



**Universidad de Los Andes  
Facultad de Ciencias  
Departamento de Biología  
Instituto de Ciencias Ambientales y Ecológicas**

**HETEROGENEIDAD DEL PAISAJE DE SELVA SEMICADUCIFOLIA  
MONTANA EN TRES CUENCAS DE LOS ANDES VENEZOLANOS.**

**Trabajo Especial de Grado para optar al Título de  
Licenciada en Biología**

**Autor: Darcy Coromoto Suárez Peña  
Tutor: MSc. Eulogio J. Chacón- Moreno  
Cotutora: Dra. Michele Ataroff**

Mérida, diciembre de 2005.



**INFORME DEL JURADO NOMBRADO POR EL CONSEJO DE LA  
FACULTAD DE CIENCIAS DE LA UNIVERSIDAD DE LOS ANDES PARA  
CONSIDERAR EL TRABAJO ESPECIAL DE GRADO DE LA BACHILLER**

**DARCY COROMOTO SUAREZ PEÑA**

En Mérida a los 13 días del mes de diciembre de 2005, a las 10:00 a.m. se reunieron los profesores: Eulogio Chacón, Samuel Segnini y Teresa Schwarzkopf de la Facultad de Ciencias, miembros del jurado nombrado por el Consejo de la Facultad de Ciencias, para revisar el Trabajo Especial de Grado que sobre el tema: "Heterogeneidad del paisaje de selva semicaducifolia montana causada por el impacto humano en tres cuencas de los Andes venezolanos", presentado por la Bachiller DARCY COROMOTO SUAREZ PEÑA, titular de la Cédula de Identidad N° V-9.473.896, para optar al título de:

**LICENCIADA EN BIOLOGÍA**

en la Facultad de Ciencias de la Universidad de Los Andes. Acto seguido se procedió a oír la exposición que sobre el tema arriba mencionado realizó la Bachiller DARCY COROMOTO SUAREZ PEÑA.

Después del correspondiente interrogatorio, el Jurado procedió a deliberar sobre la calificación del trabajo sometido a su consideración.

**Finalmente el Jurado lo declaró aprobado con la Calificación de  
DIECINUEVE (19) PUNTOS Y RECOMENDADO PARA SU PUBLICACIÓN.**

Prof. Eulogio Chacón  
Tutor

Prof. Samuel Segnini

Prof. Teresa Schwarzkopf



*“Solo triunfan los que se atreven a soñar y luchan por hacer sus sueños realidad”*

### **AGRADECIMIENTOS**

**A DIOS TODOPODEROSO** por darme la oportunidad de vivir esta vida tan hermosa, por darme las fuerzas y no desmayar en el camino y por darme la oportunidad de llegar ha tan anhelado sueño. Gracias a ti puedo dedicar uno de mis más grandes sueños a:

**A LA ILUSTRE UNIVERSIDAD DE LOS ANDES** por recibirme en sus aulas, por cobijarme en su regazo. Gracias cordiales al personal docente, administrativo, obrero y empleados de la Facultad de Ciencias.

**A LOS PROFESORES DE LA ESCUELA DE BIOLOGÍA** quienes de una forma u otra contribuyeron a la formaron de esta profesional que hoy les da las gracias especiales a Michelle, Elis Aldana, Rafael Almeida, Segnini, entre otros.

**A MI PADRE** por su apoyo incondicional de padre ejemplo digno de sacrificio, quien hoy no esta conmigo pero le doy gracias infinitas por ser hoy quien soy, y que este donde este estará orgulloso de mi logro, a ti dedico mi triunfo.

**A MI MADRE** quien me dio el ser y la vida, guió mis primeros pasos y me enseñó mis primeras palabras, lo más grande de mi vida, amiga y compañera incondicional por creer en mí, por estar conmigo en las buenas y en las malas, por ser mí guía en los momentos más difíciles por los que he tenido que pasar, a ti dedico mi triunfo.

**A MI HERMANA** por darme su apoyo incondicional para seguir adelante en este duro trajinar por la vida, gracias por existir, por creer en mí y gracias por quererme, a ti dedico mi triunfo.

Quiero dedicar la finalización de este Trabajo Especial de Grado a mi más grande tesoro y el maravilloso regalo de Dios **MI HIJO GERARDITO** pedacito de mi ser, quien lleo a mi vida para darle alegría y fuerzas para seguir adelante y no desmayar en el camino, a quien tuve que cargar desde tempranos días de nacido

todos los días y enfrentarme al mundo y ha las desavenencias por las cuales he tenido que pasar durante el desarrollo de esta Tesis, solo tu sabes el sacrificio que he tenido que hacer para la feliz culminación de mi carrera como profesional y hoy por fin puedo decir que he logrado mi cometido, a ti dedico mi triunfo y espero que este triunfo te sirva de ejemplo.

Agradezco al profesor y amigo incondicional quien todo lo da a cambio de nada ***EULOGIO CHACON*** por su paciencia, dedicación, perseverancia, por su lucha constante, por sus palabras de aliento y sabios consejos en los momentos más difíciles por los que tuve que pasar para la feliz culminación de este TEG, hoy le doy las gracias infinitas, a Ud. dedico mi triunfo.

***A LA PROFESORA ANAIRAMIZ*** por darme su apoyo incondicional y su mano amiga en los momentos más difíciles de mi vida.

***AL PERSONAL DOCENTE, ADMINISTRATIVO, OBRERO y TÉCNICO DEL ICAE*** Prof. Fermín, Prof. Mario, Profa. Lina, Profa. Liccia, Prof. Dimas, Prof. Carlos Estrada, Prof. Carlos García, Jhonny, Zulay, Coromoto, Idalba, Nancy, que de una u otra forma contribuyeron a mi formación y desarrollo de mis conocimientos.

***A NANCY*** por sus sabios consejos y su mano amiga en el quehacer de cada día.

***A SIOLY*** quien me ha dado la fuerza y motivación para seguir adelante y mirar hacia un futuro mejor.

***AL JURADO***, por ser mi guía, los que me impartieron sus conocimientos a través de sus críticas constructivas y quienes formaron la profesional que hoy soy.

***A MIS COMPAÑEROS*** Leo (blanco), Leo (negro), Alma, Maya, Roxi y Juan Carlos.

A todos Uds. Gracias por guiar mis pasos, por creer en mí y existir en mi vida.

*“Solo quienes arriesgan a ir demasiado lejos, pueden saber que tan lejos pueden llegar”*

## RESUMEN

Los Andes Venezolanos es una zona en la cual las intervenciones antrópicas han aumentado paulatinamente, ocasionando sobre los diferentes sistemas de vegetación su transformación acelerada. Dicha transformación esta relacionada con el incremento demográfico el cual ha generado una creciente presión sobre los recursos naturales producto de los mayores requerimientos a los que se ven sometidos. En el caso de la selva semicaducifolia montana, su transformación ha sido progresiva en algunos sectores desde mediados del siglo XIX, donde la vegetación natural ha sido reemplazada por diferentes tipos de uso de la tierra, como resultado de la conversión de la selva naturalmente estructurada y desarrollo de la actividad agrícola y ganadera hacia los sitios más accesibles y/o más productivos, los cuales han tenido un significativo efecto en la heterogeneidad del paisaje. En este trabajo se analizó comparativamente el paisaje de selva semicaducifolia montana de tres cuencas con diferente grado de intervención y tipo de uso de la tierra, con relación a la heterogeneidad espacial y la fragmentación. Se realizaron reconocimientos ecológicos a partir de imágenes de satélite Landsat TM de diciembre de 1998 para las cuencas de los ríos Chirurí y Torondoy, y fotos aéreas del año 1998 para la cuenca del río Capaz, donde se evaluaron diferentes índices de heterogeneidad del paisaje. Se encontró que en la cuenca del río Chirurí se ha hecho más evidente la eliminación de la selva natural, donde el 71,05% de la selva original ha desaparecido y ninguna parte del resto fue exenta de perturbaciones en 1998, para ser reemplazada en su mayoría para el desarrollo de la actividad agrícola y en menor proporción para la actividad ganadera. En esta cuenca permanecía aun intacta una pequeña matriz de selva original de 965,1 ha sin aparente intervención. Los índices de heterogeneidad obtenidos demuestran que es una de las cuencas con mayor impacto en su extensión y grado de intervención, pues esta presento un estado más avanzado de deterioro, donde la selva semicaducifolia montana ha sido reemplazada por otras unidades ecológicas que son predominantes en su superficie e integración, lo cual hace al paisaje menos diverso, menos fragmentado y con mayor dominancia de una unidad ecológica, ya que en esta cuenca concluyo el proceso de fragmentación. La cuenca

del río Torondoy ha sido poco alterada posiblemente como resultado de su topografía y litología, a pesar de ello se encontró que el 37,24% de la selva natural fue eliminada para el desarrollo de la actividad agrícola y en menor proporción para la actividad ganadera. En la cuenca del río Capaz la selva original se encontró eliminada casi en su totalidad con un 68,18%, reemplazada en su mayoría por pastizales para el desarrollo de la actividad ganadera y aparentemente menos por cafetales, sobre pronunciadas pendientes permanecía aun intacta una porción de selva original de 3.806,3 ha. A pesar de ello se observaron deslaves y deslizamientos en masa como posible consecuencia de la topografía y litología, razón por la cual es importante hacer resaltar la gran importancia de conservar la vegetación boscosa natural en esas áreas con fuertes pendientes. La mayor parte de los restos de selva original se encuentran sobre laderas con fuertes pendientes, en las cuales la topografía impide su accesibilidad por la falta de vías de comunicación a la misma, que no permiten el avance y desarrollo de la frontera agrícola, y es por esta razón que han sido poco transformadas. De manera contraria, la transformación de la selva en el área de estudio, esta localizada en zonas de pendientes suaves lo que conlleva, entre otras cosas, a un aumento de la heterogeneidad del paisaje, como consecuencia de su reemplazo por distintos agroecosistemas y pastizales. Con respecto a la fragmentación del paisaje de selva semicaducifolia montana los índices de heterogeneidad obtenidos demuestran que en las cuencas de los ríos Torondoy y Capaz, la fragmentación ha sido progresiva 45 y 75 dando como resultado un aumento en la heterogeneidad espacial del paisaje, donde este proceso de fragmentación ha involucrado la reducción de selva natural ha medida que se incrementa el número de fragmentos generándose el rompimiento de las áreas continuas de vegetación natural, donde la selva semicaducifolia montana ha sido reemplazada por otras unidades ecológicas que son menos predominantes en cuanto a su superficie e integración, lo cual hace al paisaje más diverso, más fragmentado y con menos dominancia de una unidad de paisaje.

## INDICE

Capitulo 1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Ecología del paisaje	3
1.2. Mapa ecológico	5
1.3. Heterogeneidad del paisaje	6
1.4. Transformación de la selva semicaducifolia montana	6
1.5. Situación actual de la selva semicaducifolia montana en el área de estudio	9
1.6. Aspectos teóricos de los Sistemas de Información Geográfica y Sensores remotos como herramienta de análisis de la transformación del paisaje	11
1.7. Hipótesis metodológica	15
1.8. Hipótesis	15
1.9. Objetivo general	15
1.10. Objetivos específicos	15
Capitulo 2. ÁREA DE ESTUDIO	
2.1. Ubicación geográfica	16
2.2. Vegetación	17
2.3. Clima	18
2.4. Geología	19
Capitulo 3. RECONOCIMIENTOS ECOLÓGICOS DEL PAISAJE DE SELVA SEMICADUCIFOLIA MONTANA	
3.1. Reconocimiento ecológico	20
3.2. Definición de unidades de paisaje	21
3.3. Características de la imagen de satélite	22
3.4. Metodología	22
3.4.1. Fase de precampo	24
3.4.1(a) Procesamiento digital de la imagen de satélite	24
3.4.2. Fase de campo	34

3.4.3. Fase de postcampo	35
3.5. Resultados	37
3.5.1. Estructura del paisaje	40
3.5.2. Descripción del mapa de unidades de paisaje de selva semicaducifolia montana en la cuenca del río Chirurí	42
3.5.2. Descripción del mapa de unidades de paisaje de selva semicaducifolia montana en la cuenca del río Torondoy	44
3.5.3. Descripción del mapa de unidades de paisaje de selva semicaducifolia montana en la cuenca del río Capaz	47
3.6. Discusión	49
 Capítulo 4. HETEROGENEIDAD DEL PAISAJE	
4.1. Metodología	60
4.1.1. Cuantificación de los Índices de composición del paisaje	61
4.1.2. Cuantificación de los Índices de configuración del paisaje	63
4.2. Resultados	65
4.2.1. Composición del paisaje	65
4.2.2. Configuración del paisaje	66
4.3. Discusión	67
4.3.1. Composición del paisaje	67
4.3.2. Configuración del paisaje	69
5.4. Sugerencias	73
 Capítulo 6. CONCLUSIONES	75
ANEXOS.	77
 Capítulo 7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	81
 LISTA DE FIGURAS	

Figura 1.1. Espectro electromagnético	13
Figura 2.1. Ubicación geográfica del área de estudio en Venezuela, paisaje de selva semicaducifolia montana entre los 800-1700 m vertiente Norte de la Sierra de la Culata, Edo Mérida, en las cuencas Chirurí, Torondoy y Capaz	17
Figura 2.2. Climadiagrama de distribución mensual de precipitación y temperatura, para la estación La Azulita Edo. Mérida (año 1969-1997)	19
Figura 3.1. Diagrama de flujo, procesamiento digital de la imagen de satélite Landsat TM (10 de diciembre de 1998)	24
Figura 3.2. Realce de contraste en la banda N° 4 de la imagen de satélite original	25
Figura 3.3. Imagen en falso color	27
Figura 3.4. Mapa de las cuencas de los ríos Chirurí y Torondoy, obtenidos del método de clasificación “Mínima Distancia Mahalanobis”	29
Figura 3.5. Mapas filtrados de las cuencas de los ríos Chirurí y Torondoy entre los 800-1700 m de altitud	31
Figura 3.6. Mapa preliminar de unidades de paisaje de selva semicaducifolia montana en la cuenca del río Chirurí entre los 800-1700 m, vertiente Norte de la Sierra de La Culata Edo. Mérida	32
Figura 3.7. Mapa preliminar de unidades de paisaje de selva semicaducifolia montana en la cuenca del río Torondoy entre los 800-1700 m vertiente Norte de la Sierra de La Culata Edo. Mérida	33
Figura 3.8. Mapa de áreas numeradas de las cuencas de los ríos Chirurí y Torondoy entre los 800-1700 m de altitud	36
Figura 3.9. Mapa final de unidades de paisaje de selva semicaducifolia montana en la cuenca del río Chirurí entre los 800-1700 m, vertiente Norte de la Sierra de	

La Culata Edo. Mérida	43
Figura 3.10. Mapa final de unidades de paisaje de selva semicaducifolia montana en la cuenca del río Torondoy entre los 800-1700 m, vertiente Norte de la Sierra de La Culata Edo. Mérida	46
Figura 3.11. Mapa final de unidades de paisaje de selva semicaducifolia montana en la cuenca del río Capaz entre los 800-1700 m, vertiente Norte de la Sierra de La Culata Edo. Mérida. Datos de Rodríguez (2005)	48

## LISTA DE TABLAS

Tabla 3.1. Distribución de frecuencia del mapa de unidades ecológicas del paisaje de selva semicaducifolia montana en la cuenca del río Chirurí.	37
Tabla 3.2 Distribución de frecuencia del mapa de unidades del paisaje de selva semicaducifolia montana en la cuenca del río Torondoy	38
Tabla 3.2 Distribución de frecuencia del mapa de unidades del paisaje de selva semicaducifolia montana en la cuenca del río Capaz	38
Tabla 3.4 Superficie total del paisaje de selva semicaducifolia montana en las cuencas de los ríos Chirurí, Torondoy y Capaz vertiente Norte de la Sierra de la Culata, Edo. Mérida	40
Tabla 3.5 Descripción de las unidades de paisaje en cada una de las cuencas de los ríos Chirurí, Torondoy y Capaz	41
Tabla 3.6. Superficie total y porcentaje de superficie de selva reemplazada del paisaje de selva semicaducifolia montana entre 800 y 1700 m en las cuencas de los ríos Torondoy, Chirurí y Capaz vertiente Norte de la Sierra de la Culata, Edo Mérida	50
Tabla 4.1. Índices de composición de paisaje evaluados para cada una de las cuencas de los ríos Torondoy, Chirurí y Capaz, ubicadas en la zona Norte de la Sierra de la Culata Edo. Mérida	66
Tabla 4.2. Índices de configuración del paisaje evaluados para cada una de las cuencas de los Ríos Torondoy, Chirurí y Capaz, ubicadas en la zona Norte de la Sierra de la Culata Edo. Mérida	67

## LISTA DE GRAFICOS

Gráfico 3.1 Distribución de frecuencia de las unidades de paisaje con relación al número de polígonos o fragmentos correspondientes a la cuenca del río Chirurí, vertiente Norte de la Sierra de la Culata, Edo. Mérida	39
Gráfico 3.2. Distribución de frecuencia de las unidades de paisaje con relación al número de polígonos o fragmentos correspondientes a la cuenca del río Torondoy, vertiente Norte de la Sierra de la Culata, Edo. Mérida	39
Gráfico 3.3 Distribución de frecuencia de las unidades de paisaje con relación al número de polígonos o fragmentos correspondientes a la cuenca del río Capaz, vertiente Norte de la Sierra de la Culata, Edo. Mérida	40

## **CAPITULO 1. INTRODUCCIÓN**

Los Andes Venezolanos es una zona en la cual las intervenciones antrópicas han aumentado paulatinamente, ocasionando sobre los diferentes sistemas de vegetación su transformación acelerada, modificando los patrones del paisaje (Sarmiento *et al.* 1971; Ataroff y Sarmiento, 2003). Una vez que este paisaje ha sido transformado, se ha hecho más vulnerable debido a la velocidad de pérdida de su diversidad original, y han disminuido sus posibilidades de recuperación debido a que sus diversos sistemas tienen coberturas geográficas restringidas (La Marca, 1997).

Las tasas de transformación de los ecosistemas naturales se relacionan con el incremento demográfico, problemática bien conocida por todos pero poco estudiada en la región Andina a nivel de cuencas. Este crecimiento demográfico ha generado una creciente presión sobre los recursos naturales producto de los mayores requerimientos a los que se ven sometidos, provocando una transformación del paisaje natural dando como resultado que presente algún grado de fragmentación (Bustamante y Grez, 1995).

La fragmentación del paisaje involucra la conversión de grandes áreas de vegetación natural en pequeños parches, en los que algunos remanentes de selva original quedan inmersos en una matriz de hábitat transformado (Guariguata y Kattan, 2002), como resultado de la intensa actividad antrópica en la utilización del suelo, modificando la estructura del paisaje (McGarigal y McComb, 1999).

En el caso de la selva semicaducifolia montana, su transformación ha sido progresiva en algunos sectores desde mediados del siglo XIX, donde la vegetación natural ha sido reemplazada por diferentes tipos de uso de la tierra (Ataroff y Sarmiento, 2003), como resultado de la conversión de la selva naturalmente estructurada y su reemplazo para el desarrollo de la actividad agrícola y ganadera hacia los sitios más accesibles y/o más productivos, los cuales pueden tener un significativo efecto en la heterogeneidad del paisaje.

La heterogeneidad espacial del paisaje fue descrita por Li y Reynolds (1993), como la complejidad y variabilidad de un sistema en el espacio y en el tiempo. En este caso, una propiedad del sistema puede ser cualquier entidad medible, tal como

la configuración y estructura del paisaje (Gustafson, 1998). Turner (1989) sugiere que para cuantificar la heterogeneidad espacial del paisaje, ésta puede ser concebida como un mosaico ambiental, un patrón de los tipos de ecosistemas en el espacio (Forman y Godron, 1986; Krummel *et al.*, 1987; O'Neill *et al.*, 1988) o “parchamiento” como resultado de la actividad humana y de la heterogeneidad del paisaje (Wiens *et al.*, 1993).

Por otro lado, el paisaje puede ser considerado desde muchos puntos de vista, dependiendo de la escala, con énfasis en la estructura vertical (topológico) u horizontal (cronológico) y sus relaciones (Zonneveld, 1989, 1995, 1998). Desde el punto de vista cronológico, el paisaje puede ser definido como un área de terreno heterogénea, compuesta por un grupo de ecosistemas que interactúan y que se repiten de forma similar a través del mismo, estos son considerados como los elementos del paisaje (Turner y Gardner, 1990; Forman y Godron, 1986). La manera como se manifiesta el conjunto de elementos del paisaje, tales como: parches de bosque, carreteras, cursos de agua, áreas de cultivos, entre otros, y su respectiva transformación tienen un significativo efecto sobre el patrón del paisaje, como por ejemplo: lo que se observa con el reemplazo de sistemas naturales por otros manejados (Turner, 1989; Forman, 1995; Guariguata y Kattan, 2002). Los elementos del paisaje son simplemente elementos espaciales en la escala del paisaje, que pueden ser de origen natural o humano, de esta manera el término puede ser aplicado a patrones espaciales de diferentes ecosistemas, tipos de uso de la tierra, comunidades o estados sucesionales (Forman, 1995). Las unidades de paisaje representan los elementos del paisaje donde los procesos ecológicos pueden ser analizados espacialmente (Zonneveld, 1989, 1995, 1998).

Este Trabajo Especial de Grado está enmarcado dentro del proyecto BIOANDES de la Agenda Biodiversidad de FONACIT, titulado: Impacto de la intervención humana sobre la Biodiversidad en cuencas de la vertiente norte de los Andes venezolanos, el cual tiene como objetivo evaluar el efecto del impacto humano en diferentes cuencas de los Andes Venezolanos con relación a la biodiversidad. En este Trabajo se analiza el estado actual de la influencia humana sobre la heterogeneidad del paisaje en tres cuencas de la vertiente Norte de la

Cordillera de Mérida. En la primera parte, se presenta el estado actual de la intervención, a través de un reconocimiento ecológico del paisaje de selva semicaducifolia montana en las cuencas de los ríos Chirurí, Torondoy y Capaz; la segunda parte está enfocada en la evaluación del patrón de intervención a través de distintos índices cuantitativos; en la tercera parte, se determina los parámetros descriptores de heterogeneidad espacial para cada una de las cuencas; y en la cuarta parte se realiza un análisis comparativo de las tres cuencas, observando como la intervención antrópica ha incrementado y como la distribución espacial obedece a un conjunto de procesos dinámicos que permiten pronosticar sus posibles implicaciones.

### **1.1 Ecología del paisaje**

Wiens (1999) definió la ecología del paisaje, como una ciencia joven cuyo objetivo principal es el estudio de la relación que existe entre los procesos ecológicos y la configuración en el espacio en el cual se desarrollan dichos procesos. La ecología del paisaje esta enfocada explícitamente en los patrones espaciales y procesos ecológicos, la causa y consecuencia de la heterogeneidad espacial a través de un rango de escalas (Turner, 1989). Específicamente la ecología del paisaje considera el desarrollo y dinámica de la heterogeneidad espacial, interacción espacial y temporal e intercambio a través de paisajes heterogéneos, y las influencias de la heterogeneidad espacial en procesos bióticos y abióticos (Rissert *et al.* 1984; Forman, 1995; Turner, 1989).

Entre las posibles aplicaciones de la ecología del paisaje se pueden considerar: 1) el estudio de las relaciones físico-biológicas que determinan diferentes unidades espaciales del paisaje, considerando su estructura horizontal, 2) la evaluación de las relaciones que existen entre las diferentes unidades espaciales del paisaje, las cuales pueden ser modificadas por cambios en una misma cuenca y evaluar el efecto que puede causar el impacto humano con relación a la heterogeneidad del paisaje (Forman y Godron, 1986).

La ecología del paisaje, frecuentemente se centra en tres aspectos importantes del paisaje: 1) estructura, se refiere a los patrones espaciales entre los

ecosistemas o los elementos del paisaje presentes; 2) función, se refiere a las interacciones entre los elementos del paisaje; y 3) cambio, se refiere a la alteración en la estructura y función del paisaje (Gustafson, 1998). Un paisaje exhibe estas tres características fundamentales. Está claro que la ecología del paisaje estudia el uso de estos principios en la formulación y solución de problemas del mundo real (Forman y Godron, 1986; Turner, 1989).

La ecología del paisaje, frecuentemente usa datos espaciales, Sistemas de Información Geográfica o modelos de simulación. Los datos espaciales son obtenidos a partir de mapas, fotos aéreas, imágenes de satélite, los cuales suministran la base para muchos de los análisis ecológicos. Por otra parte, los Sistemas de Información Geográfica (SIG) son frecuentemente usados en conjunto con modelos para predecir patrones y procesos a través del paisaje (Turner, 1989; Lillesand *et al.* 2004). Los formatos en los cuales se pueden analizar los datos espaciales comprende los de tipo raster y vectorial principalmente. Cuando la imagen es creada se almacena en el formato raster, el cual utiliza un arreglo de filas y columnas, y coordenadas del mundo real (UTM, coordenadas geográficas). En un formato raster, el paisaje típicamente es representado como una red de celdas, cada una con un valor numérico asignado para representar alguna característica, tales como: vegetación o tipos de hábitat (en nuestro caso la vegetación puede ser categorizada en unidades del paisaje). Para el análisis cuantitativo del paisaje se dispone de índices desarrollados para patrones categóricos del mapa, estos índices son algoritmos que cuantifican características específicas de los parches. Además estos están basados en dos categorías generales: los que cuantifican la composición del mapa, reflejando algunas características del paisaje a través del área total de estudio, y los que cuantifican la configuración espacial (McGarigal and Marks, 1995; Gustafson, 1998). Por lo general, un paisaje esta compuesto típicamente de elementos del paisaje (parches), en un mapa los parches son definidos como un grupo de celdas del mismo tipo de hábitat en las cuales muchas de sus características (tamaño, distribución, longitud, perímetro y área) pueden ser identificadas en un computador (Lillesand et al., 2004; Sabins, 1984; Turner, 1989).

Desde la perspectiva de la ecología del paisaje, el paisaje como entidad geográfica presenta innumerables características derivadas de la complejidad de la estructura que lo conforma, aunque todas las características pueden ser resumidas y enmarcadas en tres tipos de entidades que son: las entidades temáticas, las entidades espaciales y las entidades temporales. Las entidades temáticas, son todos aquellos atributos que no coinciden con los aspectos geométricos o topológicos del paisaje, y es aquí donde la gama de características es muy amplia en cuanto a la clasificación y depende de la perspectiva con las cuales se analice el paisaje. Por lo tanto, la clasificación en este sentido es heterogénea y puede estar constituida por atributos discretos o discontinuos según el valor que tomen las variables a considerarse y del origen de los datos, por ejemplo: número de elementos del paisaje, tipo de uso de la tierra, etc. (Burrough, 1995). Las entidades espaciales se refieren a los aspectos de localización, expresión morfológica y las relaciones internas de distribución y atributos espaciales del paisaje. Estas dos entidades guardan mucha relación entre ellas y se refieren a la posición espacial de los elementos del paisaje, relaciones espaciales, y las propiedades espaciales de estos elementos del paisaje. Mientras que las entidades temporales pueden definirse como factor de cambio en la dinámica del paisaje (Burrough, 1995).

## **1.2 Mapa ecológico**

Un mapa de unidades de paisaje puede ser definido como la representación geográfica de la distribución de los patrones de las unidades de paisaje. Sin embargo, estas unidades pueden ser expresadas en dos vías. Primero, el mapa de unidades de paisaje puede ser definido como la suma de las capas formadas en la estructura del ecosistema, por ejemplo: suelo, vegetación, geología, geomorfología y otra información espacial. La información de atributos acerca de los procesos ecológicos, junto con información no espacial, puede complementar esta información espacial. Segundo, las unidades de paisaje, son descritas como la integración de la estructura y procesos ecológicos. En este enfoque, la unidad de paisaje puede ser delineada en base a atributos relacionados con uno o más componentes de la estructura del ecosistema. Algunos de estos procesos

ecológicos relacionados con el ecosistema puede ser mapeado correlacionando estos procesos con la respuesta espectral de los sensores remotos (Zonneveld, 1989, 1995, 1998; Forman y Godron, 1986; Turner y Gardner, 1990; Forman, 1995).

### **1.3 Heterogeneidad del paisaje**

La heterogeneidad del paisaje de la selva semicaducifolia montana fue estudiada a través de sensores remotos: imágenes de satélite y fotos aéreas, permitiéndonos observar el nivel de impacto de las intervenciones antrópicas en esta selva. En el contexto de la ecología del paisaje, la heterogeneidad es una medida del grado de partición del paisaje en parches o mosaicos de vegetación. Este componente es particularmente importante en el manejo o tipos de uso de la tierra en los que la menor diversidad del ecosistema manejado es compensado con un mosaico de cultivos y árboles que mantienen un alto nivel de heterogeneidad espacial (Wiens, 1997). Por otra parte, la heterogeneidad es una propiedad de los paisajes la cual se presenta como un mosaico en los cuales la estructura, función y cambio produce pautas repetitivas y patrones espaciales heterogéneos en el paisaje (Lavers y Haines-Young, 1993). En los mapas de unidades de paisaje la heterogeneidad depende de los componentes principales del patrón del paisaje: composición y configuración del paisaje (Forman, 1995). La composición del paisaje, se refiere a las características asociadas con presencia y cantidad de cada tipo de parche en el paisaje. La configuración del paisaje a veces referido como patrones del paisaje, se refiere a la distribución física o características espaciales de los parches dentro del paisaje, indicado por el número, tipo y configuración de los elementos del paisaje; ésta enfocada en la descripción de las características espaciales de los parches individuales.

### **1.4 Transformación de la selva semicaducifolia montana**

En las cuencas con vertiente húmeda en los Andes venezolanos, la selva semicaducifolia montana forma una franja más o menos continúa, en el caso de la vertiente del Sur del Lago de Maracaibo y de la vertiente llanera, mientras que en las cuencas menos húmedas su distribución esta restringida a zonas como terrazas

y áreas cercanas a los ríos y quebradas, las cuales tienen un suministro de agua extra en el suelo (Ataroff y Sarmiento, 2003).

En el pasado la selva semicaducifolia montana ocupó una gran extensión tanto en los valles intramontanos como en las vertientes externas de la Cordillera de Mérida, en la actualidad es muy difícil encontrarla en su forma original debido al fuerte impacto a que ha sido sometida, desde finales del siglo XIX, sustituyéndola principalmente por cultivos de café tanto sobre terrazas como sobre laderas con fuertes pendientes y, desde mediados del siglo pasado por caña de azúcar en las áreas tope de terrazas (Ataroff y Sarmiento, 2003). También se ha reemplazado por pastos para la ganadería lechera o ha sido ocupada como área urbana o suburbana, como consecuencia de sus excelentes características climáticas para la vida humana; durante los últimos años se ha intensificado su transformación (Ataroff, 2003).

Esta selva ha sido transformada en las cuencas de Los Andes producto de dos importantes procesos: 1) la deforestación, donde dicho proceso está reduciendo la integridad de la selva, y 2) su degradación, con la implementación de la agricultura itinerante de tala y quema muy utilizada por los agricultores en Los Andes. Ambos procesos están vinculados y produciendo diversos problemas, como son la erosión del suelo y desestabilización de las capas freáticas, los cuales pueden favorecer inundaciones en las comunidades establecidas en las partes bajas. Este impacto supone el desplazamiento de poblaciones o destrucción de hábitat naturales y resulta en el establecimiento de nuevos tipos de cobertura con lo cual cambia la heterogeneidad del paisaje (Borman y Likens, 1979).

Meffe y Carrol (1994) y Harris (1984), describieron y clasificaron los procesos de transformación en las selvas que han sido perturbadas en tres categorías principales: a) reducción y pérdida de la cantidad de hábitat disponible, b) conversión de la selva naturalmente estructurada y regenerada por plantaciones o cultivos, y c) separación del hábitat remanente en parches pequeños y aislados como consecuencia de la transformación del paisaje.

El paisaje comúnmente está caracterizado por su estructura, su función y los cambios dinámicos (disturbios y recuperación) (Gustafson, 1998). Los disturbios por

lo general producen parches los cuales desde el punto de vista de la ecología del paisaje, son descritos como unidades espaciales en la escala del paisaje, y son el resultado de la fragmentación del paisaje y de la heterogeneidad del medio ambiente abiótico (Dunning *et al.*1992).

Las consecuencias derivadas del alcance, duración e intensidad de esta transformación por diferentes intervenciones antrópicas para ser sustituida por diferentes tipos de uso de la tierra, ya sea agrícola o pecuario, han llevado afirmar que este proceso se ha convertido en un mecanismo de disminución de la biodiversidad (Romero, 1995). Si bien se admite la ausencia de evidencia respecto a la desaparición de especies directamente atribuibles a la deforestación. Catalán (1993) ha señalado que la tasa de deforestación en Venezuela es de  $10.000 \text{ Km}^2/\text{año}^{-1}$ , según este autor es una alteración suficiente como para provocar la eliminación local de poblaciones de especies, así como la capacidad biosintética y evolutiva de la biota.

Durante los últimos 50 años hubo una gran expansión e intensificación de prácticas agrícolas y pecuarias las cuales tuvieron impactos desfavorables sobre la biodiversidad. Como resultado de esto, la selva restante ha sido reducida y aislada creando así una extensa fragmentación, que puede aumentar la posibilidad de extinciones locales como resultado de una disminución de la migración entre fragmentos y una reducción de variabilidad genética (Urban *et al.* 1987, Romero, 1995).

Por otra parte, en un ecosistema perturbado puede verse afectado de manera considerable el flujo continuo de materiales y energía. Una vez que es transformado se hace difícil su regeneración, ya que es sustituido de inmediato por formaciones herbáceas o arbustivas, pero no arbóreas, que es el suelo capaz de alimentar a la misma vegetación, los que rápidamente se pierden, al igual que el suelo mismo una vez que la vegetación boscosa desaparece (Bisbal, 1988; Federowick, 1993).

### **1.5 Situación actual de la selva semicaducifolia montana en la zona de estudio**

Dentro del contexto de este trabajo, el impacto humano es un término que define el efecto que produce una determinada acción humana sobre el medio ambiente. El efecto ecológico generalmente es de carácter negativo, ya que supone la destrucción del ecosistema natural (Bustamante y Grez, 1995).

En los últimos años los procesos de transformación y reemplazo de la selva semicaducifolia montana, por el manejo del ecosistema para fines agrícolas y ganaderas por parte de las comunidades allí establecidas se han acelerado, debido a la expansión de la frontera agrícola. La agricultura moderna, y la necesidad de nuevos caminos, carreteras y asentamientos, son causa de la tala de la selva. En este sentido, han sido fuertes factores la agricultura, la expansión de las áreas urbanas hacia las zonas selváticas y el establecimiento de comunidades.

La selva semicaducifolia montana ha sido extensamente intervenida a nivel de las cuencas de los Ríos Torondoy, Chirurí y Capaz del estado Mérida, debido al proceso de deforestación, para ser reemplazada por diferentes tipos de uso de la tierra: sistemas agrícolas y sistemas pecuarios, este último con la siembra de pastizales para ganadería bovina, para la obtención de carne y leche. Sin embargo la sustitución de esta selva natural por pastizales, produce una alteración de las condiciones ecológicas originales, ya que afecta el balance energético e hídrico del suelo (Vera, 1993). Además estos pastizales son manejados extensivamente sin la incorporación de fertilizantes y enmiendas periódicas, sin considerar la gran heterogeneidad del suelo, constituyendo un factor importante en la degradación de los mismos, con la consecuente aparición de procesos erosivos los cuales disminuyen la calidad y productividad de las tierras. Este proceso de deforestación es progresivo, ya que como hay más suelo desnudo se incrementa la erosión, hay más arrastre de materiales en la época de lluvia y por consiguiente inundaciones en la parte baja de la cuenca. Además, este proceso de deforestación puede causar la disminución del caudal del río por cambios en la dinámica hídrica (Vera, 1993). La deforestación no es aleatoria y se concentra en zonas con ciertas características topográficas (por ejemplo: zonas aptas para la agricultura).

A nivel de cuencas de Los Andes venezolanos, los tipos de uso de la tierra implementados en la selva semicaducifolia montana son los agroecosistemas y pastizales. Ataroff y Monasterio (1996) han señalado desde el punto de vista ecológico que los agroecosistemas especialmente las plantaciones de café bajo un dosel de sombra (*Coffea arabica* var. *arabica*) juegan un papel importante como zona de amortiguamiento entre las áreas de selva, ya que éstos han sido considerados como un tipo de uso “racional” del ambiente. Por esta razón, la producción de café proporciona un agroecosistema ideal para explorar el potencial de conservación de la biodiversidad y un medio para disminuir los efectos adversos de la conversión de los suelos. Este sistema no sólo ocupa una posición dominante de acuerdo al uso de la tierra, sino que tiene un amplio espectro de efectos sobre los ecosistemas. Mientras que desde el punto de vista ecológico, la actividad ganadera tiene un efecto negativo, ya que implica la transformación severa de todo el sistema, produciendo una alteración de las condiciones ecológicas originales, con consecuencia en los flujos hídricos (Ataroff y Rada, 2000; Ataroff y Sánchez, 1999) y procesos erosivos (Sánchez y Ataroff, 1997; Forti, 1999).

Estos tipos de reemplazo producidos en la selva semicaducifolia montana pueden involucrar diferentes procesos de transformación de acuerdo al área de afectada. Dependiendo del grado de intervención, así como la persistencia del impacto de manera general se pueden observar los siguientes tipos de impacto (Forman, 1986): 1) Cuando el impacto ocasiona un completo reemplazo de la selva original, se produce pérdida de hábitat generalmente en fragmentos los cuales son reemplazados por otras unidades que pueden o no ser predominantes en cuanto a su superficie, disminuyendo o aumentando la heterogeneidad del paisaje; 2) Cuando el impacto ocurre de manera parcial, se produce un reemplazo de las áreas aisladas sin una conexión entre sí dentro de la matriz de selva original, lo cual puede conducir al aislamiento de los fragmentos y provocar alteraciones dentro de su diversidad funcional y flujo interno de especies; y 3) Cuando el impacto altera de manera parcial la matriz de selva original, se genera una menor conexión entre los fragmentos o parches que quedan de la matriz de selva original, provocando una menor pérdida de hábitat. La identificación de estos tipos de impacto y el estudio de

las relaciones espaciales entre los ecosistemas originales y de reemplazo es importante para entender y caracterizar los procesos de cambio y su influencia sobre la heterogeneidad del paisaje.

### **1.6 Aspectos teóricos de los Sistemas de Información Geográfica y Sensores Remotos como herramienta de análisis de la heterogeneidad del paisaje.**

Stone y colaboradores (1984) estudiaron el nivel de impacto de las áreas que habían sido deforestadas a través del uso de imágenes de satélite, nosotros utilizaremos la imagen de satélite para realizar reconocimientos ecológicos del paisaje de selva semicaducifolia montana, y poder analizar la heterogeneidad y fragmentación del paisaje en tres cuencas con diferentes grados de intervención. Este estudio implica el uso de herramientas y técnicas de análisis como son los sensores remotos o teledetección, y los sistemas de información geográfica (SIG).

Un sistema de Información Geográfica (SIG) se puede definir como una clase particular de programa informático, que en muchas formas se asemeja a un programa de base de datos, los SIG analizan y relacionan información almacenada bajo la forma de registros, pero con una diferencia que cada registro en un SIG contiene información usada para representar “información georreferenciada” y cada una de esa información representa un lugar en el planeta. Por otra parte, los SIG son programas que relacionan los elementos de información contenida en una base de datos relacional con datos espaciales, en otras palabras los SIG relacionan los datos espaciales con la información descriptiva acerca de un área geográfica específica y esta información puede contener grandes extensiones de territorio y la descripción sistemática del mismo (Aronoff, 1993).

Por otro lado, un Sistema de Información Geográfica (SIG) puede definirse como un sistema computarizado que cubre clasificación diversa de información espacial explícita acerca de un área, frecuentemente una porción del paisaje. La información es almacenada digitalmente, presentada geográfica o visualmente; y disponible para capturar, almacenar, transformar, analizar y desplegar datos espaciales y descriptivos del mundo real. Algunos Sistema de Información Geográfica tienen cuatro componentes principales: i) un subsistema de datos de

entrada para coleccionar y procesar los datos espaciales y descriptivos desde mapas, fotos aéreas, sensores remotos y otras fuentes; ii) un subsistema de manejo base de datos para almacenar y mostrar datos; iii) un subsistema de análisis para interpretar los datos; y iv) un subsistema de reporte para mostrar y reportar los mapas. Los formatos en los cuales se pueden analizar los datos espaciales comprenden los de tipo raster y vectorial principalmente. La información puede ser almacenada en formato "raster", por ejemplo celda por celda (píxel por píxel) en una red; un "píxel" representa una pequeña unidad del área espacial en el campo, cuando los datos son coleccionados a través del uso de sensores remotos; o puede ser en formato "vector" por ejemplo, distancias y direcciones que varían por puntos. Estos dos sistemas difieren en como los datos son representados. En un formato "vector", los datos del mapa son representados como coordenadas por puntos, líneas o polígonos. La estructura de los datos en formato de vector es útil para almacenar datos espacialmente referenciados en un computador. Este método es útil para el manejo y despliegue de los datos de las clases discretas en un mapa. En un formato "raster" los datos numéricos en un mapa son representados en una red de celdas, que contienen filas y columnas de un tamaño descrito; cada celda corresponde a un área fija en el espacio real. Por ello a través del SIG podemos manejar y analizar específicamente información espacial derivada de los sensores remotos (Turner y Gardner, 1990).

Los sensores remotos comprenden la captura de imágenes a remota distancia, estos pueden proveer información de forma, color, posición, temperatura y contenido de humedad. Los sensores remotos detectan la cantidad de radiación reflejada por la superficie de la tierra, absorción de la luz visible y radiación infrarroja, que es parte del espectro electromagnético (Fig. 1.1) (Aronoff, 1993, Lillesand *et al.* 2004; Sabins, 1987). Las respuestas espectrales de la superficie terrestre en longitudes de onda específica, grabados por espectrómetros en el satélite, son asignados a elementos individuales de la imagen denominados píxel. Píxeles con una respuesta espectral fuerte tienen altos valores digitales y viceversa. La respuesta espectral de los objetos puede cambiar con respecto a la longitud de onda observada, tal como se puede observar al comparar las tres bandas Landsat

TM con respecto a las áreas de selva, cultivos y pastizales. Cuando es utilizada la escala del infrarrojo, las áreas con respuesta espectral débil son de tono oscuro, y las áreas con una respuesta espectral fuerte son de tono luminoso (ITC, 1997).

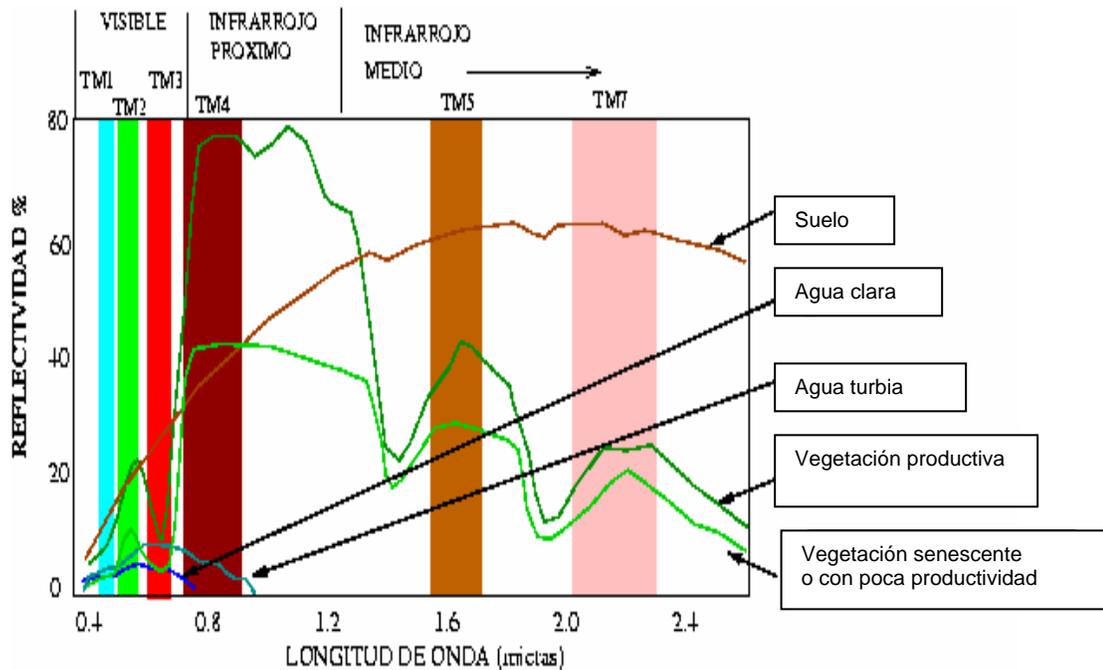


Fig. 1.1. Espectro Electromagnético. Tomado de <http://www.ceagi.org/content/recursos/tema02.pdf>

Las imágenes de satélite registran la magnitud de la señal de ciertas bandas, la información espectral almacenada en las bandas separadas pueden ser integradas por una composición de color. La información espectral es combinada para desplegar cada banda individual en uno de los tres colores primarios: rojo, verde y azul (ITC, 1997). Una combinación específica de las bandas para crear una composición de color de la imagen es llamada composición en falso color. En una composición en falso color (CFC), el color rojo es asignado a la banda del infrarrojo, el color verde a la banda del rojo visible y el color azul a la banda del verde visible. La vegetación verde puede aparecer rojo oscuro, los suelos desnudos verde azulado. En una imagen Landsat TM los colores rojo, verde y azul son desplegados en las respectivas bandas 4, 3, y 2. Por otra parte, las imágenes de satélite

muestran claros patrones de paisajes interdigitalizados, de ecosistemas y uso de la tierra en un paisaje. La radiación infrarroja bajo los patrones contrastantes de superficies vegetales y no vegetales, y una variedad de longitudes de onda espectrales y técnicas de aumento de color son usadas para separar la matriz sutil, tales como el tipo de vegetación; estas técnicas computarizadas reducen la distorsión de la imagen y tienen alta precisión (Gardner *et al.* 1987).

Los Sistemas de Información Geográfica (SIG) y Sensores remotos (SR), permiten el análisis de grandes áreas o superficies que por su inaccesibilidad y complejidad escapan del análisis de campo, además estos permiten la integración de una serie de procesos e interrelaciones entre los diferentes ecosistemas que pueden encontrarse en determinadas áreas de estudio. Los sistemas de percepción remota nos permiten evaluar las características de los ecosistemas de manera espacialmente integrada, además de asociar las características espectrales y geográficas de la imagen (en el caso de análisis de imágenes de satélite), como distribución espacial, heterogeneidad, tamaño y ubicación del área de estudio. Por otra parte, nos permiten analizar y modelar los diferentes procesos asociados con los cambios producidos en el paisaje (Aronoff, 1993).

Los árboles de las selvas, los diferentes cultivos agrícolas y los pastos cultivados presentes dentro de la matriz de selva, tienen tasas metabólicas que generan emisiones de radiación de onda larga de diferente intensidad, asociados a la asimilación y/o producción y sus características al ser estudiadas a través de la radiación emitida y reflejada son distintas una de otra. Además, cada una de las unidades de paisaje puede estar sometida a diferentes tipo de manejo; por tanto, podemos encontrar diferentes características espectrales. Conociendo la ubicación y las características de las áreas de diferentes tipos de uso, podemos mediante la utilización de imágenes de satélite, conocer cual es la característica espectral de dichos tipos de uso e inferir que todas aquellas zonas que respondan al mismo patrón espectral poseen características similares.

## **1.7 Hipótesis metodológica.**

1.7.1. Si las unidades que conforman el paisaje de selva semicaducifolia montana presentan diferencias de productividad y metabolismo, es de esperar que sean distinguibles y diferenciables por medio de la radiación infrarroja que percibe la imagen de satélite y a la combinación entre diferentes longitudes o bandas.

## **1.8 Hipótesis**

1.8.1. La selva semicaducifolia montana ha sido alterada en mayor grado en las áreas de las cuencas que tienen una mayor accesibilidad.

1.8.2. El grado de intervención puede aumentar el número de fragmentos disminuyendo el área de selva original.

## **1.9 Objetivo general**

Analizar la heterogeneidad del paisaje de selva semicaducifolia montana en tres cuencas de la vertiente Norte de la Cordillera de Mérida con diferentes grados de intervención.

## **1.10 Objetivos específicos**

1.10.1. Realizar reconocimientos ecológicos del paisaje de selva semicaducifolia montana en las cuencas Torondoy, Chirurí y Capaz.

1.10.2. Estudiar la fragmentación de selva semicaducifolia montana en las cuencas Torondoy, Chirurí y Capaz.

1.10.3. Determinar los parámetros descriptores de heterogeneidad espacial para cada cuenca.

1.10.4. Analizar comparativamente de la heterogeneidad espacial en tres cuencas con relación al tipo de uso de la tierra.

## **CAPITULO 2. ÁREA DE ESTUDIO**

### **2.1 Ubicación geográfica**

El área de estudio abarca la zona de selva semicaducifolia montana en tres cuencas ubicadas en la vertiente Norte de la Sierra de la Culata en Los Andes Venezolanos. Las tres cuencas vierten sus aguas al Lago de Maracaibo y reciben su denominación por los ríos que recogen sus aguas: Chirurí, Torondoy y Capaz. En conjunto, presentan una amplia red hidrográfica, fuertes pendientes y notables perturbaciones antrópicas.

Las tres cuencas Figura 2.1, parten de la zona más alta en la divisoria de las aguas de la Sierra Norte o Culata y llegan hasta el piedemonte noroccidental de dicha Sierra y en la llanura aluvial de la depresión del Lago de Maracaibo, de acuerdo al mapa de Ataroff y Sarmiento (2003). De acuerdo con este mapa, la cuenca del Río Torondoy ocupa una superficie total de selva semicaducifolia montana de 10.818,52 ha, la cuenca del Río Chirurí 3.333,64 ha, y la cuenca del Río Capaz 11.962,78 ha.

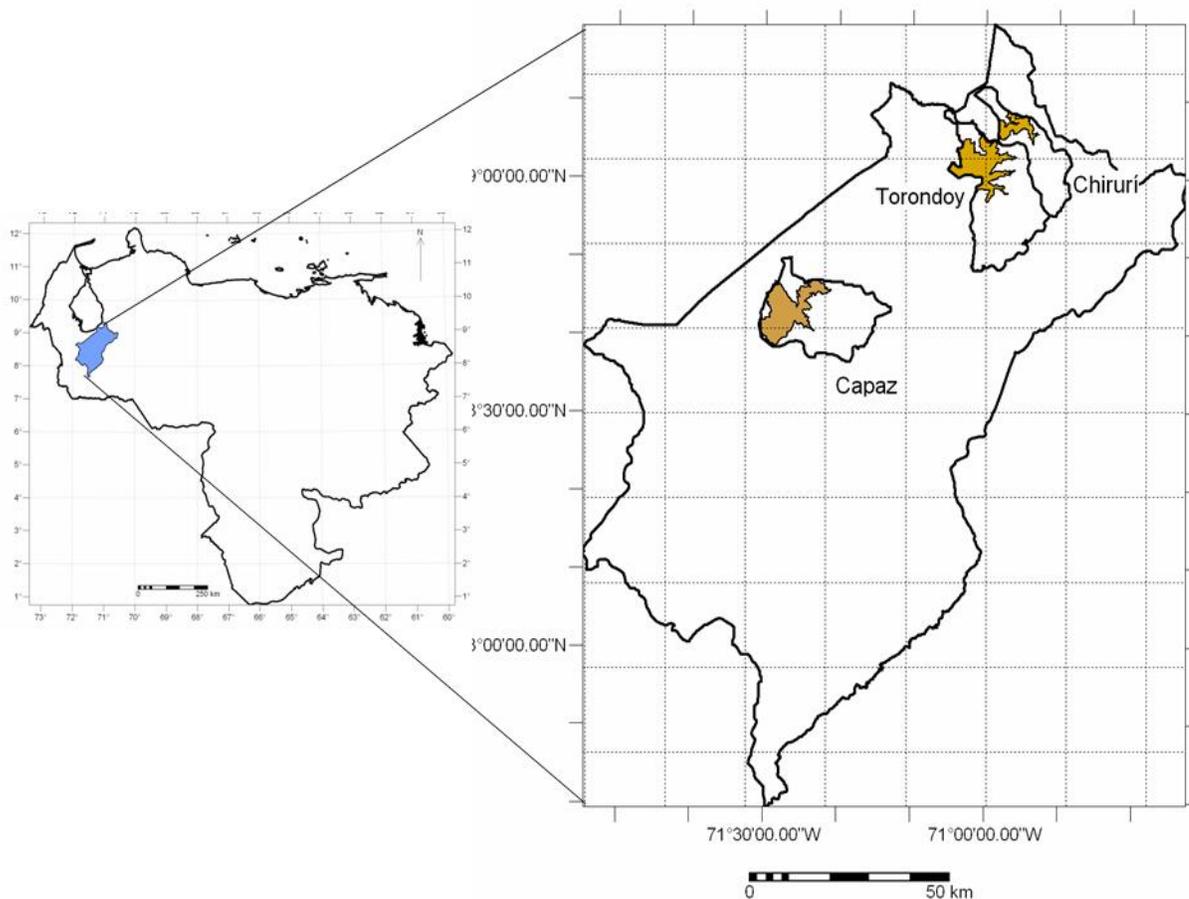


Fig 2.1. Ubicación geográfica del área de estudio en Venezuela, paisaje de selva semicaducifolia montana entre 800 y 1700 m vertiente Norte de la Sierra de la Culata, Edo. Mérida, en las cuencas Torondoy, Chirurí y Capaz

## 2.2 Vegetación

En las vertientes húmedas o márgenes de los ríos en vertientes secas de Los Andes la selva semicaducifolia montana esta ubicada en un rango altitudinal entre los 800 – 1700 m donde forma una franja más o menos continúa, en el caso de la vertiente del sur del Lago de Maracaibo y en la vertiente llanera, por el contrario en las vertientes menos húmedas su distribución esta restringida a zonas como terrazas y áreas cercana a los ríos y quebradas que tienen un suministro de agua extra en el suelo (Ataroff y Sarmiento, 2003).

La vegetación de esta selva ha sido descrita por Ataroff y Sarmiento (2003) y Ataroff (2003), quienes señalan que la vegetación de esta selva esta caracterizada

por presentar un dosel irregular entre 20 y 35 m, con individuos emergentes hasta 40 m de altura. En los estratos superiores predominan los árboles: *Tabebuia ochracea*, *Cedrela* sp., *Heliocarpus popayanensis*, *Erythrina glauca*, *Inga oerstediana*, *Inga edulis*, *Spondias mombim*, *Ficus maitín*, *Solanum arboreum*. Entre los estratos menores a 12 m, pueden observarse las especies características: *Vismia baccifera*, *Miconia lonchophylla*, *Piper prunifolium*, *Solanum leucocarpun*, *Urera caracasana*. El estrato inferior esta caracterizado por la presencia de: *Anthurium acandens* y *Guzmania mitis* (Familia Aráceae), *Racinaea aff. Caribaea*, *Racinaea tetrantha* y *Vrisea tequendamae* (Familia Bromeliaceae), *Epidendrum leprants* y *Pleurothalis stelis* (Familia Orchidaceae), *Piperomia tetraphylla* (Familia Piperaceae). Las lianas y las epifitas son escasas en comparación con las otras unidades selváticas de los Andes Venezolanos

### **2.3 Clima**

El clima es similar en las tres cuencas, pero sólo existen datos climáticos para la estación metereológica de La Azulita (1.525 m de altitud), localizada en la cuenca del Río Capaz. La Figura 2.2 muestra el Climadiagrama con distribución mensual de precipitación y temperatura para la estación metereológica de La Azulita. Desde el punto de vista climatológico la selva semicaducifolia montana se caracteriza por presentar una estacionalidad hídrica por encima de los 100 mm la mayor parte del año siguiendo un patrón de distribución biestacional. En el Climadiagrama de la estación de la Azulita, se aprecia que los meses máximos de precipitación aparecen en los períodos de abril-mayo y septiembre-noviembre, mientras que el período más seco corresponde a los primeros tres meses del año, y la temperatura alcanza valores promedios mensuales de temperatura máxima de 22°C y mínima de 20°C.

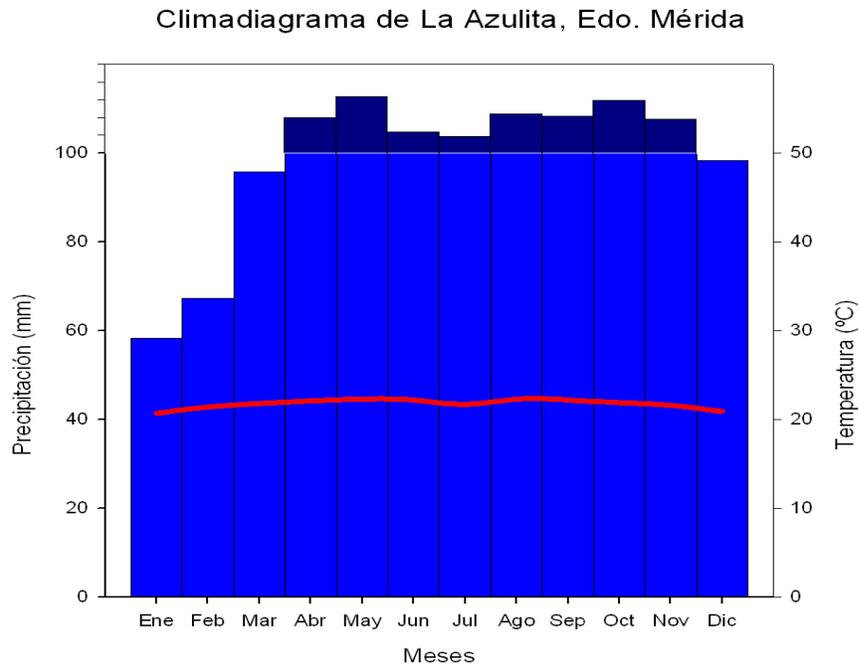


Fig. 2.2. Climadiagrama de distribución mensual de precipitación y temperatura, para la estación La Azulita Edo. Mérida, año 1969-1997.

## 2.4 Geología

La Formación geológica que aflora y predomina en estas cuencas es el Grupo Iglesias del Precámbrico, Formación Colón del Cretáceo superior, Formaciones Paují, Misoa, La Luna y Capacho del cretáceo medio, Formación Aguardiente del cretáceo inferior en contacto discordante con el Complejo Iglesias en el sector medio de las cuencas formando bloques y franjas alargadas. (Moreno y Mendoza, 1988; Calderón et al. 1981).

## **CAPITULO 3. RECONOCIMIENTO ECOLÓGICO DEL PAISAJE DE SELVA SEMICADUCIFOLIA MONTANA.**

### **3.1 Reconocimiento ecológico**

El Sistema de Información Geográfica (SIG) utilizado fue un modelo que nos permitió en primer término la incorporación de datos espaciales y no espaciales en una base de datos relacional. En esta base de datos los atributos de las unidades de paisaje que conforman los elementos básicos de cobertura de los mapas fueron relacionados. El formato de los datos fueron tanto de tipo vectorial como de tipo cuadrícula (raster), de tal forma que los datos fueron presentados en cualquiera de los dos formatos. Para el análisis espacial de los tipos de reemplazo se realizaron cálculos de atributos de polígonos y segmentos, evaluando y analizando la heterogeneidad espacial de las áreas deforestadas con fines agrícolas y el proceso de fragmentación de selva, fueron analizados en relación con el patrón espacial de distribución de las unidades de paisaje y la cuantificación de los índices de heterogeneidad. Se utilizaron herramientas de análisis espacial como clasificación de unidades, mediante el procesamiento de la imagen de satélite (Landsat TM) de la zona de estudio y sustentando esta data espacial con el análisis de campo, el cual consistió básicamente en coleccionar información desde el punto de vista ecológico, además de verificar y corregir la información derivada de la clasificación. La base conceptual esta dada por el análisis ecológico del paisaje, fundamentalmente en el estudio de las características ecológicas de las unidades natural e intervenida. Todo este análisis se llevo a cabo utilizando un Software comercial: ILWIS (Integrated Land and Water Information Sytem).

El reconocimiento ecológico nos permitió determinar las características del paisaje basado en el reconocimiento de patrones. El reconocimiento de patrones involucró la categorización de píxeles en base a la relación espectral de las unidades distinguibles a través de la interpretación del color, textura, tonalidades, proximidad, repetición, direccionalidad y contexto en la imagen de satélite (Lillesand *et al.* 2004). En base a las diferencias espectrales por medio de la radiación infrarroja bajo los patrones contrastantes de superficie vegetal y no vegetal, se observaron y definieron las unidades de paisaje. Todo el procesamiento y análisis

espacial de la imagen de satélite se realizó a través de un conjunto de métodos y técnicas tal como: procesamiento, realce y clasificación. El procesamiento se refiere al procesamiento inicial de los datos brutos para la calibración radiométrica de la imagen. Otras técnicas empleadas fueron: realce de contraste, georreferenciación, composición en falso color, método de clasificación, clasificación y filtrado de la imagen, orientadas a facilitar la interpretación de los valores numéricos digitales y traducción de las categorías de información con relación al tipo de uso de la tierra. Esto nos permitió determinar las características del paisaje utilizando una imagen de satélite Landsat TM la cual ofrece una visión temporal y espacial de la cobertura y desarrollo de la vegetación (Hobbs, 1997; Running, 1989). Con esta imagen se interpretó la heterogeneidad espacial, en base a las diferencias o disimilaridades observadas a través del paisaje y analizando los patrones espaciales tipos de cobertura para elaborar los mapas ecológicos del paisaje a través de la clasificación de la imagen.

### **3.2 Definición de Unidades de paisaje (UP)**

Desde el punto de vista de la ecología del paisaje, las unidades ecológicas descritas por Ataroff y Sarmiento (2003) representan en verdad “paisajes” pues estas presentan una homogeneidad climática. Donde el paisaje puede ser visto como la suma total de las características que distinguen una determinada área de la superficie de la Tierra de otras áreas; estas características son el resultado no solo de los agentes naturales sino también de la ocupación humana y del uso del suelo, por esta razón se definieron como unidades de paisaje a cada uno de los elementos del paisaje (Turner y Gardner, 1990; Forman y Godron, 1986; Zonneveld, 1985,1989), por lo tanto las unidades de paisaje pueden ser claramente diferenciadas unas de otras por sus características paisajísticas. Parte de la ecología del paisaje como se dijo al principio, es el resultado de la interpretación de imágenes captadas por un sensor remoto. Por lo tanto el definir las diferentes unidades de paisaje (UP) es definir la morfología del terreno y su superficie que conforma el paisaje. Desde el punto de vista de la ecología del paisaje consideramos la selva semicaducifolia montana como un “paisaje”, para analizar las

relaciones entre los patrones espaciales y dinámica del paisaje. Si identificamos el paisaje de acuerdo a sus características espaciales relacionadas con la función, estructura y cambios dinámicos, entonces podemos crear mapas ecológicos en base al análisis del paisaje (Zonneveld, 1989).

### **3.3 Características de la imagen de satélite.**

La imagen con la cual se desarrollo este Trabajo fue una imagen Landsat TM tomada en diciembre de 1998, la cual ocupa una extensión de 185 por 185 Km y de la cual se tomó una porción que cubre sólo dos cuencas de estudio muestreadas (cuencas de los Ríos Torondoy y Chirurí), ésta imagen contiene de 4 a 7 bandas y de 6 a 8 bits. La resolución espectral del sensor es: banda 1: 0,45-0,52  $\mu\text{m}$  en la banda electromagnética del azul con un tamaño del píxel de 30 m, la banda 2: 0,52-0,60  $\mu\text{m}$  en la banda electromagnética del verde con un tamaño del píxel de 30 m, la banda 3: 0,63-0,69  $\mu\text{m}$  en la banda del espectro electromagnético del rojo, la banda 4: 0,76-0,90  $\mu\text{m}$  en la banda del espectro electromagnético del infrarrojo próximo, banda 5: 1,55-1,75  $\mu\text{m}$  en la banda del espectro electromagnético del infrarrojo medio, la banda 6: 10,40-12,50  $\mu\text{m}$  en la banda del espectro electromagnético del infrarrojo térmico, y la banda 7: 2,08-2,35  $\mu\text{m}$  en la banda del espectro electromagnético del infrarrojo medio. La banda 6 tiene una resolución espacial de 120 m.

Por medio de la combinación de las bandas emitidas por el satélite Landsat TM y de acuerdo a sus características espectrales y de la resolución del tamaño de la imagen se realizó el análisis del área de estudio con una resolución de 30 m por píxel y un análisis por combinación de bandas generando imágenes en falso color que permiten distinguir las diferentes características a interpretar.

### **3.4 Metodología.**

En cada una de las cuencas se hizo una clasificación de las unidades de paisaje, mediante categorías de uso de los suelos por su extensión considerados importantes para el análisis de la heterogeneidad, composición estructura y función del paisaje. El análisis se basó en mapas digitales elaborados a partir de la identificación de puntos homólogos. Una vez interpretadas se digitalizaron las áreas

directamente en ILWIS (Sistemas de integración de aguas y tierras). A cada polígono se le asignó una categoría de acuerdo a la categoría de uso correspondiente. Se calculó para todos los polígonos digitalizados su área, perímetro y número de polígonos.

Dos fuentes de datos fueron usados para elaborar los mapas de unidades de paisaje. Los datos espaciales primarios fueron una imagen Landsat TM fue procesada y desplegada utilizando un software ILWIS versión 3.2 – Integrated Land and Water Information System - el cual es un Sistema de Información Geográfica (SIG) que procesa y analiza información espacial en formato raster y vectorial (ITC, 1997). La georreferenciación o corrección geométrica de la imagen se realizó para completar la información espacial ajustando las características geométricas de la imagen, esta corrección geométrica es efectuada de acuerdo a la proyección cartográfica estándar Proyección Mercator Transversal UTM, lo que permite combinar la imagen con informaciones geográficas de diferentes tipos tal como vectores mapas raster y otras imágenes de satélite (ITC, 1997). Esta georreferenciación puede operarse bajo una aplicación bidimensional utilizando puntos de apoyo de un sistema conocido como UTM o Lambert y mediante una translación en X,Y, se corrige la imagen con un error cuadrático fijado por el usuario teniendo en cuenta las características de la imagen. Para ello fueron usados mapas topográficos de la Dirección de Cartografía Nacional a escala 1:100.000. Para el reconocimiento ecológico del paisaje en la cuenca del río Capaz se tomaron datos de Rodríguez, la cual utilizó fotos aéreas de la misión del año 1998 correspondientes a los meses de enero-febrero con una escala o resolución espacial de (1:60.000), interpretación realizada por Rodríguez (2005). Se definieron tres etapas para el desarrollo de este trabajo: a) fase de precampo, b) fase de campo, y c) fase de postcampo. En cada una de ellas se utilizaron materiales específicos, y se ha diseñado una metodología de trabajo particular.

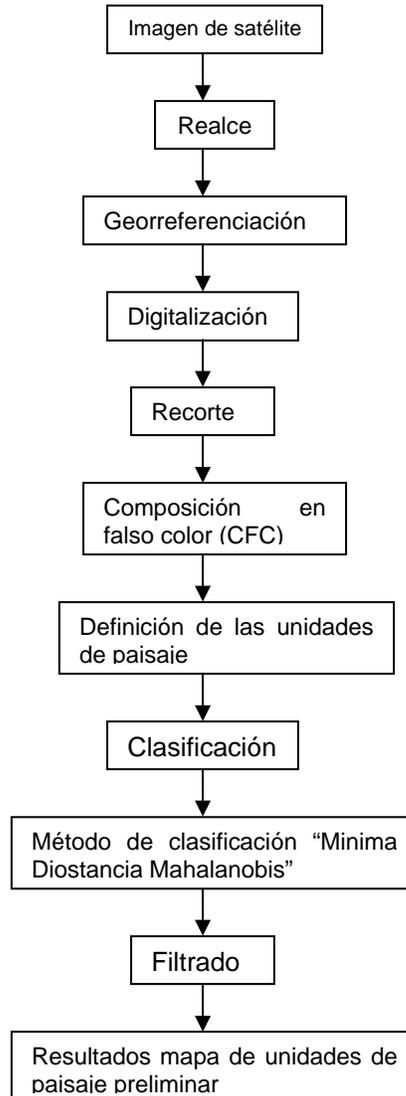
#### **3.4.1 Fase de precampo**

Los mapas preliminares figuras 3.5 y 3.6 comprendieron especialmente patrones del uso de la Tierra y cobertura de vegetación natural e intervenida en las cuencas de estudio. Para su elaboración fue preciso seguir las pautas propuestas

para la clasificación supervisada a través de la cual se delimitaron las unidades del paisaje, siguiendo el procedimiento descrito por (ITC, 1997; Aronoff, 1993; Sabins, 1987), quienes describen cómo clasificar la imagen basados en el reconocimiento de patrones asociados a las unidades distinguibles. La leyenda de los mapas preliminares en las cuencas de los Ríos Torondoy y Chirurí consideramos 4 grandes unidades del paisaje, básicamente en función del uso de la Tierra y cobertura de vegetación natural e intervenida, las mismas que en fases posteriores del trabajo fueron corregidas.

### 3.4.1a Procesamiento digital de la imagen de satélite (Landsat TM, 10 de diciembre de 1998).

Fig. 3.1 Diagrama de flujo del procesamiento de la imagen de satélite



La imagen digital original figura 3.2 fue visualizada en una sola banda en términos de tonos grises, con un rango entre (0) negro hasta (255) blanco, ésta imagen no presentó ningún problema radiométrico, y la georreferenciación se baso en mapas topográficos de la Dirección de Cartografía Nacional a escala 1:100.000 con referencia hojas 6042 y 5943 edición 1-DCN del año 1976, y las hojas 6043 y 5942 edición 1-DCN del año 1977 correspondientes al área de estudio.

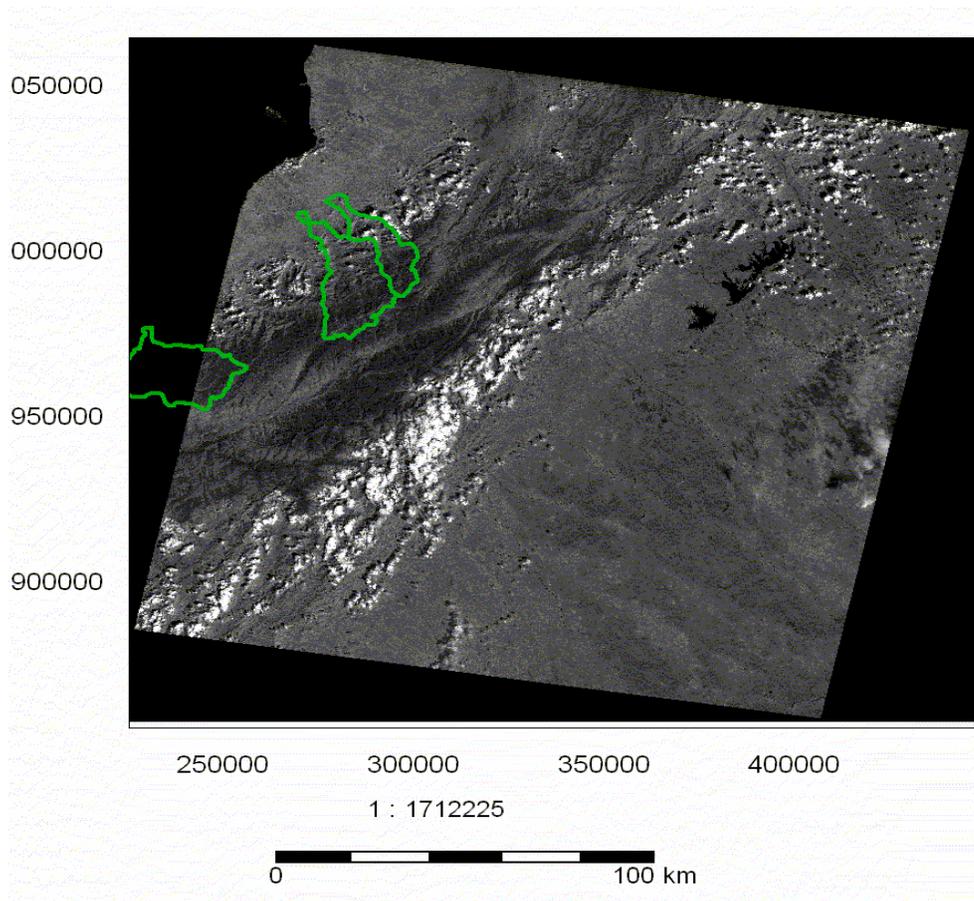


Fig. 3.2. Realce de contraste de la banda número 4 de la imagen de satélite original.

Una vez creada la imagen corregida y georreferenciada se almaceno en un formato raster con las coordenadas geográficas UTM. En el proceso de georreferenciación corrección de las distorsiones geométricas de la imagen, se estableció la relación entre la localización de un píxel en términos de filas y columnas (f,c), y los valores de las coordenadas reales del área de estudio, creando sub-mapas. Combinando una composición de color, creada y desplegada por

combinación de los valores espectrales de las tres bandas individuales en la imagen Landsat TM, estas bandas fueron desplegadas usando uno de los tres colores primarios: rojo, verde y azul en las respectivas bandas (4, 3 y 2) para obtener una composición en falso color, el color rojo fue asignado al infrarrojo, el color verde a la banda del rojo visible, y el color azul a la banda del verde visible. Luego las bandas fueron compiladas en una lista de mapas y posteriormente se realizó el muestreo de los píxeles de manera supervisada, donde se identificaron las distintas características de cada una de las unidades de paisaje del área de estudio. Después de la rectificación se procedió a recortar la imagen, de acuerdo al área delimitada para el referido estudio. Luego digitalizamos sobre la imagen los respectivos polígonos a emplear en el recorte, finalizada la digitalización se recortó la imagen quedando como resultado el fragmento de la imagen a ser utilizada en forma definitiva, con la cual obtuvimos una composición de la imagen en falso color (CFC). Los valores de reflectancia en una imagen de satélite, dependen de las características locales de la superficie de la Tierra, de esta manera es posible extraer información sobre la cobertura desde la imagen, en el caso particular de este estudio se partió del método de clasificación supervisada de la imagen (ITC, 1997).

Basados en la composición en falso color figura 3.3, se llevó a cabo la clasificación de supervisada de la imagen, en la cual se asignaron supervisadamente categorías a los píxel en la imagen, el píxel fue identificado por sus características espectrales determinando la reflectancia relativa en diferentes longitudes de onda de las bandas; la intensidad de cada píxel corresponde a la brillantez promedio, o reflectancia medida electrónicamente sobre el área terrestre correspondiente a cada píxel. La clasificación multiespectral es un proceso de extracción de información digital que analiza las características espectrales y asigna a los píxel las categorías basadas en características similares. Este consistió en el agrupamiento de píxel de la imagen en clases individuales basándonos en criterios determinados con anterioridad para que correspondan en lo posible con las categorías (tipos de cobertura) que se pretenden discriminar (Lillesand *et al.* 2004, Sabins, 1987). En esta imagen satelital, existe una considerable cantidad de zonas

bajo sombra, la cual es característica de las zonas montañosas, tales como la Cordillera de los Andes, que es donde se encuentra la zona de estudio. Estas zonas bajo sombra son causadas por la combinación del relieve y de la elevación solar en el momento de la toma de la imagen.

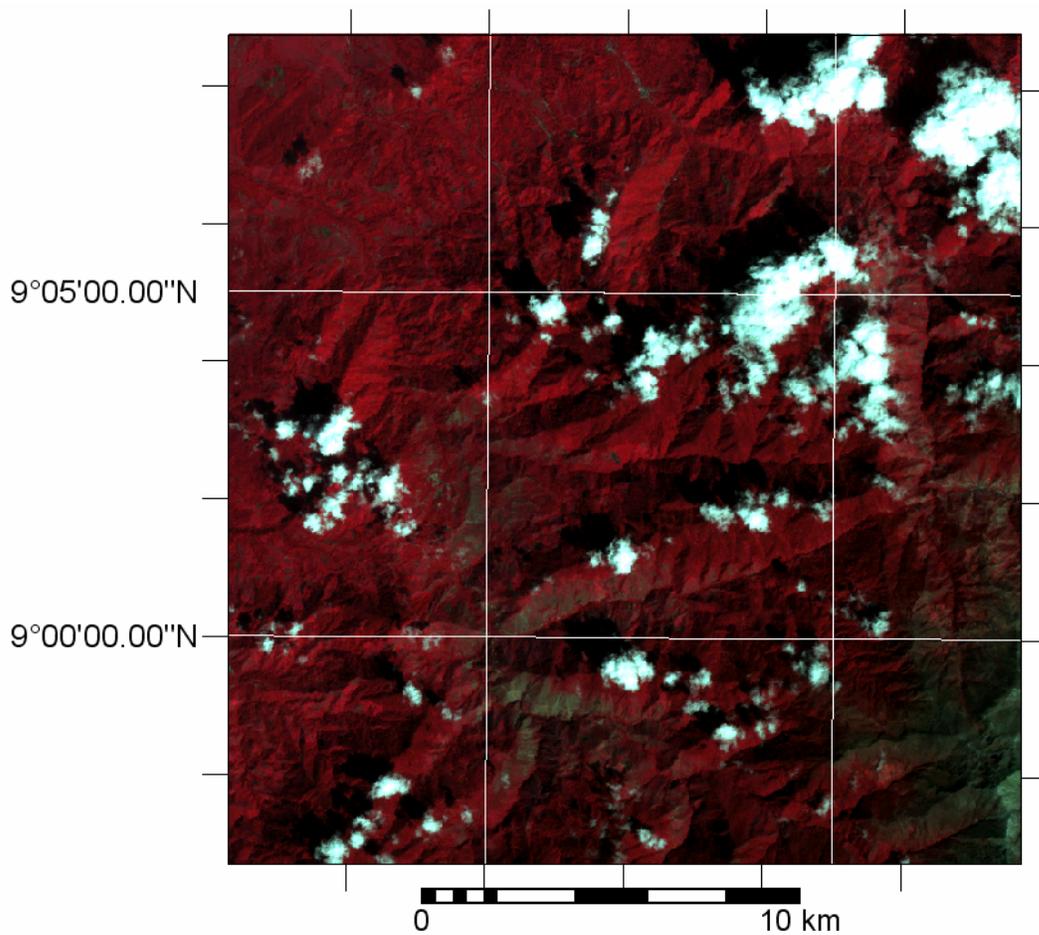


Fig. 3.3. Imagen en falso color (banda 4: infrarrojo próximo asignado al rojo en la visualización, bandas 3 y 2 al verde y al azul respectivamente).

En esta composición se discrimina la vegetación (colores rojizos) en una forma más definida que en la composición de color verdadero.

Las unidades de paisaje fueron obtenidas en base a sus diferencias espectrales por medio de la radiación infrarroja bajo los patrones contrastantes de superficies con y sin vegetación, estas fueron: a) unidad de selva semicaducifolia montana (SSM) fue definida por presentar una alta intensidad de radiación por

combinación de píxel, debido a la respuesta metabólica de la vegetación, en la composición en falso color esta fue diferenciada por un color rojo oscuro; b) unidad de selva semicaducifolia montana intervenida sin uso definido (SSMI) presento una baja intensidad de radiación, debido a la presencia de suelo desnudo o con poca vegetación, fue diferenciada en la composición en falso color por un color verde azulado; c) unidad de cafetales (Cf) presento una intensidad de radiación moderadamente alta, diferenciada en la composición en falso color por un color rojo intenso; d) unidad de pastizales (P) presento una alta intensidad de radiación, diferenciada en la composición en falso color por un color rojo claro.

La clasificación de la imagen se basó en la selección de píxeles con diferentes colores correspondientes a diferentes clases, tipos de uso de la tierra obtenidas a partir de las áreas de la imagen que fueron muestreadas. Una clasificación es la respuesta espectral de una clase y será la respuesta espectral media de los píxeles. Esta clasificación es un muestreo de píxel sobre la imagen, partiendo de los mapas elaborados para el área de estudio, donde se procede a la clasificación de grupo de píxel de los diferentes tipos de uso de la tierra. Una vez seleccionadas las clases o unidades de paisaje, clasificadas básicamente en base a su espectro de radiación. Partiendo del análisis individual de cada una de las bandas espectrales de la imagen de satélite, se lograron diferenciar y asociar tipos de espectros de radiación con cada uno de los elementos del paisaje.

Para completar la clasificación se aplicó el método de clasificación “Mínima Distancia Mahalanobis” figura 3.4, el cual consistió en obtener una serie de clases claramente diferenciables unas de otras; este método depende de las distancias próximas a la media de las clases y la matriz varianza – covarianza de cada clase, el nombre de la clase es asignado a partir de la distancia próxima Mahalanobis, si esta distancia es más pequeña que la del valor máximo asignado, entonces es asignado un valor indefinido (ITC, 1997).

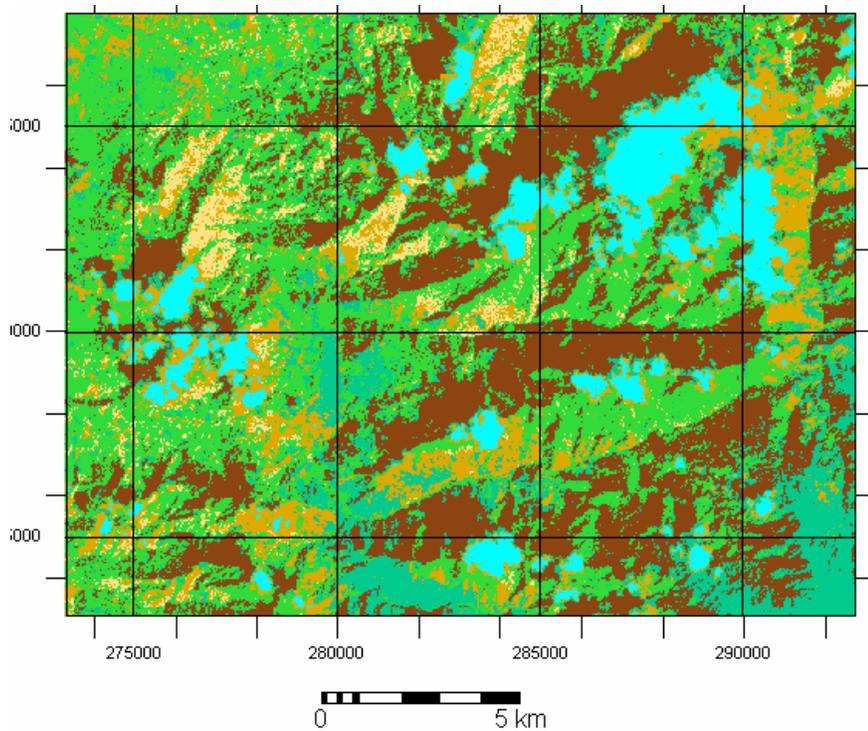


Fig. 3.4. Mapa de la cuenca de los ríos Chirurí y Torondoy obtenido con el Método de clasificación Mínima Distancia Mahalanobis.

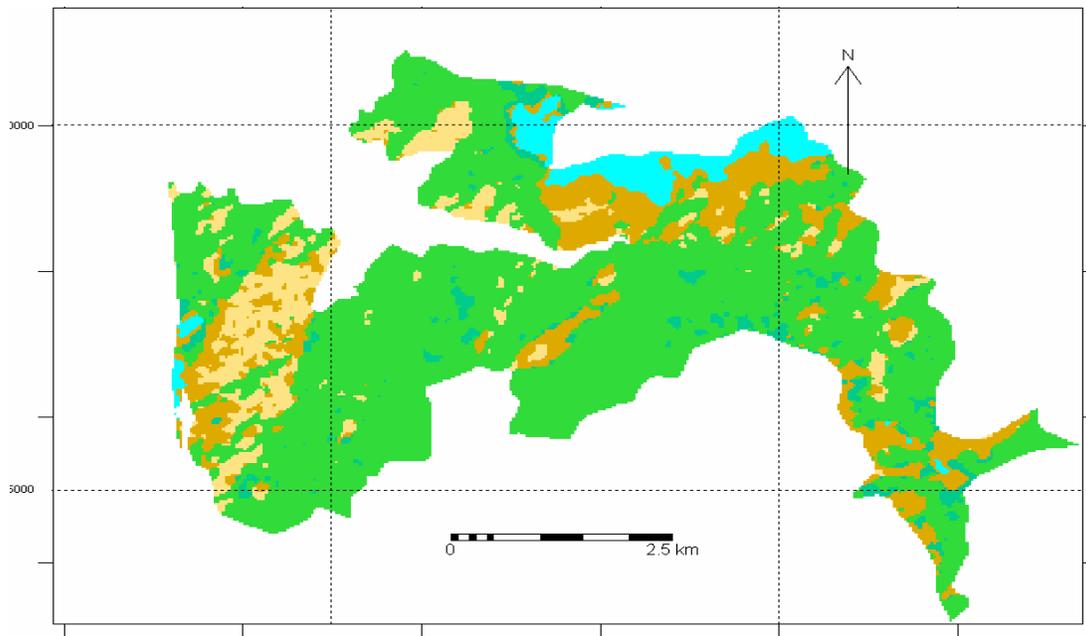
Después de la clasificación el mapa fue filtrado figura 3.5, usando “Filtros mayores” con una matriz de 3 por 3 en el cual cada clase de píxel de la imagen clasificada es reemplazado con la clase de píxel predominante en los alrededores; esto se realizó para mejorar o suprimir detalles espaciales con el fin de mejorar la interpretación visual. El objetivo de este filtrado es mejorar detalles de borde de la imagen, o para reducir o eliminar patrones de ruido, creando una nueva imagen a partir de la imagen original, para incrementar la cantidad de información que pueda ser visualmente interpretada (ITC, 1997). Con la información de tipo espacial derivada de la clasificación de la imagen de satélite luego de haber sido filtrada, se determinaron de manera preliminar las unidades de paisaje (UP), se estableció la distribución espacial de las áreas cultivadas y grado de intervención de la selva original para la fecha de toma de la imagen.

Concluido el procesamiento se realizó un remuestreo de los píxel para corregir las distorsiones de los objetos rasterizados, basado en los valores del mapa raster. Este mapa raster fue transformado a un mapa de polígonos, el resultado de

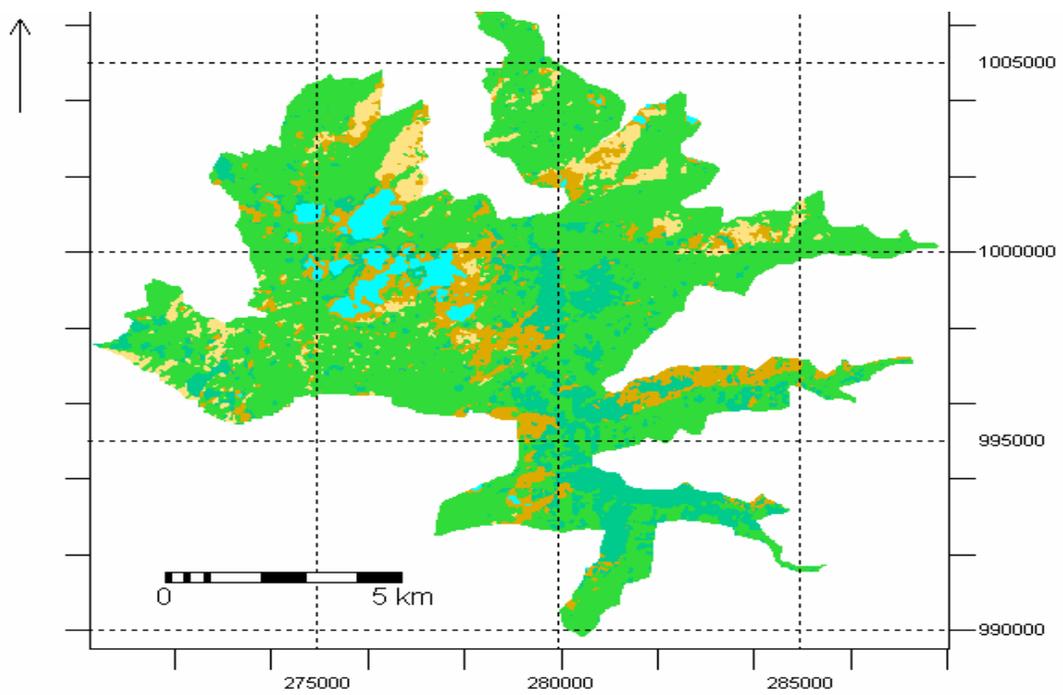
esta operación depende de la homogeneidad del mapa raster y del tamaño de los píxel comparados con la unidad de mapeo. El resultado es el mapa preliminar de unidades del paisaje de selva semicaducifolia montana en las cuencas de los Ríos Torondoy y Chirurí.

Algunos de estos procedimientos están basados en los métodos y técnicas de procesamiento de imágenes y SIG descritos en Sabins (1987); Shrestha (1991); Aronoff (1993); Bronsveld and Shrestha (1993); Meijerink (1994); ITC (1997); Valenzuela (1998) y Lillesand et al., (2004).

El mapa de unidades de paisaje de selva semicaducifolia montana en la cuenca del Río Capaz se obtuvo de la fotointerpretación realizada por Rodríguez (2005) siguiendo la metodología empleada por Pernía (1989), para ello utilizó fotos aéreas de la misión de 1998 en una escala o resolución espacial (1:60.000) dando una resolución de interpretación alrededor de 36 ha. Digitalizó y georreferenció el mapa obtenido a través del Sistema de Información Geográfica (SIG) usando ILWIS.



(a)



(b)

Fig.3.5. Mapa filtrado de las cuencas de los Ríos Chiruri (a) y Torondoy (b), entre 800 y 1700 m

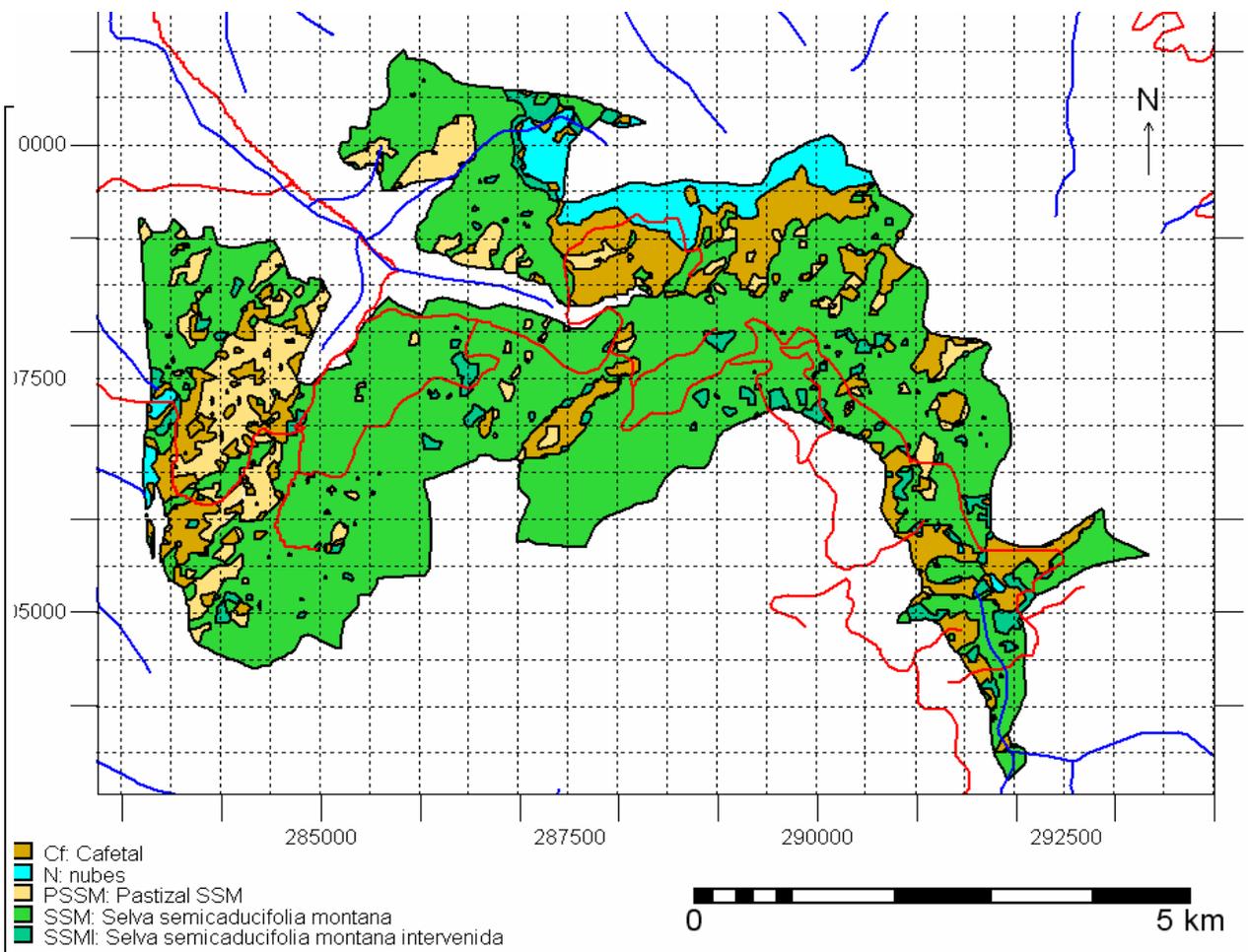


Fig. 3.6. Mapa preliminar de unidades entre de paisaje entre 800 y 1700 m de la cuenca del río Chiruri vertiente Norte de la Sierra de la Culata, Edo. Mérida.

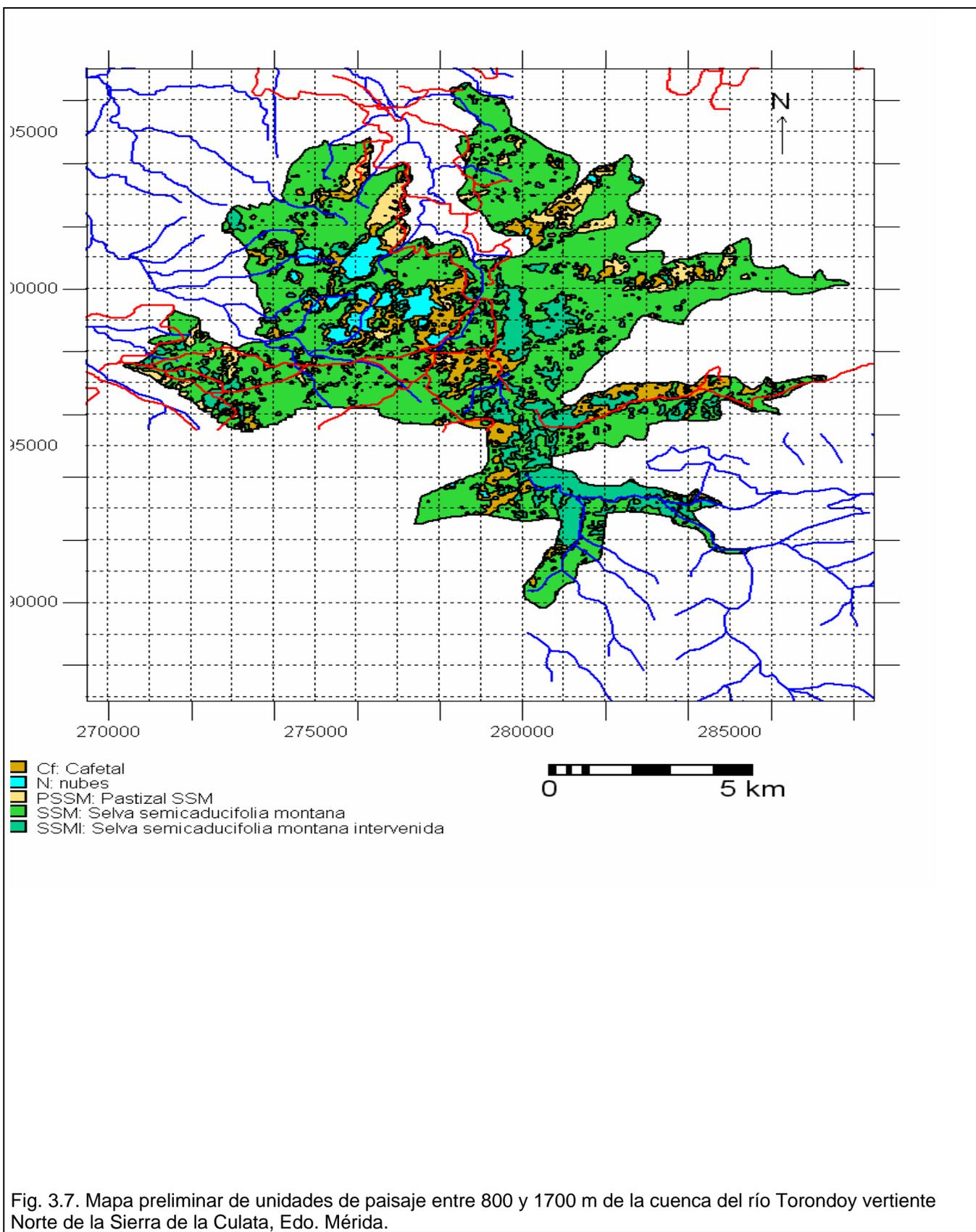


Fig. 3.7. Mapa preliminar de unidades de paisaje entre 800 y 1700 m de la cuenca del río Torondoy vertiente Norte de la Sierra de la Culata, Edo. Mérida.

### **3.4.2 Fase de campo.**

Con los primeros resultados impresos de la clasificación supervisada de la imagen se efectuó el chequeo de campo, para ello se realizaron 4 salidas de campo, con la finalidad de verificar y caracterizar las diferentes unidades de paisaje preliminares de selva natural e intervenida previamente en la clasificación de la imagen de satélite y fotos aéreas. Las dos primeras se realizaron durante el mes de noviembre del 2004 en la cuenca del río Capaz y la segunda se realizó durante el mes de mayo del 2005 en la cuenca del río Chirurí y una en la cuenca del río Torondoy.

En cada una de estas salidas se colectó información de los diferentes tipos de uso implementados en selva semicaducifolia montana en las tres cuencas de estudio. Los mapas preliminares figuras 3.6 y 3.7 se elaboraron a escala aproximada 1:50.000 en láminas de papel. A partir de estos mapas preliminares elaborados para cada una de las cuencas se procedió a determinar la ubicación espacial y geográfica de cada una de las áreas y unidades de paisaje, se tomaron varios puntos de fácil acceso de manera aleatoria, a partir de información espacial registrada en campo utilizando un Sistema de Posicionamiento Global (GPS por sus siglas en inglés) y un altímetro para poder georreferenciarlos y localizarlos en los mapas. El registro de esta información fue luego colocada en cada una de las zonas muestreadas y posteriormente verificada con la base de datos del SIG, en cada uno de ellos se realizó el levantamiento de información verificando y corrigiendo las unidades de paisaje determinadas a través de la clasificación de la imagen.

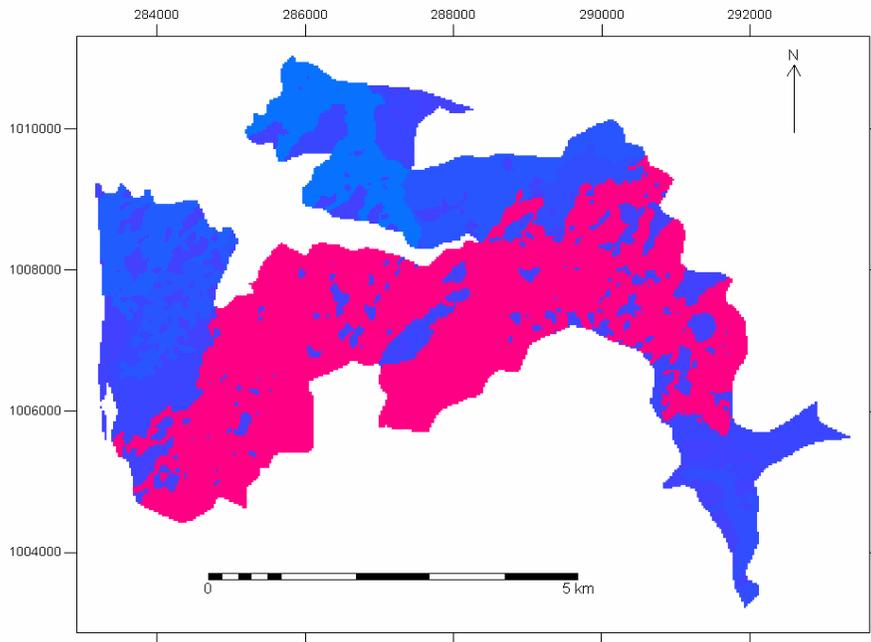
Se chequearon un total de 15 puntos en la cuenca del Río Torondoy, 14 puntos en la cuenca de los Ríos Chirurí y Capaz, con relación a estos puntos de muestreo podemos resaltar que existe una diferencia de 6 años entre la fecha de toma de la imagen (1998) y las visitas de campo (2005). En cada punto demarcado se recogió información más detallada sobre la estructura horizontal: infraestructura, tipos de cultivos implementados, tipo y grado de intervención humana en la vegetación natural de selva semicaducifolia en cada una de las cuencas. Además, se entrevistó a algunos productores de la zona con relación a la historia de uso de la tierra.

### **3.4.3 Fase de postcampo**

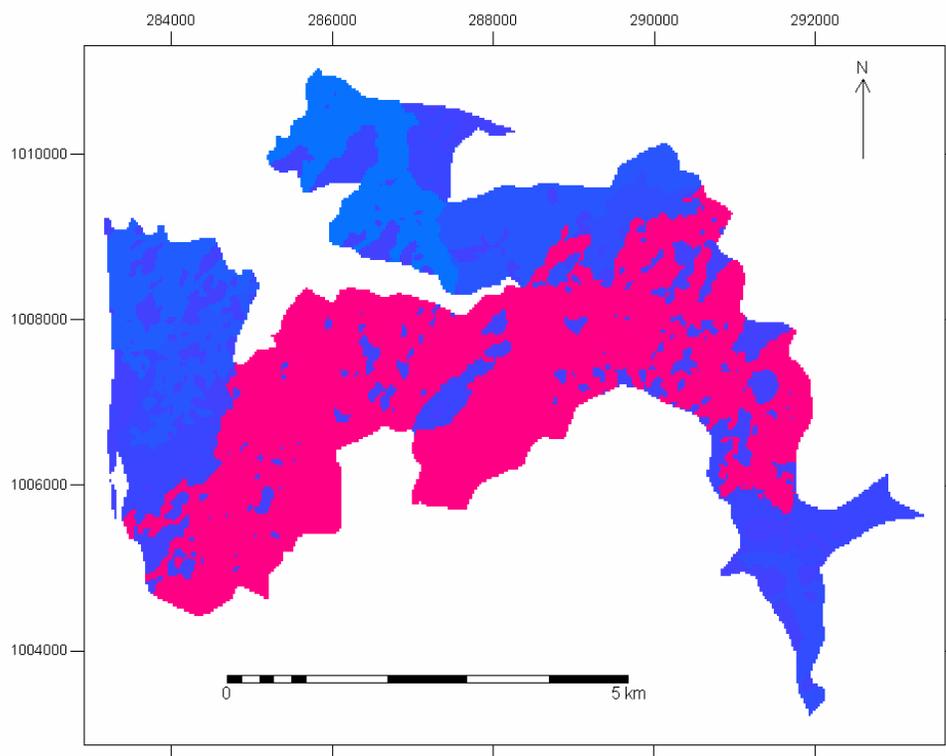
Con la información obtenida en campo se realizó la corrección de los mapas de unidades de paisaje en cada una de las cuencas, con el fin de elaborar el mapa final. Los mapas raster de las cuencas de los Ríos Chirurí y Torondoy fueron transformados a un mapa con áreas numeradas el cual numera los polígonos de manera única figuras 3.8. Donde el color rojo representa a la unidad de cafetales, azul claro pastizales y el rojo a la selva natural. Luego se aplicó una estadística con el fin de obtener un histograma de frecuencia el cual produce una tabla que muestra todos los polígonos o parches, área, número de píxel.

A partir de este mapa se construyó un mapa de atributos, en cada caso se realizó un remuestreo de cada mapa con respecto a aquellos fragmentos con superficie menor a 4000 m y estandarizar la información haciéndola comparable, ya que el mapa obtenido de la fotointerpretación realizada por Rodríguez (2005) para la cuenca del río Capaz tiene una escala o resolución espacial de 1:60.000. Este mapa fue luego filtrado y transformado a un mapa de polígonos, luego a un mapa de puntos, este a un mapa de segmentos y finalmente a un mapa de polígonos obteniendo de esta manera el mapa final de unidades de paisaje de selva semicaducifolia montana para cada una de las cuencas.

El manejo de los datos se realizó acoplando la información espacial, junto con los datos de campo, donde fueron delimitadas las unidades de paisaje en el SIG. De esta manera se caracterizó y estableció la distribución espacial de los patrones espaciales: tipos de uso de la tierra y cobertura de la vegetación natural e intervenida para la fecha de toma de la imagen diciembre 10 de 1998. Con los datos de campo, se establecieron los nuevos tipos de uso que fueron generados a partir de la matriz de selva original en fecha posterior a la toma de la imagen de satélite.



(a)



(b)

Fig. 3.8. Mapa de áreas numeradas de la cuenca del río Chirurí (a) y cuenca del río Torondoy (b) entre 800 y 1700 m

### 3.5 Resultados

Se obtuvieron un total de 7 grandes unidades de paisaje básicamente en función de los tipos de uso de la Tierra y cobertura vegetal natural e intervenida. A partir de estos mapas se obtuvo la distribución de frecuencia presentados en las Tablas 3.1, 3.2 y 3.3, el cual nos muestra las respectivas unidades de paisaje con su área, número de polígonos o parches y perímetro, a partir de estos datos se realizaron los correspondientes cálculos para cada uno de los índices cuantificados y realizar el respectivo análisis de heterogeneidad del paisaje.

Es de resaltar que lo realizado en este Trabajo Especial de Grado es un modelo, por lo tanto nos faltaría chequear un determinado número de puntos con los respectivos mapas de unidades de paisaje y verificar que cada una de estas unidades corresponda al máximo con esos puntos. De esta manera se podrá hacer una tabla de contingencia de error mediante un cálculo estadístico.

Tabla 3.1. Distribución de frecuencia del mapa de unidades ecológicas del paisaje de selva semicaducifolia montana en la cuenca del río Chirurí.

<i>Unidades de paisaje (UP)</i>	<i>Código</i>	<i>Número de polígonos</i>	<i>Área (ha)</i>
<i>Cafetales</i>	<i>Cf</i>	3	1.788,3
<i>Cultivo de apio</i>	<i>CA</i>	6	330,3
<i>Pastizales</i>	<i>P</i>	4	246,3
<i>Selva semicaducifolia montana intervenida sin uso aparente</i>	<i>SSMI</i>	1	965,1
<i>Selva semicaducifolia montana</i>	<i>SSM</i>	3	3,5
<i>Total</i>		<b>17</b>	<b>3.333,5</b>

Tabla 3.2 Distribución de frecuencia del mapa de unidades del paisaje de selva semicaducifolia montana en la cuenca del río Torondoy.

<i>Unidades de paisaje (UP)</i>	<i>Código</i>	<i>Número de polígonos</i>	<i>Área (ha)</i>
<i>Cafetales</i>	<i>Cf</i>	59	2.231,8
<i>Cafetales y cacaotales</i>	<i>Cf y Cac</i>	1	9,7
<i>Cultivo de apio</i>	<i>CA</i>	9	710,9
<i>Pastizales</i>	<i>P</i>	1	107,4
<i>Selva semicaducifolia montana intervenida sin uso aparente</i>	<i>SSMI</i>	1	969,1
<i>Selva semicaducifolia montana</i>	<i>SSM</i>	4	6.789,7
<i>Total</i>		<b>75</b>	<b>10.818,6</b>

Tabla 3.3. Distribución de frecuencia del mapa de unidades ecológicas del paisaje de selva semicaducifolia montana en la cuenca del río Capaz. Datos de Rodríguez (2005).

<i>Unidades de paisaje (UP)</i>	<i>Código</i>	<i>Número de polígonos</i>	<i>Área (ha)</i>
<i>Cafetales</i>	<i>Cf</i>	46	1.924,2
<i>Pastizales</i>	<i>P</i>	17	5.155,1
<i>Vegetación sobre derrumbes</i>	<i>Vd</i>	11	172,1
<i>Selva semicaducifolia montana intervenida sin uso aparente</i>	<i>SSMI</i>	9	905,2
<i>Selva semicaducifolia montana</i>	<i>SSM</i>	23	3.806,3
<i>Total</i>		<b>106</b>	<b>11.962,9</b>

Los gráficos 3.1, 3.2 y 3.3 muestran la distribución de frecuencia de las unidades de paisaje con relación al número de polígonos o fragmentos para cada una de las cuencas muestreadas.

Gráfico 3.1 Distribución de frecuencia de las unidades de paisaje con relación al número de polígonos o fragmentos correspondientes a la cuenca del río Chirurí, vertiente Norte de la Sierra de la Culata, Edo. Mérida.

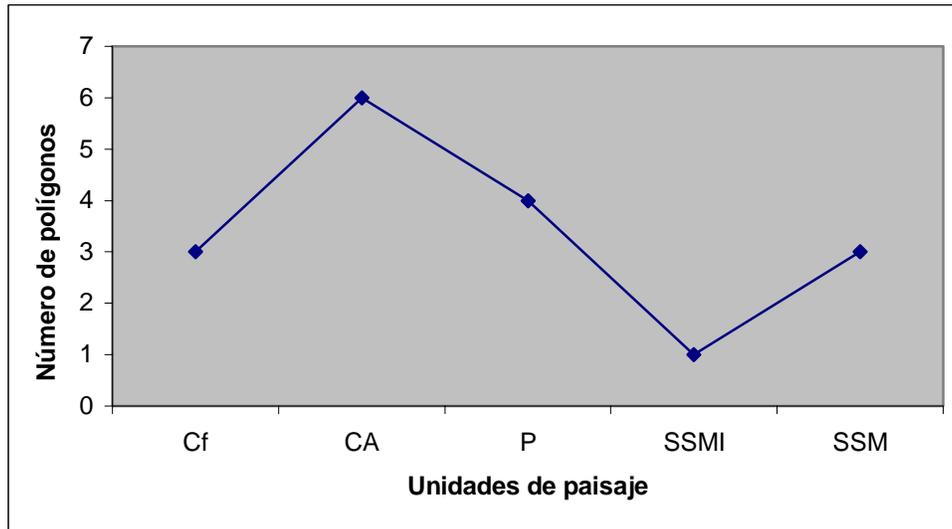


Gráfico 3.2 Distribución de frecuencia de las unidades de paisaje con relación al número de polígonos o fragmentos correspondientes a la cuenca del río Torondoy, vertiente Norte de la Sierra de la Culata, Edo. Mérida.

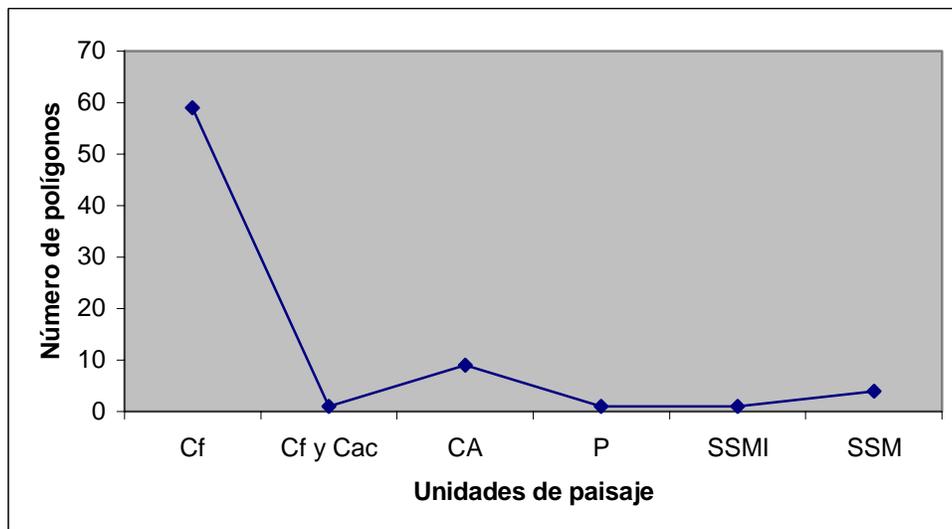
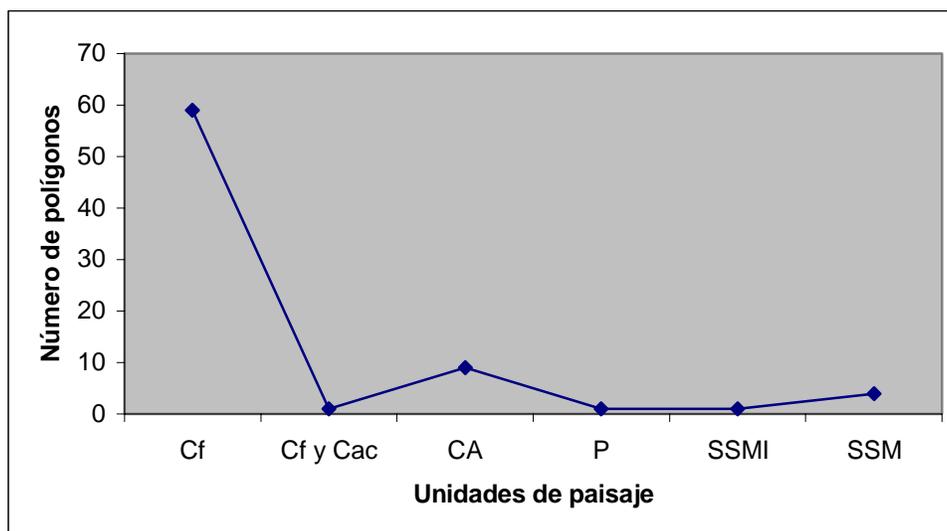


Gráfico 3.3 Distribución de frecuencia de las unidades de paisaje con relación al número de polígonos o fragmentos correspondientes a la cuenca del río Capaz, vertiente Norte de la Sierra de la Culata, Edo. Mérida. Datos de Rodríguez (2005).



### 3.5.1 Estructura del paisaje

La Tabla 3.4 muestra en general la superficie total de selva semicaducifolia montana en cada una de las cuencas de estudio, en la cuenca del Río Capaz la vegetación de selva semicaducifolia montana cubre una superficie total de 11.962,9 ha, mayor que en la cuenca del Río Torondoy donde cubre 10.818,6 ha y mucho mayor que en la cuenca del Río Chirurí cubre 3.333,5 ha respectivamente.

Tabla 3.4 Superficie total del paisaje de selva semicaducifolia montana en las cuencas de los ríos Chirurí, Torondoy y Capaz vertiente Norte de la Sierra de la Culata, Edo. Mérida.

Cuencas	Superficie total de selva (ha)	
Chirurí	3.333,5	Este trabajo
Torondoy	10.818,6	Este trabajo
Capaz	11.962,9	Rodríguez (2005)

Tabla 3.5 Descripción de las unidades de paisaje en cada una de las cuencas de los ríos Chirurí, Torondoy y Capaz.

Unidades de paisaje (UP)	Código	Color	Descripción
<b>Cafetales</b>	<b>Cf</b>	Dorado	Área de cultivo perenne, cafetales bajo un dosel de sombra ( <i>Coffea arabica</i> var. <i>arabica</i> ), caracterizados por requerir poca incidencia de luz directa. Localizados dentro y fuera de las áreas urbanas, sobre terrazas y en laderas con fuertes pendientes en un rango altitudinal entre los 800-1700 m de altitud.
<b>Cafetales y cacaotales</b>	<b>Cf y Cac</b>	Verde grama	Área de cultivo perenne, desarrollado como policultivos con camburales, aguacate y otras especies forestales, como <i>Erythrina</i> spp e <i>Inga</i> spp, que les generan sombra al café y al cacao. Localizados sobre laderas con fuertes pendientes en un rango altitudinal entre los 800-900 m de altitud.
<b>Cultivo de apio</b>	<b>CA</b>	Amarillo	Área de monocultivos anuales ( <i>Arracacia xanthorrhiza</i> ) apio andino desarrollados con alta incidencia de insumos. Localizados sobre laderas con fuertes pendientes en un rango altitudinal entre los 1000-1700 m de altitud.
<b>Pastizales</b>	<b>P</b>	Verde claro	Área de monocultivos perennes de Kikuyo ( <i>Pennisetum clandestinum</i> ), <i>Braquiara</i> sp. y pastos de corte, mantenidos con muy poca o nula fertilización, y con poca aplicación de herbicidas. Localizados sobre terrazas en un rango altitudinal entre los 800-1700 m de altitud.
<b>Vegetación sobre derumbes</b>	<b>Vd</b>	Gris claro	Cicatrizando áreas de grandes derrumbes. Localizados en laderas con fuertes pendientes en la parte alta, en un rango altitudinal entre los 900-1300 m de altitud.
<b>Selva semicaducifolia montana intervenida sin uso definido</b>	<b>SSMI</b>	Verde oscuro	Área de selva alterada o perturbada, eliminando la vegetación boscosa natural (talada y/o quemada), con suelo desnudo o con muy poca vegetación, para ser reemplazada para el desarrollo de la actividad agrícola o pecuaria.
<b>Selva semicaducifolia montana</b>	<b>SSM</b>	Verde lima	Área de selva original inalterada, la cual presenta una mayor complejidad dominada por árboles con alta diversidad, con varios estratos de árboles y dosel medio a alto, localizada sobre fuertes pendientes.

### **3.5.2 Descripción del mapa de unidades de paisaje de Selva semicaducifolia montana de la cuenca del río Chirurí (Fig. 3.9).**

En la parte inferior del mapa podemos observar la leyenda correspondiente a las diferentes unidades de paisaje definidas de la clasificación supervisada de la imagen de satélite, con sus respectivos colores. Donde podemos identificar las unidades de cafetales, cultivos de apio, pastizales, selva semicaducifolia montana intervenida sin uso definido y la selva semicaducifolia montana. Hacia las dos vertientes del río hay una zona con una baja fragmentación, encontrándose fragmentos de cultivos de apio, selva semicaducifolia montana intervenida sin uso definido y una pequeña superficie de selva semicaducifolia montana original. Los fragmentos de cultivo de apio mantienen una cierta unidad, hacia la zona Oeste de la cuenca los fragmentos de cafetales han desaparecido disminuyendo el área de selva original.

En esta cuenca la selva semicaducifolia montana se encuentra eliminada en una gran extensión hacia la zona Sureste y Suroeste en las partes baja y media del área de estudio, reemplazada en su mayoría por cultivos de café bajo un dosel de sombra (*Coffea arabica* var. *arabica*). Hacia la zona Oeste se encuentra una mayor porción de pastizales para el desarrollo de la actividad ganadera y en menor proporción hacia la zona Noreste donde los mismos se encuentran en un estado sucesional, también hacia esa zona y hacia la zona Sureste sobre laderas con fuertes pendientes ha sido reemplazada por cultivos de apio. Hacia la zona Norte la selva ha sido intervenida en una menor proporción para ser luego sustituida por cultivos de apio. Sobre pronunciadas pendientes sólo se encontró intacta una pequeña matriz de selva original sin aparente intervención.

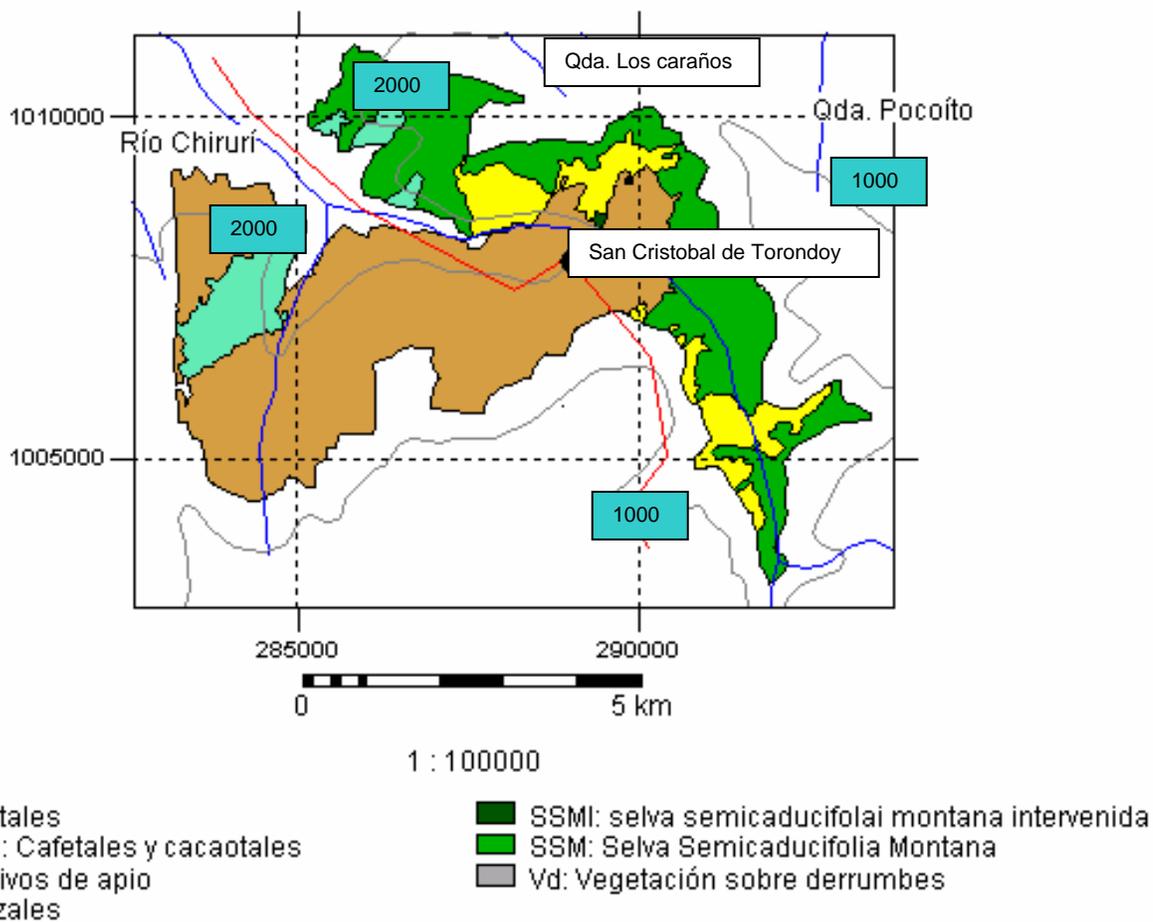


Fig. 3.9 Mapa final de unidades de paisaje entre 800 y 1700 m de la cuenca del río Chirurí vertiente Norte de la Sierra de la Culata, Edo. Mérida.

### **3.5.3 Descripción del mapa de unidades de paisaje de selva semicaducifolia montana de la cuenca del río Torondoy (Fig. 3.10).**

En la parte inferior del mapa podemos observar las diferentes unidades de paisaje derivadas de la clasificación supervisada de la imagen de satélite con sus respectivos colores. Donde podemos identificar las unidades de cafetales, cafetales y cacaotales, cultivos de apio, pastizales, selva semicaducifolia montana intervenida sin uso definido y la selva semicaducifolia montana. Hacia las dos vertientes del río hay una zona con una mayor superficie de selva semicaducifolia montana, con fragmentos de cultivos de apio. Al Oeste de la cuenca se puede observar una alta fragmentación hacia los bordes, con un alto número de fragmentos de cafetales, donde los fragmentos están más asociados, y una menor proporción de cultivos de apio donde se mantiene una cierta unidad. Es de resaltar que la unidad de cafetales y cacaotales no esta presente en las cuencas de los Ríos Chirurí y Capaz.

La selva semicaducifolia montana se encuentra eliminada hacia la zona Noreste y Sureste en las partes baja y media del área de estudio, reemplazada en su mayoría por cafetales bajo un dosel de sombra (*Coffea arabica* var. *arabica*) como consecuencia quizás a que son las áreas más accesibles y de pendientes suaves. Hacia la zona Norte sobre laderas con fuertes pendientes la selva original ha sido reemplazada en menor proporción por cafetales y cacaotales; también hacia esta zona ha sido reemplazada por cultivos de apio, al igual que en la zona Sureste, el desarrollo de la actividad ganadera también se ha promovido hacia esa zona pero en menor proporción como consecuencia de su infraestructura. Hacia la zona Oeste del área de estudio presenta un mayor fraccionamiento como consecuencia del grado de intervención a que ha sido sometida, aumentando el número de fragmentos y disminuyendo el área de selva original, la dominancia de fragmentos sugiere un efecto borde importante que podría manifestarse en cambios microclimáticos, si a esto agregamos la deforestación que aun continúa. Hacia la parte cercana al área urbana la selva en gran parte de su área ha sido deforestada para extracción comercial de madera observándose deslaves y deslizamientos en masa como consecuencia que ha quedado mucho suelo desprotegido. Sobre

pronunciadas pendientes sólo se encontró intacta una gran matriz de selva original sin aparente intervención.

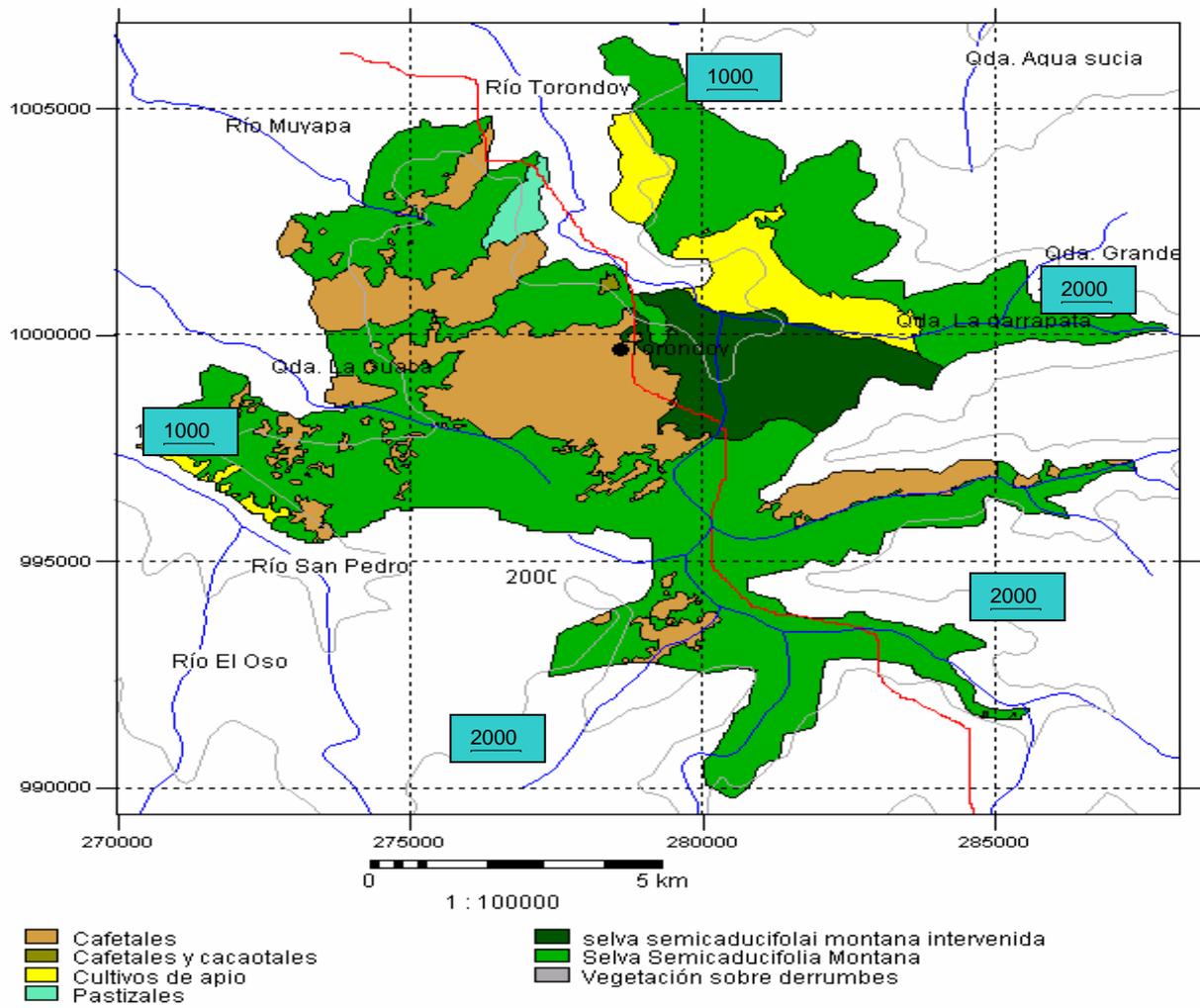


Fig. 3.10. Mapa final de unidades de paisaje entre 800 y 1700 m de la cuenca del Río Torondoy vertiente Norte de la Sierra de la Culata, Edo. Mérida.

#### **4.5.4. Descripción del mapa de unidades de paisaje de Selva semicaducifolia montana de la cuenca del río Capaz (Fig. 3.11).**

En la parte inferior del mapa podemos observar las diferentes unidades de paisaje derivadas de la fotointerpretación realizada por Rodríguez (2005) en su Trabajo Especial de Grado con sus respectivos colores. Donde podemos identificar las unidades de cafetales, pastizales, selva semicaducifolia montana intervenida sin uso definido y la selva semicaducifolia montana. Hacia las dos vertientes del río hay una zona con una mayor superficie de selva semicaducifolia montana. Al Oeste de la cuenca se puede observar una alta fragmentación hacia los bordes, con un alto número de fragmentos de cafetales y selva natural donde los fragmentos están más asociados, mientras que en la zona inferior los fragmentos de selva intervenida mantienen una cierta unidad. Los fragmentos de pastizales han desaparecido disminuyendo el área de selva original.

Es de resaltar que la unidad de vegetación sobre derrumbes no esta presente en las cuencas de los Ríos Torondoy y Chirurí. En esta cuenca la selva semicaducifolia montana se encontró eliminada en una gran extensión hacia la zona Oeste en las partes baja y media del área de estudio, reemplazada en su mayoría por pastizales para el desarrollo de la actividad ganadera y aparentemente menos por cafetales. Hacia la zona central donde hay una mayor accesibilidad por encontrarse cerca del casco urbano la selva ha sido reemplazada por cafetales bajo un dosel de sombra y de sol (*Coffea arabica* var. *arabica* var. *caturra*). Hacia la zona Noreste sobre pronunciadas pendientes permanece aún intacta una gran matriz de selva original sin aparente intervención, a pesar de ello se observaron deslaves y deslizamientos en masa como posible consecuencia de la topografía. El mayor fraccionamiento del área de estudio se encuentra hacia la zona Noreste y Sureste del área de estudio como consecuencia del grado de intervención a que ha sido sometida aumentando de esta manera el número de fragmentos y disminuyendo el área de selva original. Hacia la zona Noreste del área de estudio la selva ha sido intervenida para ser luego sustituida por cultivos de café o para el desarrollo de la actividad ganadera.

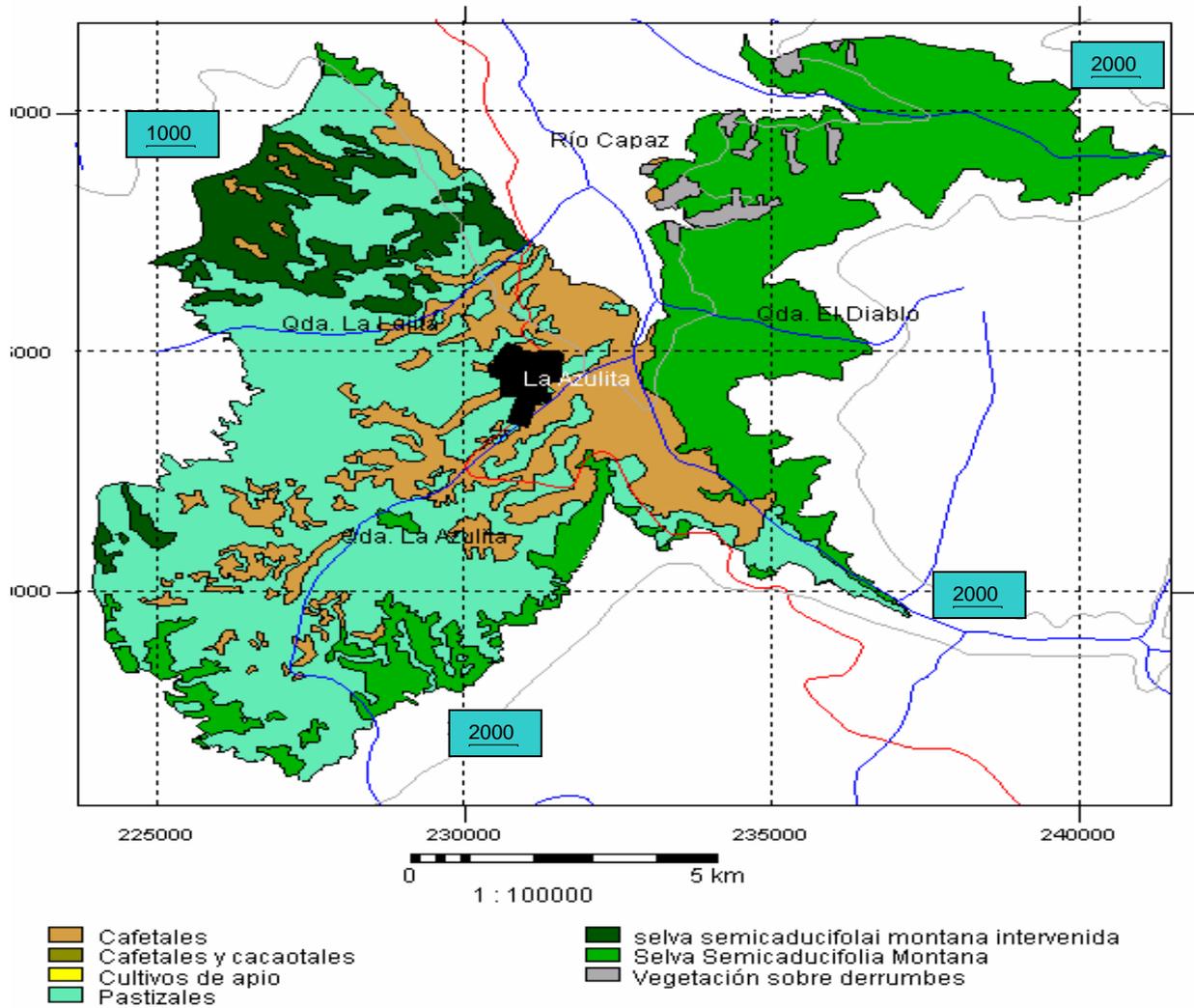


Fig. 3.11. Mapa final de unidades de paisaje entre 800 y 1700 m de la cuenca del Río Capaz vertiente Norte de la Sierra de la Culata, Edo. Mérida. Datos de Rodríguez (2005).

### 3.6 Discusión

Los datos presentados en la Tabla 3.6 muestran en general, que en la cuenca del río Capaz la unidad de paisaje de selva semicaducifolia montana cubre una superficie total de 11.962,9 ha, mayor que en la cuenca del río Torondoy donde cubre 10.818,6 ha y mucho mayor que en la cuenca del río Chirurí donde cubre 3.333,5 ha. Se hizo evidente un mayor grado de intervención en la cuenca del río Chirurí, donde se observa que en las partes media y baja del área de estudio, ha sido reemplazada en un 71,05% de su superficie (2.368,4 ha), de la cual se ha destinado el 63,56% para la expansión agrícola con cafetales bajo un dosel de sombra (*Coffea arabica* var. *arabica*) el cual ocupa el 53,65% de su superficie (1.788,3 ha), los cultivos de apio ocupan el 9,91% (330,3 ha) y la introducción de pastizales ocupa el 7,39% (246,3 ha). Se observó en campo que la selva original sólo se encuentra intacta en la parte alta la cual ocupa el 28,95%.

La cuenca del río Capaz se encuentra en un grado semejante de intervención en las partes media y baja del área de estudio, ésta ha sido reemplazada en un 68,18% de superficie (8.156,6 ha), donde el 16,08% de su superficie reemplazada (1.924,2 ha) corresponde con plantaciones de café bajo un dosel de sombra (*Coffea arabica* var. *arabica*) y cafetales de sol (var. *caturra*), y la introducción de pastizales para el desarrollo de la actividad ganadera ocupa el 43,09%. La actividad ganadera desarrollada fue la ganadería orientada a la producción de leche y carne, en la cual era empleado ganado criollo como Holstein puro y mestizo Pardo Suizo, manteniendo una alta densidad en vacas con una producción por hectárea de (1,16 vaca/ha (Rodríguez, 2005). El menor grado de intervención se observó en la cuenca del río Torondoy la cual ha sido reemplazada en un 37,24% de su superficie (4.028,9 ha), donde el 27,29% ha sido utilizada para la actividad agrícola.

Tabla 3.6. Superficie total y porcentaje de superficie de selva reemplazada del paisaje de selva semicaducifolia montana entre 800 y 1700 m en las cuencas de los ríos Torondoy, Chirurí y Capaz vertiente Norte de la Sierra de la Culata, Edo Mérida.

	UEP	Torondoy		Chirurí		Capaz	
		ha	%	ha	%	ha	%
Unidades de reemplazo	Cafetales (Cf)	2.231,8	20,63	1.788,3	53,65	1.924,2	16,08
	Cafetales y cacaotales (Cf y Cac)	9,7	0,09	0	0	0	0
	Cultivo de apio (CA)	710,9	6,57	330,3	9,91	0	0
	Pastizales (P)	107,4	0,99	246,3	7,39	5.155,1	43,09
	Vegetación sobre derrumbes (Vd)	0	0	0	0	172,1	1,44
	Selva semicaducifolia intervenida sin uso definido	969,1	8,96	3,5	0,11	905,2	7,57
	Área natural de SSM	6.789,7	62,76	965,1	28,95	3.806,3	31,82
Totales	Selva original	10.818,6	100	3.333,5	100	11.962,9	100
	Área intervenida	4.028,9	37,24	2.368,4	71,05	8.156,6	68,18

Para el área de estudio, el número de parches varió entre 17 y 106. La distribución de los parches y uso indican que en la cuenca del río Chirurí, el uso correspondiente a cultivos de café fue el de mayor abundancia, en la cuenca del río Torondoy la selva natural, y en la cuenca del río Capaz los pastizales. Sin embargo, el área por parche para cada uso fueron diferentes entre cuencas, obteniéndose los mayores tamaños para los parches de selva natural y cultivos de café en la cuenca del río Torondoy, mientras que en la cuenca del río Chirurí fueron los cultivos de café, y los pastizales fueron los usos que reportaron la mayor área por parche en la cuenca del río Capaz seguido de los parches de selva natural.

En las cuencas de los ríos Chirurí y Torondoy se encontró un dominio de la actividad agrícola sobre la ganadería, posiblemente como consecuencia de la topografía de la zona, ya que es un área con fuertes pendientes, que no permiten el desarrollo de la actividad ganadera. Los pocos pastizales eran orientados para el desarrollo de la ganadería para la producción de carne, en el cual era empleado ganado criollo como Holstein puro y mestizo Pardo Suizo manteniendo una baja densidad en vacas (0,15 vaca/ha). Los pastos eran monocultivos, tal como Kikuyo (*Pennisetum clandestinum*), *Braquiara* sp., y pastos de corte, los cuales eran manejados extensivamente y con poca o nula incorporación de fertilizantes y enmiendas periódicas.

La observación más importante es que la selva semicaducifolia montana ha sido reducida fuertemente en el área de estudio debido a las intervenciones antrópicas a que ha sido sometida, como se puede apreciar en la Tabla 3.6. Si comparamos nuestros resultados con los obtenidos por Moreno y Mendoza (1988) en su trabajo realizado en la cuenca del río Torondoy, podemos decir que para el año 1988, la vegetación boscosa original de selva semicaducifolia montana había sido eliminada casi en su totalidad en un rango altitudinal entre los 800-1500 m de altitud; para ser reemplazada por pastizales para el desarrollo de la actividad ganadera y cultivos agrícolas predominantemente cultivos de café. La vegetación boscosa original estaba presente en las partes baja y media del área de estudio entre los 1500-1700 m de altitud con una predominancia de bosques densos tanto medios como bajos, y el área intervenida ocupaba el 30% con respecto al área boscosa existente.

Para la fecha de la toma de la imagen (10 de diciembre de 1998) y verificación en el campo (mayo del 2005) se pudo constatar que parte de estos pastizales habían sido abandonados encontrándose en un estado sucesional y otra parte habían sido reemplazados por cultivos de apio, debido a la implementación de sistemas de riego a comienzos de este siglo XXI, y que las partes media y baja estaban intervenidas en mayor grado entre los 1000-1500 m de altitud.

En general, si comparamos estos resultados de 1988 con los obtenidos de 1998 fecha en que se tomó la imagen de satélite, se puede decir que, esta

intervención antrópica tuvo un incremento del 7,25%, en un lapso de 10 años de intervención en las partes media y baja. Además, es de resaltar que a pesar de que esta cuenca presenta un menor grado de intervención, según información personal obtenida de algunos productores de la zona, gran parte de su área ha sido deforestada entre los 1000-1300 m de altitud, produciendo un cambio en la estructura del paisaje, como agentes responsables de dicho cambio está la extracción comercial de madera. Las prácticas del uso de la tierra especialmente los cultivos de apio y los pastizales, pueden afectar adversamente muchos procesos naturales, conduciendo a la erosión del suelo, degradación de la tierra, destrucción de hábitats, contaminación del agua, disminución de los recursos hídricos, arrastre de materiales que pueden ocasionar represamiento en la época de lluvia, existiendo una propensión a los movimientos de masa, como derrumbes y deslizamientos, que pueden causar una degradación rápida e irreversible (DelRegno y Alkinson, 1988; Bisbal, 1988; Hunsaker y Levine, 1995).

La cuenca del río Torondoy ha sido poco alterada posiblemente como resultado de su topografía y litología que impiden el desarrollo de la actividad pecuaria, a pesar de ello se encontró que el 37,24% de superficie fue eliminada. El principal tipo de uso implementado ha sido la actividad agrícola. En esta cuenca la selva semicaducifolia montana se encontró eliminada hacia la parte Oeste de la cuenca, reemplazada en su mayoría para el desarrollo de la actividad agrícola y aparentemente menos por pastizales. Sobre pronunciadas pendientes permanecía aun intacta una gran matriz de selva original de 6.789,7 ha sin aparente intervención a pesar de ello se observaron deslaves y deslizamientos en masa en las áreas deforestadas, razón por la cual es importante hacer resaltar la gran importancia de conservar la vegetación boscosa natural en estas áreas con fuertes pendientes y mantener la matriz de cafetales, ya que podría comportarse como un posible corredor biológico o zona de amortiguamiento como lo expresado por Bejarano (2001).

En resumen, podemos decir que en la cuenca del río Torondoy la ganadería tradicional ha sido eliminada por monocultivos de ciclo largo, que demanda gran cantidad de agrotóxicos como son los cultivos de apio, que posiblemente podrían

estar generando un deterioro aún más elevado del ambiente, contaminado aguas río abajo y los suelos, y manteniendo desprotegidos los suelos de erosión, etc.

En la cuenca del río Capaz entre los 1500-1700 m de altitud la vegetación presente correspondía a un bosque secundario, la tierra de labranza ocupaba el 13,5% y los pastos cultivados el 41,3% (Calderón *et al.* 1981) para el año de 1981 la vegetación natural había sido transformada casi en su totalidad entre los 800-1500 de altitud por cultivos permanentes principalmente café bajo un dosel de sombra. Si comparamos estos resultados de 1981 con los obtenidos de la fotointerpretación realizada por Rodríguez (2005), de la misión de enero- febrero de 1998; se puede decir que, la tierra de labranza y los pastos cultivados tuvieron un incremento del 3% y 2% respectivamente, en un lapso de 18 años.

En visitas realizadas al campo y de los datos obtenidos por Rodríguez (2005), se pudo obtener información acerca de la historia de uso en esta cuenca. En síntesis podemos decir que a mediados del siglo XIX el tipo de uso de la tierra implementado en esta zona eran los pastizales, luego a mediados del siglo XX estos fueron reemplazados por cafetales, convirtiéndose en una zona cafetalera con una producción de 20.000-40.000 Kg<sup>-1/año<sup>-1</sup></sup>, luego ésta producción fue decayendo con una producción de 4.000-5.000 Kg<sup>-1/año<sup>-1</sup></sup>, y a principios de este siglo XXI ésta producción disminuyó aun más llegando a 1.500-2.000 Kg<sup>-1/año<sup>-1</sup></sup>.

Debido a los bajos precios del café en el mercado, la disminución de la productividad y problemas fitosanitarios (por broca y roya), los cambios en la tenencia de la Tierra con una cultura fuertemente cafetalera, a una generación con otros intereses, según información personal realizada a algunos productores de la zona esto ha ocasionado que parte de estos cafetales hayan sido abandonados, talados y reemplazados por potreros para la cría de ganado de engorde y ordeño, también estos han sido reemplazados por cafetales de sol (var. *caturre* var. *bourbon*) el cual implica cambios en la estructura y cobertura de la vegetación, los cuales a su vez modifican los flujos de agua dentro del sistema (Ataroff y Monasterio, 1996).

En la cuenca del río Capaz la selva semicaducifolia montana se encontró casi en su totalidad eliminada hacia la parte Oeste de la cuenca, reemplazada en su mayoría por pastizales para el desarrollo de la actividad ganadera y aparentemente

menos por cafetales. Hacia la zona Noreste, sobre pronunciadas pendientes permanecía aún intacta una gran matriz de selva original de 3.806,3 ha sin aparente intervención a pesar de ello se observaron deslaves y deslizamientos en masa, como posible consecuencia de la litología, razón por la cual es importante hacer resaltar la gran importancia de conservar la vegetación boscosa natural en estas áreas con fuertes pendientes y mantener la matriz de cafetales, ya que podría comportarse como un posible corredor biológico o zona de amortiguamiento como lo expresado por Bejarano (2001). La superficie de pastizales ha ido avanzando hasta el punto de llevarla a cabo en los lechos de los ríos y quebradas, lo que podría conllevar a la disminución del caudal de los mismos, incrementando la erosión de los suelos, entre otras consecuencias.

La ganadería es la actividad que domina en la zona media alta en la cuenca del río Capaz. Es un uso que impacta fuertemente el ambiente, ya que podrían implicar el desplazamiento completo de la selva, y con ello la biodiversidad, aislado poblaciones, desprotegiendo los suelos de las lluvias, y exponiéndolos a la radiación directa, disminuyendo los contenidos de carbono orgánico, nitrógeno y capacidad de intercambio catiónico (Vera, 1993).

En la cuenca del río Chirurí se ha hecho más evidente la eliminación de la selva natural y su reemplazo en su mayor parte para el desarrollo de la actividad agrícola y en menor proporción la actividad pecuaria, donde se ha eliminado el 71,05% de selva original y ninguna parte del resto fue exenta de perturbaciones en 1998, para ser reemplazada para el desarrollo de la actividad agrícola y ganadera la cual ocupa cerca del 63,54% y 7,39% del área total de selva para la implementación de dichas actividades respectivamente, como consecuencia directa de las intervenciones antrópicas. Esta cuenca presento una menor superficie de selva semicaducifolia montana y un mayor grado de intervención, la cual ha sido reemplazada en su mayoría para la actividad agrícola y en menor proporción para el desarrollo de la actividad ganadera. Permanecía aún intacta una pequeña matriz de selva original de 965,1 ha sin aparente intervención, pero que en el transcurso del tiempo ésta área podría reducirse a medida que aumente la población y el consumo de los recursos. En esta cuenca la intervención antrópica ha sido de mayor impacto

en su extensión y grado de intervención. Una de las principales causas de deterioro de los grandes sectores ha sido la expansión de la frontera agrícola.

Nepstad (1991) ha señalado que la ganadería puede ser considerada como una transformación sostenida en el tiempo, que impide la recuperación del sistema eliminando sus mecanismos de recuperación a partir de islas o propágulos remanentes. En efecto, de acuerdo con lo señalado por Uhl *et al.* (1988) un parche de selva que haya sufrido una deforestación manual, laboreo y siembra de pastos (*Panicum maximun*), poco pastoreo y no haya sido sometida quema podría recuperar en 8 años de abandono el 25% de la biomasa de selva original constituido mayoritariamente por árboles y enredaderas.

En caso contrario, si el parche de selva ha sufrido deforestación con maquinaria pesada, quemadas recurrentes, siembra y laboreo de pastos, pastoreo intenso (más de un animal por ha) y uso eventual de agroquímicos, luego de un período igual de descanso, sólo se recuperaría el 1,5% de biomasa de selva original constituido por hierbas, pastos y arbustos pequeños, con menos de una especie arbórea por cada 100 m<sup>2</sup>. En cualquier caso la conclusión de este aspecto es que la transformación lesiona en forma notable la complejidad y capacidad de recuperación del sistema original. Es de acotar que estos resultados de Uhl *et al.* (1988) no son para bosques tropicales de montaña.

El proceso de deforestación de la selva y su reemplazo para el desarrollo de la actividad agrícola, especialmente los cultivos de apio y los cafetales con exposición solar, pueden conllevar a una mayor pérdida de la selva natural puesto que conlleva a la eliminación completa de la vegetación original dejando mucho suelo desprotegido los cuales podrían generar procesos erosivos, afectar los flujos hídricos, producir deslizamientos, entre otros; lesionando de forma notable la complejidad y capacidad de recuperación del sistema original debido a los sucesivos ciclos de uso. Por otra parte, estos cultivos requieren una creciente utilización de pesticidas y fertilizantes químicos, debido a la proliferación de plagas y enfermedades. En el caso del cultivo de apio estos son afectados por algunas plagas, tal como: mosca de apio (*Phylophylla haraclei*), gusanos grises (*Agrotis* sp), nemátodos (*Dytilenchus dipsaci*); enfermedades, tales como: mildiu de apio

(*Plasmopora nivea*), mancha foliar o tizón (*Cercospora apii*), septoriosis (*Septoria apii*, *Septoria graveolentis*) La utilización de agroquímicos puede afectar directamente la salud de los agricultores y los pobladores rurales, así como la calidad del suelo y del agua (Guagua, comunicación personal).

Guagua (2005) ha señalado que el mayor impacto ambiental causado por las intervenciones antrópicas ha sido el desplazamiento de la frontera agrícola a zonas más frágiles y menos productivas, con el uso cada vez más intensivo de insumos de alto impacto ambiental, donde no solo están incluidos los fertilizantes minerales y agroquímicos, sino también los fertilizantes orgánicos los cuales pueden traer como consecuencia el deterioro o degradación del suelo, desde el punto de vista químico, físico y biológico del mismo, el cual es mucho más evidente en las cuencas de los Ríos Torondoy y Chirurí con el desarrollo de cultivos de apio.

Los sistemas agrícolas y pecuarios no sólo ocupan una posición dominante, sino que tienen un alto espectro de efectos sobre el ecosistema, debido a la gran expansión e intensificación de estas prácticas conduciendo a la pérdida de selva natural. Como resultado de esto la selva podría quedar aislada creando una extensa fragmentación, provocando cambios en los factores bióticos y abióticos de los parches, según lo expresado por los autores Bustamante y Grez (1995), donde los últimos se pueden manifestar marcadamente en variaciones microclimáticas contrastantes entre el borde de los fragmentos y la matriz. Esta variación puede ser atribuida al aumento de los bordes (Murcia, 1995), donde la influencia de la matriz sobre el fragmento genera un gradiente ambiental de luminosidad, temperatura del suelo, humedad, evapotranspiración y velocidad del viento, desde el borde hacia el interior (Bustamante y Grez, 1995), por otro lado el tamaño de los fragmentos está relacionado con el efecto que puede tener la matriz sobre los parches. Así, cuando los fragmentos son muy pequeños pueden estar sometidos a la presión de cambios microclimáticos, comportándose como hábitat de bordes o siendo muy susceptible a ellos (magnitud del efecto de borde). En la medida que aumenta el tamaño del fragmento, disminuyendo su borde (Bisbal, 1988; Pearson, 1994), provocando consecuencias bióticas en los fragmentos (Bustamante y Grez, 1995). Esto pudiera

representar una diferencia entre las cuencas estudiadas, en las cuales se ha detectado distintos grados de fragmentación.

Algunos estudios muestran que la proporción de los diferentes usos que se le ha dado a la Tierra, están directamente relacionados con la variabilidad de la calidad del agua del río (DelRegno y Alkinson, 1988; Hunsaker y Levine, 1995). En particular, el manejo de los recursos requiere información espacial y temporal para la toma de decisiones acerca del tamaño de los parches en el paisaje, la dispersión o agregación de las actividades: agrícolas o pecuarias, densidad de bordes y conectividad del paisaje (Franklin, 1994).

Los resultados obtenidos en las visitas realizadas al campo también indican que la selva ha sido transformada fuertemente en las partes media y baja del área de estudio, quedando intacta sólo la parte alta de las mismas debido a su inaccesibilidad, sin la aparente construcción de vías de comunicación (camino o carreteras) en las cuales la topografía impide que avance el desarrollo de la actividad agrícola o pecuaria, dificultando su intervención antrópica, por esta razón ha sido poco transformada, esto nos lleva a afirmar una de las hipótesis planteadas.

El grado de intervención a que ha sido sometida la selva semicaducifolia montana puede aumentar la heterogeneidad del paisaje en tres caminos: primero, el ritmo acelerado de transformación del paisaje producto del proceso de deforestación, con la subsecuente reducción de la selva original, y su degradación con la implementación de la agricultura de tala y quema muy utilizada por los agricultores del área de estudio, donde las áreas alteradas son luego modificadas por prácticas agrícolas o pecuarias. Segundo, la modificación de la estructura del paisaje, como resultado de interacciones complejas entre fuerzas físicas, biológicas, económicas, políticas y sociales, donde el mosaico del paisaje es una mezcla de parches naturales y manejo humano que varía en forma, tamaño y arreglo. Tercero, la diversificación de la estructura del paisaje, con la redistribución de los recursos en un gradiente diferencial

Ataroff y Monasterio (1996) han explorado el potencial de protección de la biodiversidad en agroecosistemas, principalmente los cultivos de café como medio para contrarrestar los efectos adversos de la conversión de los suelos, ya que estas

plantaciones han sido consideradas un ejemplo de utilización “racional” del ambiente. Los beneficios del café son abundantes y variados, los árboles que proporcionan sombra al café pueden aumentar el potencial de secuestro de carbono del sitio, mejorar la fertilidad del suelo y su protección al mejorar la aeración y drenaje a través de un sistema de raíces y reduciendo la erosión del suelo. La sombra es generada por el cambur o banano criollo (*Musa spp*). Además de que dan sombra otras especies pero con una abundancia menor, entre ellas están Cedro (*Cedrella odobrata*), aguacate (*Persea americana*), naranja (*Citrus sinensis*), guamo (*Inga spectabilis*), entre otros (Bejarano, 2001)

El posible aumento en la biodiversidad podría verse beneficiado con la implementación de agroecosistemas especialmente los cultivos de café bajo un dosel de sombra (*Coffea arabica var. arabica*). La razón biológica por la cual estos hábitats cumplen una función importante en la conservación de la biodiversidad es que las plantaciones de café con sombra mezclada tienen una estructura vegetativa altamente compleja (variedad de varios estratos arbóreos), lo que produce una gran riqueza y diversidad de especies aves, insectos y mamíferos. Estos cafetales no son tan complejos como los bosques naturales, pero si ofrecen una mayor complejidad estructural vegetativa que la mayoría de los agroecosistemas, compuestos de una o varias especies arbóreas, las plantas de café son acompañadas por una variedad de especies rastreras, arbustivas y arbóreas (por ejemplo: las leguminosas) generando microclimas variados que permiten la coexistencia de una gran cantidad de microhábitats (compuesto por epifitas, parásitas, líquenes y musgos, entre otros) que toleran la coexistencia de muchas especies de organismos (Bejarano, 2001).

A nivel de cuencas de Los Andes venezolanos en selva semicaducifolia montana fueron identificados los siguientes sistemas cafetaleros: a) cafetales con sombra tradicional o mezclada, plantas de café en combinación con varias especies de árboles frutales y algunos maderables, como lo observado en las tres cuencas de los Ríos Torondoy; Chirurí y Capaz, y b) sólo cultivos de plantas de café, sin ningún tipo de sombra, como el observado en algunas fincas en la cuenca del Río Capaz según información personal realizada a algunos productores de la zona.

Bejarano (2001) ha señalado que los cafetales con sombra mezclada son bosques naturales fijadores de carbono y liberadores de oxígeno. Por otra parte el café de sombra tradicional podría ser considerado uno de los cultivos más beneficiosos, porque son empleados suelos marginales con mucha pendiente, como es el caso de la Cordillera de Mérida, donde si no fuera por el café se produciría una mayor erosión de los suelos. La mayoría de los cafetales, del tipo de sombra tradicional, se encuentran en laderas evitando la fuerte erosión de los suelos. Según datos de Rodríguez (2005) en la cuenca del río Capaz, los cafetales bajo de sombra han sido reemplazados por monocultivos de café con exposición solar. Ataroff y Monasterio (1986) han señalado que estos cultivos podrían alterar el ambiente generando “fuertes efectos” sobre el equilibrio ecológico.

En resumen los cultivos de café representan unidades de reemplazo, que posiblemente estén generando un menor impacto que los demás usos desarrollados, y permiten una mayor conservación del ambiente y de la biodiversidad de la selva natural. Además, mantienen una constante cobertura de los suelos, disminuyendo los procesos erosivos, la desecación y posiblemente la escorrentía de los mismos. Por otra parte, son cultivos mantenidos con baja utilización de agroquímicos, por lo cual es una actividad que contamina poco las aguas y los suelos; son cultivos que requieren de sombra la cual es generada por varias especies forestales de la zona como *Erithrina* e *Inga* y otras especies frutales, que posiblemente podrían permitir el albergue de aves y otras especies, facilitando los flujos de fauna entre distintas poblaciones establecidas en las cuencas de la Vertiente Norte de Los Andes venezolanos, podría permitir un proceso de recolonización de la selva natural mucho más rápido.

Dependiendo de los tipos de uso, la intensidad con la cual son desarrollados y el manejo que se les de, podrían ser factores determinantes del grado de impacto sobre la selva natural, del deterioro ambiental que estos podrían estar generando y que podrían influir fuertemente de las trayectoria y tasas de recuperación de la selva natural en las cuencas estudiadas.

## **CAPITULO 4. HETEROGENEIDAD DEL PAISAJE**

Una vez elaborados los mapas ecológicos y definidas las unidades de paisaje (mapa de cobertura) y base de datos que fueron almacenadas en un Sistema de Información Geográfica (SIG) los cuales fueron asociados con las unidades que los constituyen, se procedió al análisis espacial comparativo. Utilizando la información derivada de los mapas de unidades de paisaje, se realizó el análisis de la heterogeneidad del paisaje para el área de estudio, evaluando las características de avance de las intervenciones antrópicas con relación a los tipos de uso en selva semicaducifolia montana. La heterogeneidad espacial del paisaje comprende dos componentes principales: composición y configuración.

En este estudio cuantificamos la estructura del paisaje, a través del uso de índices describiendo la composición y configuración del paisaje. Para ello fueron cuantificados 8 índices en total, de los tres mapas elaborados de cada una de las cuencas de estudio, describiendo la composición y configuración del paisaje en términos de parches individuales o del paisaje total. Para realizar los respectivos cálculos se utilizaron las distribuciones de frecuencia presentados en las Tablas 3.1, 3.2 y 3.3, (capítulo 3), generado de cada uno de los mapas de unidades de paisaje. El número de unidades de paisaje se obtuvo por simple conteo de las clases de unidades de paisaje presentes en cada cuenca y el área total o proporción se obtuvo por sumatoria del área de cada parche o polígono por unidad de paisaje a partir de la tabla de frecuencias. De esta manera fueron cuantificados los componentes principales del patrón del paisaje: composición del paisaje a través de índices de heterogeneidad (riqueza, equitatividad y dominancia e índices de Shannon, Simpson y Números de Hill) y configuración del paisaje (tamaño, forma, número, índice de densidad de parches e índice de contagio) respectivamente.

### **4.1. Metodología**

La importancia de cuantificar los patrones espaciales radica en la posibilidad de relacionar los efectos de la heterogeneidad del paisaje (Gardnert *et. al.* 1987; O'Neill *et. al.* 1988; Poiani *et. al.* 2000) Dentro del contexto de la ecología del paisaje las medidas o índices de heterogeneidad están influenciados por dos

componentes: la riqueza y equitatividad. La riqueza, se refiere al número de unidades de paisaje presentes, y equitatividad, se refiere a la distribución del área entre diferentes tipos unidades de paisaje. La riqueza es un elemento clave en la variedad de elementos del paisaje presentes y puede tener una importante influencia en una variedad de procesos ecológicos, tales como: dispersión, biodiversidad, extensión de los disturbios, sucesión de plantas, entre otros, (McGarigal y Marks, 1995). Por otra parte, la riqueza esta frecuentemente correlacionada con la riqueza de especies, porque muchos organismos están asociados a un solo tipo de parche (McGarigal y McComb, 1995). Por otra parte, la riqueza esta en función de la escala, áreas amplias son generalmente más ricas, porque dan la heterogeneidad de áreas más grandes. Esto contribuye a la relación especie área predicha por la Teoría Biogeográfica de Isla (McArthur y Wilson, 1967).

#### 4.1.1 Cuantificación de la composición del paisaje

Típicamente las medidas o índices de composición del paisaje incluyen: a) número de clases o unidades de paisaje en el mapa, b) la proporción relativa de cada unidad en el mapa total, y c) heterogeneidad del paisaje (McGarigal and Marks, 1994).

Los índices de heterogeneidad más usados para describir la composición del paisaje son: riqueza, equitatividad, dominancia, índice de Shannon, índice de Simpsons y números de Hill.

El índice de Dominancia relativa descrito por O'Neill *et al.* (1988) y Turner (1989), puede ser calculada por la ecuación:

$$D = \ln n + \sum [p_i \ln p_i] \quad (1)$$

Donde:  $p_i$ : proporción del paisaje medida del área o superficie en metro ocupado por la unidad de paisaje,  $n$ : número total de tipos de unidades de paisaje presentes. Puede ser usado como una medida de la heterogeneidad del paisaje; determinado por la igualdad de la proporción de los tipos de parches en el paisaje. Su valor representa cual unidad de paisaje es la más dominante.

La dominancia, es complemento de la equitatividad, puede ser calculada por la siguiente ecuación:

$$(E = 1 - D) \quad (2)$$

Indicando la extensión del mapa que esta dominada por una o más unidades del paisaje (O'Neill et al., 1988) y puede ser ampliamente usado en la ecología del paisaje.

El índice Shannon descrito por Shannon (1949), puede ser calculado por la siguiente ecuación:

$$H = - \sum [p_i \ln p_i] \quad (3)$$

Donde:  $p_i$ : proporción del paisaje medida del área o superficie en metro ocupado por la unidad de paisaje, y  $n$ : número de unidades de paisaje presentes, el valor de este índice se refiere a como están distribuidos equitativamente las proporciones de las unidades de paisaje, mide un aspecto de la estructura del paisaje, es moderadamente influenciado por el tamaño del paisaje, es más sensible a los cambios en la riqueza de parches en lugar de dominancia. Así, los tipos raros de parches tienen una gran influencia en la magnitud del índice.

El índice de Simpson (IS) propuesto por McGarigal y Marks, 1995, puede ser calculado por la siguiente ecuación:

$$IS = - \ln \sum p_i^2 / \ln (n) \quad (4)$$

Donde:  $p_i$ : proporción del paisaje medida del área o superficie en metro ocupado por la unidad de paisaje, y  $n$ : número de unidades de paisaje presentes. Este índice tiene una interpretación intuitiva, específicamente el valor de este índice representa la probabilidad que tienen dos parches elegidos al azar pertenezca a diferentes unidades de paisaje, este índice puede ser interpretado en términos absoluto y relativo, además de señalar su distribución.

Los números de Hill ( $N_1$  y  $N_2$ ) propuesto por Hill (1973), el cual es interpretado como el número de unidades de paisaje igualmente comunes para producir la misma heterogeneidad observada en el paisaje, calculado por las siguientes ecuaciones:

$N_1$ : representa las unidades de paisaje extensas (intermedias más comunes).  
Donde  $H$  es el parámetro de heterogeneidad espacial calculado en la ecuación 3:

$$N_1 = \exp (H) \quad (5)$$

$N_2$ : representa las unidades del paisaje muy extensas.

$$N^2 = 1 / \sum p_i^2 \quad (6)$$

#### 4.1.2 cuantificación de la configuración del paisaje

La configuración del paisaje (a veces referido como patrones del paisaje), este puede ser cuantificado usando estadística basada en la forma, vecinos próximos y contagio. Hay varios índices para calcular la configuración o distribución del paisaje: la distribución espacial puede ser medida a través del tamaño, número de polígonos o parches, y forma de los parches en un mapa. El tamaño del parche es una característica variable que afecta la biomasa, producción y almacenamiento de nutrientes por unidad de área, también composición de especies y heterogeneidad. La forma del parche es también importante en el paisaje, particularmente como resultado del efecto de borde. Además pueden ser cuantificados los índices de densidad de parches e índice de contagio para describir la fragmentación del paisaje (McGarigal y Marks, 1995).

Para estudiar la fragmentación y heterogeneidad del paisaje fue preciso calcular el índice de densidad de parches descrito por McGarigal y Marks (1995) puede ser calculado por la siguiente ecuación:

$$DP = n / A (10000) * (100) \quad (7)$$

Donde: n: número total de parches presentes en el paisaje, y A: área total del paisaje en m<sup>2</sup>. Este índice representa la complejidad de los patrones pero no es especialmente explícito en algunos, varía en función de la heterogeneidad del paisaje, expresa el número de parches por unidad de área. Además, es un aspecto fundamental de la estructura del paisaje.

El índice de contagio fue propuesto primero por O'Neill *et al.* (1988) y luego por Turner y Ruscher (1988); Turner (1989); Gustafson y Parker (1992); Li y Reynolds (1993), puede ser calculado por la siguiente ecuación:

$$\text{CONTAG} = 1 + \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^m (P_i) \left( \frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) - \ln \left( P_i \left( \frac{g_k}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \right)}{2 \ln(m)} \quad (100)$$

Donde:  $p_i$ : proporción del paisaje ocupado por la unidad del paisaje (clase  $i$ );  $i, k$  de  $q$ : número de adyacencias entre los píxel de unidades de paisaje (clase)  $i$  y  $k$  respectivamente;  $m$ : número de unidades del paisaje. Este índice tiene diferentes usos: como medida del grado de agregación de los parches, como un indicador del grado de fraccionamiento de un paisaje, como análisis del ecosistema y paisajes, entre otros. Los datos requeridos para el cálculo de estos índices fueron obtenidos a partir de un histograma de frecuencia de los mapas ecológicos del paisaje en cada una de las cuencas.

El índice de contagio ha sido utilizado ampliamente en la ecología del paisaje porque parece ser un resumen eficaz del agrupamiento total en mapas categóricos (Turner, 1989). Además, en muchos paisajes se correlaciona altamente con índices de heterogeneidad y dominancia del parche (Ritters *et al.* 1995), y así puede ser un sustituto eficaz para esos importantes componentes del patrón del paisaje (O'Neill *et al.* 1988). El índice propuesto por O'Neill *et al.* (1988) presenta un error en la formulación matemática, ya que este es sensible a cambios en los patrones espaciales, de acuerdo con lo propuesto por éste autor, la medida de contagio da una idea de cómo los elementos del paisaje están agregados o agrupados. Por otra parte, este no es un buen índice de configuración espacial porque refleja solo la composición del paisaje y es sensible a la configuración espacial.

Li y Reynolds (1993) corrigieron el error matemático, introduciendo dos formas alternativas del índice de contagio el cual corrige el error y mejora su

funcionamiento. Este índice de contagio propuesto por Li y Reynolds (1993) se basa en las adyacencias de las celdas, el cual consiste en la suma de los tipos de parches, como producto de dos probabilidades: 1) la probabilidad de que una celda elegida aleatoriamente pertenece al tipo de parche (clase  $i$ , estimado por la abundancia proporcional del tipo de parche), y 2) la probabilidad condicional que una celda del tipo de parche (clase  $i$ ) una de sus celdas vecinas pertenece al tipo de parche (clase  $j$ ). El producto de estas dos probabilidades iguala la probabilidad de que dos celdas adyacentes elegidas aleatoriamente pertenecen al tipo de parche (clase  $i$  y  $j$ ). Este índice propuesto por Li y Reynolds (1993) es un índice que cuantifica ambos componentes de heterogeneidad espacial: composición y configuración. Este parámetro se cálculo en formato raster evaluando la adyacencia a nivel de celdas más no de polígonos o parches.

## **4.2. Resultados**

### **4.2.1. Composición del paisaje**

En la Tabla 4.1 se presentan los resultados obtenidos de la composición del paisaje. A lo largo de la selva semicaducifolia montana la composición del paisaje varía en el área de estudio, los valores totales en el número de fragmentos o parches en cada una de las cuencas presentaron variaciones a nivel espacial. Se encontró que el número total de parches fue mayor 106 en la cuenca del río Capaz, en la cuenca del río Torondoy se obtuvieron un total de 76 parches, y en la cuenca del río Chirurí se obtuvieron los valores más bajos 17 parches en total.

En las cuencas de los ríos Chirurí y Torondoy se obtuvieron los valores más altos del índice de dominancia 82% y 88% respectivamente, y en la cuenca del río Capaz se obtuvo un valor del 67%. En relación a la equitatividad ( $E$ ) esta presentó una variación moderada, lo cual esta correlacionado con los valores más altos de dominancia.

El mayor valor del índice de Shannon ( $H$ ) se obtuvo para la cuenca del río Capaz 0,65, lo cual esta correlacionado con la riqueza y abundancia de parches. Según lo expresado por McGarigal y Marks (1995) el valor de este índice puede ser interpretado en la uniformidad que representa la distribución del área entre los

tipos de parches, dando como resultado una máxima uniformidad. Los valores más bajos fueron obtenidos para las cuencas de los ríos Chirurí y Torondoy 0,57 y 0,54 respectivamente, estos valores representan la desigualdad que hay entre los diferentes tipos de parches, en relación a la distribución de su área, resolución tamaño mínimo del parche, según lo expresado por McGarigal y Marks (1995).

Tabla 4.1. Índices de composición de paisaje evaluados para cada una de las cuencas de los ríos Torondoy, Chirurí y Capaz, ubicadas en la zona Norte de la Sierra de la Culata Edo. Mérida.

Cuencas	Número total de parches	Dominancia (D)	Equitatividad (E)	Índice de Shannon (H)	Índice de Simpson (IS)	Número de Hill N1	Número de Hill N2
<b>Torondoy</b>	76	0,88	0,12	1,07	0,41	2,90	2,23
<b>Chirurí</b>	17	0,82	0,18	1,12	0,48	3,07	2,58
<b>Capaz</b>	106	0,67	0,33	1,28	0,58	3,59	3,14

En relación al índice de Simpson y según lo expresado por los autores McGarigal y Marks (1995), los resultados indican que la cuenca del Río Capaz tiene la mayor probabilidad de que dos parches seleccionados al azar sean diferentes unidades de paisaje, lo cual es consistente con la dominancia y riqueza de parches. La cuenca del río Torondoy tuvo una probabilidad del 41%, y la cuenca del Río Chirurí tiene una probabilidad del 48%. En relación a los números de Hill, los resultados muestran en general, que en la cuenca del Río Torondoy hay dos unidades de paisaje extensas y dos muy extensas, mientras que en las cuencas de los Ríos Capaz y Chirurí hay dos unidades de paisaje extensas y tres muy extensas.

#### 4.2.2 Configuración del paisaje

En la Tabla 4.2 se presentan los resultados obtenidos de la configuración del paisaje. Según lo expresado por McGarigal and Marks (1995), el valor del

índice de densidad de parches (DP), muestra en general, que la cuenca del río Capaz presenta una mayor fragmentación del paisaje y mayor heterogeneidad (0,92), con una fragmentación y heterogeneidad intermedia de 0,69 la cuenca del río Torondoy, y una menor fragmentación y heterogeneidad igual a 0,51 en la cuenca del río Chirurí. Los resultados indican que la densidad de parches varía en función de la heterogeneidad del paisaje. El valor del índice de contagio (IC) muestra que el grado de fragmentación y dispersión de los parches es mayor en la cuenca del río Capaz 73, con un grado intermedio de fragmentación y dispersión de los parches la cuenca del río Torondoy 45, y el menor grado de fragmentación en la cuenca del Río Chirurí 19. Según lo señalado por Bustamante y Grez (1995), estos resultados pueden ser interpretados como la subdivisión de los tipos de parches, el cual es crucial en el proceso de fragmentación del paisaje, ya que este proceso implica la transformación de selva continua en muchas unidades más pequeñas y aisladas entre sí, cuya extensión de superficie resulta ser mucho menor que la superficie de selva original.

Tabla 4.2. Índices de configuración del paisaje evaluados para cada una de las cuencas de los Ríos Torondoy, Chirurí y Capaz, ubicadas en la zona Norte de la Sierra de la Culata Edo. Mérida.

Cuencas	Densidad de parches (DP)	Índice de Contagio (IC)
Torondoy	0,69	45
Chirurí	0,51	19
Capaz	0,92	73

### 4.3 Discusión

#### 4.3.1 Composición del paisaje

De acuerdo al concepto de riqueza, tenemos que, si comparamos la cuenca del río Capaz con la cuenca del río Torondoy, estas cuencas no tienen la misma heterogeneidad, por diferenciarse en el número total de parches por unidad de

paisaje presentes en el paisaje. Según el concepto de heterogeneidad, la cuenca del río Capaz es más diversa que la cuenca del río Torondoy. La razón es la siguiente: si de la cuenca del río Capaz se eligen al azar dos parches, existe una mayor probabilidad 0,58% que sean unidades de paisaje diferentes cuando la elección se hace en ésta cuenca. Por el contrario, en la cuenca del río Torondoy existe una probabilidad del 0,41% que al extraer dos parches ambos sean unidades de paisaje diferentes. Al ser más difícil predecir el parche que se va a extraer de la cuenca del río Capaz, se puede decir que es más diversa que la otra cuenca.

En el contexto ecológico el número de parches por unidad de paisaje tiene una repercusión en la estructura del paisaje, ya que a medida que incrementa el número de parches se genera un rompimiento de las áreas de vegetación continúa. Este rompimiento del paisaje podría causar la pérdida de selva natural, incrementando su fraccionamiento y conduciendo a una disminución precipitada en el número de parches, cuya superficie puede ser menor que la de la selva original, y con menos conexión de la vegetación entre parches, el cual es mucho más evidente en las cuencas de los ríos Capaz y Torondoy respectivamente. Por otro lado, dependiendo del contexto del paisaje, el número de parches puede afectar una variedad de procesos ecológicos. McGarigal and Marks (1995) han señalado que dependiendo del agrupamiento de poblaciones de especies, el número de parches puede experimentar una dinámica de población diferente que un organismo similar que ocupa otro parche, porque el tamaño de la población tiene una mayor probabilidad que aumente la interacción entre los individuos que ocupan el paisaje.

Los valores más altos del índice de dominancia fueron obtenidos para las cuencas de los ríos Torondoy y Chirurí 88% y 82% respectivamente. Esto puede explicarse con lo señalado por Pielou (1975) quien señala que la baja heterogeneidad del paisaje, puede ser debida a la alta dominancia de una unidad de paisaje, cuanto mayor el grado de dominancia menor es la heterogeneidad. Los usos de la tierra implementados en cada una de las cuencas mostraron diferencias, tanto a nivel de uso en sí, como en la cantidad de parches que

represento a cada unidad de paisaje; de esta manera se encontró que los usos correspondientes a selva natural, cafetales bajo un dosel de sombra y pastizales fueron las unidades de paisaje que se reportaron en las tres cuencas analizadas, mientras que los usos correspondientes a cultivos de apio fueron reportados en la cuenca de los Ríos Torondoy y Chirurí.

A nivel de paisaje los índices de Shannon y Simpson mostraron estar relacionados con la riqueza y abundancia de parches, encontrándose que la abundancia y riqueza en los parches resulta ser superior en la cuenca que presenta una mayor heterogeneidad del paisaje.

#### **4.3.2 Configuración del paisaje**

McGarigal y Marks (1995) ofrecen discusiones acerca del número y densidad de parches, ellos indican que ambas medidas representan la fuerte diversidad del paisaje o gradiente de heterogeneidad. Si bien, estas medidas indican el patrón del hábitat, ellos no indican nada acerca del número de diferentes tipos de parches presentes o de la abundancia relativa y dispersión espacial.

Los índices de densidad de parches y contagio, revelan que la estructura del paisaje ha sido modificada, ya que la vegetación boscosa natural muestra altos signos de intervención humana en las partes medias y baja de las cuencas de estudio. En las cuencas de los Ríos Torondoy y Capaz el paisaje esta más fragmentado, donde la vegetación de selva original ha sido reemplazada por cultivos agrícolas y por pastizales para el desarrollo para la actividad ganadera. Bustamante y Grez (1995) han señalado que con la construcción de carreteras y apertura de zonas agrícolas y pecuarias, se inicia el proceso de fragmentación. El hábitat puede fragmentarse debido a dos procesos: la más común perforación, donde la fragmentación comienza con un clareo de la vegetación producto de la deforestación del hábitat, para incorporar allí algún campo de cultivo u otro sistema de producción. Además, el hábitat puede fragmentarse por disección (por ejemplo: construcción de un camino, de una carretera), donde el hábitat original comienza a perderse progresivamente hasta quedar solo pequeños remanentes (Harris, 1984; Dickman, 1987).

Donde la pérdida y fragmentación de la selva es la trayectoria frecuente de cambios en el paisaje en distintas regiones del paisaje, como consecuencia de las actividades antrópicas y donde éste proceso de fragmentación se podría considerar como causa importante de la pérdida de biodiversidad, ya que la creciente intervención humana sobre el paisaje natural ha ido fragmentando el hábitat de diferentes especies (Bustamante y Grez, 1995). En general, la alteración de los patrones del hábitat natural incrementa la probabilidad de perder especies e interrumpir las funciones ecológicas. Este hecho podría indicar en términos relativos que en la cuenca del río Chirurí el mayor nivel de impacto y su avanzado estado de deterioro, ha dejado como saldo una escasa vegetación natural; pues esta cuenca ha sido reemplazada por otras unidades ecológicas que son predominantes en cuanto a su superficie e integración, lo cual hace al paisaje menos diverso, menos fragmentado y con menor dominancia de una unidad ecológica; Murcia (1995) ha señalado que dichas actividades podrían simplificar el paisaje aumentando la heterogeneidad del mismo.

Por otro lado, el proceso de fragmentación involucra la conversión de grandes áreas continuas de vegetación natural, las cuales son reducidas y divididas en dos o más fragmentos que pueden quedar inmersos en una matriz separada por áreas de intensa actividad humana o bien parches de vegetación diferentes a la original, con condiciones no aptas para las especies que quedan entre los fragmentos (Bustamante y Grez, 1995; Murcia, 1995). La fragmentación modifica la estructura del paisaje. Así, la fragmentación tiene dos componentes: a) reducción del hábitat disponible, y b) aislamiento de los parches de hábitat remanente. Primero, al reducirse la cobertura boscosa, se reduce el área total de hábitat disponible. Por su parte, la reducción del área total afecta directamente a aquellas especies que necesitan un hábitat continuo de gran tamaño para poder mantener poblaciones viables. Segundo, la fragmentación deja a las poblaciones aisladas en parches remanentes. Precisamente por el aislamiento estas poblaciones tienden a ser pequeñas, lo cual incrementa el riesgo de extinción, ya sea por factores demográficos (bajo número de individuos) o por factores estocásticos (ocurrencia de perturbaciones). Por otra parte, el grado de

aislamiento del fragmento degrada directamente a la comunidad vegetal. Un fragmento puede estar tan aislado que las poblaciones dispersoras de semillas no lleguen a él, lo cual puede provocar la extinción local de ciertas especies de árboles (Fahrig y Merriam, 1985; Bustamante y Grez, 1995; Murcia, 1995, Fahrig, 1997). Debinski y Holt (2000) encontraron que la abundancia y densidad de especies disminuyen con la fragmentación, aunque la dinámica de movimiento entre diferentes elementos del paisaje podría producir un aumento.

La baja densidad de parches (DP) Tabla 4.2 puede ser fundamental en la cuenca del río Chirurí dando como resultado una alta agregación y una amplia estructura de los parches, con una baja fragmentación y heterogeneidad del paisaje. Por otra parte, la cuenca del río Chirurí presentó un mayor grado de intervención de selva semicaducifolia montana, es de hacer resaltar que además presentó un menor número de parches y una menor heterogeneidad, debido a que en esta cuenca ya concluyó el proceso de fraccionamiento. En la cuenca del río Torondoy los valores indican que los parches presentan una pequeña estructura y más áreas de vegetación las cuales podría estar causando una baja conexión espacial entre los parches, con una fragmentación y una heterogeneidad del paisaje intermedia. La alta densidad de parches es fundamental en la cuenca del río Capaz donde los parches están separados espacialmente, además con una alta fragmentación y una alta heterogeneidad del paisaje.

En relación al índice de contagio (IC) Tabla 4.2 los resultados indican que en las cuencas de los ríos Capaz y Torondoy se obtuvieron los valores más altos de este índice 73 y 45 respectivamente, en general estas cuencas presentaron un mayor grado de fragmentación, donde los parches presentaron un pequeño tamaño, además de estar espacialmente agregados a lo largo de un patrón regular que causa esta estructura de parches fragmentados. En la cuenca del río Chirurí se obtuvo un bajo valor. Como se mencionó anteriormente ésta cuenca presentó un mayor grado de intervención de selva semicaducifolia montana, con lo cual podemos decir que en la misma ya concluyó el proceso de fraccionamiento. En resumen, podemos decir que las diferencias en cuanto a la heterogeneidad y fragmentación pareciera ser que ésta cuenca presenta un estado más avanzado

de deterioro, donde la selva semicaducifolia montana ha sido reemplazada por otras unidades ecológicas que son predominantes en cuanto a su superficie e integración, lo cual hace al paisaje menos diverso, menos fragmentado y con mayor dominancia de una unidad ecológica. En otras palabras, no existe una relación lineal entre el grado de fragmentación y el grado de deterioro de la cuenca. Según lo señalado por los autores McGarigal y Maki (1995) y otros autores como O'Neill *et al.* (1988) y Li y Reynolds (1993) los bajos valores encontrados en el índice de contagio podrían representar una menor fragmentación, donde los parches están espacialmente desagregados y entremezclados al máximo, de amplio tamaño a lo largo de un patrón irregular que puede podría causar esta estructura con pocos parches fragmentados. En general se encontraron algunas diferencias en la configuración espacial de los parches de las diferentes unidades de uso. La configuración de los parches de las diferentes unidades en cada una de las cuencas, muestra que los parches de selva natural se encuentran dispersos en el caso de la cuenca de los Ríos Torondoy y Capaz, por lo que podría decirse que una buena parte de los parches presentes en el paisaje de la zona no están muy distantes.

Con relación al tamaño de los parches, se puede decir, que es uno de los más obvios y una de las características más importantes del paisaje. Forman y Godron (1986) ofrecen discusiones sustantivas, acerca del efecto que tiene el tamaño de los parches sobre la energía, nutrientes y diversidad de especies. Ellos notaron que el área es el primer factor de importancia, la implicación es que, parches amplios generalmente contienen un gran número de especies que los parches pequeños (Lavers y Haines-Young, 1993). Con lo cual se incrementa el riesgo de extinción en aquellos fragmentos en los cuales tiende a disminuir la población (Farina, 1993). Por otro lado, Dunn *et al.* (1991) suministra datos que indican que las diferencias en tamaño de los parches, puede producir una variación en la composición de especies.

La forma es también una característica importante de un parche en el paisaje. Esta puede mostrar una influencia en los procesos inter-parche, tales como: migración animal y colonización de plantas en un bosque, y puede influir en

las estrategias de forrajeo animal (Forman y Godron, 1986). Esta relevancia es frecuentemente relacionada con el “efecto de borde”. Por ejemplo, el efecto de borde en los bosques, resulta primariamente por cambios en las condiciones ambientales en los bordes por proximidad de la matriz estructuralmente distinta, constituida por pastizales, cultivos o campos sucesionales secundarios (Chen y Franklin, 1992). Estos cambios resultan primariamente por diferencias en la intensidad de luz y velocidad del viento, donde estos cambios en combinación con cambios en la dispersión de semillas y herbivoría, pueden influir en la composición y estructura de la vegetación (Forman y Godron, 1986). Brokaw y Scheiner (1989) como lo cita Forman y Godron (1986) observó que la composición de especies de plantas y la estructura de las comunidades varía de acuerdo a la forma de los espacios abiertos en los Bosques Húmedos Tropicales.

La configuración espacial de las diferentes unidades de paisaje en cada una de las cuencas muestreadas, mostró dos aspectos importantes. En primera medida, que los parches de selva natural se encuentran dispersos como es el caso de dos de las cuencas estudiadas, por lo que podría decirse que una buena parte de los parches presentes en el paisaje de la zona no están distantes de fuentes de semillas

#### **4.4 Sugerencias**

En general el manejo tradicional que se le ha dado a la selva semicaducifolia montana, ha generado la destrucción y fragmentación del hábitat provocando cambios en diferentes regiones del paisaje, debido a las diferentes intervenciones antrópicas como consecuencia del crecimiento demográfico y consumo de los recursos. Incrementando el número de fragmentos y disminuyendo el área continua con una tendencia a la extinción total de selva original (Fase 1). Un manejo alternativo que podría ser implementado y evitar esta etapa final de extinción, sería la conservación de los fragmentos de selva en el paisaje y restableciendo la conexión entre los fragmentos, a través de corredores biológicos (por ejemplo: corredores de vegetación y cultivos arbolados) y zonas de amortiguamiento (Fase 2) (Fahrig, 1997).

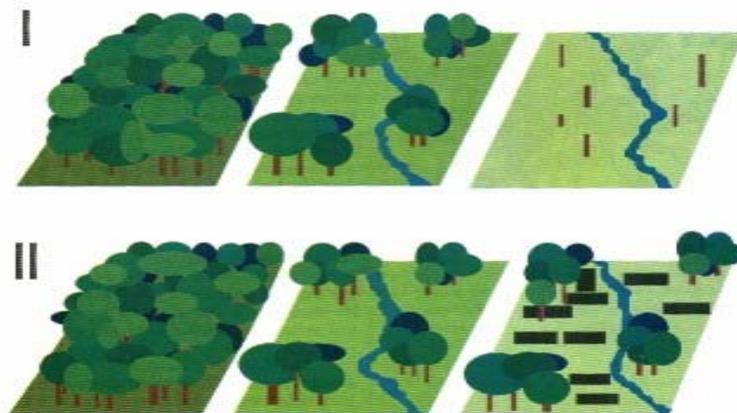


Fig. 4.4.1. Manejo tradicional (Fase I) y alternativo (Fase II)

La fragilidad natural de la Cordillera de los Andes, determinado por su topografía, litología, entre otros, posiblemente se vea más vulnerable a un proceso de deterioro ambiental a nivel de cuencas de montaña, como consecuencia de la simplificación y eliminación de la selva original, para la implementación de cultivos agrícolas. Por lo cual, es necesario tomar medidas como el mejoramiento de los sistemas agrícolas para un mejor aprovechamiento de la tierras en uso. Además, es precisa la reforestación de las áreas deforestadas para evitar así efectos secundarios como son los movimientos en masa, erosión de los suelos, entre otros; un mantenimiento sostenido de los recursos para las generaciones futuras, así como, implementar programas de concientización del valor que representa la selva de montaña, ya que la selva desempeña un papel clave en el almacenamiento de carbono, si se eliminan, el exceso de dióxido de carbono en la atmósfera puede llevar a un calentamiento de la Tierra con multitud de efectos secundarios problemáticos.

## **CAPITULO 5. CONCLUSIONES**

La imagen de satélite suministro los mapas de cobertura y uso de la tierra en la escala del paisaje necesario para el área de estudio, de esta manera se lograron determinar siete unidades de paisaje, donde las diferentes unidades de paisaje fueron adecuadamente muestreadas con el uso la clasificación supervisada de la imagen.

En la selva semicaducifolia montana la creciente intervención humana ha provocado su transformación, producto del proceso de deforestación. Este proceso se ha concentrado en zonas con ciertas características topográficas, como resultado de la conversión de la selva naturalmente estructurada y su reemplazo para el desarrollo de la actividad agrícola y ganadera hacia los sitios más accesibles y/o más productivos (por ejemplo: zonas aptas para la agricultura) los cuales han tenido un significativo efecto en la heterogeneidad del paisaje.

La relación directa de la deforestación para el desarrollo de la ganadería, es un hecho comprobado y reconocido como “el proceso ambiental más notable”, por la magnitud de superficie afectada y por sus efectos, prácticamente irreversibles sobre el ecosistema; además, ésta actividad ganadera implica una simplificación drástica de las unidades de paisaje específicamente en la cuenca del río Capaz. Por otro lado, el proceso de deforestación con la explotación de madera, podría implicar un nivel de destrucción selectivo y no masivo de la selva, encontrando su propia limitante el agotamiento de las especies extraídas en la cuenca del río Torondoy.

El mayor nivel de impacto humano se observó en las partes media y baja del área de estudio lo cual deja como resultado una escasa vegetación natural, ya que más de la mitad de la superficie potencial de selva original ha sido reemplazada por áreas dedicadas al desarrollo de la actividad agrícola y para el desarrollo de la actividad ganadera.

La mayor parte de los restos de selva original se encuentran en la parte alta de las cuencas sobre laderas en las cuales la topografía impide su accesibilidad sin una vialidad aparente que impide que avance y se desarrolle la frontera agrícola hacia esa zona. De manera contraria, la transformación de la selva en las

tres cuencas esta localizada sobre las zonas de pendientes más suaves lo cual conlleva, entre otras cosas, a la pérdida de heterogeneidad del paisaje dentro de una misma unidad natural del paisaje.

El uso extensivo de las actividades agrícolas y ganaderas con fines productivos ha determinado una creciente modificación de la heterogeneidad del paisaje.

Las actividades agrícolas desarrolladas en las partes media y baja del área de estudio, específicamente los cultivos de café bajo un dosel de sombra (*Coffea arabica* var. *arabica*) podrían ser considerados una actividad más sostenible, ya que es un cultivo de uso “racional” del ambiente, además de jugar un importante papel como zona de amortiguamiento entre las áreas de selva. La cual es una actividad que debería ser promovida para la conservación de los suelos, biodiversidad y ambiente en general. En contraposición, el impulso actual de la actividad agrícola como son los cultivos de apio en la parte media de las cuencas de los ríos Chirurí y Torondoy, podría estar generando una degradación más acelerada de los suelos, así como la contaminación del agua en ríos y arroyos por el uso de agroquímicos, entre otros. Por lo tanto, se deberían promover variedades de cultivo que requieran un menor uso de agroquímicos para su desarrollo y disminuir su impacto sobre el medio ambiente.

Las diferentes intervenciones antrópicas han aumentado la heterogeneidad del paisaje como consecuencia de su reemplazo por distintos agroecosistemas.

El incremento del número de parches ha generado el rompimiento de áreas de vegetación continua, donde el cambio en la continuidad del paisaje ha causado la pérdida de selva original y fragmentación del paisaje.

Los índices de densidad de parches y contagio, han revelado que la estructura del paisaje se ha transformado, ya que la vegetación boscosa natural ha mostrado altos signos de intervención humana en las partes medias y baja del área de estudio. En las cuencas de los ríos Torondoy y Capaz el paisaje está más fragmentado, donde la vegetación de selva original ha sido reemplazada en su mayoría por cultivos agrícolas y por pastizales para el desarrollo de la actividad ganadera. En caso contrario, en la cuenca del río Chirurí ya concluyó el proceso de fragmentación, en resumen podemos decir que esta cuenca presenta un

estado más avanzado de deterioro, donde la selva original ha sido reemplazada por otras unidades predominantes en cuanto a su superficie e integración, lo cual hace al paisaje menos diverso, menos fragmentado y con una mayor dominancia de una unidad de paisaje como lo es los cultivos de café bajo un dosel de sombra. La baja densidad de parches en la cuenca del río Chirurí nos hace suponer que los parches presentan una alta agregación y una amplia estructura, mientras que en la cuenca del río Torondoy los parches presentan una pequeña estructura y más áreas de vegetación natural que podrían estar causando una baja conexión espacial entre los parches.

En relación al índice de contagio las cuencas de los ríos Capaz y Torondoy presentan un mayor grado de fragmentación donde los parches presentan un pequeño tamaño, además de estar espacialmente agregados a lo largo de un patrón regular que podría causar esta estructura de parches fragmentados. En la cuenca del río Chirurí los parches son de amplio tamaño espacialmente desagregados y entremezclados al máximo, a lo largo de un patrón irregular que puede causar esta estructura con pocos parches fragmentados, ya que en ésta cuenca ya concluyo el proceso de fragmentación.

## **ANEXOS.**

### Glosario

Este glosario se limita a aquellas palabras de uso no corriente que no están explicadas en el propio texto.

**Cafetales bajo un dosel de sombra.** Son cultivos que requieren de sombra la cual es generada por varias especies forestales de la zona como *Erithryna*, *Inga* y otros frutales.

**Clasificación de la imagen multiespectral.** Se realiza para extraer información temática desde la imagen de satélite.

**Composición del paisaje.** Se refiere a las características asociadas con presencia y cantidad de cada tipo de parche en el paisaje.

**Configuración del paisaje.** Se refiere a la distribución física o características espaciales de los parches dentro del paisaje.

**Datos espaciales.** Son representados por características geográficas (puntos, líneas y áreas).

**Digitalización.** Se realiza cuando se usan datos de mapas análogos en el sistema de coordenadas UTM.

**Ecología del paisaje.** Estudia las relaciones que existen entre los procesos ecológicos y la configuración en el espacio en el cual se desarrollan dichos procesos.

**Elementos del paisaje.** Son elementos espaciales en la escala del paisaje, que pueden ser de origen natural o humano, en nuestro caso estos elementos del paisaje son representados por las unidades de paisaje.

**Filtrado.** Es el proceso mediante el cual cada valor de un píxel en un mapa raster es reemplazado por un nuevo valor, el nuevo valor es obtenido por aplicación de una función de cada píxel de entrada y su vecino próximo.

**Filtros mayores.** Es usado un filtro 3 por 3 donde se asigna el píxel que más predomina o el ocurre con más frecuencia.

**Georreferenciación.** Es la relación entre un sistema de coordenadas y la localización de un píxel en la imagen. En el contexto espacial nos permite saber el tamaño y ubicación de los píxeles, la localización se hace por lo menos con cuatro

puntos de referencia, cada punto está caracterizado para crear la georreferencia con mapas topográficos.

**Heterogeneidad.** Se refiere a la mezcla de partes de diversa naturaleza

**Heterogeneidad espacial.** Se refiere a la complejidad y variabilidad de un sistema en el espacio y tiempo.

**Heterogeneidad del paisaje.** Es una medida del grado de partición del paisaje en parches o mosaicos de vegetación.

**Imagen de satélite.** Ofrece una visión puntual y espacial de la cobertura y desarrollo de la vegetación.

**Impacto humano.** Es el efecto que produce una determinada acción humana sobre el medio ambiente.

**Mapa de unidades de paisaje.** Es la representación geográfica de la distribución de los patrones espaciales de las unidades de paisaje.

**Mapa de polígonos.** Las áreas son representadas por sus bordes o líneas de los bordes. Donde un polígono es un área cerrada de uno o más segmentos.

**Mapa de puntos.** Se refiere a la localización de un punto en un solo par de coordenadas XY, donde los puntos son almacenados por registro de su localización en las coordenadas X y Y.

**Mapa de segmentos.** Una línea es almacenada como una serie de coordenadas X y Y (puntos) que reflejan sus características.

**Modelo raster.** Se refiere a los datos espaciales que son organizados en píxeles.

**Paisaje.** Área de terreno heterogénea, compuesto por un grupo de ecosistemas que interactúan y que se repiten de forma similar a través del mismo.

**Patrón del paisaje.** Es determinado por la estructura y distribución de sus elementos.

**Píxel.** Es la unidad básica en una imagen de satélite, representa una pequeña unidad del área espacial en el campo.

**Reconocimiento ecológico.** Permite determinar las características del paisaje.

**Remuestro.** Cada píxel es reorganizado, este procedimiento se realiza al final del análisis para trabajar con un mínimo de errores.

**Sistema de Información Geográfica.** Es un sistema computarizado que cubre diversa información espacial acerca de un área, frecuentemente una porción del paisaje.

## **CAPITULO 6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- Aronoff, S. 1993. Geographic Information System. A management perspective. WDL Publications, Canada.
- Ataroff, M. 2003. Selvas y Bosques de Montaña. En Aguilera M, Azocar A, y González Jiménez E, (Eds) Biodiversidad en Venezuela. Tomos I y II Fonacit/ Fundación Polar. Caracas.
- Ataroff, M y Monasterio, M. 1996. Impacto ecológico de los agroecosistemas cafetaleros del estado Mérida. En Giacalone, R. (Ed) Mérida a través del tiempo.
- Ataroff, M y Rada, F. 2000. Deforestation Impact on Water Dynamics in Venezuelan Andean Cloud Forest. *Ambio* 29(7): 440-444.
- Ataroff, M y Sánchez, L. A. 1999. Precipitación, intercepción y escorrentía en cuatro ambientes de la cuenca media del río El Valle, estado Táchira, Venezuela. *Revista Geográfica Venezolana* 40(2):65-70.
- Ataroff, M y Sarmiento, L. 2003. Diversidad de los Andes de Venezuela. 1. Mapa de unidades ecológicas del Estado Mérida. Instituto de Ciencias Ambientales y Ecológicas (ICAE). Universidad de los Andes, Mérida, Venezuela.
- Bejarano, A. 2001: [mailto:Bjorturog@catie.ac.cr] Coloquio Internacional "Desarrollo sostenible, Participación comunitaria y Conservación de la Biodiversidad en México y América Latina. Página [http://www.una.ac.cr/ambi/Ambien-Tico/103/index.htm]. 23 de julio del 2005
- Berry, J. R. 1986. GIS: Learning computer assisted map analysis. *Journal of Forestry* 1:39-43.
- Bisbal, F. 1988. Impacto humano sobre los hábitats de Venezuela. *Interciencia* 13(5):226-232.
- Borman, F. H y Likens, G.E. 1979. Pattern and process in a forested ecosystem. En Gustafson E. J. (Eds) *Quantying landscape spatial pattern: what is the state of Art?* Springer-Verlag. New York.
- Brokaw, N. V. L y Scheiner, S. M. 1989. Species composition in gaps and structure of a tropical forest. *Ecology* 70:538-541.

- Bronsveld, M. C. y Shrestha, D. 1993. Tutorial for image processing using ILWIS version 1.4. Remote Sensing and GIS module ITC, Enschede.
- Burgess, R.L y Sharpe, D. M. 1981. Forest island dynamics in man dominated landscape. En Harris L. D (Eds) The fragmented forest Island biogeography theory and the conservation of biotic diversity. University of Chicago Press, Ltd, Chicago.
- Burrough, P. A. 1995. Spatial aspects of ecological data. En Jogman, R. H. G., Braak, C. J. F. y Togeren, O. F. R. (Eds) Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge University Press. Cambridge.
- Bustamante, R. y Grez, A. 1995. Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. Ciencia y Ambiente 11(2):58-62.
- Calderón, C., Ochoa G., y Trinca, D., 1981. Factibilidad de desarrollo agrícola en la cuenca alta y media del río Capaz. Trabajo Especial de Grado. Universidad de Los Andes. Facultad de Ciencias Forestales. Mérida - Venezuela.
- Catalan, A. 1983. El proceso de deforestación en Venezuela. Ambiente 16:23-29
- Debinski, D. M. y Holt, R. D. 2000. An appreciation and study global the habitat fragmentation experiments. The biology conservation 14:342-355.
- Dickman, C. R. 1987. Habitat fragmentation and vertebrate species in an urban environment. Ecological Application 24:337-351.
- Dunning, J. B., Danielson, B. J y Pulliam, H. R. 1992. Ecological processes that affects population in complex landscape. Oikos 65:169- 175.
- Dunn, C. P., Sharpe, D. P., Guntenspergen, G. R., Stearns, F., y Yang, Z. 1991. Methods for analyzing temporal changes in landscape pattern. En Turner, M. G and Gardner, R. H., (Eds) Quantitative methods in landscape ecology..Springer-verlag. New York.
- Fahrig, L. 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation population extinction. Journal of Wildlife Management 61:603-610.
- Fahrig, L., y Merriam, G. 1985. Conectivity of the habitat of patch and population of the survival. Landscape Ecology 66: 1762-1768.

- Farina, A. 1993. Editorial comment. From global to regional landscape ecology. *Landscape Ecology* 8(3):153-154.
- Fedorowick, J. M. 1993. A landscape restoration framework for wildlife and agriculture in the rural landscape. *Landscape and Urban Planning* 27:7-17.
- Forman, R. T. T. 1995. *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press. Cambridge UK.
- Forman, R.T.T y Godron, M. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley and Sons: New York, USA.
- Forti, A. 1999. Escorrentía y erosión bajo diferentes grados de cobertura y sistemas de siembra de suelos de ladera. Tesis Magíster Scientiae, Manejo de Cuencas. Universidad de los Andes. Mérida- Venezuela.
- Franklin, J. F. 1994. *Developing information essential to policy, planning-making: the promise of GIS. Remote Sensing and GIS in Ecosystem Management*. Island Press. Washington DC.
- Gardner, R. H., Milne, B. T., Turner M. G y O'Neill. R. V. 1987. Neutral Models for the analysis of broad scale landscape pattern. *Landscape Ecology* 1: 19 -28.
- Gergel, S. E y Turner, M. G. 2002. *Learning landscape ecology a practical guide to concepts and techniques*. Springer-Verlag, New York.
- Guariguata, M. R., y Kattan, G. H. 2002. *Ecología y conservación de los Bosques Neotropicales*. Ediciones LUR. Costa Rica.
- Gustafson, E. J. 1998: [ericgus@newnort.net] Quantifying landscape ecology spatial pattern: What is the state of the Art?. Página [[http://www.leml.asu.edu/jingle/landscape\\_Ecology/icons/grnball.gif.htm](http://www.leml.asu.edu/jingle/landscape_Ecology/icons/grnball.gif.htm)] 23 de julio del 2005.
- Gustafson, E. J. 1998. *Quantifying landscape ecology spatial pattern: What is the state of the Art?* Springer-Verlag. New York.
- Gustafson, E. J y Parker, G. R. 1992. Relations between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern. *Landscape Ecology* 7:101-110.
- Harris, L. D. 1984. *The fragmented forest: Island Biogeography theory and preservation of biotic diversity*. University of Chicago Press, Chicago.

- Hill, M. N. 1973. Diversity and Evenness: A unifying notation and its consequences. En Halffter G y E. Ezcurra (Eds) La diversidad biológica de Iberoamérica. Cytod-D. México.
- Hobbs, R. 1997. Future landscapes and the future of landscape ecology. Landscape and urban planning. University of Chicago Press, Chicago.
- ITC, 1997. ILWIS Reference guide. ILWIS Department, ITC, Enschede.
- La Marca, E. 1997. Origen y evolución geológica de la Cordillera de Mérida. Cuadernos de la Escuela de Geografía N° 1, Universidad de los Andes. Mérida - Venezuela 113 pp.
- Lean, J y Warrilow, D. A. 1989. Simulation of the regional climatic impact of Amazonia deforestation Nature (34)411-624.
- Li, H y Reynolds, F. G. 1993. A new contagion index to quantify spatial patterns of landscape. Landscape Ecology. 8(3):155-162.
- Lillesand, T. M, Kiefer, R. W, y Chipman, J. W. 2004. Remote sensing and Image Interpretation. 5ta. Edition. John Wiley Sons. New York.
- MacArthur, R. H y Wilson, E. O. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton.
- McGarigal, K. y McComb, W. C. 1995 Relationships between landscape structure and breeding bird in the Oregon Coast Range. Monography Ecology 65:235-260.
- McGarigal, K y Marks, B. J. 1995. FRAGSTATS Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA. Forest Service General Technical Report PNW GTR 351.
- Meffe, G.R y Carroll, C. R. 1994. Principles of conservation biology. En Turner M. G (Eds) Landscape Ecology. Oxford University Press Inc. New York.
- Meijerink A. M. J. 1994. Introduction to the use of Geographic Information Systems for practical hydrology. ITC publication 23. Enschede.
- Monasterio, M. 1980. Poblamiento humano y uso de la Tierra en los altos Andes de Venezuela. En Monasterio, M. (Ed) Estudios ecológicos en los páramos andinos. Universidad de los Andes. Mérida – Venezuela. pp 170-198

- Moreno, A. A. y Mendoza, P. R., 1988. Aplicación de técnicas de análisis de cuencas como base para hacer proposiciones de acción conservacionista en la subcuenca alta del río Torondoy, vertiente norte del estado Mérida. Trabajo Especial de Grado. Universidad de los Andes. Facultad de Ciencias Forestales. Departamento de conservación, Mérida-Venezuela.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forest, implications for conservation. *Tread* 10(2):58-62.
- Nepstad, D. C., Uht, C. y Serrao, E. 1991. Restoration of a degraded Amazonian Landscape: forest recovery and agricultural restoration. *Ambio* 20:214-229
- O'Neill, R. V. 1988. Indices of landscape pattern. En Forman R. T. T y Godron M (Eds) *landscape Ecology*. John Wiley y Sons. New York, USA.
- O'Neill, R. V., Krummel, J. R., Gardner, R. H., Sugihara, G., De angelus, D. L., Milne, B. T., Turner, M. G., Zygmunt, B. Christensen, S. W., Dale, V. H., y Grahlan, R. L., 1988. Indices of Landscape Pattern: *Landscape ecology*. 1:153-162.
- Pernía, E. 1989. Guía practica de fotointerpretación. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad de los Andes. Mérida, Venezuela.
- Pielou, E. G. 1975. *Ecological diversity*. Wiley-Interscience: New York.
- Rissert, P. G. 1987. Landscape Ecology state of the art. En Turner M. G (Eds) *Landscape heterogeneity and disturbance*. Springer Verlag. New York.
- Rissert, P. G, Karr, J. R y Forman, R. T. T. 1984. *Landscape Ecology: directions and approaches*. Illinois Natural History Survey, Special publication 2. Champaign 10:23-35.
- Rodríguez, M. M. 2005. Cambio del paisaje en la cuenca del río Capaz. Trabajo Especial de Grado. Licenciatura en Biología. Facultad de Ciencias. Mérida – Venezuela.
- Romero, L. 1995. La evaluación ecológica de la ganaderización de selvas húmedas tropicales y los nuevos retos para la Ecología respecto al desarrollo en estas áreas. Tesis de Maestría. Universidad de los Andes. CIELAT. Mérida – Venezuela.

- Rommme, W. H. 1982. Fire and landscape diversity in sub-alpine forest of Yellowstone National Park. En Forman R. T. T. and M. Godron (Ed) Landscape Ecology. John Wiley y Sons: New York, USA.
- Sánchez, L. A y Ataroff M. 1987. Perdidas de suelo en cultivos hortícola río arriba, El Cobre, estado Táchira, Venezuela. Memorias XIV Congreso Venezolano de la ciencia del suelo, edición electrónica D. L. FR 2529710. Biblioteca Nacional de Venezuela.
- Sanders, D. A, Hobbs R. J and Margules C. R. 1991. Biological Consequences of ecosystem fragmentation: A review conservation. *Biology* 5:18-32.
- Sabins, F.1987. Remote sensing principles and interpretation, W. H. Freeman and Company. New York, USA.
- Sarmiento, G, Monasterio M, Azocar A., Castellano E. y Silva J. 1971. Vegetación Natural Estudio Integral de la Cuenca de los ríos Chama y Capazon. Sub Proyecto N° III. Oficina de Publicaciones Geográficas. Instituto de Geografía, Universidad de los Andes. Mérida, Venezuela.
- Shannon, C y Weaver, W., 1949. The mathematical theory of communication. University of Illinois, Urbana.
- Shrestra, D. 1991. An Introduction to Remote Sensing from Space. Lecture note RSD 60. ITC, Enschede.
- Steward, F. A, Pickett y Cadenasso. 1995. Landscape Ecology: spatial heterogeneity in Ecological Systems. *Science* 26:331-334.
- Turner, M. G. 1989. Landscape Ecology: the effects of pattern on process. *Annual Review of ecology and systematic* 20:171-197.
- Turner, M. G. 1989. Landscape Ecology. En Dodson S. I, Allen T. F. H, Carpenter S. r, Ives A. R, Jeanne R. L, Kitchell J. F, Langston N. E y Turner M. G., 1998. *Ecology*. Oxford University Press, New York .
- Turner, M.G, Dale V. H y Gardner R. H. 1989. Predicting across scales: theory development and testing. *Landscape Ecology*. 3:245-252.
- Turner, M. G, y Gardner R. H. 1990. Quantitative methods in landscape ecology: the analysis and interpretation of landscape heterogeneity. *Ecological Studies*, Vol 82. Springer-Verlag, New York .

- Turner, M.G and Ruscher C. L. 1988. Changes in the spatial patters of lands in Georgia. *Landscape Ecology* 1:241-251.
- Uhl, C., Bushbacher, R y Serrao, E., 1988. Abandoned pastures in eastern Amazonia: Patterns of plant sucesion. *Journal of Ecology* 5:663-681.
- Urban, D. L, O'Neill R. V y Shugart H. H. 1987. *Landscape Ecology*. *Bio Science* 37:119-127.
- Valenzuela, C. R. 1992. *Introduction to Geographic Information Systems*. Lecture note LIS 22.ITC, Enschede.
- Vera, M. M., 1993. El cambo en el uso de la tierra y sus efectos sobre las propiedades de los suelos en ambiente de selvas nubladas. *Revista Geográfica Venezolana* 34:15-42.
- Wiens, J. A, Shesenth N.C., Van Hone B, and Ims R. H. 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos* 66:369-380.
- Wiens, J.A. 1999. *Landscape ecology*. John Wiley y Sons: New York, USA.
- Zonneveld, I. S. 1989. The land unit: A fundamental concepts in landscape ecology and its applications. *Landscape Ecology*. 3(2):67-86.
- Zonneveld, I. S. 1995. *Land Ecology*. An introduction to landscape ecology as a base for land evaluation, land management and conservation. SPB Academic Publishing, Amsterdam.
- Zonneveld, I. S. 1998. *Landscape ecology, concepts principles and its relation to monothematic survey*. *Korean J. Ecol.* 21:357-372.