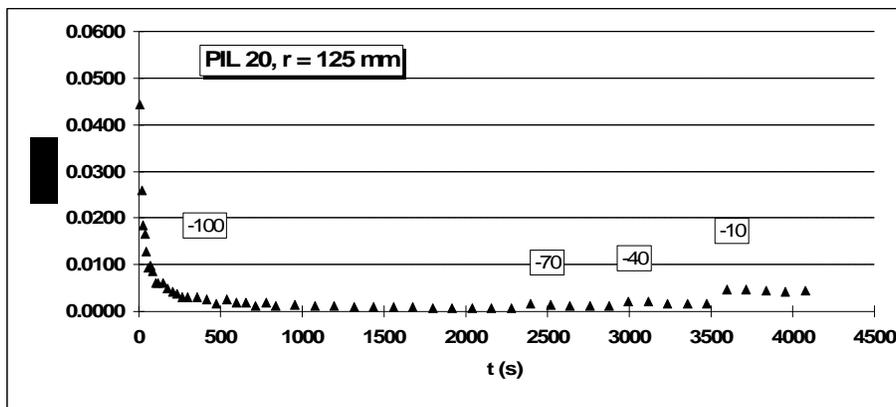


El sitio que representa el Anexo 6.3.1. es de una superficie con vegetación más dispersa que el bosque semidenso, y se observa en ella una tendencia más cercana al comportamiento del área de pastos, si se pudiera comparar, por la situación de reaccionar en el momento del cambio de succión. Pero de igual forma la densidad y los estados de superficie en los

diferentes sitios varían, con lo cual se puede determinar que son los factores que definen el comportamiento hidrodinámico en los diferentes tipos de bosques.

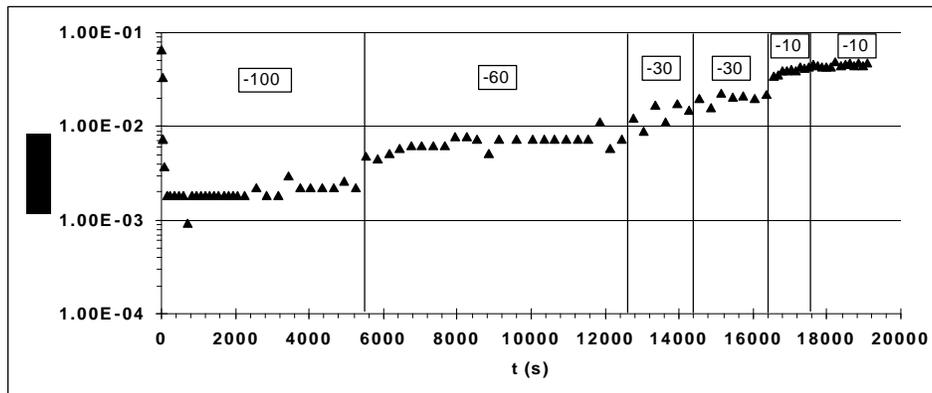
El anexo 6.3.2. es otra superficie con las mismas características de densidad de vegetación y estados de superficie en bosque abierto, que el área anterior y presenta una variación pequeña con respecto a la anterior, como que la respuesta a la menor succión es mas lenta.

Anexo 6.3.2. Comportamiento de la conductividad en bosque abierto.

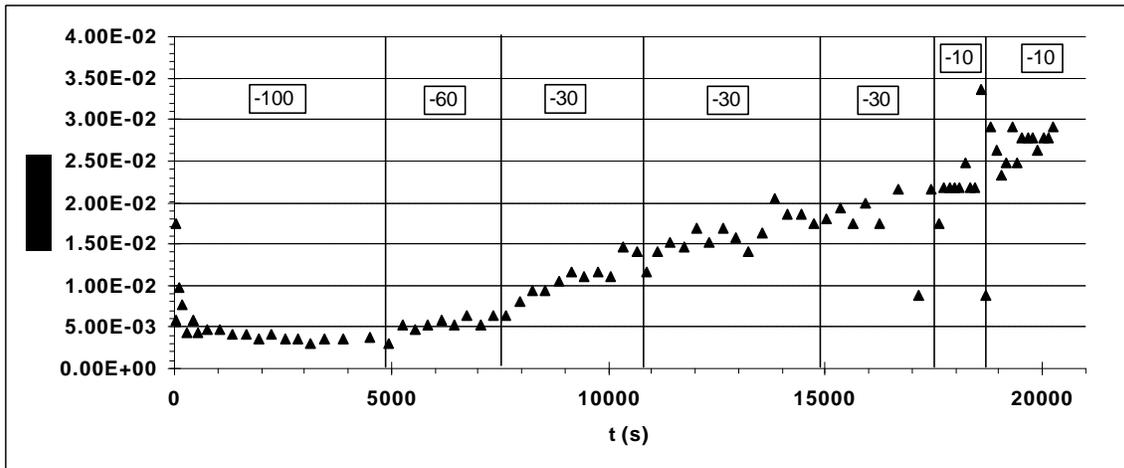


#### 6.4. Pastizal.

Anexo 6.4.1. Gráfica del comportamiento del flujo de agua en pastizal Ciénega de la Vaca



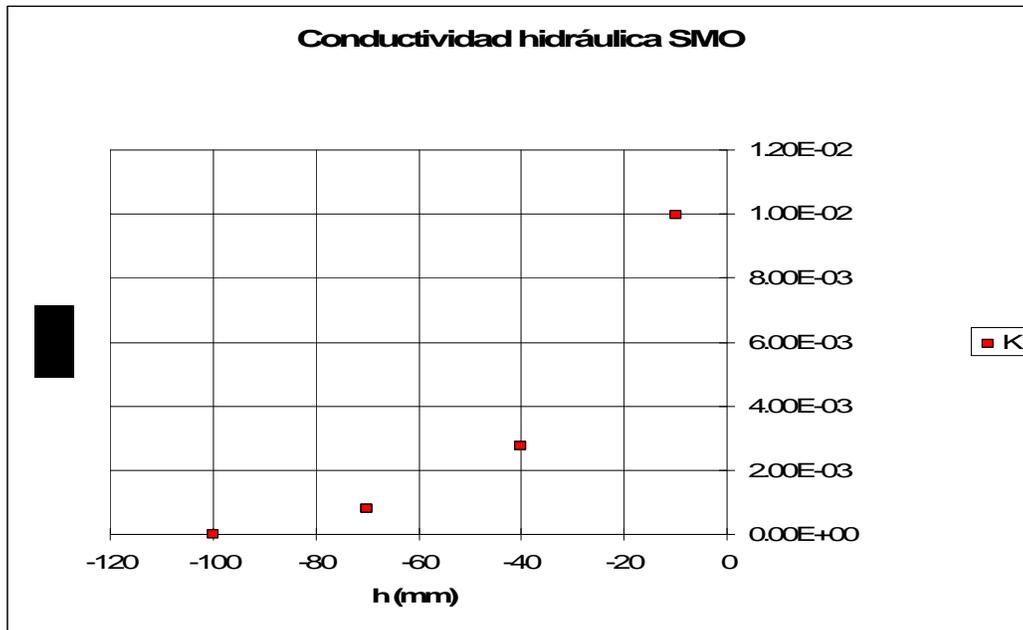
Anexo 6.4.2. Gráfica del comportamiento del flujo de agua en pastizal Ciénega de la Vaca



Anexo 6.4.3. Tabla de valores de conductividad en áreas de pastizal a diferente succión.

Pressions (mm)	-100	-60	-30	-10
q final (mm/s)	3.65E-03	5.54E-03	1.93E-02	2.73E-02

Anexo 6.4.4. Muestra el flujo de la infiltración en pastizal con diámetros de 4 cm., en Ciénega de la Vaca



Las pruebas realizadas con TRIMS en pastizal permitieron visualizar de manera general, una rápida respuesta a la conductividad hidráulica modificando la succión, sin embargo los valores para estas áreas son muy variables presentando valores menores y/o superiores que los encontrados en el bosque denso.

### 6.5. Valores de conductividad hidráulica en los diferentes tipos de bosques.

Anexo 6.5.1. Valores de conductividad hidráulica en mediciones con cilindros para bosque semidenso.

C-CIE 1	341.7 mm/h	Ks-K0
”	<b>72.4</b>	
C-PIT 1	<b>105.3</b>	
C-PIT 2	<b>105.3</b>	
C-ROS 1	<b>105.3</b>	
C-ROS 2	<b>5309.4</b>	
CIE 1	41.4 mm/h <sup>-1</sup>	

Anexo 6.5.2. Valores de conductividad hidráulica en mediciones con infiltrómetros para bosque abierto

MPPILI 34	-70 7.98E-04	2.8
	-40 2.76E-03	9.9
	-10 9.97E-03	35.00

Anexo 6.5.3. Valores de conductividad hidráulica en mediciones con cilindros para bosque abierto

CUR 21	K = 8.55E -04 mm/seg	3.0
CYLPIL 1	KS-K0 = 2.96E -02 mm/seg	106
CYLPIL 2	KS-KO = 4.07E-02	146.5
CYLPIL 3	KS-KO = 1.11E-01	399.6
CYLPIL 4	KS-K0 = 3.96E-02	142.5
CYLPIL5	KS-K0 = 1.33E-01	478.8
CYLPIL 6	KS-K0 = 3.60E-02	129.6
CYLPIL7	KS-K0 = 5.10E -02	183.6
CYLPIL 8	KS-K0 = 2.21E-02	79.5
CYLPIL9	KS-K0 = 3.94E-02	141.8
CYLPIL10	KS-K0 = 1.60E-02	57.6
CYLPIL 11	KS-K0 = 2.42E-02	87.12

CYLPIL 12	KS-K0 = 1.12E-01	403.2
CYLPIL 13	KS-K0 = 3.97E-02	142.9
CYLPIL 14	KS-K0 = 5.07E-02	182.5
CYLPIL 15	KS-K0 = 5.67E-02	204.1
CYLPIL 16	KS-K0 = 9.10E-02	327.6
CYLPIL 17	KS-K0 = 9.18E-02	330.48
CYLPIL 19	KS-K0 = 6.17E-02	222.12
CYLPIL 20	KS-K0 = 1.60E-02	57.6
CYLPIL 21	KS-K0 = 6.42E-02	231.1
CYLPIL 22	KS-K0 = 4.85E-02	174.6
CYLPIL 25	KS-K0 = 1.06E-01	381.6
CYLPIL 26	KS-K0 = 8.30E-02	298.8
CYLPIL 27	KS-K0 = 5.61E-02	201.9
CYLPIL 28	KS-K0 = 4.95E-02	178.2
CYLPIL 29	KS-K0 = 5.09E-02	183.2
CYLPIL 30	KS-K0 = 5.82E-02	209.5
CYLPIL 31	KS-K0 = 6.64E-02	239
CYLPIL 32	KS-K0 = 1.89E-01	680.4
CYLPIL 33	KS-K0 = 2.39E-01	860.4
CYLPIL 34	KS-K0 = 6.95E-02	250.2
CYLPIL 35	KS-K0 = 1.63E-01	586.8
CYLPIL 36	KS-K0 = 1.24E-01	446.4
CYLPOS 2	KS-K0= 5.89E-02	212
CYLPOS 3	KS-K0= 5.54E-02	199.4
CYLPOS 4	KS-K0= 1.69E-01	608.4
CYLPOS 5	KS-K0= 3.80E-02	136.8
CYLPOS 6	KS-K0= 1.02E-01	367.2
CYLPOS 7	KS-K0= 3.22E-02	115.9
CYLPOS 8	KS-K0= 6.79E-02	244.4
CYLPOS 9	KS-K0= 1.05E-01	378
CYLPOS 10	KS-K0= 3.59E-02	129.2
CYLPOS 11	KS-K0= 1.54E-01	554.4
CYLPOS 12	KS-K0= 8.96E-01	3 225.6
CYLPOS 13	KS-K0= 4.16E-01	1497.6
CYLPOS 14	KS-K0= 1.20E-01	432
CYLPOS 15	KS-K0= 8.83E-02	317.8
CYLPOS 16	KS-K0= 4.04E-02	145.4

Anexo 6.5.4. Valores de conductividad hidráulica en mediciones con infiltrómetros para bosque abierto.

MODELE	KS-K0= 6.79E-02	244.4
MP PIL 14	-100 K = 1.09E-03	3.9
	-70 K = 1.60E-03	5.7
	-40 K = 2.89E-03	10.4
	-10 K = 4.81E-03	17.3
MP PIL 20	-100 K = 4.57E-04	1.6

	-100	$K = 4.54E-04$	1.6
	-70	$K = 6.58E-04$	2.3
	-40	$K = 1.08E-03$	3.8
	-10	$K = 3.18E-03$	11.4
MP PIL 29	-100	$K = 1.18E-03$	4.2
	-70	$K = 1.74E-03$	6.2
	-40	$K = 3.56E-03$	12.8
	-10	$K = 1.12E-02$	40.3
MP PIL 30	-100	$K = 7.19E-04$	2.5
	-70	$K = 9.84E-04$	3.5
	-40	$K = 2.04E-03$	7.3
	-10	$K = 5.19E-03$	18.6
MP PIL 31	-100	$K = 9.68E-04$	3.4
	-70	$K = 1.51E-03$	5.4
	-40	$K = 3.45E-03$	12.4
	-10	$K = 1.15E.02$	41.4
MP PIL 32	-100	$K = 1.41E-03$	5
	-70	$K = 2.26E-03$	8.1
	-40	$K = 5.46E-03$	19.6
	-10	$K = 1.49E-02$	53.6
MP PIL 33	-100	$K = 1.09E-03$	3.9
	-70	$K = 1.75E-03$	6.3
	-40	$K = 4.05E-03$	14.5
	-10	$K = 9.19E-03$	33
MP PIL 34	-70	$K = 7.98E-04$	2.8
	-40	$K = 2.76E-03$	9.9
	-10	$K = 9.97E-03$	35.8

Anexo 6.5.5. Valores de conductividad hidráulica en mediciones con infiltrómetros para bosque abierto en succión de 10.

PIL 8	$K = 4.99E-03$	17.9
PIL 9	$K = 1.10E-03$	3.9
PIL 10	$K = 3.08E-03$	11
PIL 11	$K = 1.67E-03$	6
PIL 12	$K = 1.09E-03$	3.9
PIL 13	$K = 1.57E 03$	5.6
PIL 14	$K = 1.50E-03$	5.4
PIL 19	$K = 1.75E-03$	6.3
PIL 20	$K = 2.16E-03$	7.7
PIL 21	$K = 2.35E-03$	8.4
PIL25	$K = 1.10E-03$	3.9
PIL 26	$K = 5.52E-03$	19.8
PIL 28	$K = 1.36E-02$	48.9
PIL 29	$K = 1.00E-02$	36
PIL 30	$K = 3.90E-02$	140.4
PIL 31	$K = 8.49E-03$	30.5
PIL32	$K = 2.35E-03$	8.4

PIL 33	$K = 1.05E-02$	37.8
PIL 34	$K = 2.64E-03$	9.5

**\*Bibliografía**

Abrahams, A., Parson, A., Wainwright, J., 1994. Resistance to overland flow on semiarid grassland and shrubland hillslope, Walnut Gulch southern Arizona. *Journal of Hydrology* 156 ELSEVIER. Pag 431-446.

Aguirre, O.; H. Kramer y J. Jiménez. 1998. Strukturuntersuchungen in einen Kiefern-Durchforstungsversuch Nordmexikos. *Allgemeine Forst-und Jagdzeitung* 168 (12): pag., 213-219.

Aguirre, O.; A. Hui; K. Gadow y J. Jiménez. 2003. An analysis of spatial forest structure using neighbourhood-based variables. *Forest Ecology and Management* 183: pag., 137-145.

Albert, M. 1999. Analyse der eingriffsbedingten Strukturveränderung und Durchforstungsmodellierung in Mischbeständen. PhD Diss., Faculty of Forest Sciences, Univ. Göttingen, Germany. Hainholz Verlag. Pag., 63-68.

Ambroise, B. 1986. Role hydrologique des surfaces saturées en eau dans le bassin de Rigegebenbach a Soultzeren (Hautes-Vges), France. In *Recherches sur l'Environnement dans la Région*, Rentz O., Strith J. Zilliox L. (Ed), Actes de 1er Colloque Scientifique des Universités du Rhin Supérieur, Juin 86. ULP Strasbourg- Conseil de l'Europe.

Ambroise, B. 1998. Geneses de débits dans les petits bassins versants ruraux en milieu tempéré: 1- Processus et facteurs. *Revue de sciences de l'eau*, no. 4, pp. 471-495.

Andreasian V. 1997. Utilisation de modèles pluie-débits simples pour analyser l'impact de l'évolution du couvert végétal sur l'hydrologie des bassins versants. In *actes de colloque: Les bassins versants expérimentaux de Draix, laboratoire d'étude de l'érosion*. Draix, Le Brusquet, Digne. 22-24 Oct 1997. Cemagref Edition.

Ankeny, M.D., Ahmed, M., Kaspar, T.C. et Horton, R., 1991. Simple field method for determining unsaturated hydraulic conductivity. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 55 : 467-470.

Arroyo, M. J. P., A. Sanchez, E. R. Margaret, G. A. Kalacska, R. Benoit y D. H. Janzen. 2005. Secondary Forest Detection in a Neotropical Dry Forest Landscape Using 7 ETM + and IKONOS Imagery. *Biotropica. The Journal of Tropical Biology and Conservation*.

Bailey, D., y J.C. Tappeiner. 1998. Effects of thinning on structural development in 40- to 100-year-old Douglas-fir stands in western Oregon. *For. Ecol. Manage.* 108: pag., 99-113.

Beschta, R; L., Pyles; M. R., Skaugset; A. E., Surfleet, C. G., 2000. Peakflow responses to forest practices in the western Cascades of Oregon. *Journal of Hydrology* 233 ELSEVIER. Pag 102-120.

Betts, M.G; S.E. Franklin y R.G. Taylor. 2003. Interpretation of landscape pattern and habitat change for local indicator species using satellite imagery and geographic information system data in New Brunswick, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*. Ottawa: Vol.33, Iss. 10; pg. 1821

Biber, P. 1997. Analyse verschiedenerStrukturaspekte von Waldbeständen mit dem Wachstumssimulator SILVA2. Deutscher Verband Forstlicher Forstlicher Forschungsanstalten. Sekt. Ertragskunde. Jahrestagung 1997, Grünberg, 100-120.

Bonell, M., 1993. Progress in the understanding of runoff generation dynamics in forest. *Journal of Hydrology* 150 ELSEVIER. Pag 217-275.

Bosch, J. M., Hewlett, J.D., 1982. A review of catchment experiments to determine the effects of vegetation changes on teh water yield. *Journal of Hydrology* 55. Pag 3-23.

Bravard, J. P., 2003 Les response des systemes fluviaux a une reduction de flux d'eaus et des sediments. 168 eme sesion du Comite Scientific et Technique de la Societé Hydrotechnique de France. Colloque forêts et eau 26 au 28 septembre 2003.

Brokaw, N.V.L., y R.A. Lent. 1999. Vertical structure. P. 373–399 *in* Maintaining biodiversity in forest ecosystems, Hunter, M.L., Jr. (ed.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom. Pag., 373–399

Buongiorno, J.; S.H. Dari; C. Lu, y Lin. 1994. Tree size diversity and economic returns in uneven-aged forest stands. *For. Sci.* 40(1): pag., 83–103.

Byrne, G.F., Crapper, P.F. y Mayo, K.K., 1980. Monitoring land cover change by principal component analysis of multi-temporal Landsat data. *Remote Sensing of Environment*, 10:175-184.

Canham, C.D.; A.C. Finzi, S.W. Pacala, y D.H. Burbank. 1994. Causes and consequences of resource heterogeneity in forests: Interspecific variation in light transmission by canopy trees. *Can. J. For. Res.* 24: pag., 337–349.

Cano, C. J. 1988. El sistema de manejo regular en los bosques de México. Universidad Autónoma Chapingo. División de Ciencias Forestales. Subdirección de Extension y Servicio. Pag., 27-29.

Casenave, A et C. Valentin. 1989. Les états de surface de la zone Sahélienne. Influence sur línfiltration. Col. Didactique. Edition ORSTOM, Paris, 229 p.

Clark, P y Evans, F.C. 1954. Distance to nearest neighbor as a measure of spatial relationships. *Ecology* 35(4): pag., 445-453.

Carreiras, J.M.B, J.M.C. Pereira, y J.S. Pereira. 2006. Estimation of tree canopy cover in evergreen oak woodlands using remote sensing. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT* 223 (1-3): 45-53.

- CETENAL. 1976. Carta topográfica San Nicolás de Presidios. G 13 C 38. Durango. Escala 1: 50 000.
- CETENAL. 1976. Carta topográfica Ignacio Manuel Altamirano. G 13 C 28. Durango. Escala 1: 50 000.
- Cingolani, A; D. Renison; M.R. Zak y M. Cabido. 2004. Mapping vegetation in a heterogeneous mountain rangeland using lansat data: an alternative method to define and classify land-cover units. *Remote sensing of environment*. Vol. (86): pp 84-97.
- Clevers, J. G. P. W. (1988) "The derivation of a simplified reflectance model for the estimation of leaf area index. *Remote Sensing of Environment*, vol 35., pp. 53-70.
- Cognard, A. L., Marc, V., Didon, F., Normand, M., 2001 The role of forest covert on estreamflow down sub Mediterranean Mountains waterheds: a modelling approach. *Journal of Hydrology* 254 ELSEVIER. Pag 229-243.
- Cohen, W.B., S.N. Goward. 2004. Landsat Role in Ecological Applications of Remote Sensing.. *American Institute of Biological. BioScience*. Pp. 535-545 (11)
- Comisión Nacional del Agua. 2003. Plan de Manejo Integral de la Cuenca Alta del Río Nazas. Grupo de Planeación y Coordinación del Programa. Participantes Gobierno del Estado de Durango. INIFAP CENID RASPA Gómez Palacio.
- Coppin, P.R. y Bauer, M.E., 1996. Digital change detection in forest ecosystems with remotely sensed imagery, *Remote Sensing Reviews*. 13:207-234.
- Corbishley S. 1998. A hydrological study o fan alpine meadow, Rhone Alpes, France. *Mémoire de Diplome d'ingénieur, Environmental Science of Lancaster*, 60 p.
- Corral, J., O. Aguirre; J. Jiménez y J. Návar. 2002. Muestreo de diversidad y observaciones ecológicas del estrato arbóreo del Bosque mesófilo de montaña «El Cielo », Tamaulipas, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 8(2): pag., 125-131.
- Corral, J., O. Aguirre; J. Jiménez y S. Corral. 2005. Un análisis del Efecto del Aprovechamiento Forestal Sobre la diversidad Estructural en el Bosque Mesófilo de Montaña “El Cielo”, Tamaulipas, México. *Investigaciones Agrarias. Sistemas de Recursos Forestales*. Vol. 14 N° 2: pag., 217-228.
- Corral, J., D. Stoyan; A. Pommerening y K. Gadow. 2006. An analysis of two directional indices for characterizing the spatial distribution of forest trees. *Can. J. For. Res. En preparación*.

Cosandey, C., Kobilinsky, A., 1981. Les relations entre pluie et le ruissellement dans le bassin de Carnoët. Sud- Finistère, France. Pag 143-155.

Cosandey, C, D. Boudjemline, E. Roose y F. Lelong. 1990. Etude expérimentale du ruissellement sur des sols á vegetation contrastée du Mont Lozère. Z., Géomorphologie, vol. 34, no. 1, pp. 61-73.

Cosandey, C., 1992. Influence de la Forêt sur le cycle de l'eau consequences d'une coupe forestiere sur le bilan d'écoulement annuel. Hidrology Continent vol 7 (1). Pag 13-22.

Cosandey, C. 1995. La foret réduit-elle l'écoulement annuel?. Annales de Geographie, no. 581-582, pp. 7-25.

Cosandey, C y M. Robinson. 2000. HydrologienContinentale. Armand Colin éditeurs, Paris, coll. U, 360 p.

Crippen, R. E. (1990) "Calculating the Vegetation Index Faster". Remote Sensing of Environment, vol 34., pp. 71-73.

Crist, E. P., and R. J. Kauth. 1986. "The Tasseled Cap De-Mystified." Photogrammetric Engineering & Remote Sensing, Vol. 52, No. 1: 81-86.

rist, E. P. 1986. "Vegetation and Soils Information Contained in Transformed Thematic Mapper Data." Proceedings of IGARSS' 86 Symposium, ESA Publications Division, ESA SP-254.

Courbaud B, F. Goreaud, P. Dreyfus y F.R. 2001. Bonnet. Evaluating thinning strategies using a tree distance dependent growth model: some examples based on the CAPSIS software "uneven-aged spruce forests" module. Forest Ecology and Management. Elsevier Science. Volumen 145. Número 1. Pp. 15-28(14)

Dalle SP., S. de Blois, J. Caballero, T. Johns. 2006. Integrating analyses of local land-use regulations, cultural perceptions and land-use/land cover data for assessing the success of community-based conservation. FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT 222 (1-3): pp. 370-383.

De Camino, R., 1976. Zur Bestimmung der Bestandeshomogenität. Allgemeine Forst Und Jagdzeitung 147(2/3), pag., 54-58.

Del Río, M.; F. Montes; I. Cañelas y G. Montero. 2003. Revisión: Índices de Diversidad Estructural en las Masas Forestales. Investigaciones Agrarias. Sistemas de Recursos Forestales. Vol. 12 (1). Pag. 159-176

Descroix, L., 2003. Les conséquences hydrologiques de l'évolution des usages des sols. Memoire de recherche. Diplôme d'Habilitation à Digiges Université Joseph Fourier-Grenoble

Descroix, L., Viramontes, D., Vauclin, M., Gonzalez, J. L., Esteves, M., 2003. Influence of soils surface feature and vegetation on runoff and erosion in the Western Sierra Madre Occidental Durango México. Diplôme d'Habilitation à Digiges Université Joseph Fourier-Grenoble 1. CATENA 43-2. Pp 115-135.

Diedhiou, A., Mahfout, J. F., 1996. Comparative influence of land and surface on the Sahelian drough: a numerical study. Annales Geophysicae 14. pag 115-130.

Domergue, C; y J. P. Vandervaere. 2006. Stage de recherche : Analyse d'essais d'infiltration sur un sol hydrophobe. Université Joseph Fourier Grenoble France. Publicación en proceso.

Dubey Y; V.B. Mathur y N.K. Gupta. 2000. GPS application in spatial data base development of Tadoba-Andhari Tiger Reserve. GIS development. The Geospatial Resource Portal. [www.gisdevelopment.net/application/environment/wildlife/bewt0003.htm](http://www.gisdevelopment.net/application/environment/wildlife/bewt0003.htm). 27/11/2005.

Eckhardt, K., Brevet, L., Frede, H., 2002. Parameter uncertainly and the significance of simulated land use change effects. Journal of Hydrology 273 ELSEVIER. Pag 164-176.

Ellis, E.A.; P.K. Nair; P.E. Linehan; H.W. Beck; C.A. Blanche y H.M. Rauscher. 2000. A GIS-Based database management application for agroforestry planning and tree selection. Computers and electronics in agriculture. 27: 41-55.

Emborg, J. 1998. Understorey light conditions and regeneration with respect to the structural dynamics of a near-natural temperate deciduous forest in Denmark. For. Ecol. Manage. 106: pag., 83-95.

Ferrari, J.B. 1999. Fine-scale patterns of leaf litterfall and nitrogen cycling in an old-growth forest. Can. J. For. Res. 29: pag., 91-302.

FAO, 2004. Conocimiento y Ordenación de los Ecosistemas Forestales. [www.mrn.gouv.qc.ca](http://www.mrn.gouv.qc.ca).

Franklin, S.E; M.B. Lavigne; M.A. Wulder y G.B. Stenhouse. 2002. Change detection and landscape structure mapping using remote sensing. Forestry Chronicle 78 (5): pp. 618-625.

Fransson, JES; F. Walter y H. Olsson. 1999. Identification clear felled areas using SPOT P and Almaz-1 SAR data. International Journal of Remote Sensing. Vol. (11): pp 3583-3593.

[www.ingentaconnect.com/content/tandf/tree/1999/00000020/00000018/art00011](http://www.ingentaconnect.com/content/tandf/tree/1999/00000020/00000018/art00011).  
11/27/2005.

Fülder, K., 1995. Zur Strukturbeschreibung in Mischbeständen. *Forstarchiv* 66, pag., 149-161.

Fung, T. y LeDrew E., 1987. Application of principal components analysis to change detection, *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 53:1649-1658.

Gadow, K. v., 1993. Zur Bestandesbeschreibung in der Forsteinrichtung. *Forst und Holz* 21, pag., 601-606.

Gadow, K. v., G. Hui y M. Albert. 1998. Das Winkelmaß - ein Strukturparameter zur Beschreibung der Individualverteilung in Waldbeständen. *Centralblatt für das gesamte Forstwesen* 115(1), pag., 1-9.

Gadow, K. v., P. Real y G.J. Alvarez. 2001. Modelización del crecimiento y la evolución de los bosques. *IUFRO World Series*. Vol. 12, 242 p.

Gadow, K. v y G. Y. Hui. 2002. Characterizing forest spatial structure and diversity. Manuscript prepared for the conference "Sustainable Forestry in Temperate Regions". Organized by SUFOR, University of Lund, Sweden, 7-6 April 2002.

Gitelson, A. A. 2004. Wide Dynamic Range Vegetation Index for Remote Quantification of Biophysical Characteristics of Vegetation. *Journal of Plant Physiology*. Vol. 161 N° 2, pp, 165-173 (9).

Gleichmar, W y D. Gerold. 1998: Indizes zur Charakterisierung der horizontalen Baumverteilung.- *Forstw. Cbl.* 117. S. 69-80

González Barrios, J. L., L. Descroix, J. Estrada Avalos, R. Jasso, I. Sánchez Cohen, G. González Cervantes, I. Orona. 2006. Impact of the Intensified Agriculture Practices in the Nazas-Aguanaval Watershed, Northern Mexico. In: *Transactions of the XVII World Congress of Soil Science IUSS. Symposium*. 3.5P. Philadelphia Pen. USA 2006

González, M. R; E.G. Treviño; O.C. Aguirre; J.P. Jimenez y S.I. Cantu. 2001. Rodalización mediante Sistemas de Información Geográfica y Sensores Remotos.

Gottgens, J.F.; B.P. Swartz; R.W. Krol; M. Eboch; W.J. Mitsch y V. Bouchard. 1998. Long term GIS-based records of habitat changes in a Lake Erie Coastal Marsh. *Wetland Ecology and Management* Vol. (6);pp. 5-17.

Grésillon, J.M. 1994. Contribution a l'étude de la formation des écoulements de crue sur les petits bassins versants. Approches numériques et expérimentales a différentes échelles. *Laboratoire des Transferts en Hydrologie et en Environnement, Joseph Fourier University, Grenoble, Francia.* (tesis)

Hansen, M.C; R.S. De Fries; J.R.G Townshend y R. Sohlberg. 2000. Global land cover classification at 1 Km spatial resolution using a classification tree approach. *International Journal of Remote Sensing* (21): pp. 1331-1364.T

Hayes, D.J. y Sader, S.A. 2001. Comparison of Change-Detection Techniques for Monitoring Tropical Forest Clearing and Vegetation Regrowth in a Time Series. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*. 67:1067-1075.

Hernández, S. J; J. Pineda y G.V. Valdes. 2006. Comparing the Use of Indigenous Knowledge with Classification and Ordination Techniques for Assessing the Species Composition and Structure of Vegetation in a Tropical Forest. *Environmental management*.

Hilli, M y M.T. Kuitunen. 2005. Testing the use of a land cover **map** for habitat ranking in boreal forests. *Environmental Management*.35.Vol. (4): pp. 505-516.

Hudson, J. A., Gilman, K., 1993. Long-term variability in the water balances of the Plynilimon catchments. *Journal of Hydrology* 143 ELSEVIER. Pag 355-380.

Hui, G. y Y. B. Hu. 2001. Measuring species spatial segregation in mixed forest. *For. Res.* 14 (1), 23-27.

Hui, G. y K.v. Gadow. 2002. Das Winkelmaß. Herteilung des Optimalen Standarwinkels. *Allgemeine Forst u Jagdzeitung* 10, pag., 173-177.

Janeau J.L., Jérôme G., Miranda M. E., 1992. Evolución estructural de la superficie de suelos con Tepetate. *Revista Terra, Volumen 10, pp374-378, Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo A.C*

Jensen, J. R. 1996. *Introductory Digital Image Processing: A Remote Sensing Perspective*. Englewood Cliffs, New Jersey: Prentice-Hall.

Jiménez J., Aguirre O., 2001. Análisis de la Estructura Horizontal y Vertical de un Ecosistema multicohortal de Pino-Encino en el Norte de México. *Ministerio de Ciencia y Tecnología España*.

Kint, V.; M. Van; N. Lieven; G. Geudens. y N. Lust. 2003 Spatial methods for quantifying forest stand structure development: a comparison between nearest-neighbor indices and variogram analysis. *Forest Science* (49). Pag. 36-49.

Kraft, G. 1884. *Beiträge zur Lehre von den Durchforstungen, Schlagstellungen und Lichtungshieben*. Verlag Keindworth, Hannover, 147 p.

Krishnaswamy, J., Itaipin, P., Richter, D., 2001. Dynamics of sediment discharge in relation to land-use and hydro-climatology in a humid tropical watershed in Costa Rica. *Journal of Hydrology* 253 ELSEVIER. pag 91-109.

Liu, Y.S; Y.C. Hu y L.Y. Peng. 2005. Accurate quantification of grassland cover density in an alpine meadow soil based on remote sensing and GPS. *PEDOSPHERE* 15. Vol. (6): pp. 778-783.

Lunetta, S. R., y D.E. Christopher. 1998. Remote Sensing Change Detection. Ann Arbor Press. Michigan. Pag. 318.

Macleod, R.D. y Congalton, R.G., 1998. A quantitative comparison of change-detection algorithms for monitoring eelgrass from remotely sensed data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 64:207-216.

Magurran, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, 200 pp.

Martin, C. y C. Cosandey. 2003. Travaux du Bvre du Mont-Lozère. Le fonctionnement hydroloique des petits bassins versants granitiques du Mont-Lozère influence du couvert ORGANIZACIÓN METEOROLÓGICA MUNDIAL. Departamento de cooperación técnica.

Martínez R. E. 2002. Restauración Ecológica y Biodiversidad. Conabio. [www.conabio.gob.mx/institución/conabio\\_espanol/doctos/restaura.html](http://www.conabio.gob.mx/institución/conabio_espanol/doctos/restaura.html).

Mayaux, ; G. De Grandi y J.P. Malingreau. 2000. Central African Forest Covert Revisted.

Miller F. R., Svejcar J. T., Rose A. J. 2000. Impact of Western Juniper on Plant Community Composition and Structure. *Journal of Range Management*.

Moeur, M. 1993. Characterizing spatial patterns of trees using stem-mapped data. *For. Sci.* 39(4):756–775.

Mohanty, B.P., M.D. Ankeny., R. Horton y R.S. Kanwar. 1994. Spatial analysis of hydraulic conductivity measured using Infiltrometer. *Water Resources Research*, 30, 9, pp. 2489-2498

Moreno, M. 1999. Programa de Manejo Forestal “Ejido Peñas y su Anexo el Salto”. Unidad de Administración Forestal “Tepehuanes”.

Muchoney, D.M. y Haack B.N., 1994. Change detection for monitoring forest Defoliation, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 60:1243-1251.

Nordberg ML., y A. Allard. 2002. A remote sensing methodology for monitoring lichen cover. *Canadian Journal of Remote Sensing*. 2002, Vol 28, Iss 2, pp 262-274.

Nouvelot J.-F. et L. Descroix. 1996. – Aridité et sécheresses du Nord-Mexique ; Trace, revue du CEMCA (Centre d'Études Mexicaines et Centro-Américaines), n° 30, pp 9-2.

Pereira, VFG; R.G. Congalton Y D.J. Zarin. 2002. Spatial and temporal analysis of a tidal floodplain landscape - Arnapi, Brazil - Using geographic information systems and remote sensing. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. 2002. Vol. 68, Iss 5, pp 463-472.

Pearson, M.D. 2000. Investigating the Impacts of Human Activity on the Northern Australian Landscape by Analysis of spatial structure.

Polcher, J, Laval, K., 1994. The impact of African and Amazonian deforestation on tropical climate. *Journal of Hydrology* 155. pag 389-405.

Pommerening, A. 2002. Approaches to quantifying Forest Structure. *Forestry*, Vol. 75, N° 3.

Pretzsch, H. 1995. Zum Einfluss des Baumverteilungsmusters auf den Bestandeszuwachs. *Allg. Forst Jagdztg*. 166:190–201.

Pretzsch, H., 1996. Strukturvielfalt als Ergebnis waldbaulichen Handels *Allgemeine Forst-und Jagdzeitung*. Vol. 67, (11). Pag 213-221.

Pretzsch, H., 1998. Structural diversity as a result of silvicultural operations. *Lesnictví-Forestry* 44(10), 429-439.

Qi, J., Kerr, y Chehbouni, A. (1994) "External Factor Consideration in Vegetation Index Development", in *\_Proc. of Physical Measurements and Signatures in Remote Sensing*. ISPRS, 723-730.

Quiñonez, M. A. 2001. Caracterización silvícola y estructural de rodales de *Pinus pseudostrobus* Lindl., en el sur de Nuevo León, México. Tesis de Maestría en Ciencias. Facultad de Ciencias Forestales. UANL.93 pag.

Richardson, A. J. and Everitt, J. H. (1992) "Using spectra vegetation indices to estimate rangeland productivity. *Geocarto International*. Vol. 1, pp. 63-69.

Ripley, B.D. 1979. Tests of 'randomness' for spatial point patterns. *J. R. Stat. Soc. B*. 41: pag.,368–374.

Ripley, B.D. 1981. *Spatial statistics*. Wiley, New York.

Roche, M., 1963. *Hydrologie de surface*. Gauthier-Villars, Paris.

Rodríguez, C. M. G. 1997. Determinación de la Cobertura Vegetal en la Sierra Madre Occidental para su Calibración por Percepción Remota. Tesis de Licenciatura. Escuela de Ciencias Forestales de la Universidad Juárez del Estado de Durango.

Roper, J., Roberts, R. W., 1999. Deforestation: Le déclin des forêts tropicales une publication du Réseau des Conseillers Forestiers de l'ACDI (RCFA).

Rouse, J. W., Haas, R. H., Schell, J. A., and Deering, D. W. (1973) "Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS," \_Third ERTS Symposium, NASA SP-351\_, vol. 1, pp.309-317.

Salinas, C. W. E., y E Treviño, G. E. J. 2002. Impacto en la Deforestación en el Microclima de la Subcuenca Río Corona, Tamaulipas, México. Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía. UNAM. Num. 47, pp., 59-76

Secretaria de Programación y Presupuesto. DETENAL. Coordinación General del Sistema Nacional de Información. 1977. Carta Geológica San Nicolás de Presidios. Durango. Escala 1: 50 000.

Schipman. A.J. 1999. Fonctionnement hydrodynamique des versants: mise en oeuvre d'une approche expérimentale. Mémoire de DEA, UJF-Grenoble, 30 p.

SAS Institute Inc. 2004 SAS/STAT<sup>7</sup> 9.1.2. User's Guide. Cary, NC: SAS Institute Inc.

Secretaria de Programación y Presupuesto. DETENAL. 1978. Carta de uso de suelo y vegetación, San Nicolás de Presidios. G 13 C 28. Durango. Escala 1:50 000.

Secretaria de Programación y Presupuesto. DETENAL. 1978. Carta de uso de suelo y vegetación, Ignacio Manuel Altamirano. G 13 C 28. Durango. Escala 1: 50 000.

Secretaria de Programación y Presupuesto. Dirección de Geografía del Territorio Nacional. 1981. Carta edafológica, Chihuahua. Escala 1: 1 000 000.

Shannon, C.E. 1949. The mathematical theory of communication. En C.E. Shannn; W.Weaver(Ed): The mathematical theory of comunication urbana, Unv. Of Illinois Press 3-91.

Smith, D. M; B.C. Larson; M.J. Kelty y P.M Ashton. 1996. The practice of Silviculture. Applied Forest Ecology. Ninth Edition: pp 537

Sokal, R.R y J.F. Rohlf. 1995. Biometry. 3er ed. W. H: Freeman, New York. 887 pp.

Solís Moreno, R., O.A. Aguirre Calderón, E.J. Treviño Garza, J. Jiménez Pérez, E. Jurado Ybarra y J. Corral-Rivas. 2006. Efecto de dos tratamientos silvícolas en la estructura de ecosistemas forestales en Durango, México. Madera y Bosques 12 (2): 49-64.

- Spies, T.A. 1998. Forest structure: a key to the ecosystem. Northwest Sci. 72(2): pag.,34–39.
- Tarin, T.G. 1992. Caracterización hidrodinámica del suelo a nivel de una formación en mogote, utilizando un simulador de lluvia en la Reserva de la Biosfera de Mapimí, Durango. Tesis profesional, Biología, ECB-UAC, Torreón, Cosh. 125 p.
- Treviño, G. 2001. Estratificación de la Información en el Procesamiento digital de Imágenes de Satélite Aplicado a la Cartografía de los Bosques *Pinus cembroides*. Investigaciones Geográficas, Boletín número 44. Instituto de Geografía, UNAM, México. Pp. 54-63.
- Upton, G.J.G y B. Fingleton. 1989. Spatial data analysis by example, volume II: categorical and directional data. Wiley, Oxford, United Kingdom. 416 p.
- Urquhart, G; W. Chomentowski; D. Skole y Ch. Barber 2003. Deforestation tropical. National Air and Space Administration. [http://www.policyalmanac.org/environment/archive//tropical\\_deforestation.shtml](http://www.policyalmanac.org/environment/archive//tropical_deforestation.shtml)
- Vandervaere, J.P. 1995. Caracterisation hydrodynamique du sol in situ par infiltrometrie a disques. Analyse critique des regimes pseudo-permanents, methodes transitoires et cas des sols encroutés. Tesis doctoral. Universidad Joseph Fourier Grenoble Francia.
- Vargas, L.B. 1999. Caracterización de la productividad y estructura de *Pinus hartwegii* Lindl. En tres gradientes altitudinales en el Cerro Potosi, Galeana, Nuevo León. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, Nuevo León. 93 pp.
- Velázquez, A.; J.F. Mas; J.R. Díaz-Gallegos; R. Mayorga-Saucedo; P.C. Alcantara; R. Castro; T. Fernández; G. Bocco; E. Ezcurra Y J.L. Palacio. 2004. Patrones de tasas de cambio de uso de suelo en México. Instituto Nacional de Ecología. Proyecto 312<sup>a</sup>-00215. [www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/gacetitas/62/velasquez.html](http://www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/gacetitas/62/velasquez.html). Actualización 31/03/2005. Consulta 29/03/2006.
- Viramontes, P.D. 1992. Redistribución espacial del agua en el paisaje. Escurrimiento y erosión hídrica a través de una toposecuencia. In, Actas del seminario Internacional Mapimí. Instituto de Ecología A.C.- ORSTOM-CEMCA. México, D.F., pp. 143-159.
- Viramontes, D., 2000. Comportamiento hidrodinámico del medio en el alto bassin du Nazas (Sierra Madre Occidental de México). Causes et consequences de son evolution. These doctoral de L'Université Joseph Fourier- Grenoble.
- Viramontes, D., 2003. Changes in the surface water hydrologic characteristics of an endoreic basin of northern México from 1970 to 1998. Hydrological processes (17). Pag 1291-1306.

Wessels, K.J., R.S. De Fries, J. Dempewolf, L.O. Anderson, A.J. Hansen, S.L. Powell y E.F. Moran. 2004. Mapping regional land cover with MODIS data for biological conservation: Examples from the greater Yellowstone Ecosystem, USA and Pará State, Brazil. *Science Direct. Remote Sensing of Environment*. Vol. (92) Pag. 67-83.

Wilk, J., Hughes, D. A., 2002. Simulating the impacts of land-use and climate change on water resource availability for a large south India catchment. *Hydrological Sciences-Journal-de Sciences Hydrologiques* 47. Pag 19-30.

Winckell, A., Le page, M., Matamoros, N. Arriaga, L., López, J., 2000. La déforestation dans la Sierra Madre Oriental du Mexique analysée avec un système d'information géographique. Pag 107-133.

Wooding, R.A., 1968. Steady infiltration from a shallow circular pond. *Water Resour. Res.*, 4, 1259-1273.

Zenner E., Hibbs D. 2000. A new method for modeling the heterogeneity of forest structure. Department of Forest Science, Oregon State University.

Ziegler, A., Giantbelluca, T., 1997. Importance of rural roads as source runoff in mountain areas of northern Thailand. *Journal of Hydrology* 196 ELSEVIER. Pag 204-229.

Zhenkui, M., Hart, M., Redmon, RL. 2000. Mapping Vegetation Across Large Geographic areas: Integration of remote sensing and GIS to Classify multisource data. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing. Journal of the American Society for Photogrammetric and Remote Sensing*.