

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
“GABRIEL RENÉ MORENO”
FACULTAD DE CIENCIAS AGRÍCOLAS
CARRERA BIOLOGÍA**



**ECOLOGÍA DEL PAISAJE EN EL MUNICIPIO DE SAN
JULIÁN DEPARTAMENTO DE SANTA CRUZ –
BOLIVIA**

Tesis de grado presentada para optar al grado de:

Licenciado en Ciencias Biológicas

por:

Jesús Nazareno Pinto Ledezma

**Santa Cruz – Bolivia
2006**

DEDICATORIA

A mi amadísima madre Ángela Ledezma

Por toda su confianza, apoyo y cariño en todos los momentos de mi formación como biólogo y en todo lo que me he propuesto lograr...Te quiero Mamá

AGRADECIMIENTOS

- A mi amadísima familia, por el apoyo incondicional que me brindaron siempre y que aún me siguen brindando.
- Al Museo de Historia Natural Noel Kempff Mercado, donde siempre recibí un gran apoyo.
- Al departamento de Geografía e Informática del M.H.N.N.K.M. por todo el apoyo, personal, profesional, moral, científico, logístico, y por la grandiosa formación que he recibido, un agradecimiento especial a todos.
- A mis asesores, Lic. M. Sc. Teresa Ruiz de Centurión, Lic. M. Sc. Ana Guerra, por todo el tiempo brindado en aclarar mis dudas y apoyarme en la elaboración de mi tesis.
- A Lisette Correa da Silva, Liliana Soria, Juan Pérez, Deisy Molina, por su apoyo moral y técnico en la elaboración de este estudio.
- A todos los docentes de la Carrera de Biología por todas las enseñanzas que me brindaron a lo largo de mis estudios.

Gracias por todo el tiempo y apoyo brindado...

APROBACIÓN

La tesis de grado “Ecología del Paisaje en el Municipio de San Julián Departamento de Santa Cruz – Bolivia” preparada por el Univ. Jesús Nazareno Pinto Ledezma, como requisito parcial para optar al grado de Licenciado en Ciencias Biológicas y el Título de Biólogo en la Facultad de Ciencias Agrícolas de la Universidad Autónoma Gabriel René Moreno.

El trabajo fue revisado, corregido y aprobado por el siguiente Comité:

M. Sc. Bonifacio Mostacedo	TRIBUNAL DE TESIS
M. Sc. Luzmila Arroyo	TRIBUNAL DE TESIS
Ing. Fernando Pizarro	TRIBUNAL DE TESIS
Lic. Ana María Mostacedo	DIRECTORA CARRERA
M. Sc. Nelson Rodríguez	DECANO

Santa Cruz – Bolivia
2006

RESUMEN

El estudio fue realizado en el Municipio de San Julián del departamento de Santa Cruz Bolivia con el propósito de determinar la pérdida de la cobertura vegetal entre los años 1976, 1986, 1992, 2001 y 2004, y el cambio de uso de suelo para los periodos Antes de 1976 y 2004 y así como las causas fundamentales de la misma. Se analizaron imágenes satelitales Landsat TM 230-072, 231-071 y 231-072, de los periodos anteriormente mencionados y sobre esta base se clasificaron las imágenes en: bosque, deforestación agua, cambio, llanos. También con las imágenes clasificadas se determino los índices de fragmentación entre las fechas antes mencionadas.

En base a lo anterior también se logro determinar el estado de conservación instantáneo en el municipio de San Julián aplicando la metodología Estado de Conservación Instantáneo, empleada por la WWF. Una Evaluación del Estado de Conservación de las Eco-regiones Terrestres De América Latina y el Caribe.

Para corroborar los análisis de laboratorio se hicieron recorridos de campo con GPS para observar y registrar los tipos de regeneración y el estado sucesional entre fragmentos antiguos (barbechos) y bosques naturales próximos.

Se llegó a determinar la pérdida de cobertura vegetal para todos los periodos: hasta 1976 una pérdida de cobertura vegetal de 10339,7 ha; entre los años 1976 y 1986 fue de 57488,4 ha; entre los años 1986 y 1992 fue de 133260 ha; para los años 1992 y 2001 la pérdida de cobertura vegetal fue de 225079 ha y entre 2001 y 2004 fue de 77711,2 ha.

Los cambios de cobertura de uso de suelo en el municipio de San Julián abarcó una superficie total de 501577,85 ha.

Se determinaron los índices de fragmentación: hasta 1976 fue de 1,035; entre los años 1976 y 1986 fue de 0,1607; entre 1986 y 1992 fue de 0,0286; entre 1992 y 2001 el índice fue de 0,007407 y entre 2001 y 2004 fue de 0,003314.

Para la primera fecha el estado de conservación es relativamente estable pero desde 1976 hasta 1986, el Municipio de San Julián ya se encontraba en estado Vulnerable; desde 1986 al 2001 se encontraba en estado de peligro, desde el año 2001 hasta nuestros días se encuentra en estado crítico.

Según los datos de campo preliminares se deduce que el estado sucesión es positiva por que hay indicios que los bosques alterados se recuperen siempre y cuando no haya intervención antrópica. El proceso de fragmentación se puede atribuir a los siguientes factores: crecimiento poblacional, agricultura extensiva, ganadería, urbanización, caminos y la colonización extensiva que continúa hasta hoy.

TABLA DE CONTENIDOS

I INTRODUCCIÓN

1.1. Introducción y Antecedentes	1
1.2. Justificación	4

II OBJETIVOS

2.1. Objetivo General	5
2.2. Objetivos Específicos	5

III REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

3.1. Cobertura de la Tierra	6
3.2. Estructura del Paisaje	6
3.3. Conceptualización de fragmentación	6
3.4. Conceptualización de fragmento	9
3.5. Ecología del Paisaje y la fragmentación	9
3.6. Efectos de la fragmentación sobre la Biodiversidad	11
3.7. La pérdida del hábitat y su fragmentación	12
3.7.1. Los paisajes fragmentados: Estructura, grados de alteración	13
3.8. Causas de la fragmentación de los habitats	15
3.9. Conceptualización de paisaje	17
3.10. Fragmentación del paisaje como principal amenaza a la integridad del funcionamiento del territorio	18
3.10.1. Ocupación del suelo y utilización de las tierras	19
3.11. Índices de fragmentación	20
3.11.1. Número de fragmentos (NUMP)	20
3.11.2. Tamaño medio de los fragmentos (MPS)	21
3.11.3. Distancia media del vecino más cercano (MNN)	21
3.11.4. Índice de proximidad media (MPI)	21
3.12. Programas espaciales; satélites e imágenes	22

3.12.1. Programa espacial Landsat	22
3.12.2. Imágenes Landsat TM	22
3.12.3. Resolución espectral de las imágenes Landsat	22
3.12.3.1. Landsat TM	22
3.12.3.2. Landsat TM 5	23
3.13. Sistema de referencia mundial	23
3.14. Bandas y sensores más utilizados para el estudio de vegetación	
3.15. Interpretación de las imágenes satelitales	25
3.15.1. Clasificación digital	25
3.15.1.1. Método supervisado	26
3.15.1.2. Método no supervisado	26
3.16. Estado de Conservación Instantáneo	27

IV MATERIALES Y MÉTODOS

4.1. Materiales	30
4.1.1. Materiales de campo	30
4.1.2. Materiales de gabinete	30
4.2. Metodología	30
Ubicación del Área de Estudio	32
4.2.1. Fase de gabinete	36
4.2.1.1. Elaboración de los mapas	36
4.2.1.2. Análisis de fragmentación	38
4.2.1.2.1. Análisis del paisaje	38
4.2.1.2.2. Formulas	39
4.2.1.2.3. Clasificación de la Fragmentación Según el valor del Índice	41
4.2.1.3. Determinación del cambio de uso de suelo	42
4.2.1.4. Análisis del estado de conservación	42
4.2.2. Fase de campo	43

V RESULTADOS

5.1. Elaboración de mapas temáticos	45
5.2. Avance de la fragmentación	47
5.2.1. Análisis del indicador del ecosistema	47
5.2.2. Análisis de índices de fragmentación	48
Identificación de las clases de fragmentación	52
5.2.3. Demostración del avance de fragmentación	53
5.2.3.1. Interpretación de los índices	55
Efectos sobre la biodiversidad	56
5.3. Determinación del cambio de uso de suelo	56
5.3.1. Identificación de los cambios de uso de suelo	57
5.4. Estado de conservación	58
5.4.1. Alternativas para el manejo de la biodiversidad	59
5.5. Fase de campo	61

VI CONCLUSIONES

VII RECOMENDACIONES

VIII BIBLIOGRAFÍA

ANEXOS

INDICE DE TABLAS

TABLA N° 1.	
Clasificación de los índices de fragmentación que van de mínimo a extremo	
.....	40
TABLA N° 2.	
Pérdida de cobertura vegetal en los últimos 30 años	44
TABLA N° 3.	
Métricas de fragmentación	46
TABLA N° 4.	
Demostración del avance de la fragmentación	49
TABLA N° 5.	
Matriz de cambio de uso de suelo	52
TABLA N° 6.	
Estado de conservación del Municipio de San Julián	53
TABLA N° 7.	
Características espectrales y aplicación potencial de las imágenes satelitales	
.....	Anexos
TABLA N° 8.	
Índices de fragmentación para el Municipio de San Julián	
.....	Anexos
TABLA N° 9.	
Listado de especies vegetales	Anexos

INDICE DE FIGURAS

FIGURA N° 1.	
Proceso de alteración del paisaje	13
FIGURA N° 2.	
Representación de pérdida de cobertura vegetal en los últimos 30 años para el Municipio de San Julián	45
FIGURA N° 3.	
Número de fragmentos	47
FIGURA N° 4.	
Tamaño medio de los fragmentos	47
FIGURA N° 5.	
Distancia media del vecino más cercano	48
FIGURA N° 6.	
Índice de proximidad media	49
FIGURA N° 7.	
Representación de los índices de fragmentación	50

INTRODUCCION

1.1. Introducción

La transformación del paisaje ha significado un importante deterioro de los recursos naturales, escénicos y culturales debido a la prolongada historia de perturbaciones antrópicas, relacionadas con el sobre pastoreo y utilización de suelos agrícolas, tala indiscriminada y expansión urbana (Hunter 1996). Los efectos directos e indirectos de estas alteraciones, como la deforestación, provocan la fragmentación del paisaje, es decir, producen una serie de parches de vegetación remanente rodeados por una matriz de vegetación distinta u otra categoría de uso del suelo, y esto puede provocar, a corto o largo plazo, el cambio y/o la pérdida de flora, fauna y de ecosistemas (Morello 1983, Forman y Godron 1986, Murcia 1995, Lawrence y Bierregaard Jr. 1997, Gascon et al. 1999). En este sentido las áreas de bosque remanente pierden algunas de sus características propias del bosque no fragmentado, principalmente debido a que por un lado se altera su microclima, y por el otro se produce extinciones de vida silvestre que requieren áreas relativamente grandes de bosque continuo, para mantenerse viables (Saunders et al. 1991, Spies et al. 1994, Forman 1995, Kapos y Iremonger 1998, Ministerio do Meio Ambiente 2003), por lo tanto la fragmentación forestal debe tener un interés adicional, en la medida que los efectos de borde son mitigados o agravados por los patrones espaciales (Forman y Godron 1986, Turner 1989, Levin 1992).

La fragmentación de habitats ha sido un proceso común en la mayor parte del territorio boliviano, sin embargo existen muy pocos municipios en los que se cuente con la información o los registros históricos a cerca de este fenómeno, como es el caso del Municipio de San Julián, que debido a la incidencia de la fragmentación forestal, los usos de la tierra y los cambios de usos del suelo afectan el equilibrio de los procesos ecológicos

Para determinar el estado actual de intervención y el estado de conservación de los ecosistemas de una región es necesario comprender la historia del uso del territorio y

los procesos que se dieron para la configuración actual del paisaje. La fragmentación de habitats ha sido un proceso común en la mayor parte del territorio boliviano, sin embargo existen muy pocos municipios en los que se cuente con la información o los registros históricos a cerca de este fenómeno.

Los paisajes naturales sufren profundas alteraciones producto de las actividades humanas y los disturbios naturales. Los efectos directos e indirectos de estas alteraciones, como la deforestación, provocan la fragmentación del paisaje, es decir, producen una serie de parches de vegetación remanente rodeados por una matriz de vegetación distinta u otra categoría de uso del suelo, y esto puede provocar, a corto o largo plazo, el cambio y/o la pérdida de flora, fauna y de ecosistemas. La deforestación y la fragmentación de los bosques es un fenómeno cada día mas frecuente en el mundo. Estos procesos generan cambios en la estructura del paisaje, lo que afecta la persistencia de las poblaciones. La perdida y fragmentación del hábitat han sido definidas como las mayores amenazas a nivel mundial a la vida silvestre y la causa principal de la extinción de especies. Cada día, el paisaje fragmentado se esta volviendo una de las características de las zonas tropicales y sin lugar a dudas del mundo entero.

El deterioro de bosques representa un factor de cambio estructural del paisaje. Tal deterioro puede producirse por actividades como la habilitación para uso agrícola o para plantación forestal, cosecha de bosque nativo a tala rasa, incendios o disturbios naturales, entre otros. Estos procesos de alteración no pueden impedirse o al menos atenuarse sin estudios sobre el grado de fragmentación del hábitat, por lo que su análisis detallado con perspectiva científica debe ser considerado un elemento clave en la toma de decisiones de planificación.

Debido a la incidencia de la fragmentación forestal, los usos de la tierra y los cambios de usos del suelo en el equilibrio de los procesos ecológicos, es de central importancia “adaptar metodologías “para la identificación de áreas fragmentadas o en proceso de fragmentación, determinar los efectos que producen la fragmentación y el cambio del uso del suelo, así como conocer las causas de las alteraciones del

paisaje preexistente, ya que no existen datos precisos sobre estos cambios en el Municipio de San Julián.

1.2. Justificación

Cualquier decisión que afecta al uso del suelo o a la gestión de los recursos naturales en un espacio geográfico determinado, supone una valoración previa en la que se han integrado los factores abióticos, bióticos y antrópicos que en él concurren.

La cuantificación de la estructura de un ecosistema es considerada un prerrequisito para el análisis del patrón espacial de su relación con los procesos que se estudian.

Una interrupción en patrones del paisaje puede por lo tanto comprometer su integridad funcional interfiriendo con los procesos ecológicos críticos necesarios para la persistencia de la población y el mantenimiento de la biodiversidad y de la salud del ecosistema.

En este contexto de la Ecología de Paisaje, la percepción remota se ha constituido en una herramienta importante para el análisis, por que facilita y amplía la representación, la interpretación y el análisis de los datos espaciales

Partiendo de esta concepción del paisaje como manifestación visual y sintética de los sistemas ecológicos, consideramos apropiada la idea de paisaje como “*la percepción plurisensorial de un sistema de relaciones ecológicas*”, lo que nos ayudará a entender mejor el papel que juegan los ecosistemas en la conservación.

II

OBJETIVOS

2.1. Objetivo General

Determinar el estado de conservación de los paisajes que han sido fragmentados en el Municipio de San Julián, a consecuencia de las actividades humanas, mediante la utilización de imágenes satelitales para contribuir con información actualizada en la interpretación del uso de suelo, deforestación y la zonificación territorial.

2.2. Objetivos Específicos

- Elaborar mapas de uso de suelo y deforestación de la zona de estudio a escala 1:50.000.
- Determinar el avance de la fragmentación de los paisajes en los últimos 30 años (antes del 76 – 04).
- Determinar el cambio de uso de suelo que presenta el paisaje en lo últimos 30 años.
- Analizar el estado de conservación en que se encuentra el Municipio de San Julián.

III

REVISION DE LITERATURA

3.1. Cobertura de la tierra y estructura del paisaje

Un prerequisite para conocer la estructura del paisaje es identificar los tipos de cobertura de la tierra (MacGarigal y Marks 1994). Se considera la cobertura de la tierra a las condiciones biofísicas observadas en la superficie de la tierra en un tiempo determinado (FAO 2000). La interpretación geográfica de los diferentes tipos de cobertura de la tierra permite conocer los usos y actividades asociados.

Las métricas de paisaje son estadísticas o índices que permiten describir la estructura del paisaje. Éstas se dividen en dos grandes categorías: las que cuantifican la composición sin referencia a atributos espaciales y las que cuantifican la configuración requiriendo información espacial para sus cálculos (McGarigal y Marks 1994). La unidad de muestreo utilizada en sensores remotos y datos raster es el píxel; un cluster continuo de píxeles homogéneos es llamado parche (Frohn 1997)

3.2. La Ecología del paisaje y la fragmentación

La ecología de paisajes es una rama de la ecología que estudia las relaciones entre el patrón espacial y los procesos. Llamamos patrón a la configuración, dentro de un territorio dado, de los diversos fragmentos de relativa homogeneidad interna en cuanto a funciones ecosistémicas o usos de la tierra. La organización espacial de estos fragmentos; esto es, tamaños relativos, tipo de distribución espacial; distancia y conectividad entre ellos, influyen en las tasas y los tipos de procesos biológicos y humanos en el territorio. Asimismo, los tipos y tasas de los procesos ecológicos y, especialmente, los sociales afectan la configuración espacial (Matteucci 1998).

El término ecología del paisaje abarca dos conceptos que, por si mismos y por sus implicaciones, provienen de un desarrollo científico que tuvo que reafirmarse frente a la especialización y a las divisiones constantemente crecientes dentro de la

investigación, con la consecuente orientación hacia el tratamiento analítico de procesos naturales (nuevos y ya establecidos) y también frente a la visión sintética de los mismos (Troll 1942)

Hassinger (1919), establece la geografía del paisaje, como región natural, cuenta con un objeto propio y ninguna otra ciencia debía ponerlo en duda. Esto resulta valioso porque ninguna otra ciencia distingue las múltiples relaciones que se establecen entre las manifestaciones de la naturaleza viva y la no viva, y con las personas de diferentes estratos sociales que actúan por motivos económicos; relaciones que en el transcurso de los eventos históricos fueron continuamente trastocadas, incluso durante el corto plazo de una vida humana.

La ecología del paisaje es una disciplina relativamente nueva que se caracteriza por:

- 1) ofrecer oportunidades claras y plausibles a la investigación punta y el desarrollo teórico;
- 2) hacer comprensibles las estructuras y los procesos espaciales que relacionan naturaleza y sociedad a nivel del paisaje;
- 3) agrupar diferentes objetivos ambientales para ofrecer nuevas soluciones a los problemas ligados a la utilización de las tierras;
- 4) operar a la escala adecuada, entre local y global, lo que permite obtener tanto un impacto visible como una fuerte probabilidad de éxito a largo plazo (Burel y Baudry 2002).

La Ecología de los Paisajes es un marco científico para estudiar los impactos humanos en los ecosistemas. Se concentra en las escalas temporal y espacial que son muy necesarias de conocer por parte de los planificadores y los encargados de la Gestión Ambiental. Es a su vez una dirección científica que ayuda a especialistas en ciencias naturales y sociales, así como a otros profesionales a escapar de sus límites disciplinarios para trabajar conjuntamente en la solución de problemas reales de gran significado para la humanidad (Salinas 1998).

La ecología del paisaje considera al hombre como parte constituyente de los sistemas que forman la biosfera, tiene el gran merito de colaborar en la integración de las ciencias naturales y sociales, esta aproximación desarrolla que el hombre es una especie invasora, que es capaz de adaptarse a todos lo medios, destruyendo,

modificando, transformando e incluso creando ecosistemas enteros (Burel y Braudy 2002).

La ecología del paisaje es una de las principales aproximaciones teóricas al estudio del estado de los ecosistemas. La ecología del paisaje estudia los patrones del paisaje, la interacción entre los fragmentos existentes en el paisaje y la manera en que los patrones y las interacciones cambian en el tiempo. La aplicación de estos principios en la solución de problemas y en la comprensión de las dinámicas y los desarrollos de la heterogeneidad espacial, son también parte de los objetos de estudio de la ecología del paisaje. Estos análisis se hacen partiendo de la atención a tres características del paisaje: la estructura o relación espacial dentro de los ecosistemas, las funciones o interacciones entre los elementos del paisaje y el cambio de la estructura y las funciones del mosaico ecológico en el tiempo. En lo fundamental el estudio de la ecología del paisaje parte de la premisa que los patrones de los elementos del paisaje (fragmentos) influyen fuertemente los procesos ecológicos y se ven influidos por estos (McGarigal y Marks 1994).

3.3. Conceptualización de Paisaje

Al definir el paisaje, McGarigal y Marks subrayan que es importante entender que el paisaje no se define necesariamente por su tamaño, sino que es definido por un mosaico de fragmentos en interacción que resulten relevantes para el fenómeno objeto de estudio. Cada investigador o administrador del paisaje tiene la función central de definir lo que considera como paisaje.

El paisaje geográfico es «una parte de la superficie terrestre con una unidad de espacio que, por su imagen exterior y por la actuación conjunta de sus fenómenos, al igual que las relaciones de posiciones interiores y exteriores, tiene un carácter específico, y que se distingue de otros por fronteras geográficas y naturales (Troll 1942).

La Unidad de Paisaje se constituye en la base conceptual para la caracterización ecosistémica regional al elaborar el presente estudio. Se acoge el concepto propuesto por Zonneveld (1988), quien define el paisaje como: "Una parte de la superficie terrestre reconocible, que es resultado y mantenida por la mutua actividad de seres vivos y no vivos, incluyendo entre los primeros al hombre".

Etter (1990), precisa esta definición al explicar el paisaje como: "Una porción del espacio geográfico, homogéneo en cuanto a su fisonomía y composición, con patrón de estabilidad temporal resultante de la interacción compleja del clima, las rocas, al agua, el suelo, la flora, la fauna y las actividades humanas, reconocible y diferenciable de otras vecinas de acuerdo con un nivel de análisis (resolución) espacio-temporal". Pickett (1983), lo define como la expresión visible de la superficie terrestre resultado de la combinación de la naturaleza, las técnicas y la cultura de los hombres.

3.4. Conceptualización de fragmentación

Fragmentación es un proceso de separar un todo en partes, en este sentido la fragmentación se considera como la división de un ambiente o de una unidad de ambiente en partes que llegan a tener condiciones ambientales diferentes a su entorno, cuando se habla de fragmentación se piensa que se tumban árboles o se quita los bosques de una región. Los fragmentos son alterados o afectados por problemas directos e indirectos relacionados con la fragmentación, tal como las distancias entre los fragmentos, el tamaño de estos. El proceso global de fragmentación de los habitats es posiblemente la causa más profunda de alteración causada por el hombre al medio ambiente, debido a que muchos habitats que eran continuos fueron transformados a paisajes compuestos por manchas (Ministerio do Meio Ambiente 2003)

Los patrones de paisaje que resultante de fragmentación de habitats a causa de la actividad en general no ocurren al azar, y el proceso continúa de un modo bastante predecible. Primero, un claro o claros son abiertos en una matriz de habitats naturales, generalmente a través de la apertura de un camino que cruza el paisaje. Los claros se

abren cada vez más en tamaño y en cantidad a medida que los asentamientos humanos y la deforestación ocurren a lo largo del camino. Con el tiempo, todo el paisaje podría verse fragmentado o convertido para uso humano, excepto aquellos lugares que son muy húmedos, muy secos, o con muchas pendientes para ser utilizados (Laberti y Gibbs 2003).

La fragmentación es el proceso en que áreas grandes y continuas de hábitat son reducidas y divididas en dos o más fragmentos los que quedan inmersos en una matriz con condiciones poco aptas para las especies de los fragmentos (Morello 1983).

Murcia (1995), define a la fragmentación como la “interrupción de la continuidad” en cualquier escala, siempre y cuando la continuidad sea importante para el funcionamiento de los ecosistemas. En tierra, la fragmentación se puede observar generalmente en áreas de vegetación nativa remanente, rodeadas de campos agrícolas o utilizados por los seres humanos. Se ha demostrado que la fragmentación de habitats previamente continuos ocasiona profundas consecuencias en la estructura y funcionamiento de los sistemas alterados, con declinación tanto en el número de especies en los fragmentos remanentes como en la diversidad.

La pérdida y fragmentación de los habitats son a menudo partes relacionadas al mismo proceso. La pérdida de hábitat es la conversión de los habitats naturales para otros usos. La fragmentación se entiende mejor como la subdivisión de un paisaje en pequeños pedazos de hábitat natural que resulta de la reducción en la continuidad de los habitats, aislamiento de poblaciones, la interrupción del flujo genético y dispersión de especies de plantas y animales a lo largo del paisaje (Lawrence 1997).

Los humanos han modificado los paisajes a lo largo de miles de años, principalmente mediante la producción agrícola. Las actividades agrícolas siguen siendo actualmente una de las mayores causas de pérdida del hábitat y fragmentación en todo el mundo. Los asentamientos humanos, extracción de recursos y desarrollo industrial

generalmente resultan en una serie de fragmentos pequeños y aislados de hábitat natural en un mar de desarrollo (Gascon et al. 1999).

La fragmentación del bosque es el reemplazo de grandes áreas del bosque nativo por otros ecosistemas, dejando parches (o islas) separados de bosques, con consecuencias deletéreas para la biota nativa. Esta fragmentación tiene dos componentes principales:

- Reducción y pérdida de la cantidad del tipo de hábitat, o quizá de todo el hábitat natural en un paisaje.
- Separación del hábitat remanente en parches más pequeños y aislados;

Contribuyendo ambos, a la disminución progresiva de la diversidad biológica a medida que la fragmentación del bosque procede, el tamaño de los fragmentos disminuye y el aislamiento aumenta, conformándose los llamados “hábitat-isla”. Estos, facilitarían la extinción o la exterminación total de una o más especies y la preservación diferenciada de otras (Murcia 1995).

La fragmentación de ecosistemas, particularmente los boscosos, indica un cambio de paisaje muy claro en regiones con alta presencia humana, y se reconoce como una de las causas de pérdida de biodiversidad en el mundo (Armenteras 2000). Este es un proceso a nivel de paisaje en el cual un ecosistema se subdivide en fragmentos más pequeños, geoméricamente más complejos y más aislados como resultado de procesos naturales y de actividades humanas. Estos procesos implican cambios en la composición, estructura y función del paisaje.

Un fragmento puede representar un cierto tipo de ambiente tal como un cuerpo de agua, bosque o pastizal, un tipo de suelo, o incluso caracterizado por su composición química. Generalmente definido por su superficie, largo del perímetro o borde y forma (generalmente es definido como relación entre el largo del borde y la superficie) (Murcia 1995).

3.5. La pérdida del hábitat y su fragmentación

Considerando la fragmentación como una alteración de habitats, el resultado de este proceso a larga escala, es negativo para un número grande de especies. Los excesos

eventuales de las poblaciones pueden hacer sobrevivir a estas en áreas de menor calidad, la fragmentación por tanto implica una restricción a la adaptación de las especies a un área fragmentada (Ministerio do Meio Ambiente 2003).

La pérdida del hábitat es la razón más importante de la extinción de especies en los últimos tiempos, al disminuir el hábitat, se ve afectada la distribución del hábitat restante por una falta de continuidad. Esto puede ser para áreas agrícolas, construcciones, represas, caminos, tendidos eléctricos, etc. Lo que produce finalmente la fragmentación del hábitat original se ve reducido a un tamaño original más pequeño, esto quiere decir que son divididos en poblaciones múltiples.

Más allá del reconocimiento de la deforestación como proceso indicativo del deterioro de los bosques, desde algunos años se ha venido reconociendo el hecho de que incluso la división en “parches” de las áreas forestales son también, no solo un indicador general del estado del ecosistema, sino también una forma de conocer los límites del deterioro a los que puede someterse un área arbolada para que mantenga relaciones con las zonas aun compactas.

Si se produce una fragmentación adicional también se disminuye el tamaño medio de los parches del hábitat.

Otro efecto de la fragmentación es el aumento del efecto borde. Al disminuir los parches del hábitat, aumenta la vulnerabilidad de las especies a las condiciones ambientales adversas, que son frecuentes en los bordes de los parches de lo hábitat, pero no en su interior

La fragmentación se puede definir entonces como la transformación de un bosque continuo en muchas unidades más pequeñas y aisladas entre sí, cuya extensión agregada de superficie resulta ser mucho menor que la del bosque original (Bustamante y Grez 1995).

3.5.1. Los paisajes fragmentados: estructura y grados de alteración

La fragmentación es un proceso continuo y dinámico, cuyos efectos en la estructura del paisaje pueden describirse mediante índices como el porcentaje de hábitat natural, número de fragmentos, etcétera. Según propone Murcia (1995), podríamos distinguir

un gradiente continuo con cuatro niveles de alteración del paisaje: intacto, salpicado o jaspeado, fragmentado y relicto.

A medida que aumenta la pérdida de superficie de hábitat, disminuye la conectividad y se hace más acusado el efecto borde.

Los procesos de fragmentación provocan una disminución de las cubiertas vegetales, dejando la vegetación original de un área determinada reducida a pequeños fragmentos aislados unos de otros inmersos en una matriz más o menos alterada.

La matriz es el área predominante del paisaje, siendo por otro lado, una porción importante del territorio que a menudo suele quedar sin protección.



Figura 1. Proceso de alteración del paisaje, se parte del hábitat natural intacto, el cual va perdiendo superficie de hábitat incrementándose el efecto de borde, aislamiento entre los fragmentos y disminución de la conectividad. Modificado de Hobbs y Wilson 1998.

3.6. Causas de la fragmentación de los habitats

Los habitats pueden ser fragmentados a causa de procesos naturales o actividades humanas, cada uno actuando en varios espacios y lapsos de tiempo. En lapsos de tiempo prolongados, los paisajes de manera regular por procesos geológicos y cambios climáticos. En lapsos de tiempo menores, perturbaciones naturales tales como fuegos forestales, volcanes, inundaciones, tormentas de viento, y terremotos pueden modificar y fragmentar los paisajes. Además los paisajes pueden ser fragmentados naturalmente por ríos y lagos. Estos procesos naturales crean una heterogeneidad de hábitat y una diversidad de paisaje de los cuales depende la vida silvestre (Laberty y Gibbs 2003).

Los humanos han modificado los paisajes a lo largo de miles de años, principalmente mediante la producción agrícola. Las actividades agrícolas siguen siendo actualmente una de las mayores causas de pérdida de hábitat y fragmentación en todo el mundo (Gascon et al. 1999).

La fragmentación de los paisajes a escalas de tiempos grandes (miles o millones de años) son causadas por fuerzas geológicas y cambio climático a escala de más cortas (décadas o meses), perturbaciones naturales como incendios forestales, volcanes, inundaciones, derrumbes, tormentas de viento, tornados, huracanes y temblores. Además los paisajes son fragmentados naturalmente por la presencia de filos de montaña, cañones, ríos y lagos. Los procesos naturales crean la heterogeneidad de habitats y la diversidad paisajística de las que dependen muchas especies (Laberty y Gibbs 2003).

La fragmentación, entendida como un proceso dinámico por el cual un determinado hábitat va quedando reducido a fragmentos o islas de menor tamaño, más o menos conectadas entre sí en una matriz de habitats diferentes al original, conlleva unos efectos espaciales que pueden resumirse en tres (Bustamante y Grez 1995):

- Los procesos de fragmentación llevan asociados una pérdida de las cubiertas naturales en favor de usos antrópicos del territorio (urbanísticos, industriales, infraestructuras, agricultura, etcétera).

- Reducción del tamaño de los fragmentos, por la división de superficies más o menos amplias en fragmentos de menor tamaño.
- Aislamiento de los fragmentos en el paisaje, provocada por una destrucción intensa de las superficies naturales aumentando la distancia entre los fragmentos de hábitat natural. El aislamiento puede medirse a través de índices que miden la distancia al fragmento más próximo. Este efecto tiene una componente funcional importante ya que la matriz o área alterada puede ser más o menos permeable según las especies.

De forma general, los procesos que se ven más afectados por los efectos de la fragmentación del paisaje son aquellos que dependen de vectores de transmisión en el paisaje. La dispersión de semillas, la polinización de las plantas, las relaciones de predador-presa, la dispersión de parásitos y epidemias son ejemplos de procesos ecológicos frágiles por su dependencia de vectores animales que a su vez tienen limitado el movimiento por el paisaje.

El Ministerio de Medio Ambiente de Brasil (2003), indica que los factores y causas que producen fragmentación natural son:

- Fluctuaciones climáticas.
- Heterogeneidad de ciertos tipos de vegetación.
- Topografía.
- Procesos de sedimentación e hidrodinámica en ríos o mares.
- Procesos hidrogeológicos que produzcan áreas alejadas donde ocurren tipos particulares de vegetación.

Para el caso de la fragmentación producida por causas antrópicas los principales son las siguientes:

- Procesos migratorios y asentamiento poblacional.
- Estructura y uso de la tierra.
- Agricultura y pecuaria.
- Extracción vegetal y silvicultura.
- Pesca y acuicultura.

- Impacto de obras de construcción.
- Introducción de especies invasoras por el hombre.

3.7. La fragmentación del paisaje como principal amenaza a la integridad del funcionamiento del territorio

La pérdida de hábitat y la fragmentación se consideran las principales amenazas que afectan a la diversidad biológica. Conservacionistas, planificadores y ecólogos se refieren a la pérdida de hábitat y al aislamiento de los habitats con el término fragmentación (Collinge 1996). La fragmentación de los habitats se ha estudiado desde los años 60 bajo dos fundamentos teóricos: la teoría biogeográfica de islas (MacArthur y Wilson 1967) y la teoría de metapoblaciones (Levins 1969). La teoría de islas estudia la influencia del aislamiento (distancia a otros fragmentos o habitats) y el tamaño de los fragmentos en la riqueza y composición de especies, considerando la colonización y extinción como procesos fundamentales.

En este contexto, se asume que la fragmentación siempre está asociada a los efectos negativos derivados de las acciones antrópicas que conllevan a una modificación intensa del territorio y que se traduce en una pérdida importante de habitats naturales, en la disminución e incluso en la extinción de especies.

Las principales causas de la fragmentación son la expansión urbanística, los procesos de industrialización, la agricultura y silvicultura intensivas, y los fenómenos de expansión de las infraestructuras viarias. La ampliación de las redes de carreteras y de ferrocarriles es una de las causas de la fragmentación, no tanto por la pérdida de superficie neta sino por la ruptura en el funcionamiento del conjunto del territorio.

3.7.1. Ocupación del suelo y utilización de las tierras

En el estudio de las transformaciones y de la organización de los paisajes es indispensable distinguir entre ocupación del suelo y utilización de las tierras (o del suelo). La ocupación del suelo describe el estado físico de las tierras, de la superficie

del suelo; es el tipo de vegetación, la presencia de agua, rocas, etc. Un cambio en la ocupación de suelo puede consistir en una conversión (paso de bosque a cultivo) o una modificación (densidad de árboles de un bosque). La utilización de las tierras describe la forma en que los hombres usan la tierra: los usos, las prácticas; es el tipo de agricultura, de pasto, de habidad, etc. Un cambio de utilización de la tierra en un lugar puede consistir en un cambio de uso o una modificación de la intensidad de uso, por ejemplo aumento de la presión de pastoreo o supresión de la fertilización orgánica o mineral (Turner y Meyer 1994).

Turner y Meyer (1994), subrayan que la ocupación del suelo concierne más a las ciencias naturales (ecología, hidrología, edafología), mientras que la utilización de las tierras es objeto de estudio de las ciencias del hombre y sus acciones (geografía, agronomía).

En el transcurso de la historia, el suelo ligado a la productividad agropecuaria, además del cambio de cobertura del suelo, se han constituido en factores importantes para el crecimiento y desarrollo de todas las culturas. En los últimos 20 años, ha resurgido la importancia verdadera y real que tiene la conservación de los recursos naturales, y como componente de éstos el recurso suelo como fuente de producción de alimento para la humanidad (Dalence et al. 1999).

El crecimiento demográfico, la demanda, la expansión y la sobre-explotación del uso de las tierras con fines agrícolas están provocando una serie de trastornos al ecosistema, debido a que éstas actividades producen un cambio en la cobertura del suelo (FAO, 2000). Estos cambios en la cobertura y uso de la tierra se estudian por medio de análisis multitemporales generando información valiosa y útil en la planificación de un desarrollo sostenible en zonas de interés (FAO 2000).

3.8. Efectos de la Fragmentación sobre la Biodiversidad

Vegetación

La fragmentación de los habitats produce reducción de la vegetación natural, teniendo consecuencias bien grandes sobre la estructura y los procesos de las comunidades de vegetales, debido a la evidente reducción de las áreas naturales. La respuesta de las

comunidades vegetales a los diversos tipos de fragmentación, varían de acuerdo al tiempo, debido al tipo de sensibilidad que tengan estas comunidades vegetales.

Fauna

Fragmentos mayores pueden albergar a un mayor número de especies, pero esta relación es más clara cuando se considera una amplia variación de tamaño, por ejemplo fragmentos de 10 a 1.000.000 ha. Cuando esta variación no es tan grande, la relación positiva entre un número de especies y el tamaño del área no aparece, o no es evidente, este efecto es denominado Pequeñas Islas. Otros factores pueden tener mayor importancia para la riqueza de especies en paisajes fragmentados que simplemente el tamaño de los fragmentos, entre estos factores está la estructura de la vegetación, la riqueza de los hábitats, naturaleza del entorno de los fragmentos, relaciones intraespecíficas e interespecíficas, incluyendo el comportamiento social e interferencia antrópicas como ser: caza, extracción selectiva, régimen artificial de quemadas (Ministerio do Meio Ambiente 2003).

3.9. Índices de fragmentación

Según Rudas et al., 2002, el indicador de fragmentación de los ecosistemas es un indicador de estado, que da una visión de la composición y configuración de los ecosistemas, a través de medidas de área, forma o borde de los fragmentos.

La fragmentación de los bosques, es un tipo de degradación que determina cambios en la relación perímetro/superficie, y tiene una directa relación en la formación del área de borde (AB), y en la forma de las unidades de bosque.

Estos factores determinan la dinámica de los procesos ecológicos al interior de los ecosistemas y se convierten en una herramienta de análisis a tener en cuenta en la toma de decisiones políticas para el manejo de los recursos naturales.

El indicador está compuesto por cuatro índices:

Número de fragmentos de un ecosistema (NP)

$NP \geq 1$; es igual a uno (1) cuando el paisaje contiene únicamente un fragmento de un ecosistema en el área de estudio.

Tamaño medio de los fragmentos (MPS)

MPS permite identificar el tamaño medio de los fragmentos en un ecosistema. Es igual a la suma de las superficies (m^2) de todos los fragmentos j correspondientes a un ecosistema específico, dividido por el número de fragmentos de ese tipo. Se multiplica por 1/10,000 para convertirlo a hectáreas.

Junto con el número y la densidad de fragmentos, es un buen indicador de la heterogeneidad de un área de interés.

$MPS > 0$, sin límite

Distancia media al vecino más cercano (MNN)

MNN se define como la distancia promedio entre los fragmentos más cercanos de la misma clase de ecosistema, basada en la distancia existente entre los bordes de los fragmentos.

Este índice destaca el promedio de las distancias que existen entre los bordes de fragmentos pertenecientes a la misma clase.

Índice proximidad media (MPI)

MPI es un índice que mide los valores de una misma clase (uso del suelo), representa el grado de conectividad y fragmentación entre parches de una determinada clase. Los valores fluctúan entre 0 e infinito, midiendo el grado de aislamiento y fragmentación.

Paisajes con valores reducidos indican que se encuentran más fragmentados y aislados que paisajes con valores altos indican que se encuentran menos fragmentados.

3.10. Programas Espaciales, Satélites e Imágenes

3.10.1. Programa espacial LANDSAT

Según datos de Chuvieco (2002), este programa fue desarrollado específicamente para estudios de recursos naturales de la tierra y se inició en julio de 1972. En abril de 1984 se hizo el lanzamiento del satélite Landsat TM 5, con una altura nominal de órbita de 705 km. y repetitiva cada 16 días, pasando por el Ecuador a las 9:30 a. m. Su órbita es sincrónica con el sol con el fin de tener iluminación constante y con una duración de 98.88 minutos.

3.10.2. Imágenes Landsat TM

Cada imagen de satélite Landsat TM consta de 7 bandas o canales espectrales. Y cada banda es una matriz (enrejado) de varios millones de valores radiométricos o píxeles (entre 7 y 15 millones), distribuidas en filas y columnas.

La imagen de satélite a diferencia de la fotografía aérea permite su manipulación digital con el fin de mejorar el contraste para resaltar diferentes tipos de superficies y proporcionar un estimativo de las características físicas de estas. También pueden ser utilizadas en el estudio cuantitativo geográfico y temático de una región en particular y almacenar estos datos en bases de datos relacionales (Chuvieco 2002).

3.10.3. Resolución Espectral de las Imágenes Landsat

TM (Thematic Mapper)

Los sensores del satélite Landsat TM captan la energía reflejada por la superficie terrestre en 7 bandas o rangos del espectro electromagnético.

TM 5

Los sensores multiespectrales Landsat -5 presentan una resolución espacial de 30 m * 30 m (900 m^a), en todas las bandas, a excepción de la banda térmica 6, cuya resolución es de 120 m * 120 m. Los sensores en realidad registran un promedio ponderado de las reflectancias causadas por los objetos presentes en el área de terreno equivalentes a su resolución espacial (Díaz Delgado 1997).

3.11. Sistema de Referencia Mundial

La repetitividad de las órbitas Landsat, ha permitido desarrollar un sistema de referencia mundial, donde cada órbita de dentro del ciclo es designada como “PATH” y a lo largo de las órbitas se ubican los centros de cada imagen y se les llama líneas “ROW”. La escena o imagen cuyo centro se halla en el Ecuador terrestre ha sido llamada como línea 60, designándose 59 a la imagen ubicada inmediatamente al norte y 61 a la ubicada al sur (Chuvienco 2002).

3.12. Bandas y Sensores más Utilizados para el Estudio de Vegetación

El primer satélite que ofreció información sobre la vegetación fue el **Landsat** (1972) que portaba el sensor MSS que cuenta con cuatro bandas que incluyen dos regiones en el visible y otras dos bandas en el infrarrojo cercano. Esto permite hacer combinaciones de varias bandas para poder observar mejor la vegetación. La resolución espacial del MSS es de 80 metros, una resolución media que para el estudio de la vegetación es suficiente. La composición de bandas que se utiliza para el estudio de la vegetación es 4, 2,1 (RGB).

Lanzamientos posteriores del Landsat incluyeron un nuevo sensor denominado TM (Thematic Mapper) que proporciona una mayor resolución espacial y espectral,

presentando siete bandas y una resolución espacial de 30 metros. Al incluir bandas en el infrarrojo medio de onda corta (Gráfica 2) es posible obtener imágenes en falso color mejorado. La composición que se utiliza en este caso es 4, 3,2 (RGB).

El último lanzamiento fue el del **Landsat-7** que incluía un nuevo sensor mejorado, el ETM (Enhanced Thematic Mapper) que incorpora una banda pancromática (0,5-0,9 mm) con una resolución espacial de 15 metros. Pero su lanzamiento es tan reciente que las imágenes que ofrece aún no se han comercializado, siendo las más utilizadas las imágenes del TM. En el caso de este sensor como es de reciente lanzamiento todavía no están muy extendidas las imágenes que proporciona.

Los satélites con radar utilizados para la observación de la cobertura vegetal son: ERS-1 y 2 (European Remote Sensing), JERS (Japanese Earth Resources Satellite) y RADARSAT.

El **ERS** tiene varios sensores, uno de ellos es el SAR que trabaja en la Banda C, presenta una polarización VV, una resolución espacial de 25 metros y un ángulo de incidencia de 20-26°. Recientes investigaciones han indicado que este sensor es importante en teledetección para realizar las siguientes observaciones forestales:

- Planos de la cobertura forestal en regiones caracterizadas por frecuentes capas nubosas.
- Control de los cambios medioambientales (naturales y humanos).
- Mediciones de parámetros forestales (biomasa, peso, etc.)

El **JERS** también tiene varios sensores y entre ellos el SAR, pero se diferencia con el ERS en que trabaja en la Banda L, con una polarización HH, una resolución espacial de 20 m y un ángulo de observación de 35°. Estas características le permiten realizar las mismas observaciones que el sensor SAR presente en el satélite ERS, pero además en ocasiones puede detectar cubiertas que el ERS no puede discriminar (como en el estudio de los manglares).

El **RADARSAT** se trata de un radar que puede trabajar con varias resoluciones espaciales, áreas cubiertas y ángulos de incidencia. Lo común a todas las observaciones es que están realizadas en la Banda C y la polarización HH. (Chuvieco 2002).

3.13. Interpretación de las Imágenes Satelitales

El fundamento de la interpretación de las imágenes de satélite reside en tendencias entre áreas con el mismo tipo de vegetación al tener reflexiones espectrales similares. La reflexión de radiación solar depende de las características fisonómicas de cada tipo de vegetación, tales como: espesura de la masa verde, grado de caducifolia, densidad de los tallos leñosos, heterogeneidad del dosel, color del suelo, humedad del suelo y la presencia de agua superficial en el suelo (Killeen et al. 1998).

3.13.1. Clasificación Digital

La clasificación supone la fase culminante del tratamiento digital de imágenes.

Como fruto de la clasificación digital se obtiene una cartografía e inventario de las categorías objeto de estudio. La información multispectral se condensa, en definitiva, en un documento cartográfico y en unas tablas estadísticas, que definen la localización y ofrecen el inventario superficial de las categorías de interés. La clasificación digital se dirige a obtener una nueva imagen, en la cual cada uno de los píxeles originales venga definido por un ND, que es el identificador de la clase en donde se haya incluido. Estas clases pueden describir distintos tipos de cubierta (variable nominal o categórica), o bien intervalos de una misma categoría de interés (variable ordinal) (Chuvieco 2002).

Tradicionalmente se han dividido los métodos de clasificación en dos grupos: supervisado y no supervisado, de acuerdo a la forma en que son obtenidas las estadísticas de entrenamiento. El método supervisado parte de un conocimiento previo del terreno, a partir del cual se seleccionan las muestras para cada una de las categorías. Por su parte, el método no supervisado procede a una búsqueda automática de grupos de valores homogéneos dentro de la imagen (Chuvieco 2002).

Método Supervisado

Para realizar la clasificación supervisada, se sugiere tener un conocimiento somero de la cobertura y de los elementos circundantes de la zona o área donde se desarrollará el estudio. Son muy útiles las experiencias de campo que conlleven relevamientos florísticos, edáficos y geológicos etc. Se delimitan áreas de entrenamiento, a partir de las cuales se caracterizan cada una de las clases, para asignar más tarde el resto de los píxeles de una imagen a una de esas categorías siendo esto una manera más puntual para realizar el análisis (Chuvieco 2002).

Método no Supervisado

Otra opción para realizar una clasificación de la cobertura se denomina clasificación no supervisada; en este caso existe un programa que identifica patrones estadísticos en los datos sin utilizar ningún dato introducido por el usuario. Se usa el algoritmo que utiliza la misma distancia espectral para formar grupos ó “clusters” de píxeles con similares características. El programa comienza usando los valores medios de los grupos, que fija arbitrariamente y cada vez que el algoritmo se repite (y se agregan nuevos píxeles a cada grupo) las medias de estos grupos son reemplazados por un nuevo valor. La nueva medida de cada grupo es usada entonces para la próxima repetición. El algoritmo se repite hasta un número máximo de repeticiones definido por el usuario o hasta que el porcentaje máximo de píxeles permanecen sin cambios entre dos repeticiones sucesivas.

En general se usa este método cuando se conoce poco sobre los datos antes del proceso de clasificación y se tiende a obtener el número de clases posibles, que luego pueden ser analizadas y reagrupadas para reducir el número final de clases.

La clasificación no supervisada esta en condición de ofrecer una información subjetiva, basándose en la realidad del área de estudio. Tanto en la clasificación supervisada como la no supervisada, las poblaciones de píxeles de las diferentes categorías deben tener caracteres espectrales homogéneos, lo que significa que cada

unidad de la imagen (píxel) se asocia con niveles contiguos similares (Chuvieco 2002).

3.14. Estado de Conservación Instantáneo

Debido a la pérdida de la biodiversidad y la alteración de los procesos ecológicos (tanto la presente como la trayectada), son difíciles de medir directamente.

El estado de conservación de los ecosistemas, es un análisis donde se utilizan el porcentaje de hábitat perdido, la presencia de bloques de hábitats originales, grado de fragmentación, degradación del hábitat, las tasas de conversión y el grado de protección. (Dinerstein et al. 1995)

Para evaluar las características a nivel de paisaje, este análisis se basa en estudios realizados en SIG.

Las categorías propuestas por la UICN en el libro Rojo de datos, han ganado aceptación como sistema para la determinación del estado de conservación de especies, poblaciones y ecosistemas. (UICN 1988, Collar et al. 1992)

Mace y Lande (1991), revisaron la clasificación de la UICN y sugirieron tres categorías bien definidas: crítica, en peligro y vulnerable.

Dinerstein et al. (1995), inspirados por la clasificación anterior clasificaron el estado de conservación de los ecosistemas en: crítica, en peligro, vulnerable, relativamente estable y relativamente intacto.

Elas reflejan la manera como los procesos ecológicos dejan de funcionar a su ritmo natural o se modifican del todo debido a un incremento en la pérdida, degradación y fragmentación del hábitat y como los componentes de la biodiversidad son alterados de forma continua. Las categorías del estado de conservación son:

- Extinto. No existen comunidades naturales similares a los ecosistemas originales, no existen oportunidades para la restauración de comunidades naturales originales, debido a la permanente alteración de las condiciones físicas, la pérdida de las fuentes naturales de especies nativas, la alteración considerable de los procesos ecológicos naturales, la inhabilidad de erradicar o controlar especies invasoras.

- Crítico. El hábitat intacto remanente se encuentra restringido a fragmentos pequeños y aislados y a tener una baja probabilidad de persistir en los próximos cinco a diez años, a menos que se implementen medidas instantáneas o continuas de protección y restauración.
- En Peligro. El hábitat natural remanente se encuentra restringido a fragmentos de tamaño variable, con probabilidades medias a bajas de persistencia en los próximos diez a quince años.
- Vulnerable. El hábitat intacto remanente se encuentra en bloques que varían en tamaño, es muy probable que muchos grupos aún intactos persistan en los próximos quince a veinte años. El uso de la tierra en las áreas que separan los bloques de hábitat remanente, algunas veces es compatible con el mantenimiento de la mayoría de especies y comunidades nativas.
- Relativamente Estable. Las comunidades naturales han sido alteradas en ciertas áreas, causando una disminución en las poblaciones explotadas y la perturbación de los procesos del ecosistema. Estas áreas perturbadas pueden ser extensas pero aún están distribuidas en parches respecto a las áreas de hábitat intacto. Las especies de fauna se encuentran presentes pero en densidades por debajo de los valores naturales.
- Relativamente Intacto. Las comunidades naturales se encuentran en gran parte intactas, presentando especies, poblaciones y procesos al nivel de los valores de variación naturales. Los procesos ecológicos fluctúan de manera normal a lo largo del hábitat natural el cual es en gran parte continuo.

IV

MATERIALES Y METODOS

4.1. Materiales

4.1.1. Materiales de Campo:

- GPS Garmin eTrex legend.
- Libreta de campo.
- Cámara fotográfica digital HP de 3.2 mega píxel.

4.1.2. Materiales de Gabinete:

- Computadora P/IV.
- Software ERDAS IMAGINE® 8.7, ARC GIS 9.0, ARC VIEW 3.3, PATCH ANALYST 3.1
- Imágenes satelitales de diferentes fechas:
 1. 230_72 años 1976, 1986, 1996, 2004.
 2. 231_71 años 1976, 1986, 1996, 2004.
 3. 231_72 años 1976, 1986, 1996, 2004.

4.2. Metodología

El estudio se realizó de manera multitemporal. Que corresponde a los periodos antes de 1976, 1976, 1986, y 2004 en el municipio de San Julián del departamento de Santa Cruz que cuenta con una superficie total de 671620 ha. y se encuentra en la provincia Ñuflo de Chávez.

El trabajo se realizó en dos etapas:

1. Estudio en fase de gabinete.
2. Estudio en campo para corroborar lo obtenido.

Ubicación del Área de Estudio

El Municipio de San Julián está ubicado en la provincia Ñuflo de Chávez a 150 Km. al Noreste de la ciudad de Santa Cruz de la Sierra y corresponde a la Cuarta Sección Municipal (antiguamente el cantón Saturnino Saucedo), y el pueblo de San Julián es la capital de la Sección. (Figura 2).

Tiene los siguientes límites: al Norte el paralelo 16°20', al Oeste el Río Grande, al Sur el paralelo 17°25' y al Este el Río San Julián. Su altitud fluctúa alrededor de los 240 m.s.n.m.

Población de San Julián

De acuerdo al INE la población del Municipio de San Julián, según el Censo Nacional de población y vivienda del año 2001 es de 56.206 habitantes, de los cuales un 45,03% son mujeres y el 54,97% son varones, la población se encuentra dispersa en todo el territorio ya que apenas un 3% está concentrado en San Julián.

Los idiomas principales son castellano, quechua, guaraní, aymará e idiomas extranjeros. La población tiene gran diversidad de orígenes, aunque los quechuas predominan y proceden de los Departamentos de Potosí y Chuquisaca.

Actividades Económicas

Las actividades económicas más relevantes en el Municipio son la agricultura, la ganadería y el comercio. La producción agrícola se realiza mayormente en forma manual y en menor escala, de manera mecanizada. Los cultivos predominantes son el arroz, maíz, soya, frejol y en menor grado algodón. Otros rubros como cítricos, plátanos y hortalizas son solo para el consumo familiar.

La actividad pecuaria, en general, se enfoca en la cría de hatos a nivel familiar, de manera muy precaria, aunque en los últimos años esta ha ido mejorando, haciendo que la calidad genética suba y mejore el control sanitario.

Otras actividades como la caza y la pesca, proporcionan ingresos mínimos. La ciudad de Montero es el mercado más importante para el municipio.

Tiene potencial agropecuario en virtud de la calidad de sus suelos, del carácter de su economía y de la composición social de su población, mayormente campesina.

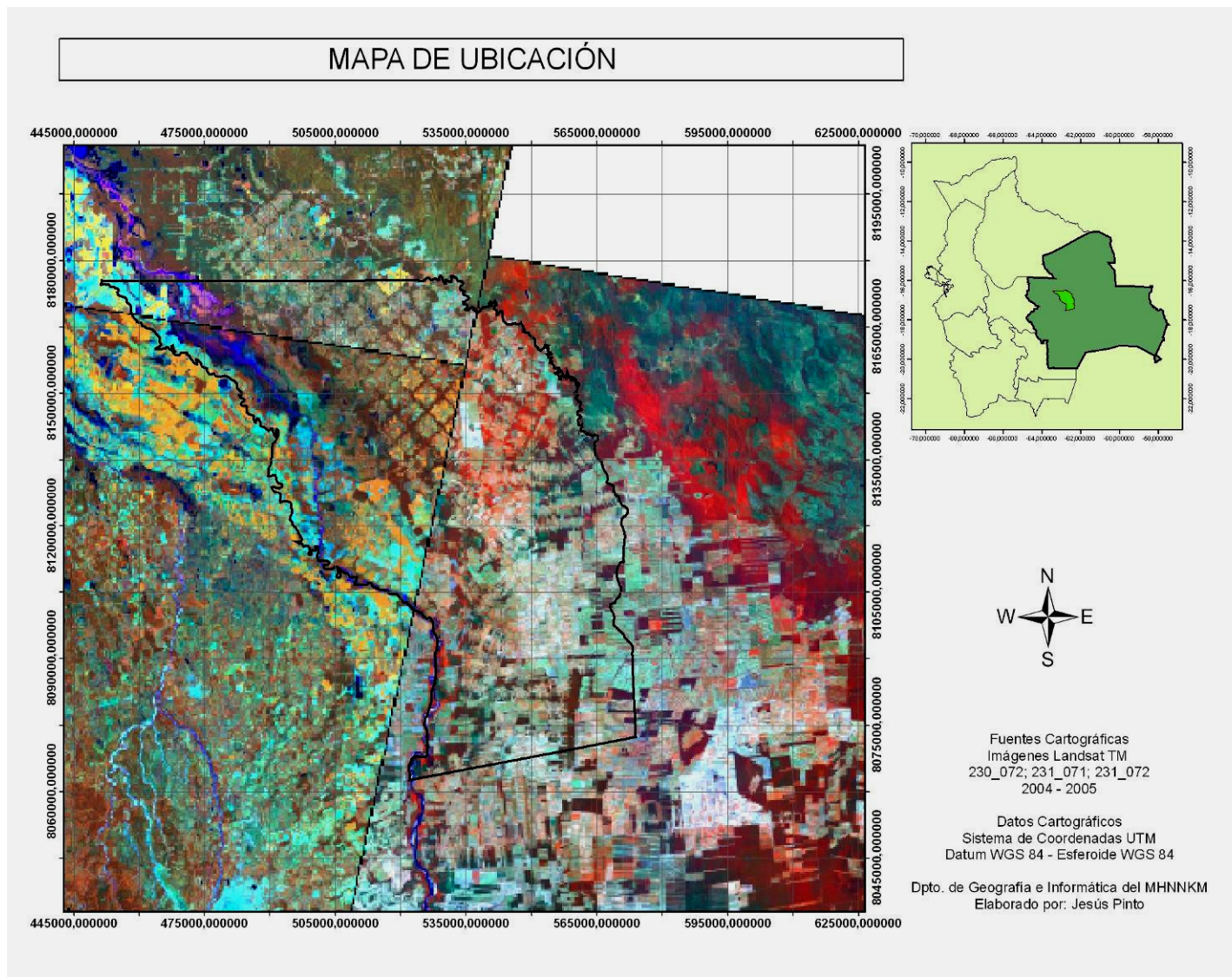


Figura 2. Mapa de Ubicación del Área de Estudio.

Descripción Biogeográfica

El Municipio de San Julián se encuentra en la Provincia Biogeográfica del Cerrado, Sector Biogeográfico de Chiquitano y en los Distritos Biogeográficos de Chiquitos y Guarayos, según la clasificación de Navarro (2002).

La vegetación de la provincia Biogeográfica del Cerrado en Bolivia es muy diversa, en relación a su gran extensión territorial y a la diversidad de las condiciones ambientales existentes.

El Sector Biogeográfico Chiquitano presenta un conjunto de series de vegetación climatófilas condicionadas principalmente por el Escudo Precámbrico Chiquitano.

Los tipos de bosque mejor representados en el área de estudio son:

- Bosque semidecídúo chiquitano.

Son una serie de vegetación climatófila de las llanuras aluviales antiguas del Río San Julián.

Constituye una etapa final y empobrecida florísticamente, faltándole varias de las características de los bosques chiquitanos más septentrionales, en las que destaca *Schinopsis brasiliensis* y se caracteriza por una combinación florística básica de *Acosmium cardenasii*, *Aspidosperma tomentosum*, *Caesalpina pluviosa*, *Cereus tacuaralensis*, *Eriotheca roseorum*, *Machaerium scleroxylon* y *Guibourtia chodatiana* junto a ellos son frecuentes árboles y arbustos de amplia distribución en los bosques semidecídúos, así como varias especies con óptimo en los bosques del Gran Chaco con los cuales entran en la zona: *Coccoloba paraguarienses*, *Diplokeleba floribunda*, *Melicocca lepidopetala*, *Renchinbachia paraguayensis*, entre otras.

Factores Bioclimáticos

Tiene un bioclima marcadamente pluviestacional, con valores del índice Iod2 menor a 2.5, la estacionalidad de las precipitaciones o intensidad de la época seca del año detectada es mayor hacia el sur, en el límite con el chaco.

En su mayor parte la Provincia Biogeográfica del Cerrado presenta un termotipo termotropical inferior.

San Julián presenta una precipitación media anual de 1015 mm, una temperatura media anual de 21 - 28° C.

La sequía estacional de invierno es uno de los factores macroecológicos más decisivos para los ecosistemas del Cerrado, lo cual se une a la notable influencia que, en la mayor parte de esta área, tienen en esta época las advecciones frías del sur.

Estos factores climáticos limitantes condicionan la composición de las biocenosis y determinan las adaptaciones morfológicas y ecofisiológicas de la vegetación (Navarro 2004).

Factores Edafológicos

El factor suelo, en relación a la geomorfología, es quizás es el factor ecológico clave y principal determinante de los ecosistemas.

Los suelos que presentan son recientes o sub-recientes, se desarrollan en situaciones donde la erosión no ha permitido el desarrollo y/o la preservación de suelos muy evolucionados.

Desde el punto de vista taxonómico se presentan suelos como: cambisoles, luvisoles y calcisoles, en situaciones algo más evolucionadas y con menos erosión; y leptosoles y arenosoles en topografías más abruptas.

En los suelos recientes a sub-recientes profundos, la vegetación potencial son casi siempre los bosques chiquitanos medios a altos, con dosel denso de 15-30 m de altura. Sin embargo, en suelos poco profundos y muy pedregosos, o bien arenosos cuarcíferos muy pobres, la vegetación potencial nuevamente son los bosques bajos esclerófilos o chaparrales.

Este determinante edáfico de la vegetación, aunque no absoluto, es casi constante en la mayoría de las zonas, según la descripción de Navarro (2002).

Los paisajes que presenta el Municipio de San Julián son las de planicies, serranías, lajas. Algunas particularidades biológicas que presenta la zona de estudio es que pertenece a uno de los bosques secos más ricos en especies de plantas a escala global (Ibisch 2003).

4.2.1. Fase de Gabinete

En la fase de gabinete se llevó a cabo los siguientes pasos:

- 1ro. Elaboración de los Mapas de Deforestación y Cambio de Uso de Suelo.
- 2do. Análisis de la Fragmentación.
- 3ro. Determinación del Cambio de Uso de Suelo.
- 4to. Análisis del estado de Conservación.

4.2.1.1. Elaboración de los Mapas de Deforestación y Cambio de Uso de Suelo

Para la realización del trabajo se utilizaron las imágenes o escenas TM 230_72, 231_071, 231_72 del Satélite Landsat de los años 1976, 1986 1996 y 2004 las cuales corresponden en parte al Municipio de San Julián, dichas imágenes fueron previamente rectificadas en el departamento de Geografía e Informática (Museo de Historia Natural Noel Kempff Mercado) **UAGRM**.

El análisis digital se realizó utilizando el método de clasificación no supervisada sugerido por Chuvieco (2002), para cada una de las imágenes por separado. Este método se orienta a definir las clases espectrales presentes en la imagen. No requiere reconocimiento del área de estudio, por lo que la intervención humana se centra más en la interpretación.

El análisis visual o proceso de interpretación de las imágenes satelitales se llevó a cabo siguiendo el programa **ERDAS**, utilizando una composición visual de las bandas 4, 5, 3, tomando en cuenta lo siguiente:

Textura: Que define la apariencia de suavidad o aspereza de las unidades vegetales, para ello, se tomó en cuenta la sombra y la iluminación de ciertas áreas de la imagen.

Tono de la imagen: Se tomó en cuenta la intensidad de energía recibida por el sensor, ya sea la claridad y oscuridad de la imagen.

Forma: Esta viene a ser la más importante en el momento de clasificación de la deforestación, ya que la misma tiene una forma definida. Se puede decir que es posible definir el tipo de deforestación, considerando solo la forma.

La principal forma para poder clasificar la deforestación es la de buscar ángulos rectos en la imagen.

Para el reconocimiento de la deforestación, se determinó con la presencia de algún rasgo particular de cada una de las clases de deforestación como ser forma, lugar y respuesta espectral.

El proceso de la clasificación de las imágenes de los diferentes años, se realizó con 150 clases y 10 repeticiones y con la combinación de falso color de las bandas 4, 5, 3, dichas bandas corresponden a los colores rojo, verde y azul de las imágenes respectivamente.

Para esto se utilizó el modelo de clasificación no supervisada que tiene el programa **ERDAS®**, el cual toma en cuenta la firma espectral de cada píxel y lo relaciona con los demás que se encuentran alrededor del mismo a través sus medias estadísticas, esto permitió tener una clasificación de los píxeles con mayor resolución y no se perdió información.

En la clasificación de las imágenes, se analizó cada una de las clases y se determinó a que tipo de unidad de cobertura de suelo pertenece, basada en bibliografía existente para el área de estudio, esto se hizo cambiando de color clase por clase y definiendo en forma óptica donde se encuentran; esta es la manera más rápida y fácil de llegar a una clasificación, sin tener que realizar zonas de entrenamiento; una vez definidas o reagrupadas las unidades de cobertura de suelo, se procedió a poner nombres temáticos a cada una de las unidades vegetales y tipos de deforestación, estas clases se agrupan en análisis de cuatro clases en las escenas o imágenes de los periodos 1976 – 1986 – 1996 – 2004, estas clases son las siguientes:

1. **Bosque:** Esta clase englobó a las formaciones boscosas presentes en el área de estudio: Bosque Seco Chiquitano y Bosque Siempre Verde.
2. **No bosque:** En esta clase se tomó en cuenta a las formaciones más abiertas tales como Sabanas Arboladas o Sabanas Abiertas y cuerpos de agua.
3. **Regeneración:** Esta clase fue identificada en la imagen con un color rojo intenso o guindo. La regeneración consistió en la sustitución de una comunidad que fue destruida ya sea por la agricultura, ganadería u otros usos, constituida por las mismas especies preexistentes en su ecosistema original. En el bosque fue definido como un

área cuya vegetación juvenil extremadamente tupida, que tenía un dosel de 0 a 2 metros donde se encontraron especies colonizadoras.

4. **Potreros, cultivo y área antrópica:** Esta cobertura se caracterizó por presentar una reflectancia cerca al 100% de reflejo de la radiación solar por que el color de la misma fue más clara. Se procedió a definir como *potrero* al área natural o desmontada para uso netamente de pastoreo. El *área antrópica* es la zona de impacto humano directo, como ser caminos, poblaciones etc. **Cultivo** se tomó en cuenta las áreas agrícolas.

4.2.1.2. Análisis de fragmentación

La fragmentación se evidencia en las imágenes satelitales como manchones o “islas” de bosque en medio de una unidad de paisaje. La fragmentación se caracterizó por el reemplazo de zonas con tonalidades pardo rojizas o verde oscuras a tonalidades celestes (suelo desnudo).

Análisis del paisaje

A partir de los mapas de cobertura de la zona en estudio se calcularon las métricas de paisaje con el uso del programa Patch Analyst 3.1, una extensión de Arc View GIS que tiene la capacidad de generar métricas a nivel de parches, clases y paisaje. Las métricas se calcularon a nivel de clases en archivos en formato shape. Cuatro métricas se seleccionaron para determinar el índice de fragmentación: número de fragmentos de un ecosistema (NP – N^a of Patches), tamaño medio de los fragmentos (MPS - Mean Patch Size), distancia media al vecino más cercano (MNN – Mean Nearest Neighbour) y el Índice de proximidad media (Proxim – Mean Proximity Index). Estas métricas fueron interpretadas para el área fragmentada.

Fórmulas para cada índice de fragmentación

Para el cálculo del índice de fragmentación, se aplicó la siguiente fórmula.

a) Número de fragmentos de un ecosistema

$$NP = n$$

Donde: NP = número de fragmentos de un ecosistema

n = número de fragmentos j de un ecosistema

Para en cálculo de los tamaños medios de los fragmentos se utilizó la siguiente fórmula.

b) Tamaño medio de los fragmentos por ecosistema (MPS)

$$MPS = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i} \left(\frac{1}{10,000} \right)$$

Donde: MPS = Tamaño medio de los fragmentos

a_{ij} = Superficie (m^2) del fragmento j.

n = Número de fragmentos j en el ecosistema i

La fórmula que se utilizó para el cálculo de la distancia del vecino más cercano es

c) Distancia media al vecino más cercano (MNN)

$$MNN = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^{n'} (h_{ij})}{N}$$

Donde: MNN = Distancia media al vecino más cercano

h_{ij} = Distancia entre fragmentos de la clase i

N = Número de fragmentos totales en el paisaje.

Unidades: mts

d) Índice de Proximidad Media (PROXIM)

Índice de proximidad media es la distancia media entre los parches de una misma clase (uso del suelo), representa el grado de conectividad y fragmentación entre parches de una determinada clase.

Paisajes con valores reducidos indican que se encuentran más fragmentados y aislados, que paisajes con valores altos que indican menos fragmentación y aislamiento.

$$PROXIM = \sum_{s=1}^n \frac{a_{ijs}}{h_{ijs}^2}$$

Donde: PROXIM = Índice de proximidad media

a_{ijs} = área en metros de una mancha

h_{ij} = Distancia entre fragmentos de la clase i

Clasificación de la Fragmentación Según el valor del Índice

Después de la obtención de las métricas se procedió a calcular los índices de fragmentación para lo cual se utilizó la siguiente fórmula:

$$F = \text{Superficie total del hábitat} / (\text{número de manchas} \times \text{dispersión de manchas}).$$

Donde:

Dispersión de las manchas es igual a $Rc = 2 \text{ dc} (\lambda/\pi)$

Dc = Distancia desde una mancha hasta su vecino más cercano.

λ = Densidad media de las manchas = (número de manchas/superficie total del área de estudio en Ha.) x 100 = número de manchas por cada 100 Ha.

$\Pi = 3,1416$

Identificación de las clases de Fragmentación

Los índices de fragmentación obtenidos fueron clasificados dentro de un rango de clases determinado según el trabajo Gurrutxaga (2003), que comprenden valores de mínimo a extremo, como se muestra en la siguiente tabla.

Tabla N° 1. Clasificación de los índices de Fragmentación que van de mínimo a extremo

Tipo de Fragmentación	Valor
Mínima	> 100
Poca	50 - 100
Media	10 - 50
Moderada	1 - 10
Fuerte	< 1

4.2.1.3. Determinación del Cambio de Uso de Suelo

La detección de cambio fue desarrollada usando el programa **ERDAS®**. El método utilizado para la detección del cambio de la cobertura de suelo fue el de la **comparación de mapas de épocas diferentes o clasificación cruzada**. Este método consiste en la comparación de los datos digitales de mapas de épocas diferentes (imágenes previamente clasificadas), de características matriciales; se realizó a través de la denominada tabulación cruzada, una comparación píxel a píxel que originó un nuevo archivo con diversas combinaciones que indican el tipo de cambio ocurrido. Por esta razón, este método permite no sólo determinar las situaciones de "cambio" y "no cambio", sino también los tipos de cambios que han ocurrido en un determinado

período, lo que lo convierte en muy adecuado para modelar situaciones de dinámica de cambios de la vegetación y usos de la tierra.

Un requisito de este método radica en que los mapas a utilizar deben tener la misma resolución espacial, y deben estar georectificados exactamente, para que el producto no de resultados erróneos al comparar un píxel con otro no correspondiente durante la clasificación cruzada.

La matriz de cambio de uso de suelo implicó la entrada de las imágenes clasificadas en dos de los periodos de estudio, en este caso la fecha Antes de 1976 y la fecha 2004.

4.2.1.4. Análisis del Estado de Conservación

El estado de conservación en el Municipio de San Julián se determinó mediante el método “Análisis del estado de conservación instantáneo”, utilizando los valores numéricos asignados a las cinco variables a nivel de clase: pérdida de hábitat original, tamaño medio de los parches, grado de fragmentación, número de áreas de hábitat original y conversión del hábitat.

Para evaluar las características a nivel de clase, se utilizaron en los mapas elaborados previamente.

El análisis del estado de conservación se logró en base a los mapas multitemporales de uso de suelo y deforestación de las cinco temporadas estudiadas, además de revisión bibliográfica y observaciones de campo.

Para evaluar el estado de conservación en el Municipio de San Julián, se tomó en cuenta las categorías propuestas por el Libro Rojo de Datos de la UICN.

Para el presente análisis se aplicó la metodología utilizada por la WWF en su publicación “Una evaluación del estado de conservación de las Eco-regiones terrestres de América Latina y el Caribe”, la cual clasifica los ecosistemas como Extinta (convertida por completo), Crítica, En Peligro, Vulnerable, Relativamente Estable, Relativamente Intacta.

La clasificación del Municipio de San Julián dentro de una de estas categorías fue determinada evaluando los valores numéricos definidos para cada una de las cuatro variables aplicadas.

Para evaluar el estado de conservación se tomo especial relevancia a dos variables: Pérdida de hábitat original y Número de áreas de hábitat original.

4.2.2. Fase de Campo

El trabajo de campo se realizó en base al mapa preliminar de uso de suelos y deforestación, de esta manera se pudo corroborar en campo lo que se realizo en gabinete. Se tomó en cuenta los siguientes puntos:

1. Verificación los tipos de alteración producida en el Municipio de San Julián, y cual era la que más alteración producía.
2. Observación y correlación si existiere una correlación entre los tipos de cultivos y las características de los fragmentos (borde, forma).
3. Observación del estado de sucesión de algunos fragmentos antiguos “barbecho”.
4. Recorrido exploratorio entre fragmentos en etapa sucesional “barbecho” y el bosque natural más próximo.
5. Toma de fotografías, las mismas que nos sirvieron para evidenciar el cambio y la fragmentación actual que presentan los paisajes en el Municipio de San Julián.

V

RESULTADOS

5.1. Elaboración de Mapas de Deforestación y Cambio de Uso de Suelo

Con la información generada en base a una clasificación no supervisada se logró elaborar dos mapas temáticos sobre cambio de uso de suelo y cinco mapas de deforestación; estos mapas corresponden a los siguientes periodos: Antes de 1976, entre 1976 – 1986, entre 1986 – 1992, 1992 – 2001 y 2001 – 2004.

Estos mapas muestran gráficamente como fue el avance del cambio del uso de suelos y la deforestación en los últimos 30 años y los cambios negativos en la zona de estudio (figura 2).

Los cambios negativos en el Municipio de San Julián fueron atribuidos a la conversión del bosque natural en desmontes mecanizados en el área para la ampliación de la frontera agrícola, así como también por la agricultura migratoria, que comienza con la tala, roza, quema y siembra, con periodos de descanso y luego de abandono. Este tipo de agricultura de subsistencia o chaqueo, se ha practicado por muchos años y funciona mientras la densidad de la población no se eleve. Con los periodos de descanso cada vez más cortos, la fertilidad se reduce y los bosques disminuyen cada día. Esta práctica está influida altamente en dos sentidos: por la tendencia de la tierra y por el tipo de asentamiento humano en relación a la densidad de la población. El rendimiento de cada cultivo es, por lo general bajo; finalmente el área chaqueada es abandonada por agotamiento del suelo y se convierte en pastizal, con lo que la degradación ambiental y la pérdida de la diversidad biológica se acentúan cada vez más.

El Plan de Uso de Suelo (PLUS); clasifica el área como agro-silvo-pastoril, con las siguientes categorías de uso: uso agropecuario intensivo, uso agropecuario limitado, ganadería extensiva con manejo de fauna, bosques de protección, ya que presentan áreas con presión poblacional y aptitud agrícola marginal con necesidad de protección. El PLUS también ha denominado a esta zona dentro de la categoría “Roja” ya que el desmonte y chaqueo a tala rasa del bosque están prohibidos, por lo

que es necesario realizar practicas de conservación de suelos. Lo antes mencionado corrobora lo que indica la Superintendencia Forestal (2000) en uno de sus artículos, señalando que la deforestación se esta trasladando a las Tierras de Producción Forestal Permanente; esto demuestra que los desmontes son realizados selectivamente, de tal manera que si se tiene una Sabana y un bosque con similar accesibilidad, el Bosque es deforestado primero por ser más productivo para fines agrícolas o ganaderos y obtener recursos rentables a corto plazo. Esta práctica sin el adecuado control de las autoridades responsables, a la larga alterará todo el ecosistema, con la consecuente pérdida de humus del suelo, llevando a un mayor riesgo de erosión tanto hídrica como eólica, escorrentía artificial por la baja infiltración, pérdida de animales y plantas útiles al hombre y provocar cambios climáticos, además la deforestación en los lechos de Río Grande (ver anexos), son las que provocan las inundaciones con las crecidas del Río y de acuerdo al PLUS estas áreas deforestadas son áreas de protección.

Los mapas de deforestación y cambio de uso de suelo los podemos apreciar en anexos (8, 9, 10, 11, 12, 13 y 14).

Tabla N° 2. Pérdida de Cobertura Vegetal en los Últimos 30 años

AÑO	DEFORESTACION ha.
Antes de 1976	103398
1976 - 1986	57488
1986 - 1992	133260
1992 - 2001	225097
2001 - 2004	77711

Los mapas de cambio de uso de suelo y de deforestación se los puede ver en anexos.
Fuente: Elaboración propia.

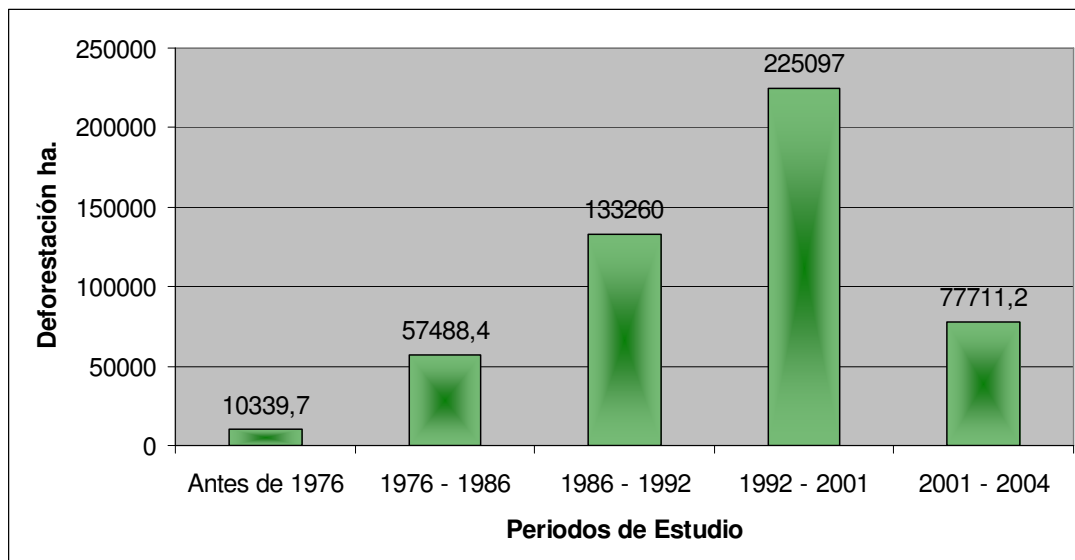


Figura 3. Representación Gráfica de la Pérdida de Cobertura Vegetal en últimos 30 años nos muestra la pérdida en hectáreas de cobertura vegetal en los últimos 30 años en el Municipio de San Julián.

5.2. Avance de la Fragmentación en el Municipio de San Julián

5.2.1. Análisis del indicador del ecosistema

El indicador de fragmentación de los ecosistemas es un indicador de estado, que da una visión de la composición y configuración de los ecosistemas, a través de medidas de área, forma o borde de los fragmentos. Estos factores determinan la dinámica de los procesos ecológicos al interior de los ecosistemas y se convierten en una herramienta de análisis a tener en cuenta en la toma de decisiones políticas para el manejo y uso de los recursos naturales.

A partir de los mapas de cambio de uso de suelo y de deforestación se calcularon las métricas de paisaje con el uso del programa Patch Analyst 3.1, una extensión de Arc View GIS que tiene la capacidad de generar métricas a nivel de parches, clases y paisaje.

Las métricas se calcularon a nivel de clases en archivos en formato Shape y además de formato GRID.

Cuatro métricas se seleccionaron para determinar el índice de fragmentación:

- a) Número de fragmentos de un ecosistema (NP)
- b) Tamaño medio de los fragmentos (MPS)
- c) Índice de Proximidad Media. (MPI)
- d) Distancia media al vecino más cercano (MNN).

Las métricas seleccionadas fueron interpretadas para el área de bosque que presenta fragmentación.

5.2.2. Análisis de Índices de Fragmentación

Los índices obtenidos mediante el análisis descrito en la metodología fueron analizados mediante Patch Analyst 3.1 desde el año 74 hasta el 2004, para determinar la fragmentación en el municipio de San Julián.

Tabla N° 3. Métricas de Fragmentación: NUMP = Número de los Fragmentos, MPS = Tamaño Medio de los Fragmentos, MNN = Distancia Media del Vecino mas Cercano, MPI = Índice de Proximidad Media.

METRICAS DE FRAGMENTACION				
	NUMP	MPS	MNN	MPI
Antes de 1976	3638	183,96	547,35	23031,50
1976 - 1986	8986	68,08	528,20	19707,04
1986 - 1992	18183	26,31	563,50	12742,49
1992 - 2001	25085	10,1	606,47	1728,75
2001 - 2004	30951	5,67	618,67	208,47

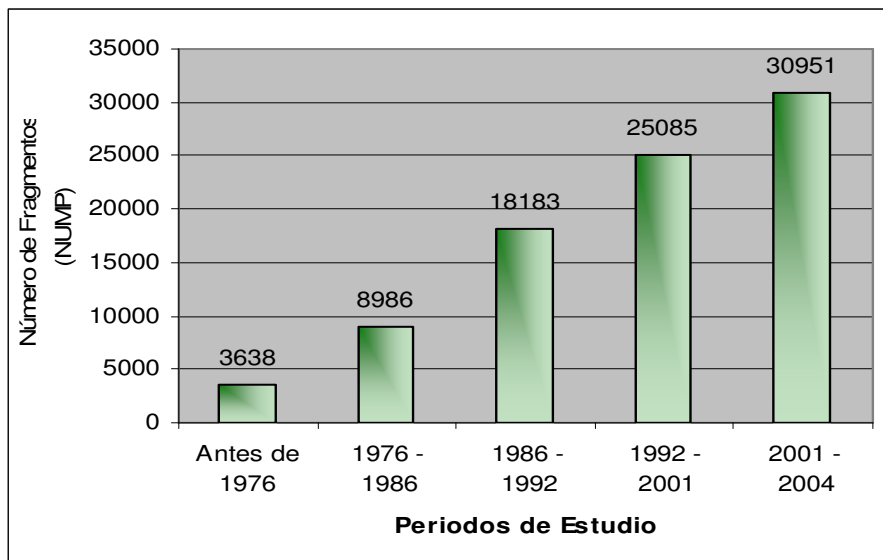


Figura 4. Número de Fragmentos

En el presente gráfico se puede observar el aumento del número de fragmentos en los últimos 30 años, este aumento de fragmentos y disminución del bosque es debido a la construcción de caminos, casas, expansión de la frontera agrícola, haciendo que la extensión de bosque sea cada vez más pequeña en relación a las zonas fragmentadas en la zona de estudio, etc. (Figura 4).

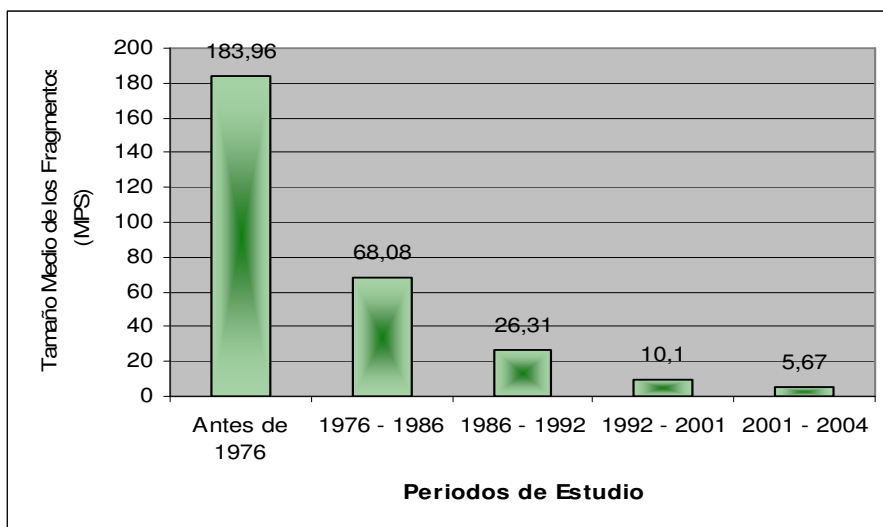


Figura 5. Tamaño Medio de los Fragmentos

El presente gráfico nos presenta la disminución del tamaño medio de los fragmentos (representados en hectáreas) en los últimos 30 años, por ejemplo en la fecha antes de

1976 los fragmentos de bosque medían alrededor de 183,96 ha., para la fecha 2004 se muestra una drástica disminución en el tamaño medio de los fragmentos y miden alrededor de 5,67 ha., debido al aumento de las causas mencionadas anteriormente produciendo una pérdida considerable de bosque en los últimos años en el Municipio de San Julián. (Figura 5).

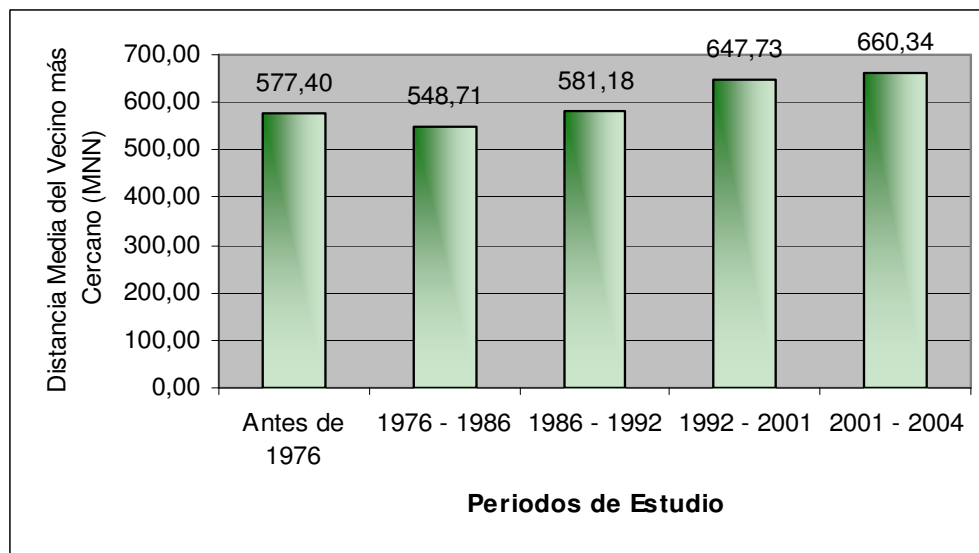


Figura 6. Distancia Media del Vecino más Cercano

Para la fecha antes de 1976 se registro una distancia media de 547,35 mts., la cual disminuyo en la fecha 1976 – 1986 debido al aumento drástico del número de los fragmentos, pero desde esa fecha en adelante se puede observar que la distancia entre parches de bosque fue en aumento ya que los parches de bosque fueron disminuyendo su tamaño, hasta llegar a una distancia media de 618, 67 mts., para el año 2004. (Figura 6).

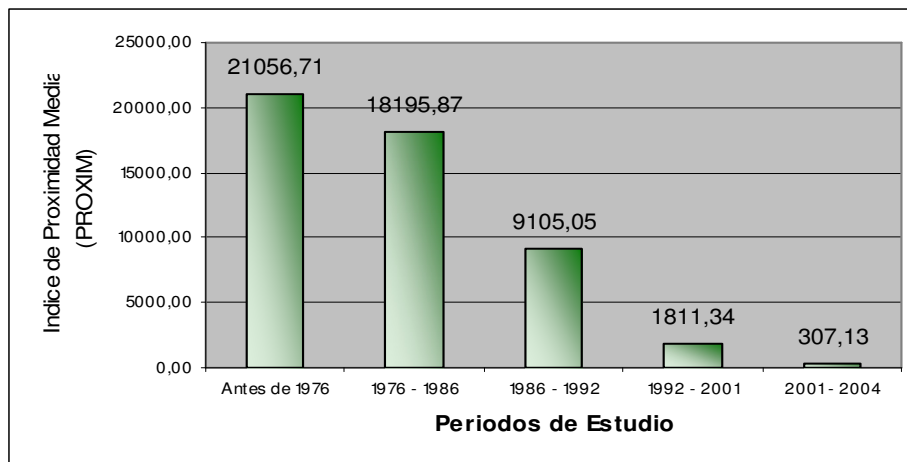


Figura 7. Índice de Proximidad Media

Índice de proximidad media: distancia media entre los parches de una misma clase (uso del suelo), representa el grado de conectividad y fragmentación entre parches de una determinada clase, en este caso la clase bosque, como se puede ver en los últimos 30 años el grado de conectividad fue disminuyendo y la fragmentación aumentando. Estos valores fluctúan entre 0 (parches aislados), o mayor fragmentación e infinito menos fragmentación. (Figura7).

Tabla N° 4. Demostración del avance de la Fragmentación.

VARIABLES	Antes de 1976	1976 - 1986	1986 - 1992	1992- 2001	2001 - 2004
Superficie total del área de estudio	671620 ha.	671620 ha.	671620 ha.	671620 ha.	671620 ha.
Superficie total del hábitat	669271 ha.	6111782 ha.	478523 ha.	253426 ha.	175715 ha,
λ = Densidad media de las manchas	0,51	1,26	2,56	3,53	4,36
Dispersión de las manchas	177,66	423,61	917,378	1363,85	1713,01
Número de manchas	3638	8986	18183	25085	30951
Distancia media del vecino más cercano	547,35	528,20 m.	563,50 m.	618,67 m.	618,67 m.
Índice de Fragmentación	1,035	0,1607	0,0286	0,007407	0,003314

La presente tabla nos muestra los parámetros tomados y los índices de fragmentación obtenidos.

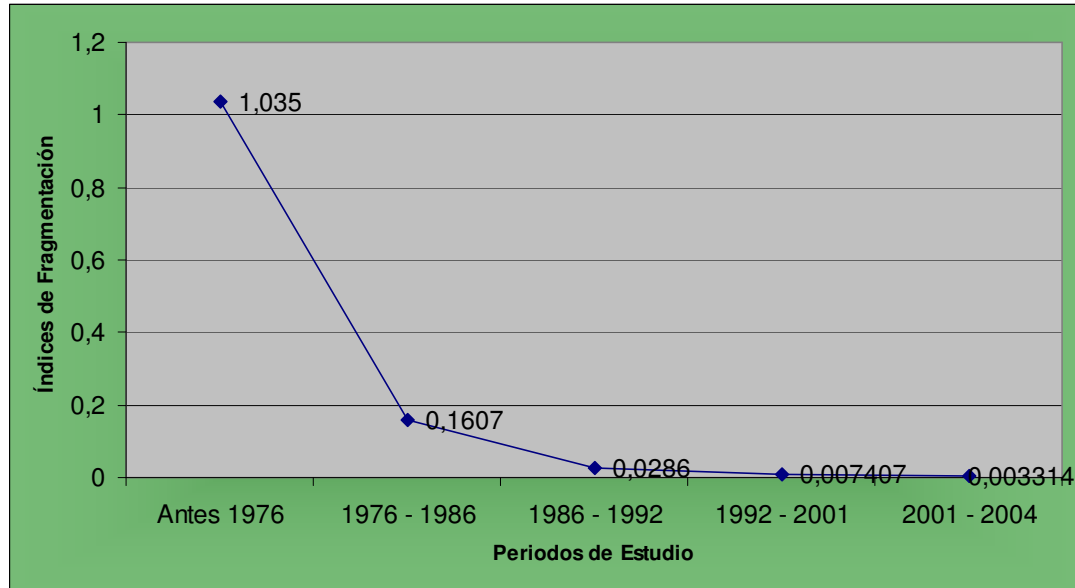


Figura 8. Representación Gráfica de los Índices de Fragmentación

Interpretación de los índices

Para todos los casos, la tendencia de los índices siempre fue de bajar en función al incremento de la fragmentación en el Municipio de San Julián. El índice propuesto utiliza una escala inversamente proporcional al grado de fragmentación del paisaje. Así, un aumento del valor del índice se relaciona con una disminución del grado de fragmentación, y a la inversa. Esto se debe, atendiendo a la fórmula del índice, a que el incremento de la fragmentación se relaciona con la disminución de la superficie total de las manchas, un mayor número de fragmentos (manchas) y una mayor dispersión de éstas.

Bajo este concepto un bajo valor en el índice nos representa una máxima fragmentación, Según los resultados se puede observar que para cada fecha los valores de cada índice disminuyeron al aumentar la fragmentación dentro del área de estudio.

Efectos de la Fragmentación sobre la Biodiversidad

Un gran número de especies existentes de plantas y animales, particularmente en las regiones tropicales, implica una ocurrencia de interacciones complejas entre estos

organismos. Las interacciones bióticas son imprescindibles para la manutención de los ecosistemas, pues entre plantas no solo se definen una estructura de vegetación, ya que también participan de una red intrincada de interacciones mutualísticas o antagónicas con los animales, hongos y microorganismos.

Con la destrucción y la fragmentación de áreas extensas de cobertura vegetal muchas de estas interacciones pueden desaparecer, una vez que muchas especies no consiguen alimentarse o reproducirse adecuadamente en los fragmentos remanentes de la vegetación, que presenta una cantidad de recursos generalmente menor a la vegetación original, ya que muchos organismos dependen de interacciones complejas, estos se pueden extinguir rápidamente, o simplemente la desaparición o disminución de la abundancia de algunos de los organismos que participan en las interacciones.

Debido a estos efectos de la fragmentación de los ecosistemas sobre la biodiversidad y la abundancia de muchas especies, pueden disminuir constantemente hasta llegar a un punto crítico y desaparecer paulatinamente.

5.3. Determinación del cambio de uso de suelos

La detección de cambios permitió conocer aspectos muy importantes sobre el área de estudio observando los cambios ocurridos en el paisaje, definiendo así un cambio en la cobertura vegetal, para un período determinado de tiempo.

Los datos presentados en la tabla N° 4, se obtuvieron sobre el total de la superficie del Municipio de San Julián, después de la clasificación cruzada y la detección de cambios.

Tabla N° 5. Matriz de Cambio de Uso de Suelo

		Hasta el 2004		
Antes de 1976	Bosque	Llanos	Área Antrópica	
Bosque	176405	0	495632	
Llanos	0	23063,5	5945,85	
Área Antrópica	0	0	10395,3	

Todos los valores obtenidos en la presente matriz de cambio están expresados en hectáreas.

5.3.1. Identificación de cambios de Uso de Suelo

La identificación de cambios de uso de suelo en el Municipio de San Julián abarcó una superficie total de 501577, 85 hectáreas, lo que significa que la clase bosque y la clase llanos disminuyeron sus extensiones para transformarse a clase antrópica en los últimos 30 años.

Se puede observar que la clase antrópica aumento considerablemente su extensión.

5.4. Estado de Conservación en el Municipio de San Julián

El estado de conservación en que se encuentra el Municipio de San Julián no es de los mejores y nada alentador ya que como vimos los resultados, son muy críticos, porque el uso indiscriminado de los recursos ya sea de flora, fauna, suelo, etc., que están deteriorando el paisaje de manera acelerada.

Tabla N° 6. Estado de Conservación en el Municipio de San Julián

AÑO	Pérdida de Hábitat Original	Tamaño Medio de los Fragmentos	Número de Áreas de Hábitat Original	Grado de Fragmentación	Conversión del Hábitat	Estado de Conservación Instantáneo
Antes de 1976	10339,7	183,96	3638	23031,05		Relativamente Estable
1976 - 1986	57488,4	68,08	8986	19707,04		Vulnerable
1986 - 1992	133260	26,31	18183	12742,49		En peligro
1992 - 2001	225097	10,1	25085	1728,75		En Peligro
2001 - 2004	77711,2	5,67	30951	208,47	501577,85	Crítico

La observación (tabla N° 5) más sorprendente a partir del presente análisis, esencialmente es la mayor parte de los bosques han ido siendo deteriorados, fragmentados, convertidos a pesar de ser bosques con una extensión media baja para cada uno de los años anteriores, debido a actividades como: agricultura, ganadería, pastoreo, uso forestal, construcción de caminos, construcción de zonas poblacionales, etc.

Para la primera fecha podemos observar que el estado de conservación es relativamente estable.

Para la segunda fecha desde 1976 hasta 1986, se puede observar que los bosques en el Municipio de San Julián ya se encontraban en estado Vulnerable y desde esa fecha hasta el 2001 se encontraban en estado de peligro.

Desde el año 2001 hasta nuestros días se encuentra en estado crítico; no sería nuevo que dentro de algunos años los bosques en el Municipio de San Julián entren en la última fase que es Extinto.

Alternativas para el Manejo de la Biodiversidad

El manejo de la biodiversidad es muy reciente, ésta consiste en manejar eficientemente los recursos en los ambientes fragmentados.

Una de las primeras condiciones para que se pueda manejar la biodiversidad, es saber como cambia esta a través del tiempo y el número de individuos que componen una comunidad.

Antes de dar algunas alternativas de manejo se debe recordar algunas aplicaciones de ecología del paisaje en los paisajes fragmentados.

- La descripción espacio – temporal del medio depende de los procesos estudiados.
- La escala de análisis debe ser pertinente en relación a la escala del proceso estudiado.
- La conectividad depende de la estructura espacio – temporal y las características vitales de las especies consideradas.
- Los paisajes son dinámicos y no necesariamente concordantes con la dinámica de los procesos ecológicos.
- La dinámica de los paisajes humanizados es difícilmente previsible a las escalas finas.

De esta manera se plantean algunas alternativas de manejo como ser:

1. Subsidios demográficos para el manejo “el caso de cría” que consiste en unir poblaciones pequeñas para que estas a través del tiempo puedan persistir.
2. Entendimiento de la estructura espacial de las poblaciones, que nos indica cual es la extensión que abarca uno o varios individuos sean estos de flora o fauna.
3. Subsidios genéticos para el manejo, que implica tener bancos genéticos para un futuro.
4. Translocación y reintroducción, como dice el nombre reintegrar individuos a comunidades más o menos grandes.
5. Reforestación.
6. Manejo adecuado de los suelos.
7. Dejar de lado la agricultura mecanizada.
8. Concientización, para un buen manejo de los recursos.
9. Aplicación de corredores biológicos, para circulación de individuos dispersores.

10. Manejo adecuado de las formas de los fragmentos.

5.5. Verificación de los tipos de alteración

Los tipos de alteración producidos en el Municipio de San Julián son diversos, desde naturales y antrópicos: naturales (incendios, plagas) como (hoy más frecuentemente) procesos antropogénicos, y son los que generan hábitats fragmentados. Por ejemplo, la construcción de caminos, urbanización, tala de bosques, construcción de represas, o el establecimiento de campos agrícolas que este caso serían los que más han afectado al Municipio de San Julián en los últimos 30 años. Esta situación es causada por el crecimiento de la población en San Julián que por hoy se ubica como el segundo municipio después de Santa Cruz con más población en el departamento.

5.6. Observación del estado sucesional

Durante la visita al campo, también se realizó una evaluación rápida de la sucesión que se observa en los fragmentos de alrededor de campo de cultivos, en los cuales se observó 3 tipos de fragmentos de Bosque Semideciduo Chiquitano.

El primer fragmento, se encontraba al lado de un cultivo de maíz, dicho fragmento estaba en franca sucesión, observándose un bosque con un dosel de 8 - 10 m, en el que la especie dominante es el curupau (*Anadenanthera colubrina*), además de esta especie se observó la presencia de otras especies de menor porte como ser: jichituriqui (*Aspidosperma cilindrocarpon*), palo Diablo (*Triplaris americana*), pacobillo (*Capparis* sp.), morado (*Machaerium scleroxylon*), y *Zanthoxylon fagara*.

En los márgenes se observaron especies típicas de sabanas y barbechos como ser: *Pseudobombax marginatum*, *Trichilia stellato-tomentosa*, *Maclura tinctoria*, *Prosopis chilensis*, *Celtis* sp., *Guazuma ulmifolia*, *Cecropia* spp., *Tabernaemontana* cf. *muricata*, *Acrocomia totai*, *Croton* sp., *Pterogyne nitens*, *Melicocca lepidopetala*.

Este fragmento, a pesar de presentar intervención, mantiene mayor número de especies propias del bosque chiquitano, en relación al Segundo fragmento, el cual consistía en un matorral de 4 - 5 m de altura, donde la especie dominante es *Acacia albicorticata*, la cual es propia de lugares intervenidos, bordes de camino y barbechos. Otras especies observadas fueron: *Psidium guajaba*, *Guazuma ulmifolia*, *Trichilia stellato-tomentosa*, *Prosopis chilensis*, *Casearia* sp., *Attalea phalerata*, *Samanea tubulosa*, *Celtis* sp., *Melicocca lepidopetala*.

El tercer fragmento observado, mantenía al igual que el primer fragmento especies típicas del Bosque semidecíduo chiquitano, siendo observadas las siguientes especies: *Anadenanthera colubrine*, *Ficus* sp., *Platymiscium* cf. *ulei*, *Guazuma ulmifolia*, *Cecropia* spp., *Samanea tubulosa*, *Astrocaryum* sp., *Capparis* sp., *Acacia albocorticata*, *Melicocca lepidopetala*.

Cabe mencionar que los 3 fragmentos visitados tenían suelos mal drenados y por lo tanto expuestos a inundaciones periódicas. Por otra parte, al parecer el número de especies registradas en los fragmentos varía según el grado de intervención que tenga el fragmento, siendo el Segundo fragmento el más pobre en especies, y por tanto su sucesión es de esperar que sea tardía respecto a los otros 2 fragmentos, los otros 2 fragmentos ya presentan especies típicas en bosques sucesionales con mediana intervención.

5.7. Observación y correlación de las características de los cultivos y los fragmentos

La correlación existente entre los tipos de cultivos y las características de los fragmentos (borde y forma), era muy notoria ya que en los puntos de muestreo se pudo evidenciar que los distintos tipos de cultivos obedecen a un modelo de cultivo de forma cuadrada y rectangular, lo que favorece a las características de los fragmentos, logrando de esta manera la reducción del efecto de borde ya que la forma que presentan los fragmentos son regulares.

VI

Discusión

El presente estudio en el Municipio de San Julián, nos muestra que el estado de conservación en que se encuentra el no es de los mejores y nada alentador, los resultados son muy críticos, y nos sugiere que el uso indiscriminado de los recursos ya sea de flora, fauna, suelo, etc., están deteriorando el paisaje de manera acelerada. Tal vez la observación más sorprendente a partir del presente análisis, es que la mayor parte de los bosques han ido siendo deteriorados, fragmentados, convertidos a pesar de ser bosques con una extensión media baja para cada uno de los años anteriores, debido a actividades como: agricultura, ganadería, pastoreo, uso forestal, construcción de caminos, construcción de zonas poblacionales, etc.

De acuerdo a los resultados obtenidos los tipos de alteración producidos en el Municipio de San Julián son diversos, desde naturales y antrópicos: naturales (incendios, plagas) como (hoy más frecuentemente) procesos antropogénicos, y son los que generan habitats fragmentados. Por ejemplo, la construcción de caminos, urbanización, tala de bosques, construcción de represas, o el establecimiento de campos agrícolas que este caso serían los que más han afectado al Municipio de San Julián en los últimos 30 años. Esta situación es causada por el crecimiento de la población en San Julián que por hoy se ubica como el segundo municipio después de Santa Cruz con más población en el departamento (Atlas Estadístico de Municipios 1999).

En estudios anteriores a este (ver Camacho et al. 2001, Steininger et al. 2001, Rojas et al. 2003), se pudieron evidenciar ya las grandes pérdidas que estaban sufriendo los habitats naturales, en este sentido, se puede coincidir que las principales causas de deforestación y fragmentación son: la expansión de la agricultura mecanizada y de exportación, incentivos fiscales, la eliminación de controles internos en los precios, la expansión caminera y urbana; siendo las mismas las causantes de la fragmentación en el Municipio de San Julián. A demás como lo indica Steininger et al. (2001) La deforestación en las tierras bajas de Bolivia excede los 1500 km² /año entre las

décadas de 1980 y 1990, donde las zonas con mayor incidencia se encuentran en el departamento de Santa Cruz, lo que coincide con los resultados obtenidos en el presente estudio que muestran que la deforestación en el municipio de San Julián para todos los últimos 28 años fue de 5970 km².

Además de los incentivos de las políticas económicas, las políticas de distribución de los recursos tierra y bosques han tenido gran influencia en explicar las presiones sobre los bosques. El hecho de que la mayor proporción de las tierras bajas hayan sido distribuidas a medianos y grandes explotaciones, es previsible que las políticas cambiantes de comercio y de inversión en caminos sigan impulsando la expansión de la agricultura mecanizada, por lo que se va a intensificar los desmontes destinados a estas actividades provocando una mayor deforestación y fragmentación de los bosques no solo en el Municipio de San Julián.

Por otro lado, un aspecto a tener en cuenta para realizar este tipo de análisis es la escala de trabajo, ya que a mayor escala es más complicada la identificación y el modelamiento de la fragmentación, ya que la medición de la fragmentación es muy sensitiva al tamaño del píxel (Riitters et al. 2000). En este sentido diferentes aspectos de un ecosistema puede ser más o menos sensitiva al mismo grado de fragmentación, aunque el presente estudio trabaja a una sola escala, la misma nos da una primera aproximación de los efectos de la fragmentación del hábitat.

VI

CONCLUSIONES

De acuerdo a los resultados obtenidos en este estudio:

La deforestación en el Municipio de San Julián para antes de 1976 fue de 103398 ha., para el periodo entre 1976 y 1986 fue de 57488 ha., para el tercer periodo entre (1986 y 1992) fue de 133260 ha., el cuarto periodo fue de 225097 ha., y para el último periodo comprendido entre 2001 y 2004 la deforestación fue de 77711 ha.

Los índices en el Municipio de San Julián, muestran que para el periodo Antes de 1976 la fragmentación existente era moderada con un valor de 1, 035. Para el segundo periodo de estudio (1976 – 1986), la fragmentación existente en el área de estudio ya se tornaba alarmante puesto que el índice fue de 0, 1607, que indica una fragmentación fuerte. En el tercer periodo (1986 – 1992), el índice de fragmentación fue de 0, 0286, mostrando una fragmentación aún más fuerte, produciendo a demás que la conectividad entre los parches de bosque sean cada vez más lejanos unos de otros con una distancia media de 563,50 metros. Estos índices de fragmentación siguen aumentando para las dos fechas de estudio que aún quedan, dando valores alarmantes debajo del cero, por ejemplo para el periodo (1992 – 2001), el índice era de 0, 007407 y para el último periodo de estudio correspondiente a el periodo entre 2001 – 2004 el índice de fragmentación dio un valor de 0, 003314 lo que corresponde a una fragmentación muy fuerte en los paisajes del Municipio de San Julián.

Para el caso de uso de suelo se pudo demostrar que el cambio que se dio en los últimos 30 años es muy alarmante, pues así lo demuestran los resultados.

La matriz obtenida muestra valores alarmantes sobre el cambio de uso de suelo ya que desde el primer periodo de estudio, antes de 1976 hasta el año 2004, el uso de suelo ha cambiado drásticamente, éstos valores lo podemos observar a continuación:

El cambio ocurrido de bosque en favor de área antrópica fue de 495632 hectáreas en los últimos 30 años; para el caso de llanos estos cambiaron en un total de 5945,85 hectáreas en favor de área antrópica.

El estado de conservación no es de los mejores ya que de acuerdo a los resultados obtenidos actualmente los bosques del Municipio de San Julián es Crítico.

En la fase de campo el número de especies registradas en los fragmentos varía según el grado de intervención que tenga el fragmento, siendo el Segundo fragmento el más pobre en especies, y por tanto su sucesión es de esperar que sea tardía respecto a los otros 2 fragmentos, puesto que aun se encuentra en fase de matorral, en cambio los otros 2 fragmentos ya mantienen especies típicas en bosques sucesionales con mediana intervención.

VII

RECOMENDACIONES

En los últimos años la demanda de productos comestibles y/o maderables, como también el ganado en todos sus niveles esta causando un deterioro en los paisajes de manera acelerada, puesto que no existe un control eficiente sobre el manejo y cuidado de los ambientes.

Debido al aumento de la población se ha tornado necesario hacer un mayor uso de los recursos, actualmente se debería realizar un uso adecuado y sostenible de los recursos sin sobrepasar el soporte que tienen los ambientes para mantenerse estables.

Para conocer mejor el estado de conservación, se recomienda realizar diferentes estudios; tales como relevamientos de flora, fauna ya que actualmente no cuenta con registros totales y estudios de costo beneficio, que ayudará a la implementación de nuevos planes de manejo.

Se debería concentrar esfuerzos de investigación en cuanto a ecología de especies, tasas de crecimiento, para definir las intensidades de aprovechamiento de las mismas.

Para estudios posteriores se recomienda trabajar junto a las concesionarias forestales, comunidades, ganaderos, agricultores y empresarios agrícolas, para que estos le puedan facilitar información relevante. Se recomienda intensificar el control de las autorizaciones de aprovechamiento forestal sea bajo plan de manejo o desmontes, tanto durante la otorgación del derecho como en el post-aprovechamiento, para evitar el desmonte ilegal y en riberas del río, pues la circulación de madera pirata es perjudicial para la actividad forestal formal al crear una competencia desleal en los precios.

VIII

BIBLIOGRAFÍA

- Aizen, M. A. 1999. The impact of habitat fragmentation on pollinator faunas and plant pollination. Abstract Number: 14. En actas N° XVI del International Botanical Congress.
- Alberti, M. F. y Gibbs J. P. 2003. Fragmentación y Pérdida de Ecosistemas
- Armenteras, D. 2000. Indicadores de distribución, protección y fragmentación de ecosistemas. Instituto A. Von Humboldt.
- Armesto, J., et al. 1998. Conservation targets in South American temperate forests. Science Benitez.
- Atlas estadístico de Municipios 1999. Bolivia un mundo de potencialidades. ED. INE. MDSP. CSUDE. La Paz-Bolivia.
- Bolger, D. T., T. A. Scott y J. T. Rotenberry. 2001. Use of corridor-like landscape structures by bird and small mammal species. *Biological Conservation*, Vol. 102 (2) 213-224.
- Bustamante, R. y A. Grez. 1995. Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. *Ciencia y ambiente*, 11(2): 58-63.
- Burel, F. y J. Baudry. 2002. *Ecología del Paisaje*, Ediciones Mundi Prensa Barcelona España.
- Chuvieco, E. 2002. *Teledetección Ambiental. La observación de la tierra desde el espacio*. 1ª Edición –Mayo. Editorial Ariel S.A.-España.
- Camacho, O. et al. 2001. Tasa de Deforestación del Departamento de Santa Cruz 1993 – 2000. Superintendencia Forestal, BOLFOR. Santa Cruz – Bolivia.
- Collar, N.; L. Gonzaga; N. Krabbe, et al, 1992. Threatened birds of the Americas: The ICPB/IUCN Red Data Book. Third Edition. International Council for Bird Preservation, Cambridge, R.U.

- Collinge, 1996. La fragmentación del paisaje como principal amenaza a la integridad del funcionamiento del territorio. Junta de Andalucía.
- Dinerstein, E. et al. 1995. Una Evaluación del Estado de Conservación de las Ecoregiones Terrestres De América Latina y el Caribe. WWF, Washington, D.C. Estados Unidos.
- Erdas Imagine, Analyst of imagine be Leica Geosystems Gis and Mapping.
- Hunter, M. 1996. Fundamentals of Conservation Biology. Blackwell Science, Inc. USA.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) 2000. Land cover classification system :Classification concepts and user manual. Rome.
- Forman, R.T.T. & Godron, M. 1986. Landscape Ecology. Jhon Wiley and Sons, Inc.
- Forman, T.R.1995. Land mosaics. The Ecology of Landscapes and Regions. Cambridge University Press. UK.
- Frohn, H. 1997. Environmental Systems Research Institute (ESRI). 2000. ArcView GIS. Environmental Systems Research Institute, Redlands C.A.
- Gascon, C., TE. Lovejoy & J.R. Malcom. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. Biological Conservation 91: 223-229
- Gurrutxaga, M. 2003 (on):<http://euskadi.net/medioambiente>.
- Ibisch, P. 2003. Biodiversidad la riqueza de Bolivia, Editorial FAN Santa Cruz de la Sierra Bolivia.

- Jenkins, M.A. y G.R. Parker. 2000. Changes in the Forest Landscape of the Charles C. Deam Wilderness, Southern Indiana, 1939-1990. *Natural Areas Journal* 20: 46-55
- Kapos, V. & S.F. Irionger. 1998. Achieving Global and Regional Perspectives on Forest Biodiversity and Conservation. En: Bachman, P., M. Kohl & R. Paivinen (eds.). *Assessment of Biodiversity for Improved Forest Planning. Proceedings*, 3-13. European Forest Institute Proceedings number 18. Kluwer Academic Publishers. Netherlands.
- Killeen, T. J. et al., 1990. La ecología paisajística de la región de Concepción y Lomerío en la provincia Ñuflo de Chávez, Santa Cruz, Bolivia. *Revista Ecología en Bolivia*. Numero 16. La Paz, Agosto de 1990.
- Killeen, T.J. y M. Nee. 1991. Un catálogo de las plantas sabaneras de Concepción, Santa Cruz, Bolivia. *Ecología en Bolivia*.
- Killeen, T.J. et al. 2005. Estratificación de vegetación y cambio de uso de suelo en los Yungas y Alto Beni de La Paz. *Ecología en Bolivia* 40(3): 32-69.
- Laurance, W.F. & R.O. Bierregaard Jr, (eds.). 1997. *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*, The University of Chicago Press.
- Levin, S. A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 73:1943-1967.
- Levins, R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America* 15: 237-240.
- Lillesand, M., T. Kiefer y W.Ralph.1994. *Remote Sensing and Image Interpretation*. Tirad Ed. John Willey and Sons. New York 750p.
- MacGarigal, K. & B. J. Marks. 1994. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Report PNW-GTR-351,

USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR.
USA.

Matteucci, S. D. 1998: “La cuantificación de la estructura del paisaje”, en Matteucci S. D. y Buzai G. D. (Eds.): *Sistemas ambientales complejos: Herramientas de análisis espacial*. Universidad de Buenos Aires, Eudeba, pp.271-291.

Ministerio do Meio Ambiente. 2003. Fragmentação de Ecosystemas, Brasília-Brasil.

Morello, J. 1983. El Gran Chaco: el proceso de expansión de la frontera agrícola desde el punto de vista ecológico ambiental. En: *Expansión de la frontera agropecuaria y medio ambiente en América Latina*, CEPAL, Santiago de Chile.

Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: Implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10 (2): 58-62.

Navarro, G. 2004. *Geografía Ecológica de Bolivia*, Editorial Centro de Ecología Simón I. Patiño, Santa Cruz – Bolivia.

Patch Analyst 3.1. Landscape Ecology Program on: <http://flash.lakeheadu.ca>.

Pickett, S. y M. Cadenasso, 1995. Landscape ecology: spatial heterogeneity in ecological systems, *Science*, 269:331-334.

Pickett, S., y N. Thompson. 1978. Patch dynamics and the size of nature reserves. *Biological Conservation*, 13: 27-37.

Puric-Mladenovic D., W.A. Kenney y F. Csillag. 2000. Land Development Pressure on peri-urban forests: A Case Study in the Regional Municipality of York. *The Forestry Chronicle* 76: 247-250.

Reed, R.A., J. Johnson-Barnard y W. A. Baker. 1996. Contribution of Roads to Forest Fragmentation. *Conservation Biology* 10: 1098-1106.

Ripple W. J., K. T. Hershey y R. G. Anthony. 2000. Historical forest patterns of Oregon's central Coast Range. *Biological Conservation* 93:127-133.

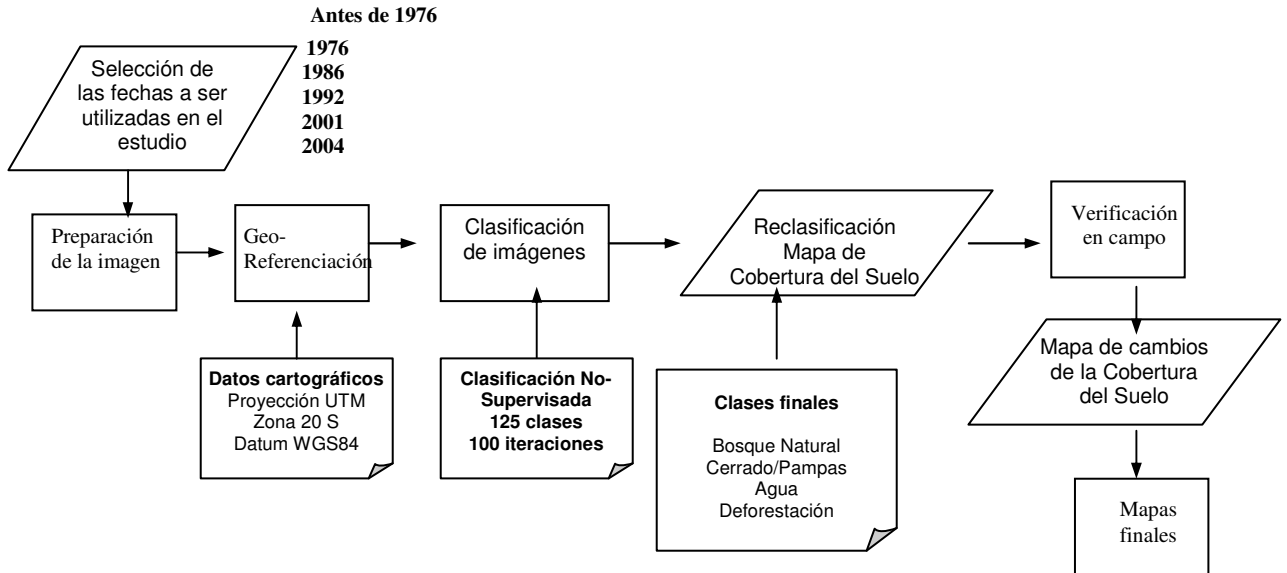
- Riitters, K. et al. 2000. Global-scale patterns of forest fragmentation. *Conservation Ecology* 4(2): 3
- Riitters, K.; J. Wickham, R. O'Neill, B. Jones y E. Smith. 2000. Global-scale patterns of forest fragmentation. *Conservation Ecology* 4(2): 3. [online]: [http://www.consecol.org/vol4/iss2/art3.\(6/01/2005\)](http://www.consecol.org/vol4/iss2/art3.(6/01/2005))
- Rojas, D. et al. 2003. Tasa de Deforestación de Bolivia. 1993-2000. BOLFOR-Superintendencia Forestal, Santa Cruz Bolivia.
- Rudas, G.; D. Armenteras; S.M. Sua y N. Rodríguez. “Indicadores de Seguimiento de la Política de Biodiversidad en la Amazonia Colombiana –2002”. Informe Final de Resultados. Proyecto Diseño e Implementación del Sistema de Indicadores de Seguimiento de la Política de Biodiversidad en la Amazonia Colombiana. Instituto Humboldt, CDA, Corpoamazonia, Cormacarena, Instituto Sinchi, Unidad de Parques, Ministerio del Medio Ambiente (Crédito BID 774 OC/CO), Bogotá. (114 páginas + 6 documentos anexos)
- Saunders, D.A., R.J. Hoobs & C.R. Skole. 1991. Biological Consequences of ecosystems fragmentation: A review. *Conservation Biology* 5: 18-32.
- Steenmans C. y U. Pinborg. En:<http://europa.eu.int/comm/agriculture>
- Siles, T. M. 2001. Análisis de la deforestación mediante imágenes satelitales de la Chiquitania Central. Tesis de grado UAGRM – Santa Cruz, Bolivia.
- Spies, T.A., W.J. Ripple & G.A. Bradshaw. 1994. Dynamics and pattern in management coniferous forest landscape in Oregon. *Ecological Applications* 4: 555-568.
- Steininger M.K. et al. 2001. Clearance and fragmentation of tropical deciduous forest in the Tierras Bajas, Santa Cruz, Bolivia. *Conservation Biology* 15:856-866.
- Troll, Carl 1942. Büssers-chnee in den Hochgebirgen der Erde. [Nieves penitentes en las altas montañas de la Tierra]. Petermanns Geographische Mitteilungen, Ergänzungshefte [Supplement] no. 240.

- Turner, M. G. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20:171-197.
- Whitmore, T. C. 1997. Tropical Forest Disturbance, Disappearance and Species Loss. Chapter 1. En: Laurance R. W. y R. O. Bierregaard (Ed.). *Tropical Forests Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities*. The University of Chicago Press. 616 pp.
- WWF and IUCN. 1994. Centers of plant diversity: A guide and strategy for their conservation. IUCN Publications Unit, Cambridge, R.U.
- Zerda R. 2001. Detección de Cambios en el Chaco. Buenos Aires – Argentina. <http://www.geocities.com/CapeCanaveral/Campus/1749/cambios/cambios.html>.

Anexos

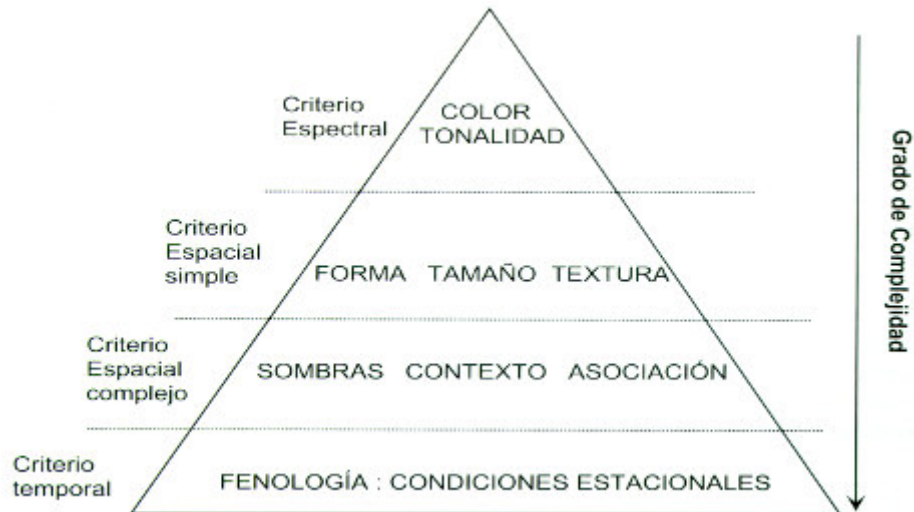
Anexo 1.

Metodología para el análisis y procesamiento de las imágenes satelitales.



Anexo 2.

Criterios de interpretación visual.



Fuente: Chuvieco, 2002.

Anexo 3.

Características espectrales y aplicación potencial.

Banda Espectral	Longitud de Onda	Descripción de las Bandas en el sensor LANDSAT TM
1	0.45 – 0.52 (Azul)	Máxima penetración en el agua, útil en la elaboración de mapas de batimetría, para distinguir suelos de vegetación y vegetación decidua de coníferas. No recomendable su uso aislado debido a su bajo contraste y a la sensibilidad a la nubosidad.
2	0.52 – 0.60 (Verde)	Máxima reflectancia del verde en la vegetación, el cual sirve para evaluar el vigor de la vegetación. No recomendable su uso aislado debido a su bajo contraste y a la sensibilidad a las nubes.
3	0.63 – 0.69 (Rojo)	Banda que absorbe la clorofila la cual es importante para diferenciar los tipos de vegetación. Mejor forma de mostrar vegetación no arbórea en el bosque. Menos efectiva para mostrar áreas quemadas, contrastes entre agua y vegetación decidua de coníferas.
4	0.76 – 0.90 (Infrarojo Cercano)	Usado para determinar el contenido de biomasa y para el mapeo de líneas costeras. Mejor forma para el contraste de vegetación decidua de coníferas, cuerpos de agua, áreas quemadas. Menos efectivas que la banda TM3 para caminos, o tres tipos de vegetación no arbórea.
5	1.55 – 1.75 (Infrarojo Medio)	Indica el contenido de humedad del suelo y la vegetación. Esta banda muestra sobretodo caminos, claros, áreas quemadas, agua y presenta un buen contraste en la vegetación decidua de coníferas. Excelente penetración de la nubosidad. Sin embargo, es menos efectiva que la banda 3 para caminos y claros.
6	10.4 – 12.5 (Termal)	Resolución : 120 m Esta región espectral responde a la radiación termal (calor) emitida por el terreno. Las imágenes nocturnas son prácticas para mapeos térmicos y para estimaciones de la humedad del suelo.
7	2.08 – 2.35 (Infrarojo Lejano)	Útil para discriminar los minerales, los tipos de roca y el contenido de humedad de la vegetación. Esta banda esta presente en la parte visible del espectro electromagnético pero tiene una mayor habilidad para la penetración de la nubosidad que la banda 5. Es útil en combinación con la banda 4 para resaltar áreas quemadas.

Fuente: Lillesand y Kiefer, 1994.

Anexo 4.

Índices de Fragmentación.

PERIODO	INDICES DE FRAGMNETACIÓN	TIPOS DE FRAGMENTACIÓN
Antes 1976	1,035	Moderada
1976 - 1986	0,1607	Fuerte
1986 - 1992	0,0286	Fuerte
1992 - 2001	0,007407	Fuerte
2001 - 2004	0,003314	Fuerte

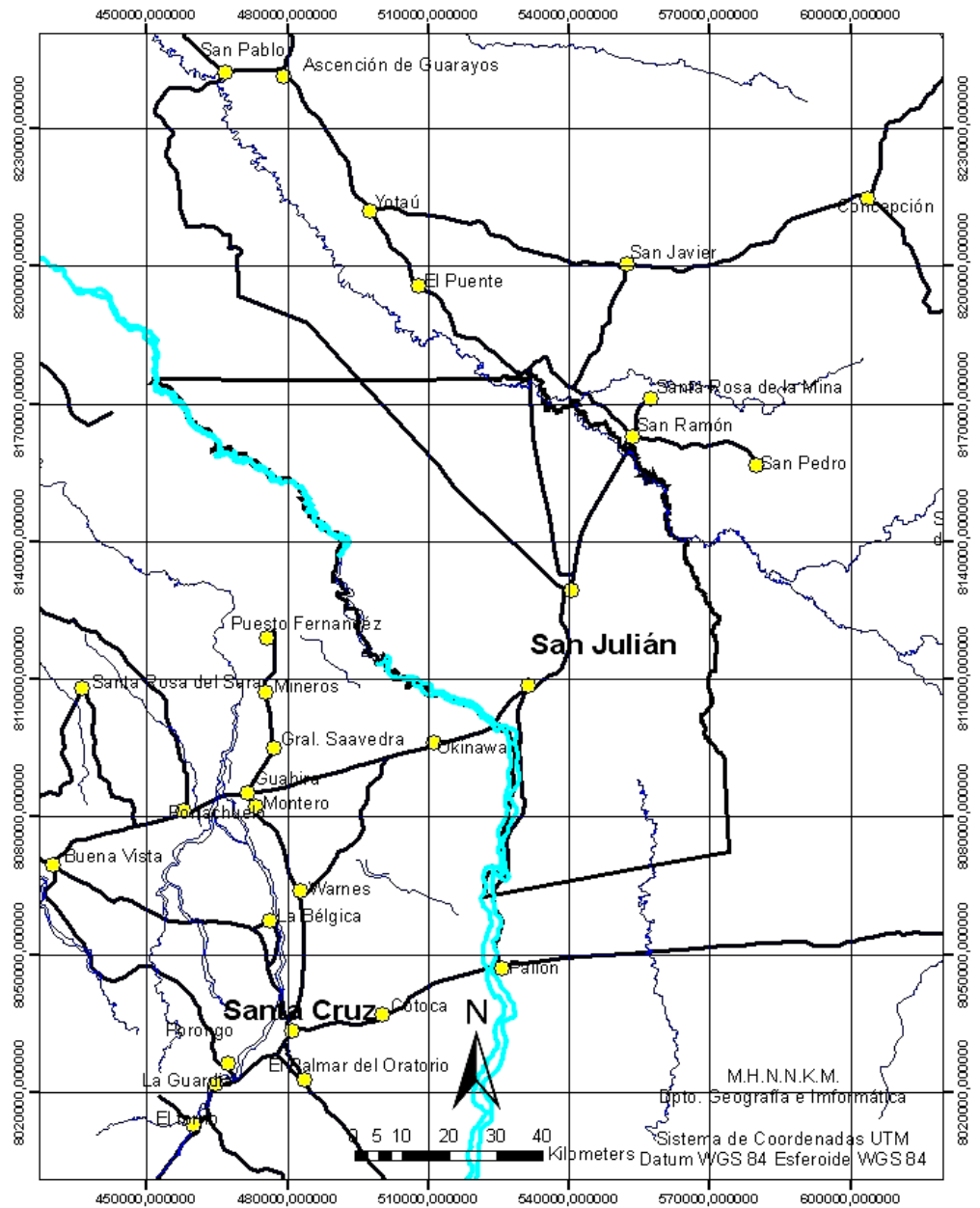
Anexo 5.

Flora encontrada en la zona central del Municipio de San Julián.

Nº	NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE COMÚN
1	<i>Anadenanthera colubrina</i>	Curupaú
2	<i>Aspidosperma cilindrocarpon</i>	Jichituriqui
3	<i>Triplaris americana</i>	Palo de diablo
4	<i>Capparis spp.</i>	Pacobillo
5	<i>Machaerium scleroxylon</i>	Morado
6	<i>Zanthoxylon fagara</i>	
7	<i>Pseudobombax marginatum</i>	
8	<i>Trichilia stellato-tomentosa</i>	
9	<i>Maclura tinctoria</i>	Mora
10	<i>Prosopis chilensis</i>	Cupesí
11	<i>Celtis sp.</i>	
12	<i>Guazuma ulmifolia</i>	
13	<i>Cecropia spp.</i>	Ambaibo
14	<i>Tabaernomontana cf. muricata</i>	
15	<i>Acrocomia aculeata</i>	Totaí
16	<i>Croton sp.</i>	
17	<i>Ptegyne nitens</i>	
18	<i>Melicocca lepidopetala</i>	
19	<i>Acasia albicorticata</i>	
20	<i>Psidium guajaba</i>	Guayaba
21	<i>Casearia sp.</i>	
22	<i>Attalea phalerata</i>	Motacú
23	<i>Samanea tubulosa</i>	
24	<i>Ficus sp.</i>	Gomero
25	<i>Platymisciom cf. Ulei</i>	
26	<i>Astrocaryum sp.</i>	

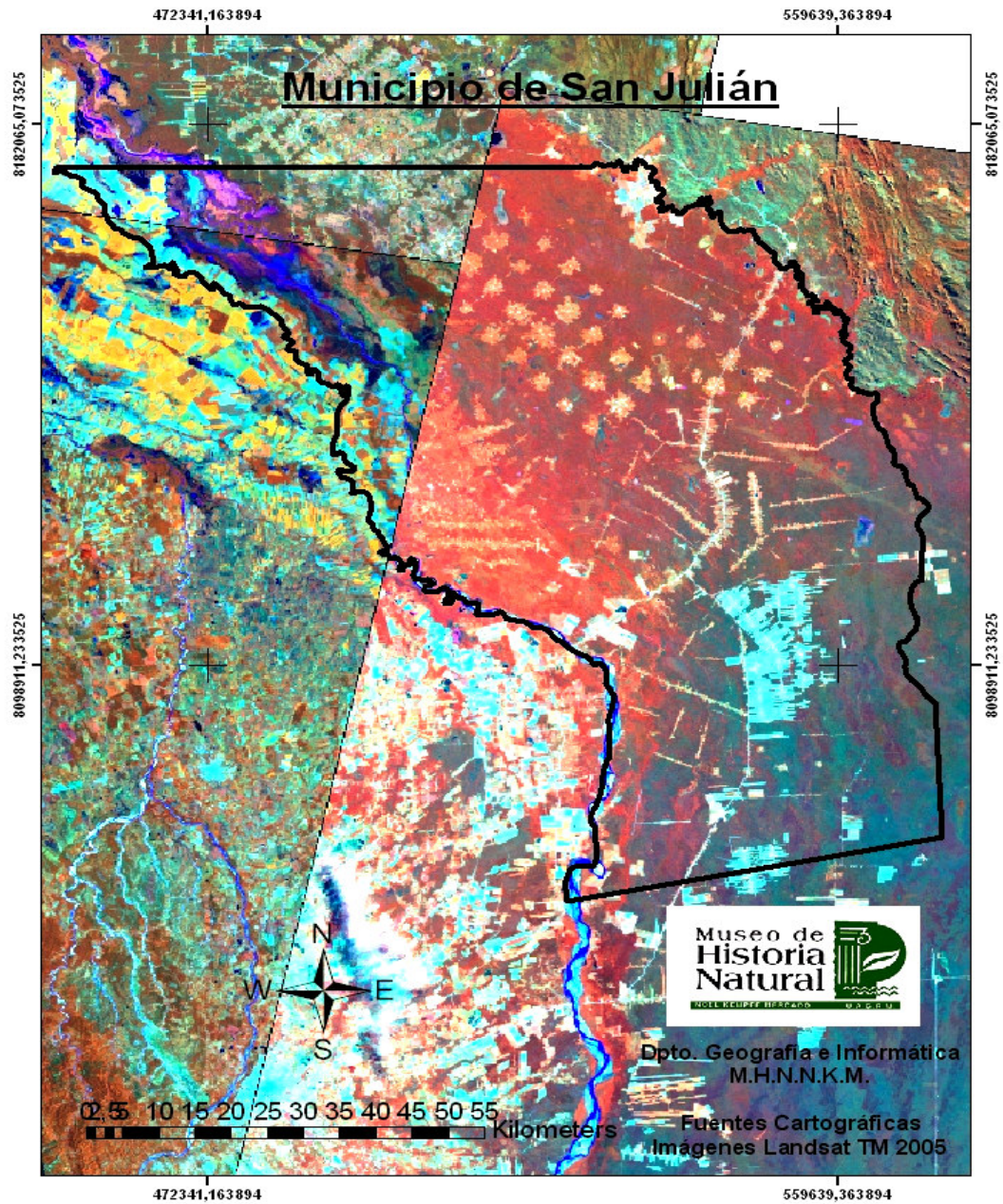
Anexo 6.

Área de estudio, Municipio y Caminos.



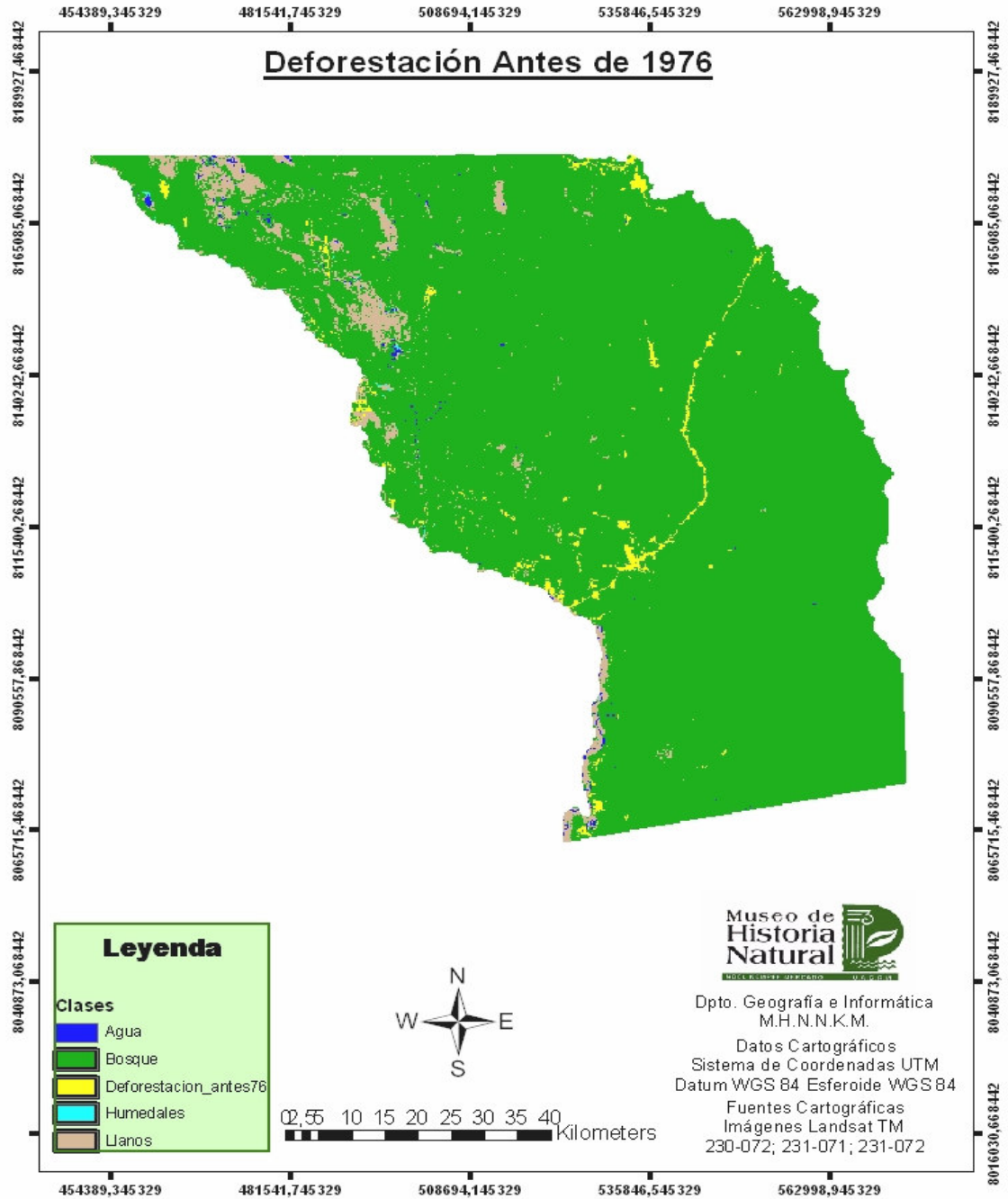
Anexo 7.

Imágenes 2005 del Área de estudio.



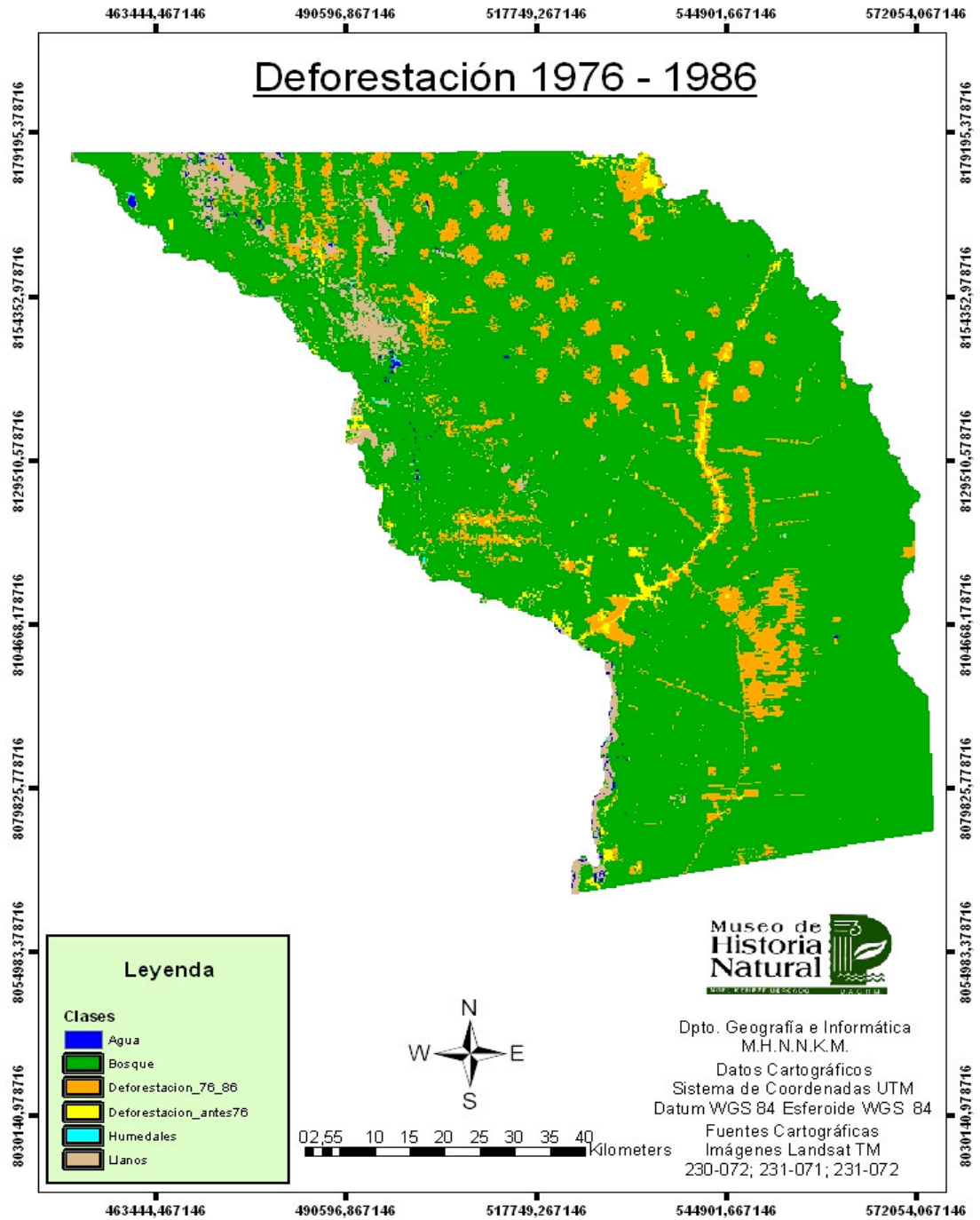
Anexo 8.

Mapa de deforestación del Municipio de San Julián periodo Antes de 1976.



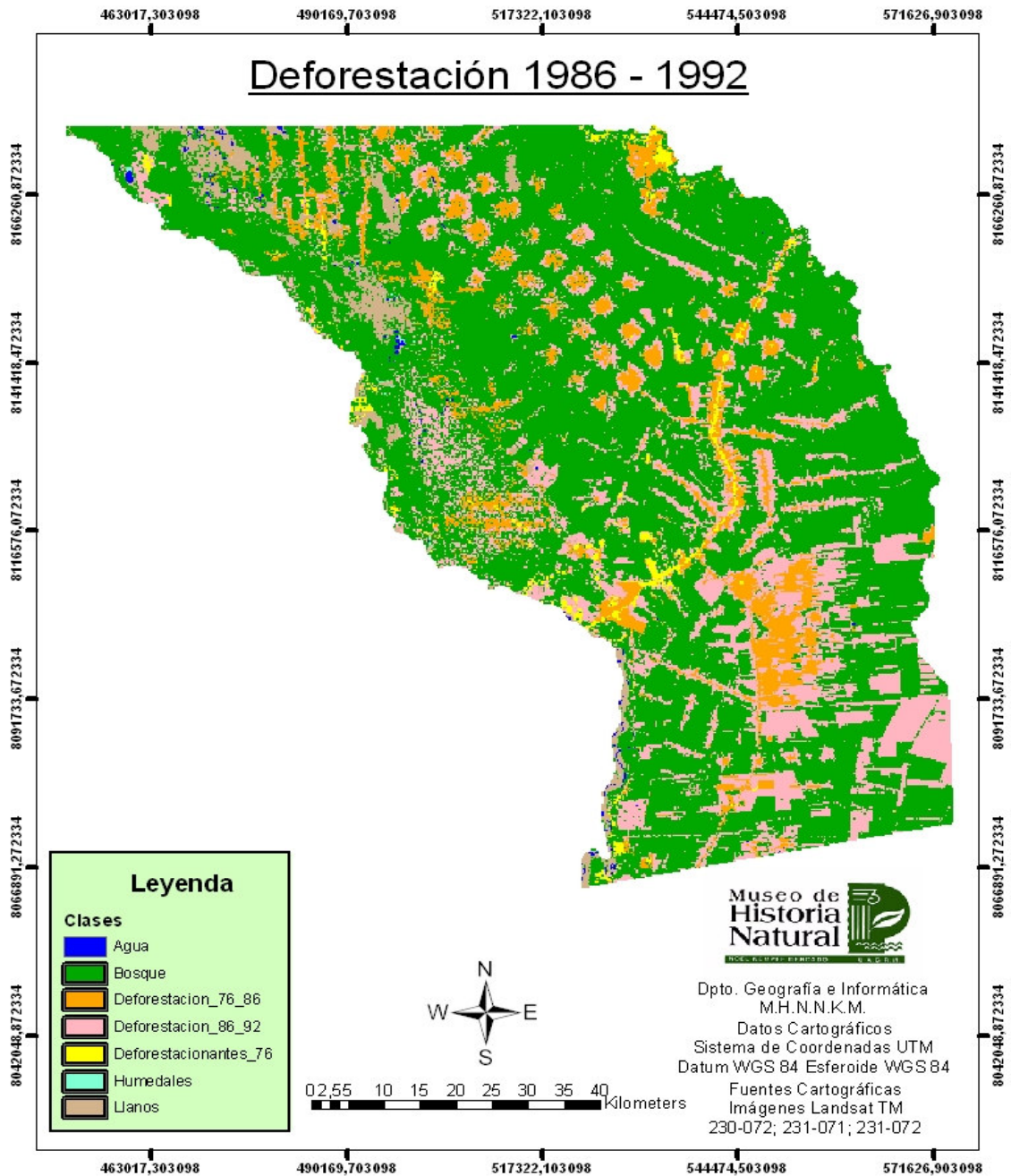
Anexo 9.

Mapa de deforestación del Municipio de San Julián periodo 1976 - 1986.



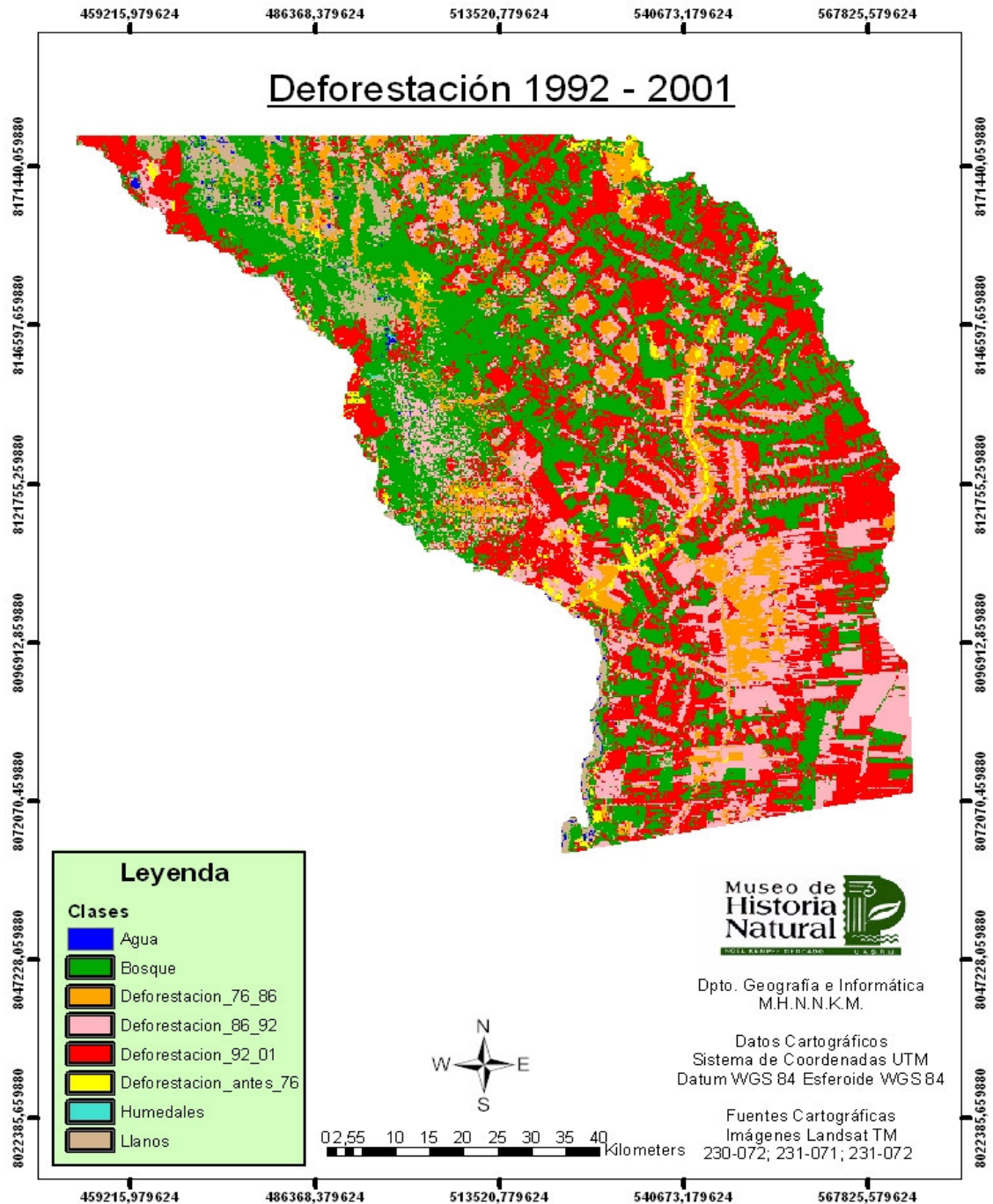
Anexo 10.

Mapa de deforestación del Municipio de San Julián periodo 1986 - 1992.



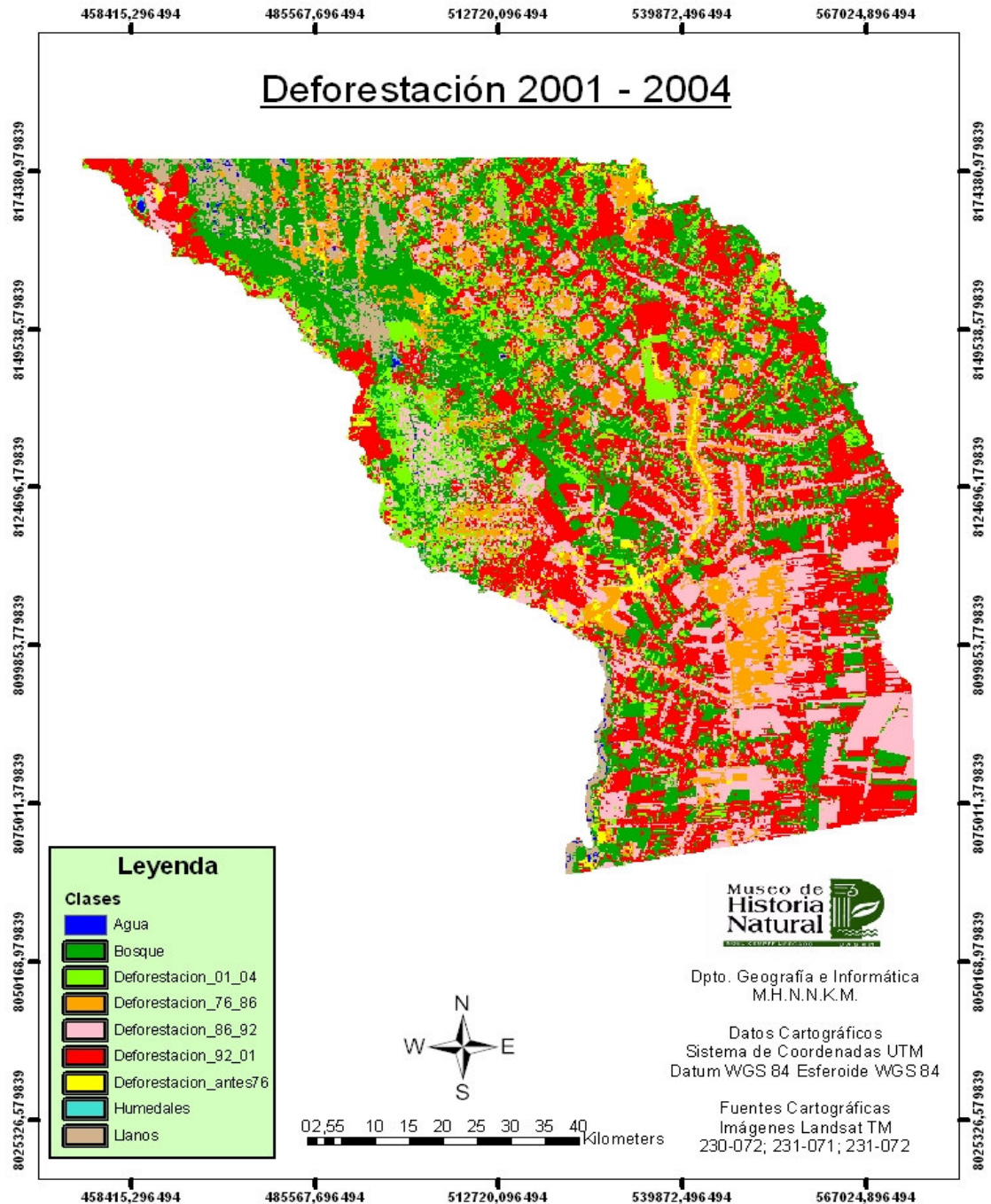
Anexo 11.

Mapa de deforestación del Municipio de San Julián periodo 1992 - 2001.



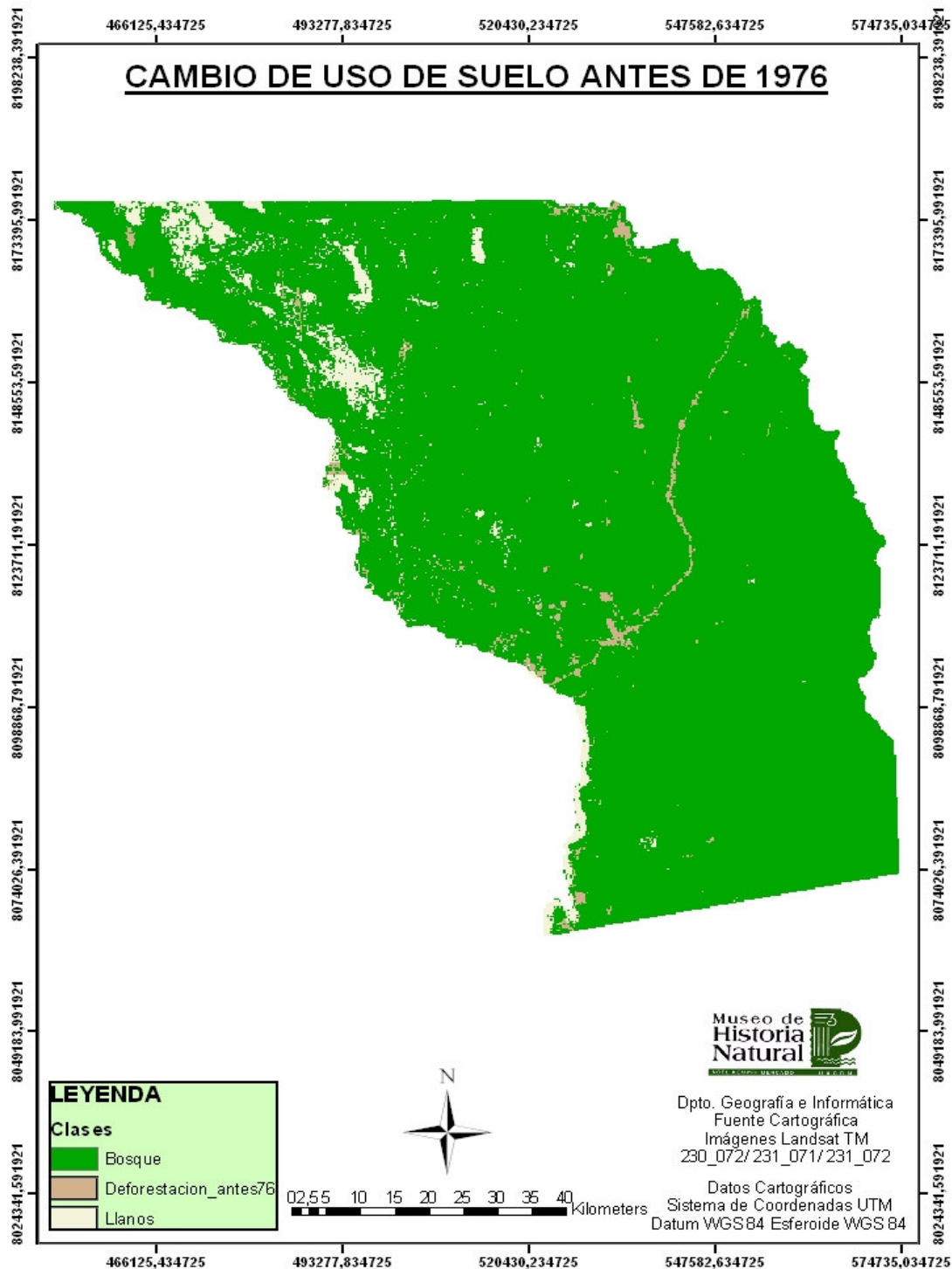
Anexo 12.

Mapa de deforestación del Municipio de San Julián periodo 2001 - 2004.



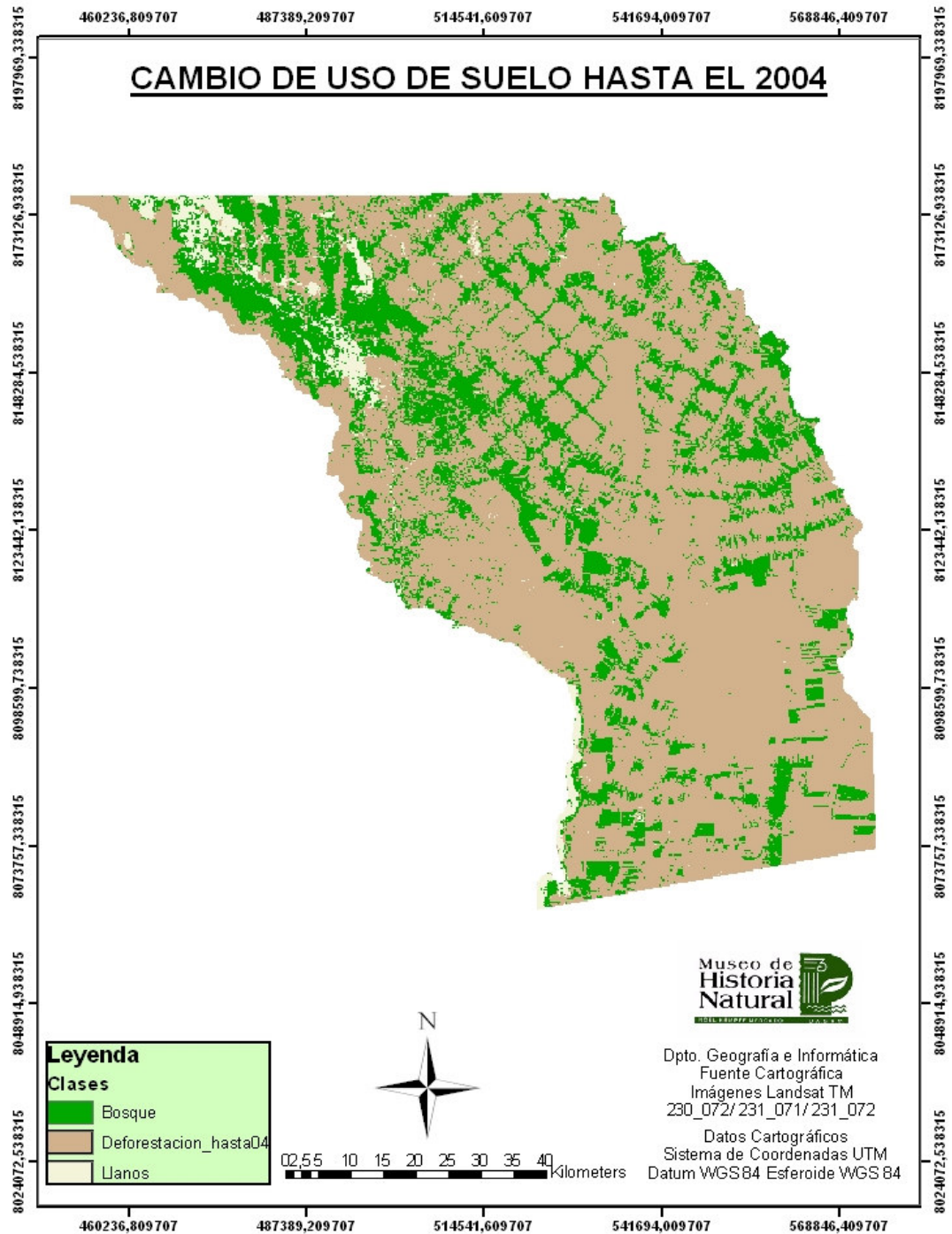
Anexo 13.

Mapa de Cambio de Uso de Suelo para el periodo Antes de 1976.



Anexo 14.

Mapa de Cambio de Uso de Suelo para el periodo Hasta el 2004.



Anexo 15.

Fotografías aéreas del Municipio de San Julián.





Cultivos de maíz en la zona central del Municipio



Cultivos de soya carretera a Pailón



Bosque secundario al lado de un cultivo de maíz.

ANEXO 16.

Estado de los bosques y llanos en el Municipio de San Julián para todos los periodos de estudio.

CLASES	Antes de 1976	1976 - 1986	1986 - 1992	1992 - 2001	2001 - 2004
Bosque	611782.38	614571.66	481106.97	255298.77	176431.14
Llanos	20721.69	26667.54	26591.67	25203.06	20721.69