

ANÁLISIS DE LA DEFORESTACIÓN Y FRAGMENTACIÓN DE LA COBERTURA BOScosa EN LA CUENCA DEL RÍO GARRAPATAS – ANDES COLOMBIANOS

ANALYSIS OF THE GARRAPATAS RIVER BASIN FOREST COVER DEFORESTATION AND FRAGMENTATION – COLOMBIAN ANDES

Cesar Edwin García¹, Maria Silvia Pardi Lacruz², João Roberto dos Santos³

¹ Red Colombiana de Reservas Naturales de la Sociedad Civil – RESNATUR; Calle 21 Norte # 8N-18 Santa Mónica, Cali, Colombia ; ² Centro Regional Sul do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – CRS INPE, Av. Roraima 1000, Santa Maria, RS, Brasil; ³ Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, Av. dos Astronautas, 1758, 12.220 – 010 – São José dos Campos, SP, Brasil. e-mail: ¹ cesaredwin@gmail.com; ² silvia.pardi.lacruz@crs.inpe.br; ³ jroberto@dsr.inpe.br

RESUMEN

La cuenca del río Garrapatas (Valle del Cauca, Colombia) es una importante fuente de recursos naturales. En esta región, la deforestación y la fragmentación de la vegetación natural son fenómenos de deterioro ambiental que en la actualidad están superando los límites de recuperación natural de los ecosistemas en la cuenca. Este trabajo tuvo como objetivo principal el diagnóstico de la evolución espacial de esos dos fenómenos en el periodo comprendido entre los años de 1989 a 2002. Para ello fueron aplicadas técnicas de percepción remota tales como: el modelo lineal de mezcla espectral, la segmentación y clasificación por regiones además fueron calculadas diferentes métricas del paisaje. Con estas técnicas se obtuvo el estado de conservación de la cuenca en términos de área de bosque inalterado, área de deforestación, área de regeneración y la dinámica del paisaje mediante los índices de fragmentación.

Palabras-clave: Clasificación digital; fragmentación del paisaje; modelo lineal de mezcla espectral; río Garrapatas; Andes colombiano.

ABSTRACT

The present research is related to the problem of deforestation and fragmentation of the landscape in the Garrapatas River Basin, from 1989 to 2002 using Landsat TM/ETM images. The remote sensing techniques proposed for the images geoprocessing were the linear spectral mixture analysis, segmentation, classification by regions and, at last, different landscape metrics were calculated. As results, the following areas were obtained through the analyzed periods: preserved forest, deforested areas and forest regeneration, as well as the indexes of fragmentation of the landscape.

Keywords: Digital classification; fragmentation of the landscape; linear spectral mixture model; Garrapatas River.

INTRODUCCIÓN

La interpretación de imágenes de satélite en conjunto con sistemas de información geográfica (SIG) usados para discriminar cambios en la cobertura vegetal, debidos a factores naturales cuanto antrópicos, y para el análisis del paisaje de una determinada zona, constituye hoy en día, un importante instrumento al servicio del medio ambiente (MATSON y USTIN 1991; CHAPIN *et al.*, 2000, FOODY y CUTLER 2002). Estos instrumentos son adecuados para realizar análisis de patrones espaciales y temporales de la deforestación y fragmentación del paisaje (CHUVIECO, 2002). La información derivada de las imágenes de satélite y los SIG, sirve para evaluar el impacto de la deforestación y la fragmentación en diversos procesos ecológicos; estudiar y relacionar patrones y generar modelos que permitan extrapolar la información obtenida en

diferentes escalas. Entiéndase como deforestación a la pérdida de la cobertura forestal a otros usos de la tierra tales como agricultura, pastizales, nuevos asentamientos humanos, infraestructura. Desde hace algunos años se reconoce el papel de la fragmentación como uno de los responsables del deterioro ecológico de diversos ecosistemas (SAUNDERS *et al.*, 1991; RIITERS *et al.*, 2000).

Estudios realizados por el Instituto Vallecaucano de Investigaciones Científicas (INCIVA) en el 2001, concluyeron que la biodiversidad en la cuenca hidrográfica del río Garrapatas está siendo amenazada por procesos de deforestación y fragmentación debido a la ampliación de la frontera agrícola y pecuaria, así como la disminución de alternativas para el desarrollo de ciertas actividades productivas. Según INCIVA (2001), la existencia en buen estado de conservación de la cuenca es de vital importancia, no sólo por su extraordinaria riqueza en biodiversidad de fauna y flora, sino por ser una gran fuente hídrica con aguas de singular calidad. Este estudio plantea la hipótesis que la cobertura de bosques existentes en la cuenca hidrográfica del río Garrapatas está siendo deforestada y fragmentada en los últimos años. A fin de confirmar la hipótesis, se tiene como objetivo general de este trabajo, determinar el cambio de cobertura boscosa y la fragmentación del paisaje en la cuenca del río Garrapatas en el período 1989 a 2002, a partir de técnicas de percepción remota como el modelo lineal de mezcla espectral (MLME) la segmentación y clasificación por regiones de imágenes *Landsat TM* y *ETM+*. Igualmente en este trabajo, se empleo métricas del paisaje para el estudio de la fragmentación.

Fundamentação teórica

Modelo Lineal de Mezcla Espectral

Problemas de mezcla ocurren en imágenes de satélite debido a la resolución espacial de los sensores que, en general, permiten que un elemento de la escena (correspondiente a un píxel de la imagen) incluya más de un tipo de cobertura del terreno. Cuando un sensor observa la escena, la radiancia detectada corresponde a la integración, denominada mezcla, de todos los objetos, denominados componentes de la mezcla, contenidos en el elemento de la escena. Para tratar de solucionar este problema de mezcla, existen líneas de trabajos relacionadas a la generación de imágenes sintéticas, que representen las proporciones de cada componente de la mezcla dentro de los píxeles, es decir, el número de bandas originales es reducido para el número de componentes del modelo de mezcla. (SHIMABUKURO y SMITH, 1991; MAAS, 2000; SMALL, 2004).

Entre los modelos de mezcla propuestos para estimar las proporciones de las clases de un píxel a través de la respuesta multiespectral captada por un sensor, está el modelo lineal de mezcla espectral (MLME) para un mejor entendimiento sobre el MLME se recomienda la lectura de SHIMABUKURO y SMITH (1991). Para la aplicación del MLME es necesario obtener las asignaturas espectrales de los componentes de la mezcla, en este trabajo las componentes de mezcla seleccionadas fueron: vegetación, suelo y sombra. Una vez obtenido la asignatura espectral de las tres componentes, se procede a ajustar el modelo lineal por el método matemático de los mínimos cuadrados que minimiza la suma cuadrada de los desvíos padrones. Este método de cálculo busca seleccionar las proporciones de modo que la combinación de las asignaturas de las componentes sea la mejor aproximación del valor del píxel observado, así después de estos cálculos las componentes o fracciones de la vegetación, suelo y sombra son generadas.

Fragmentación del Hábitat

Del proceso de deforestación se derivada otra problemática la fragmentación. Entiéndase como fragmentación del hábitat al proceso por el cual una superficie grande y continua de hábitat queda reducida en área y dividida en dos o más fragmentos. (FORMAN y GODRON, 1986).

La deforestación de un hábitat puede dejar tras si un mosaico de fragmentos de hábitat separados por una matriz del paisaje altamente modificado o degradado (MCGARIGAL y MARKS, 1994). Esta situación puede describirse mediante el modelo de biogeografía insular: los fragmentos funcionan como islas de hábitat en un mar de inhóspito paisaje antropogénico. Casi todas las reducciones de la superficie de un hábitat van acompañadas de fragmentación, pero un hábitat puede fragmentarse sin que haya una reducción significativa de su área (FORMAN y GODRON, 1986).

Si se produce una fragmentación adicional también se disminuye el tamaño medio de los parches del hábitat y los aísla, así 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. (NILSSON y GRELSSON, 1995).

MATERIAL E MÉTODOS

El área de estudio es la cuenca hidrográfica del río Garrapatas que se encuentra al norte del Departamento del Valle del Cauca en Colombia, con una área aproximada de 155.800 (ha), ella hace parte de la cordillera occidental Andina Colombiana, entre las coordenadas geográficas $4^{\circ} 17'$ a $5^{\circ} 8'$ latitud Norte y $76^{\circ} 43'$ a $75^{\circ} 57'$ longitud oeste (Figura 1). La topografía de la cuenca es montañosa presentando pendientes mayores al 25% y la altitud está aproximadamente entre los 400 y 3550 m.s.n.m. El uso de suelo predominante en la cuenca está orientada a la ganadería extensiva, cultivos como: café, caña de azúcar, cacao entre otros, se encuentra en la cuenca pero en menor escala.

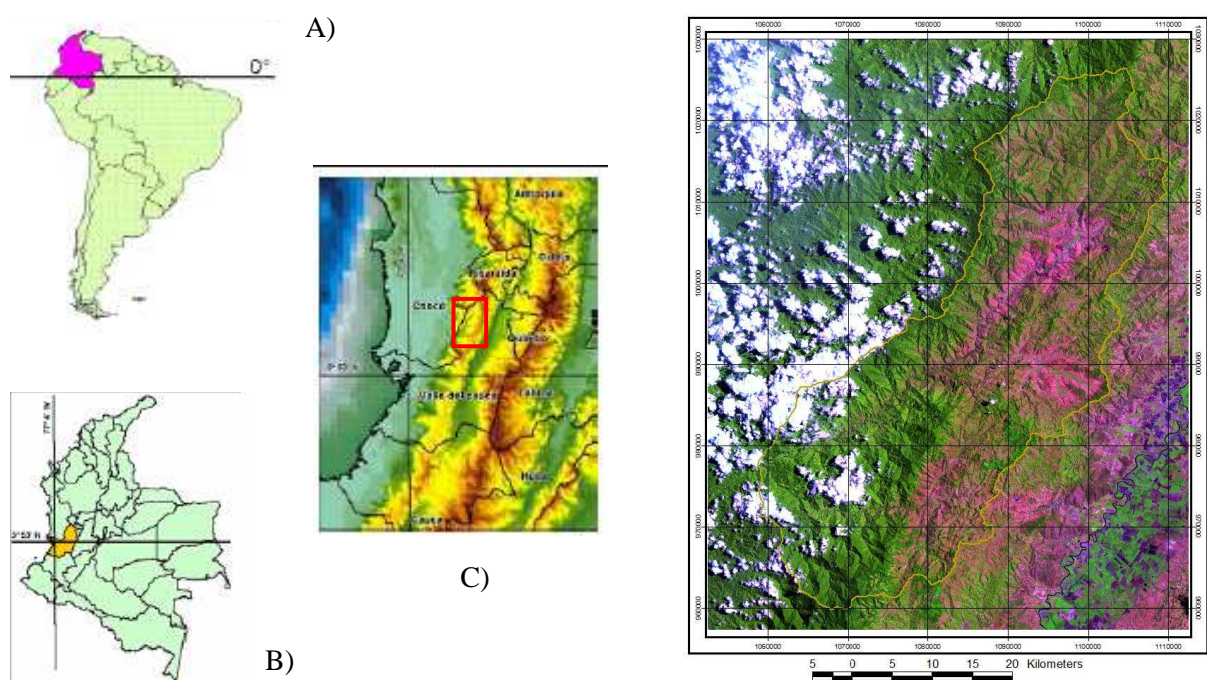


Figura 1. Localización de la cuenca hidrográfica del río Garrapatas en (a) Suramérica, (b) Colombia y (c) Valle del Cauca. A la derecha una composición de la imagen TM/Landsat R (5), G (4) y B (3).

Figure 1. Location of the Garrapatas River Basin in (a) South America, (b) Colombia and (c) Cauca Valley. On the right: TM/Landsat color composite R (5), G (4) and B (3).

Para el desarrollo de este estudio se trabajó con imágenes *Landsat TM* de los años 1989 y 1997 (*Path 9, Row 57*) y una imagen *Landsat ETM+* del año 2002 (*Path 9, Row 57*). Estas imágenes fueron obtenidas de la página del proyecto *Global Land Cover Facility* (<http://glcfapp.umiacs.umd.edu:8080/esdi/index.jsp>). Se usaron las bandas 3, 4 y 5 del *TM* y *ETM+* por considerarse las más adecuadas para el estudio, debido que expresan mejor las características intrínsecas de la cobertura vegetal, que por las condiciones de la masa fotosintéticamente activa, de la densidad foliar, del contenido hídrico en la masa foliar y de la mayor o menor presencia del suelo, influyen y son determinantes en la respuesta de los sensores en estas bandas espectrales (NOVO, 1992). La corrección geométrica de las imágenes se realizó utilizando la opción de registro imagen-imagen del programa *SPRING 4,2* utilizando como imagen de referencia el mosaico *GeoCover Landsat* (<https://zulu.ssc.nasa.gov/mrsid/>). Para la atenuación de los efectos atmosféricos se aplicó el método denominado substracción del píxel oscuro de Chávez (CHÁVEZ, 1988). Según CHÁVEZ, (1988) la determinación del valor digital mínimo para una banda en particular se basa en la hipótesis que existe una alta probabilidad de que por lo menos algunos píxeles dentro de la imagen sean negros.

Para el MLME se determinaron los píxeles puros de los tres componentes: suelo, vegetación y sombra y ajustados mediante el método de mínimos cuadrados ponderados (SHIMABUKURO y SMITH 1991). La utilización del MLME en este estudio se debió al problema de mezcla que ocurren en imágenes de satélite, la resolución espacial de los sensores permiten que un elemento de la escena (correspondiente a un píxel de la imagen) incluya más de un tipo de cobertura del terreno, como es el caso de la resolución nominal del *Landsat* 30m (SMALL, 2004; HAERTEL y SHIMABUKURO, 2005). Con este método se obtuvieron las imágenes fracción (vegetación, suelo y sombra) para cada fecha del estudio (1989, 1997, 2002).

En el proceso de la segmentación de las imágenes fracción se utilizó el método de crecimientos por regiones que agrupa los píxeles de la imagen en regiones de similaridad y área. Una vez segmentadas las imágenes se procedieron a realizar la clasificación supervisada, mediante el clasificador Battacharya con un umbral del 90%, se usó este umbral debido que presentó mejor resultado entre los testes realizados. Con las clasificaciones se realizó análisis de la dinámica del bosque natural en la cuenca hidrográfica entre dos periodos de tiempo 1987 al 1997 y 1997 al 2002, logrando discriminar las áreas de bosque deforestado (pérdida), conservado y en recuperación, estos procesos fueron realizados en el software SPRING 4.2.

Para el análisis de la fragmentación en la cuenca se calculó algunos índices de paisaje mediante el *software* FRAGSTAT (<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>), estos índices son expresiones cuantitativas utilizadas para describir la estructura o patrón de un espacio, estos son variables derivadas que se calculan a partir de los datos obtenidos de la clasificación (mapa de uso de suelo o cobertura vegetal).

Las métricas seleccionadas para el análisis de la fragmentación de la cuenta fueron: (CA), cálculo del áreas total; NUMP que nos indica el número de parches de la clase, el MEDPS que cuantifica la complejidad de las formas de los parches en un paisaje; (TE) que es la suma de los perímetros de los parches; la densidad de borde (ED) que al nivel de clase de cobertura es igual a la longitud del borde de dicha clase expresada en metros dividida por el área total del mosaico expresada en ha; índice de forma promedio (MSI) que puede aplicarse a nivel del paisaje completo y de la clase de cobertura y (DP) densidad de los parches.

RESULTADOS Y DISCUSIONES

Del proceso de clasificación se obtuvieron seis clases: bosque natural, suelo, rastrojo-cultivos, pastos-cultivos, nubes y sombra de nubes. Como bosque natural se clasificaron todas aquellas áreas donde existe una cobertura boscosa sin intervención o poca intervención humana sin ninguna división de clases. Dentro de esta clasificación existen 2 clases de cultivos, los asociados a la clases con rastrojos¹ y a la asociada con la clase de pastos, es muy importante señalar que los cultivos agrícolas son diferentes, los primeros son cultivos relacionados a la siembra de la caña de azúcar, maíz trigo y pastizales, que debido a su ubicación, forma y su respuesta espectral se agruparon dentro de esta clase. En la segunda clase son cultivos que se asocian al café, cacao y banano, estas agrupaciones se determinaron, con base en el trabajo realizado por GARCÍA e VALLEJO, (2006).

Sin embargo, las imágenes usadas para el desarrollo del trabajo contenían gran cantidad de nubes y sombras, problema que se vio reflejado en la clasificación, así, la clasificación del año 1989 posee un 16,6% del total del área de trabajo en nubes y sombras, la imagen del 1997 un 6% y la imagen de 2002 un 10%. Se vio la necesidad de enmascarar las áreas de nubes y sombras para reducir estos porcentajes en las clasificaciones de 1989 y 1997, esto con ayuda de la clasificación del 2002. Este proceso se realizó pensando que si en la clasificación del 2002 existía bosque natural tiene una alta posibilidad que en los años anteriores exista esa misma clase, con lo cual dio como resultado un aumento significativo en las áreas de bosque (Tabla 1). En la imagen de 2002 no se realizó enmascaramiento, debido que no se logró obtener una imagen de satélite de una fecha posterior en los bancos de datos disponibles para este proyecto.

Terminado el proceso de enmascarar las nubes, se obtuvieron finalmente las 3 clasificaciones (Figuras 2) y en la Tabla 2 se muestran las diferentes áreas de cada clase para cada año de estudio.

¹ Los rastrojos son pastizales altos con presencia de arbustos

Tabla 1. Áreas de bosque natural, sombras y nubes antes y después del enmascaramiento.

Table 1. Preserved forest areas, shades and clouds before and after cloud masking.

clase	1989 antes		1989 Después		1997 antes		1997 Después	
	Área (ha)	% *	Área (ha)	% *	(ha)	% *	(ha)	% *
Bosque natural	58.305,01	37,40	80.136,56	51,31	69.125,56	44,38	71.302,4	45,61
Sombras y nubes	25.987,29	16,67	13.689,91	8,79	9.203,12	5,90	7.099,96	4,55

*Porcentaje del área total de la cuenca 155.800 (ha).

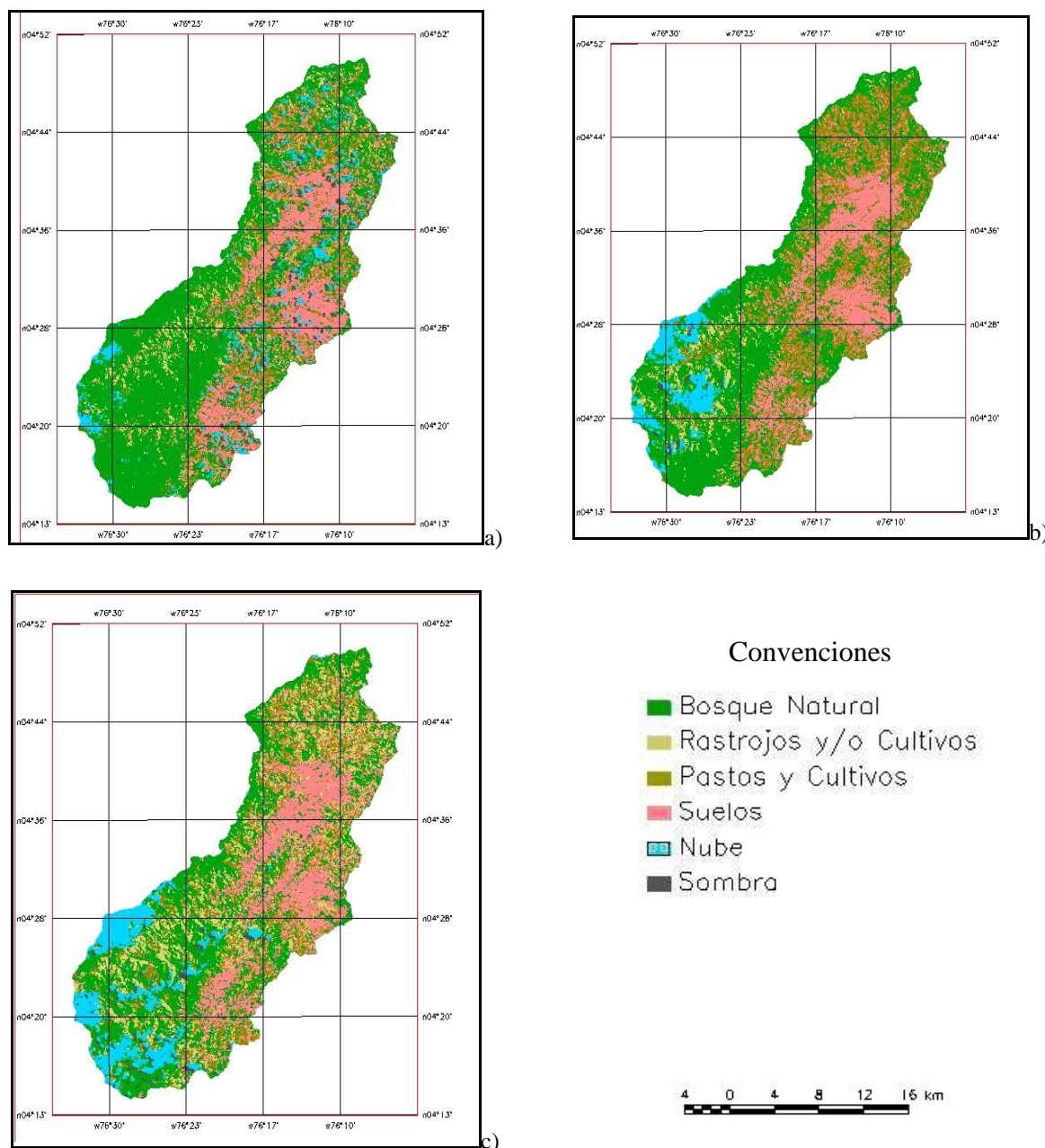


Figura 2. Clasificaciones de los años a) 1989, b) 1997 y c) 2002 después del proceso de enmascaramiento.
Figure 2. Classification maps of the years: a) 1989, b) 1997 and c) 2002 after the cloud masking.

Podemos concluir que el bosque natural en la cuenca esta siendo deforestada con una perdida de 20.932,23 ha entre los años 1989 al 2002, sin embargo, para la clasificación del año 2002 la presencia de nubes y sombras es mayor, pudiendo esconder áreas de bosque. La clase suelos presentó un comportamiento constante entre las tres fechas; caso contrario de la clase rastrojo-cultivos donde el área aumento casi en un

300% para la clasificación del 2002, según esta cifra se puede concluir que esta clase fue el que mayor impacto pudo tener en la antropización en las áreas de bosque natural.

Tabla 2. Áreas calculadas después del proceso de clasificación para las seis clases en estudio.

Table 2. Calculated areas after the classification process for the six classes studied.

Clase	1989 (Has)	1997 (Has)	2002 (Has)
Bosque natural	80.136,557	71.302,405	59.204,334
Suelos	31.591,757	32.571,252	33.624,064
Nube	8.228,871	6.687,579	13.756,753
Sombra	5.324,488	397,440	2053,286
Rastrojos-cultivos	8.607,818	6.518,014	23.996,952
Pastos y cultivos	21.976,341	38.408,340	23.236,523

Uno de los objetivos del estudio es estimar el cambio de la cobertura boscosa, para ello se procedió a realizar un análisis multitemporal de la dinámica del bosque natural en la cuenca hidrográfica entre dos periodos, entre los años 1989 al 1997 y entre los años de 1997 al 2002, obteniendo las áreas de bosque que fue deforestado (pérdida), conservado y en recuperación. Las clases: suelos, rastrojo-cultivos y pastos con cultivos fueron agrupados bajo la categoría otros, debido que para este estudio no era determinante conocer su dinámica, por otro lado se agrupó la clase nube y sombra en la categoría nubes.

Para determinar estas áreas se compararon los mapas de las clasificaciones de cada año utilizando operaciones booleanas, estos resultados son representados espacialmente en la figura 3, en la Tabla 3 están estimadas las áreas de cambio de la cobertura boscosa.

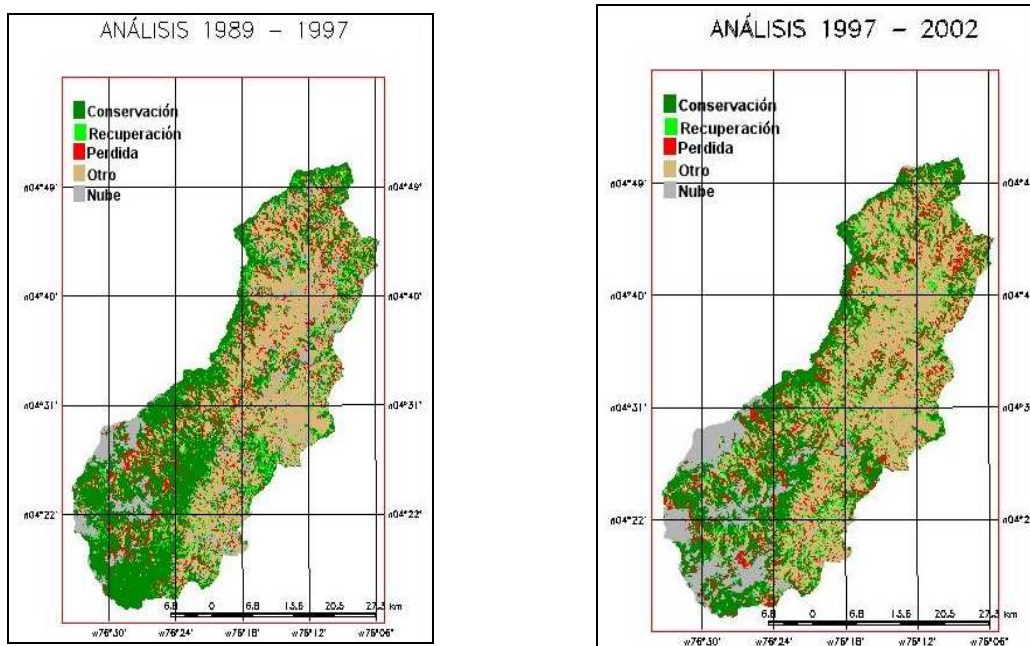


Figura 3. Análisis multitemporal entre los años 1989-1997 y los años 1997-2002.

Figure 3. Multitemporal analysis between the years 1989-1997 and the years 1997-2002.

De estos resultados se puede concluir que entre los siete años comprendido de 1989 a 1997 la cuenca presento una conservación en bosques en 59.518,7 ha, la pérdida de la cobertura boscosa se estimó en 15.461,82 ha ubicada espacialmente en la zona sur de la cuenca, área donde en el año de 1989 tenía áreas representativas de bosque. La deforestación esta ubicada generalmente próximas al río Garrapatas donde la actividad ganadera es mayor, dejando las áreas conservadas a la parte alta de la cuenca.

Tabla3. Estimativa de las áreas de bosque conservado, deforestado y recuperado en los dos periodos.
Table3. Estimative of the preserved forest, deforestation and regeneration areas on the two periods.

	1989 - 1997	1997 - 2002
Conservación	59.518,7	46.301,5
Pérdida	15.461,8	16.492,6
Recuperación	11.695,4	12.902,7
Nube	19.054,1	17.164,9
Otro	50.148,8	63.012,0

Durante el período de 1997 al 2002 hubo una conservación de bosques en 46301,58 ha, durante este período el impacto en la cobertura boscosa fue mayor que en el periodo pasado, presentó una pérdida en 13.217,2 ha de bosque, Igualmente es en la zona sur de la cuenca donde se presenta el mayor impacto de deforestación en este periodo fue por el aumento de pastos y cultivos.

Con las métricas de paisaje, ver Tabla 4, se concluye que el número de parches de bosque natural era de 1.989 (NUMP) en 1989, con un tamaño promedio de de 40,3 ha (MPS), para el año de 1997 esa cifra cambia, para ese año las áreas de bosque disminuyen e igualmente desaparece algunos parches de bosque, esto se refleja en la disminución de números de paches, que llega a 1.147 fragmentos con un tamaño promedio de 62,2 ha.

Tabla 4. Métricas de paisaje calculadas.

Table 4. Calculated Landscape metrics.

CLASE	CA	NUMP	MPS	MEDPS	TE	ED	MSI	DP
Bosque 1989	80136,5	1989	40,3	1,89	6237540,7	40,016	1,558	19,89
Bosque 1997	71302,4	1147	62,2	4,07	5878043,8	37,708	1,769	11,47
Bosque 2002	59280,2	1354	43,8	3,97	5978287,7	38,353	1,805	13,54

Para el año 2002 el dinamismo del paisaje es aun mayor, no solo por la pérdida de áreas de bosque sino también porque se originó una fragmentación de parches de bosque que se tiene en 1997, ya que el número de fragmentos aumento a 1.354 y el área total (CA) de bosques disminuyó a 59.280,2 ha. En este año el tamaño promedio de los parches es de 43,8 ha.

El índice de forma (MSI) nos indica que a medida que aumenta su valor mas irregular se hacen los parches es decir los parches tienden a formas mas longitudinales, según los resultados obtenidos se concluyen que desde el año 1989 al 2002 hay un aumento de esta medida diciendo que la forma de los parches están perdiendo su forma de núcleo tendiendo los parches a ser mas vulnerables a división de los fragmentos.

Los indicadores de densidad de borda (ED) y longitud de los fragmentos (TE) tienen el mismo comportamiento, un descenso entre los años de 1989 a 1997 pero para el año 2002 se tiene un pequeño aumento. Una de las métricas mas interesantes calculadas fue el (MEDPS) que es utilizada en el análisis de ecosistemas para cuantificar la complejidad de las formas de los parches en un paisaje y así medir el grado de disturbio humano en el paisaje, según esta métrica podemos decir que los fragmentos existentes en el año 1997 poseen el mayor grado de disturbio humano con un valor de 4,07 seguido del año 2002 con 3,97, para el año de 1989 se tiene un valor de de 1,89, con estos resultados podemos concluir que en el año 1989 los fragmentos de bosques tenían un grado de intervención menor en comparación a los dos años siguientes. Por último, la densidad de los fragmentos (DP) tiene la misma utilidad indicadora que la cantidad de fragmentos (NUMP) pero es un valor relativo que permite comparar territorios de tamaños diferentes.

CONCLUSIONES

La técnica del modelo lineal de mezcla espectral (MLME) se mostró muy eficiente en la clasificación de las clases, posibilitando una mayor agilidad en el procesamiento de los datos, gracias a ello las distinciones entre las clases de bosque natural y antropizados fueron muy claras. El análisis temporal y las métricas del paisaje permiten las siguientes conclusiones: 1) se encontró que la cuenta hidrográfica presenta un proceso de deforestación estimadas en

20.932,23 ha entre los años 1989 a 2002 2) la zona sur de la cuenca fue la que presentó mayor impacto a la deforestación, sin embargo, en las clasificaciones de los años 1997 y 2002, tiene una área en nube y de sombra, esto lleva a pensar que las áreas totales de bosque natural para estos dos años puede ser mayor a las presentadas, 3) la forma de los fragmentos de bosque se está haciendo más irregular debido que entre 1997 y el 2002 los parches de bosque existentes no solo sufrieron disminución en áreas sino también un aumento en el número de fragmentos y 4) el efecto de borde está aumentando poniendo en riesgo la fauna y la flora existente en esta región.

Igualmente el proceso de enmascarar las nubes y sombra para las clasificaciones de los años 1989 y 1997 fue muy importante debido que las áreas de bosque aumentó y con esto el análisis temporal presentó un buen resultado. Se concluye que las métricas del paisaje presentan un análisis muy importante para conocer la dinámica del paisaje en la cuenca durante los 13 años, porque no solo la cobertura boscosa en este periodo ha disminuido, sino que también existe un proceso de fragmentación del paisaje.

BIBLIOGRAFIA

- CHÁVEZ JR., P.S. An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. *Remote Sensing of Environment*, v. 24, p. 459-479, 1988.
- CHAPIN, F. S. III; ZAVALA, E. S.; EVINER, V. T.; NAYLOR, R. L.; VITOUSEK, P. M.; REYNOLDS, H. L.; HOOPER, D. U.; LAVOREL, S.; SALA, O. E.; HOBBS, S. E.; MACK, M. C.; DÍAZ, S. Consequences of changing biodiversity. *Nature*, v. 405, p. 234-242, 2000.
- CHUVIECO, E. **Fundamentos de Teledetección Espacial**. 3a edición. Madrid: Rialp, 2002. 586 p.
- FOODY, G. M.; CUTLER, M. E. 2002. Remote sensing of biodiversity: using neural networks to estimate the diversity and composition of a Bornean Tropical Rainforest from Landsat TM data. In: IGARSS'2002 - International Geoscience and Remote Sensing Symposium and the 24th Canadian Symposium on Remote Sensing. Anais. IEEE, Toronto, Canadá, 24-28 June, 2002. [CDROM].
- FORMAN, R.T.T. ; GODRON, M., 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons, New York, 619 pp.
- GARCÍA, C.E.; VALLEJO, J.A. Identificación de la cobertura vegetal y zonificación básica general en la serranía de los paraguas (municipios del Dovio y Versalles) mediante la utilización de sensores remotos. 151 p. Trabajo de grado – Universidad del Valle, Cali. 2006.
- INSTITUTO VALLECAUCANO DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS -INCIVA. Plan de manejo ambiental participativo para la Serranía de los Paraguas en el Valle del Cauca. Santiago de Cali: Corporación Regional del Valle del Cauca (CVC). Mayo, 2001.
- HAERTEL V. F.; SHIMABUKURO Y. E., Spectral Linear Mixing Model in Low Spatial Resolution Image Data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, vol. 43, no. 11, 2005.
- MATSON, P. A.; USTIN, S. L. The future of remote sensing in ecological studies. *Ecology*, v. 72, p. 1917, 1991.
- MAAS, S. J. Linear mixture modeling approach for estimating cotton canopy ground cover using satellite multispectral imagery. *Remote Sensing of Environment*, New York, v. 72, p. 304-308, 2000.
- MCGARIGAL, K.; MARKS B.J. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA for Serv. Gen. Tech. Rep. PNW- 351. 67pp. 1994
- NILSSON, C.; GRELSSON, G. The fragility of ecosystems: a review. *Journal of Applied Ecology*,32:677-692. 1995
- NOVO, E. M. L. M. Sensoriamento remoto: princípios e aplicações. São Paulo: Editora Edgard Blücher, 1992, 308p
- RIITTERS, K.; WICKHAM, J.; O'NEILL, R.; JONES, B; SMITH, E. Global-scale patterns of forest fragmentation. *Conservation Ecology*, v. 4, n. 2, p. 3, 2000.
- SAUNDERS, D.A; HOBBS, R.J.; MARGULES, C.R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, v. 5, p. 18-32, 1991.
- SHIMABUKURO, Y.E.; SMITH, J.A. The least-squares mixing models to generate fraction images derived from remote sensing multispectral data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*. v. 29, p. 16-201991.
- SMALL C., The Landsat ETM+ spectral mixing space, *Remote Sensing of Environment* 93 (2004), pp. 1–17.