

# Protocolo para la detección de cambios a través de diferentes sensores

P. Serra (\*), X. Pons (\*\*), y D. Saurí (\*)  
Correo electrónico: pserra@seneca.uab.es

(\*) *Departament de Geografia, Edifici B. Universitat Autònoma de Barcelona.*

(\*\*) *Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF), Edifici C. Universitat Autònoma de Barcelona.*

## RESUMEN

Este artículo presenta un protocolo para el análisis fiable de los cambios en las cubiertas y usos del suelo entre dos fechas (1977-1993) a través de la superposición ráster de dos clasificaciones obtenidas independientemente (método de postclasificación). A pesar de ser la superposición postclasificación un método muy empleado, existen muy pocos trabajos que consideren los factores que pueden distorsionar los resultados como la exactitud temática, el error planimétrico, la fragmentación del paisaje, el tamaño del píxel o el origen de las mallas. La metodología se aplica en un área del NE de la Península Ibérica. Los resultados muestran claramente que de no corregirse estos factores la exactitud temática del mapa de cambios sería sólo del 43.9%.

**PALABRAS CLAVE:** Cambios en las cubiertas y usos del suelo, superposición de capas, postclasificación, RMS, erosión de imágenes.

## ABSTRACT

This paper presents a protocol for realistic accuracy assessment of land-cover and land-use changes between two dates (1977-1993) through the overlay of two independent classifications (post-classification method). Although postclassification overlay is a usual method, there are only a few works considering those factors that can distort results as the thematic accuracy, the spatial misregistration, the fragmentation of the landscape, the pixel size or the grid origin. The methodology is applied over an area located at the NE of the Iberian Peninsula. Results clearly show that without correcting these factors the thematic accuracy of the change map would be only 43.9%.

**KEY WORDS:** Land-cover and land-use changes, overlay, post-classification, RMS, image erosion.

El análisis de los cambios en las cubiertas y usos del suelo (CUS) proporciona información fundamental para la gestión y planificación territorial, la comparación de las dinámicas paisajísticas o los estudios de impacto ambiental (Sommer *et alii*. 1998). Por su parte, la teledetección permite la localización de los cambios desde una perspectiva histórica, gracias a su resolución temporal, pudiéndose hacer el seguimiento de fenómenos dinámicos como la deforestación (Mertens y Lambin 1997), los incendios forestales (Salvador *et alii*. 2000), etc.

Existen dos métodos para la detección de cambios a través de imágenes satélite (Singh 1989):

1. Comparación de clasificaciones de diferentes fechas producidas independientemente (comparación postclasificación).
2. Análisis simultáneo de datos multitemporales (clasificación multifechas y otros).

Ambos métodos tienen ventajas y desventajas, pero generalmente el método más común para la

comparación de las dinámicas de las CUS es el primero (Congalton y Macleod, 1994). La comparación postclasificación permite, además, realizar el análisis de los cambios en las CUS a través de leyendas más detalladas que con el análisis simultáneo de datos multitemporales. Por estos motivos fue el método elegido en este trabajo.

Según Aspinall y Hill (1997) en la clasificación postclasificación destacan dos fuentes de incertidumbre:

1. La inexactitud de la localización de las fronteras de los polígonos en las diferentes clasificaciones, produciéndose la aparición de píxeles de frontera con falsos cambios negativos (cuando no se identifica un cambio) o falsos cambios positivos (cuando se identifica un cambio).
2. Problemas derivados de los errores de clasificación debido a que uno o ambos de los polígonos están mal clasificados.

A ellos habría que añadir que, en el mejor de los casos, la exactitud del mapa de cambios sería el resultado de la multiplicación de la exactitud de cada una de las clasificaciones individuales (Singh 1989). Pero esa exactitud es ficticia ya que tenemos que tener en cuenta el efecto de las discrepancias planimétricas de ambas clasificaciones, que nos introducirán falsos cambios positivos o negativos.

Cuando los datos provienen de la combinación de diferentes sensores, por ejemplo MSS con SPOT en Jensen *et alii.* (1995) o MSS con TM en Lodhi *et alii.* (1998), aparecen algunos problemas extra:

1. Una misma cubierta no será clasificada de igual modo debido al diferente tamaño de pixel; así algunos elementos no serán detectados, por ejemplo, por la resolución de 60 m pero sí por la de 30 m.
2. La superposición, a parte de los problemas planimétricos no resueltos por la corrección geométrica, se ve dificultada por el diferente tamaño de pixel y/o origen de la malla.
3. El número de bandas y la longitud de onda (información espectral) difieren, siendo este factor menos crítico en el método de postclasificación.

A pesar de la problemática descrita, la combinación de diferentes sensores suele ser una necesidad, como lo ha sido en nuestro caso, ya que el objetivo general ha sido la comparación de las CUS entre 1977 (obtenidas con el sensor MSS) y 1993 (obtenidas con el sensor TM).

El objetivo de este artículo se centrará en las implicaciones de la comparación de clasificaciones provenientes de diferentes sensores, teniendo en cuenta la resolución espacial (tamaño del píxel) y el error geométrico estimable a través del *Root Mean Squared* (RMS). A pesar de algunas aportaciones teóricas (Lunetta *et alii.* 1991), es infrecuente encontrar ejemplos aplicados. En la mayoría de los trabajos el método de postclasificación se basa en una simple superposición de las distintas clasificaciones sin tener en cuenta los factores enumerados anteriormente. Esto evita tomar medidas que tengan en cuenta estos importantes factores y conlleva la obtención de resultados totalmente ficticios. A continuación, pues, se presentará un protocolo adecuado para este tipo de situaciones.

## MATERIAL Y MÉTODOS

### Área de estudio y materiales

El área de estudio se localiza en la comarca del Alt Empordà, al nordeste de Cataluña y abarca 22

municipios con una superficie total de 30 170 ha. Se trata de una zona predominantemente llana, ya que no excede los 100 m de altitud, recubierta por sedimentos terciarios y cuaternarios. Tradicionalmente, esta llanura se ha especializado en cultivos herbáceos, especialmente cereales y forrajes, distribuidos en parcelas bastante fragmentadas.

Para una mayor discriminación de las CUS se seleccionaron tres imágenes para cada uno de los periodos considerados: tres imágenes MSS para los 1970s (17 de julio de 1977, 2 de junio de 1978 y 18 de septiembre de 1978) y tres TM para los 1990s (16 de mayo de 1992, 28 de junio de 1993 y 31 de agosto de 1993). Como información adicional se empleó el Mapa de Cultivos y Aprovechamientos de 1978 del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, diversas fotografías aéreas de mediados de los 1970s, ortofotomapas del Institut Cartogràfic de Catalunya (ICC) de 1993 y el Mapa Topográfico del Alt Empordà de l'ICC de 1996.

### Metodología

#### *Correcciones radiométricas y geométricas*

La corrección geométrica de las imágenes se realizó a través del método de Palà y Pons (1993), remuestreándose las imágenes MSS a 60 m x 60 m y las de TM a 30 m x 30 m. El RMS de las imágenes MSS fue alrededor de 0.9 píxeles (54 m) y de las TM alrededor de 0.7 píxeles (21 m). La posterior corrección radiométrica se realizó a través del método de Pons y Solé-Sugrañes (1994), obteniéndose un rango coherente de valores de reflectancia.

### Clasificación

Tradicionalmente los métodos de clasificación se han dividido en dos grandes grupos: los supervisados, basados en la selección de áreas que caracterizan estadísticamente las CUS de interés, y los no supervisados, basados en la identificación de grupos homogéneos espectralmente (*clusters*) que posteriormente se asignan a las CUS. Un tercer grupo intermedio lo formarían los métodos mixtos (Richards, 1993; Chuvieco, 1996). Debido a la fragmentación de las CUS y de los diversos estados fenológicos de los cultivos y de la vegetación en el área de estudio, la adopción exclusiva de un método supervisado o no supervisado se desestimó. Normalmente, el método supervisado más robusto es el de la máxima verosimilitud pero el requisito imprescindible de que las CUS sigan una distribución normal lo inhabilitó.

En relación al método no supervisado, una vez que las clases espectrales han sido obtenidas se establece el patrón de correspondencias entre ellas y las CUS. El procedimiento estándar de clasificación se basa en que cada clase espectral corresponde a una y sólo una CUS, pero este supuesto no siempre es factible ya que podemos encontrar otras situaciones:

- Que diversas clases espectrales correspondan a una CUS, o sea, que una CUS esté formada por diversas clases espectrales. Esta situación no conlleva problemas si se usan técnicas adecuadas ya que usualmente se dispone de más clases espectrales que CUSs.
- Que una clase espectral corresponda a más de una CUS. Esta situación es la más problemática y puede ser debida a que la CUS es indistinguible o a que las clases espectrales no son lo suficientemente numerosas para discriminarla.

Para solucionar estos problemas, se procedió a la clasificación de las imágenes de los 1970s y de los 1990s, independientemente, a través de un método mixto poco usado (Estes et alii, 1983): el método consistió en la obtención de una clasificación no supervisada (a través del algoritmo ISODATA basado en la mínima distancia euclidiana ponderada por la desviación de las clases) solicitándose la discriminación de un número muy elevado de clases espectrales (el resultado final fue 84 para los 1970s y 98 para los 1990s), y su asignación a las CUS mediante las áreas de entrenamiento obtenidas siguiendo la primera fase de un método supervisado convencional. La leyenda de los setenta se estructuró en doce CUS, mientras que en la de los

noventa se añadieron dos CUS adicionales no presentes en los 1970s (ver Tablas 1 y 3).

El programa usado (módulo CLSMIX del programa MiraMon (Pons, 2000)) requiere los siguiente parámetros:

- La imagen resultante de la clasificación no supervisada.
- Las áreas de entrenamiento.
- El porcentaje umbral para aceptar una clase espectral como parte de una CUS, o sea, la proporción de la clase espectral que está dentro de cada CUS: inicialmente, se estableció empíricamente en el 30%.
- La proporción mínima de cada CUS formada por una clase espectral: se estableció en el 1%.

Así, pues, se realizó una clasificación autónoma teniendo en cuenta la siguiente correspondencia espacial:

- La clave espectral está dentro del área de entrenamiento.
- Un elevado porcentaje de la clase espectral está dentro de la CUS.
- La clave espectral no representa una parte insignificante de la CUS.

A través de la Tabla 1 observamos un ejemplo de asignación correspondiente a las quince primeras clases espectrales de los 1990s: en negrita (en %) se muestra a qué CUS se ha asignado la clase espectral de acuerdo con el primer umbral (30%). La Tabla 2 muestra un ejemplo relacionado con el segundo umbral (1%), concretamente la frecuencia de las clases espectrales respecto a los frutales.

Clases espectrales (15 primeras)

CUS 1990s	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Arroz	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0
Girasol	0	<b>95</b>	0	0	0,5	0	0	0	0	0	<b>84,6</b>	2,3	7,3	<b>59,3</b>	<b>50,6</b>
Maíz seco y regadío	4,3	0	0	0	0	0	0	2,6	1,2	0	0	<b>74,4</b>	<b>61,8</b>	0	0
Otros herbáceos regadío	0,8	0	0	0,8	0	0	<b>58,8</b>	10,3	15,8	1,1	7,7	0	29,1	3,4	28,8
Otros herbáceos seco	10,3	0	0	0	0	<b>51,2</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Frutales	<b>46,1</b>	0	0,9	<b>59,5</b>	91,2	13,1	20,6	<b>56,4</b>	<b>80,5</b>	0	0	23,3	1,8	13,6	0
Olivos	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Viñedos	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Superficie forestal	33,3	1,7	<b>99,1</b>	31,7	6,6	1,2	20,6	25,6	2,4	2,2	7,7	0	0	20,3	11,5
Prados y pastizales	5,1	3,3	0	7,9	1,7	15,5	0	5,1	0	<b>96,2</b>	0	0	0	3,4	9,2
Erial a pastos	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Terreno improductivo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Superficie urbana	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ríos y lagunas	0	0	0	0	0	10,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

**Tabla 1.** Matriz de correspondencias entre las clases espectrales (las primeras 15 de 98) y las CUS de los 1990s. En negrita los porcentajes mayoritarios de las clases espectrales asignadas a las CUS según el primer umbral (30%).

Clases espectrales	Frecuencia
1	10,6
3	0,2
4	14,8
5	32,5
6	2,2
7	1,4
8	4,3
9	13,0
12	2,0
13	0,2
14	1,6
16	12,2
18	0,4
19	2,6
24	1,6
36	0,2
63	0,2
Total frutales	100,0

**Tabla 2.** Frecuencia de las clases espectrales que constituyen los frutales. En negrita los porcentajes de las clases espectrales que alcanzan el segundo umbral (1%). Sólo se representan aquellas clases espectrales con alguna presencia en los frutales.

algunos aspectos aplicable a los procedentes del mismo sensor) han de considerarse los siguientes factores:

1. *Las exactitudes temáticas de ambos mapas deben multiplicarse.* La aceptación del resultado depende del umbral establecido de antemano, más o menos riguroso según los objetivos de la investigación. En nuestro caso el umbral aceptado, una vez realizado el producto, fue a partir del 75%.
2. *Erosión de las fronteras de los polígonos para evitar la comparación de píxeles localizados inexactamente.* Para ello es necesario definir algún parámetro que nos indique el área a erosionar. Este valor dependerá, de una parte, del RMS obtenido en la corrección geométrica ya que, asumiendo una distribución normal, nos indica la desviación estándar de los errores. Pero no será el único factor a considerar, ya que debido a que la inexactitud planimétrica afecta a la frontera de los polígonos y no a su parte interna, un paisaje muy homogéneo requerirá menor erosión que uno muy frag-

CUS 1970s

Cus 1990s	Maíz secano y regadío	Otros herbáceos regadío	Otros herbáceos secano	Frutales	Olivos	Viñedos	Superficie forestal	Prados y pastizales	Erial a pastos	Terreno impro- ductivo	Superficie urbana	Ríos y lagunas	Total	Total Nodata
Arroz	0,0	0,7	3,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	4,3	51,8
Girasol	4,0	19,8	117,0	0,0	1,4	0,0	9,0	11,5	0,0	0,0	0,0	0,0	162,7	1201,7
Maíz secano y regadío	<b>5,4</b>	5,4	68,4	0,0	0,0	0,0	0,0	3,6	0,0	0,0	0,0	0,0	82,8	493,9
Otros herbáceos regadío	0,4	<b>0,7</b>	14,0	0,0	0,0	0,0	0,4	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0	16,6	121,7
Otros herbáceos secano	3,6	23,4	<b>749,2</b>	8,3	2,9	17,6	1,4	24,5	3,6	1,4	0,0	0,0	835,9	3140,6
Frutales	0,4	21,2	31,0	<b>12,2</b>	0,0	0,0	0,7	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	65,9	241,2
Olivos	0,0	0,0	0,7	0,0	<b>4,7</b>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,4	5,8
Viñedos	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	<b>4,3</b>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,3	5,8
Superficie forestal	0,0	0,0	3,2	0,0	0,0	0,0	<b>162,0</b>	25,2	0,0	0,0	0,0	0,0	190,4	527
Prados y pastizales	0,0	2,2	1,8	0,0	0,0	0,0	1,4	<b>110,9</b>	4,7	0,0	0,0	0,0	121,0	352,4
Erial a pastos	0,0	0,0	5,8	0,0	0,7	0,0	0,0	0,4	<b>0,0</b>	0,0	0,0	0,0	6,8	42,1
Terreno improductivo	0,0	0,0	5,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	<b>5,0</b>	0,0	0,0	10,8	83,2
Superficie urbana	0,0	4,0	18,4	0,0	0,0	0,0	1,8	1,1	0,7	2,2	<b>295,6</b>	0,0	323,6	1039
Ríos y lagunas	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	<b>0,7</b>	0,7	7,9
Total	13,7	77,4	1018,1	20,5	9,7	22,0	176,8	179,3	9,0	8,6	295,6	0,7	<b>1831,3</b>	7314,1
Total Nodata	24,8	113,8	1977,1	6,8	25,9	70,6	52,6	144,7	8,3	10,8	15,1	7,9	2458,4	18521,3

**Tabla 3.** Matriz de cambios 1977-1993, en ha, una vez aplicado el protocolo propuesto.

## PROTOCOLO PROPUESTO PARA EL ANÁLISIS FIABLE DE LOS CAMBIOS EN LOS USOS DEL SUELO

Tal como se ha comentado anteriormente, para la obtención de cambios fiables provenientes de clasificaciones de diferentes fechas y sensores (y en

mentado. A través de diversos tests se procedió a comprobar este hecho; seleccionamos tres áreas con diferente grado de fragmentación de las CUS (muy fragmentada, bastante y poco) y se simularon diversos RMS (de menos de 0.5 píxeles a 2 píxeles). En cada caso, las imágenes fueron mal registradas con una función aleatoria de media 0 y desviación igual al

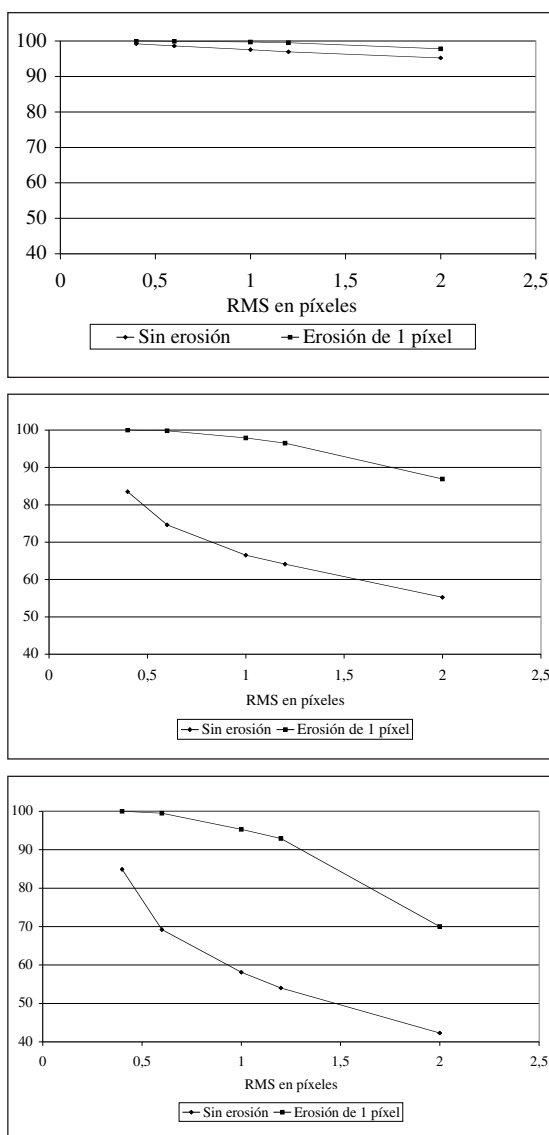
RMS y a continuación superpuestas a las originales para cuantificar el número de píxeles erróneamente localizados. Los resultados mostraron que cuando una clasificación tiene un RMS pequeño (menor de 0.5 píxeles) y poca fragmentación, no es necesario erosionar ya que el 99.2% de los píxeles tiene la misma posición (ver Figura 1). Contrariamente, cuando una clasificación está muy fragmentada y tiene un RMS elevado (2 píxeles), sólo el 42.3% de los píxeles tienen la misma posición, mientras que si erosionamos 1 píxel alrededor de todos los polígonos, el 70% aparecen bien localizados. En casos más habituales, con fragmentación moderada y errores alrededor de un píxel, sólo el 66.5% de los píxeles estarían bien localizados, mientras que con la erosión aumentarían al 97.9%. Por todo ello se concluye que una aproximación conservadora, para paisajes de bastante a muy fragmentados, es erosionar un píxel para evitar resultados ficticios.

Finalmente, remarcar que la erosión afecta la exactitud de la multiplicación de ambas clasificaciones, ya que si aplicamos la operación expuesta anteriormente, en el caso de no erosionar, la exactitud de la superposición descendería, para el caso de nuestras imágenes completas, en un factor 0.665 (debido a los 1970s), y en un factor 0.763 (debido a los 1990s).

3. *Remuestreo considerando el tamaño del píxel y el origen de la malla.* Para la superposición de ambas clasificaciones necesitamos un remuestreo que considere dos aspectos: el diferente tamaño del píxel y el diferente origen de la malla, si es el caso.

Respecto al primer aspecto, y a pesar de perderse información es necesario el remuestreo a la resolución más baja, ya que de este modo evitamos cambios ficticios (Figura 2). De las técnicas disponibles para el remuestreo a una resolución más baja con el mismo origen de malla, el criterio de la moda parece ser el más adecuado (Figura 3.a) (Yang y Merchant 1997), aunque tiene el problema de dar un valor final aunque no haya una clase claramente mayoritaria cuando debería ser un "nodata" (Figura 3.b). En nuestra opinión cuando se produce este hecho se debería aplicar un filtro de moda "inteligente" que tuviera en cuenta si la clase modal es mayoritaria en la ventana de remuestreo o, incluso, en caso de empate entre dos clases, pudiera aplicar criterios externos (Figura 3.c).

Respecto al diferente origen de la malla, es necesario remuestrear la imagen con alta resolución al origen de la malla de la baja, antes de



**Figura 1.** Porcentaje de píxeles bien localizados según diferentes errores geométricos en las clasificaciones (RMS en píxeles) antes y después de erosionar un píxel, en paisajes poco fragmentados (superior), bastante fragmentados (centro) y muy fragmentados (inferior), respectivamente. Tamaño del píxel 60 m.

ejecutar el filtro de moda inteligente, para evitar errores en las ventanas de convolución. Para ello, la imagen con alta resolución ha de remuestrearse a la submalla común y detectar el mínimo, no cero, desplazamiento en X y/o Y producido entre las dos mallas. Por ejemplo, si una malla de píxeles de 30 m tiene un desplazamiento inicial en X de 20 m respecto a la malla de 60 m, pero de 10 m en algún punto, y de 0 m en Y, la submalla necesaria para el remuestreo común es una malla de 10 m en X (Figura 4).

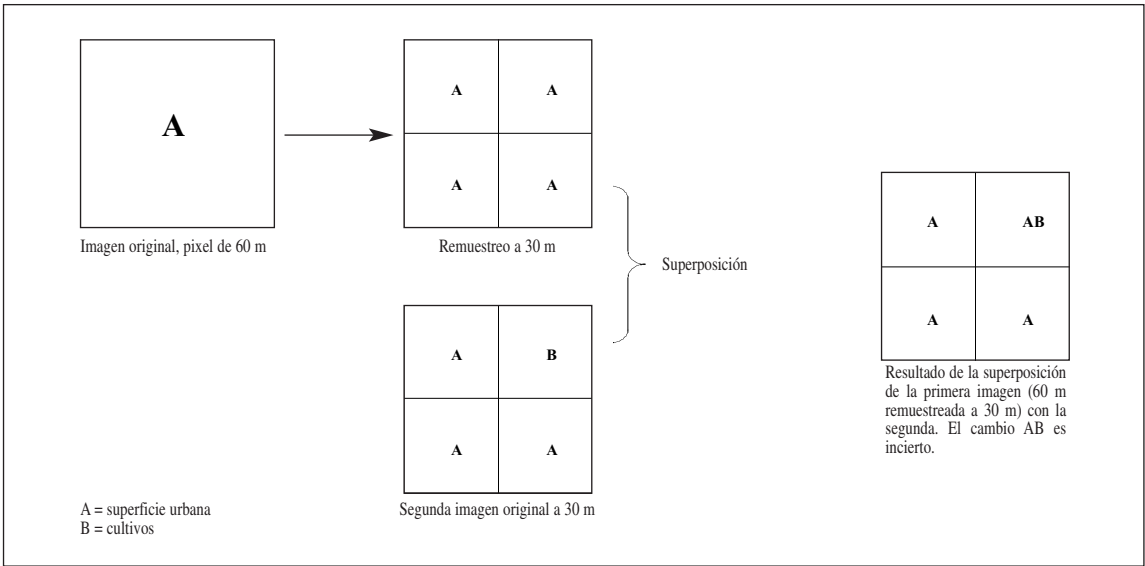


Figura 2. Efecto del remuestreo a una resolución mayor antes de la superposición.

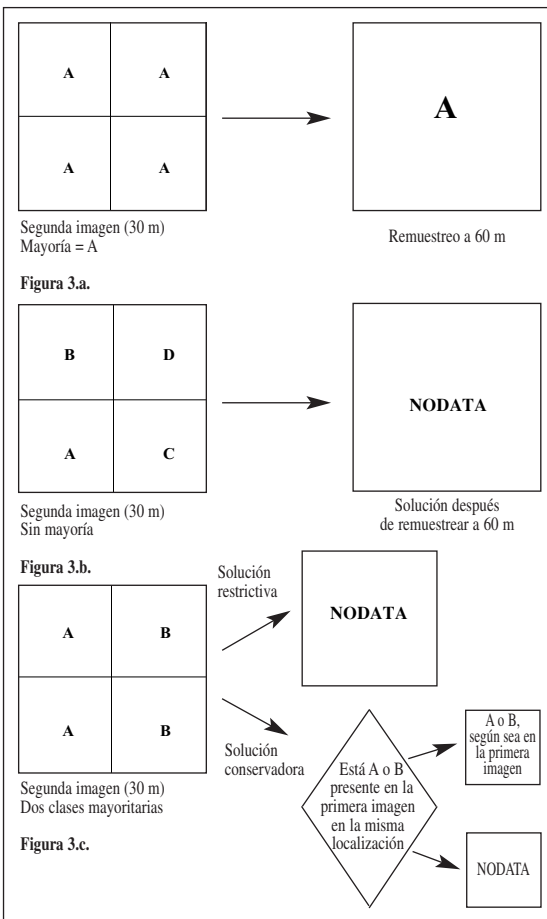


Figura 3. Diferentes situaciones cuando se remuestrea a una resolución más baja.

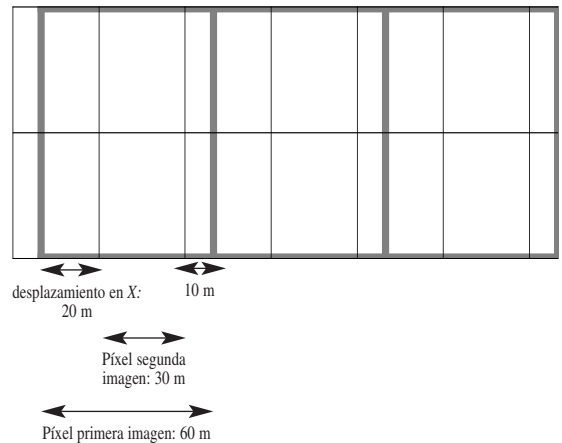


Figura 4. Remuestreo a una submalla común de dos imágenes con diferente origen en X.

## RESULTADOS Y DISCUSION

Después de aplicar clasificaciones mixtas, las matrices de error revelaron unas exactitudes del 91.8% para los 1970s y del 95.2% para los 1990s. Siguiendo el protocolo presentado anteriormente, la exactitud provisional del mapa de cambios fue del 87.4%.

Una vez aplicada la erosión de 1 píxel alrededor de cada polígono, obtuvimos que para los setenta el 97.9% de los píxeles estaban correctamente localizados y para los noventa el 99.5% (sin la erosión el

porcentaje era del 65.8% y el 76.3%, respectivamente). En consecuencia, la exactitud final del mapa de cambios fue de  $87.4 \cdot 0.979 \cdot 0.995 = 85.1\%$ , mientras que si no se hubiese realizado la erosión, la exactitud hubiese sido  $87.4 \cdot 0.658 \cdot 0.763 = 43.9\%$ , a todas luces insuficiente. Debido a la zona erosionada (muy importante a causa de la fragmentación paisajística) una significativa proporción del área de estudio se convirtió en "nodata", concretamente el 85.8% en los setenta y el 73.6% en los noventa. Finalmente, la clasificación de los noventa fue remuestreada a 60 m a través de un filtro de moda "inteligente" (paso 3) y superpuesta a la de los 1970s, obteniéndose la matriz de cambios. El porcentaje final de área fiable para el análisis de los cambios fue del 6% (de las 30.170 ha quedaron 1.831,3 ha; ver Tabla 3). Para un análisis detallado de los cambios ver Serra et alii. (2000).

Cabe resaltar que en nuestro caso la pérdida de área ha sido elevada debido a la compleja composición paisajística, tal como se ha comentado anteriormente, y al hecho de combinar clasificaciones obtenidas de imágenes MSS y TM. Si el análisis se hubiese realizado entre clasificaciones obtenidas, por ejemplo, de imágenes TM y TM, la erosión no sería tan severa.

## CONCLUSIONES

A pesar de que la comparación postclasificación es un método muy empleado, raramente se consideran las fuentes de incertidumbre que pueden provocar resultados ficticios y que son: las exactitudes temáticas de las clasificaciones individuales, la fragmentación del paisaje, el error planimétrico, el tamaño del píxel y el origen de las mallas.

Así, pues, uno de los requisitos imprescindibles es partir de unas clasificaciones individuales fiables. Los resultados de la clasificación mixta han mostrado unos elevados porcentajes de exactitud temática, solucionándose automáticamente los problemas que conlleva el uso de los métodos no supervisados, como son el número de las clases espectrales a discriminar y los patrones de correspondencia entre las clases espectrales y las CUS.

El protocolo propuesto considera todos los aspectos anteriormente citados, evitándose falsos cambios positivos o negativos y analizándose sólo aquellas zonas más fiables (el interior de los polígonos), en detrimento de una parte del área de estudio. Además, con el método expuesto se eliminan aquellos píxeles más difíciles de clasificar, los de frontera, ya que suelen ser mezclas o transiciones de CUS.

Finalmente, cabe reseñar que con la disponibilidad de nuevos sensores con resoluciones espaciales mayores (10, 5, 1 m, etc.), el problema de superponer clasificaciones desde una perspectiva histórica se hará más frecuente, haciéndose necesario el establecimiento de protocolos para el análisis fiable de los cambios en las CUS.

## BIBLIOGRAFÍA

- ASPINALL, R. J. y HILL, M. J. 1997. Land cover change: a method for assessing the reliability of land cover changes measured from remotely-sensed data. *IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium Proceedings*, Singapore. 269-271.
- CONGALTON, R. G. y MACLEOD, R. D. 1994. Change detection accuracy assessment of the NOAA Chesapeake bay pilot study. *International Symposium on the spatial accuracy of natural resource data bases*. 16 May 1994, Virginia, American Society for Photogrammetry and Remote Sensing, 78-87.
- CHUVIECO, E. 1996. *Fundamentos de Teledetección espacial*. Madrid, Rialp.
- ESTES, J. E., HAJIC, E. J. y TINNEY, L. 1983. Fundamentals of image analysis: analysis of visible and thermal infrared data. En: *Manual of Remote Sensing*, Colwell, R. N (Ed.). Virginia, American Society of Photogrammetry, 987-1124.
- JENSEN, J. R., RUTCHEY, K., KOCH, M. S. y NARUMALANI, S. 1995. Inland wetland change detection in the everglades water conservation area 2A using a time series of normalized remotely sensed data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. 61: 199-209.
- LODHI, M., ECHAVARRIA, F. R. y KEITHLEY, C. 1998. Using remote sensing data to monitor land cover changes near Afghan refugee camps in Northern Pakistan. *Geocarto International*. 13: 33-39.
- LUNETTA, R. S., CONGALTON, R. G., FENSTERMAKER, L. K., JENSEN, J. R., MCGWIRE, K. C. y TINNEY, L. R. 1991. Remote sensing and geographic information system data integration: error sources and research issues. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. 57: 677-687.
- MERTENS, B. y LAMBIN, E. F. 1997. Spatial modelling of deforestation in Southern Cameroon. *Applied Geography*. 17: 143-162.
- PALÀ, V. y PONS, X. 1995. Incorporation of relief in polynomial-based geometric corrections. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. 61: 935-944.
- PONS, X. y SOLÉ-SUGRAÑES, LL. 1994. A simple radiometric correction model to improve automatic mapping of vegetation from multispectral satellite data. *Remote Sensing of Environment*. 48: 191-204.
- PONS, X. 2000. *MiraMon. Geographic Information System and Remote Sensing software*. Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals, CREAM. Bellaterra. <http://www.cream.uab.es/miramom>

- RICHARDS, J. A. 1993. *Remote sensing digital image analysis*. Berlin, Springer-Verlag.
- SALVADOR, R., PONS, X., VALERIANO, J. y DIAZ-DELGADO, R. 2000. A semi-automatic methodology to detect fire scars in shrubs and evergreen forests with Landsat MSS time series. *International Journal of Remote Sensing*. 21: 655-671.
- SERRA, P., PONS, X. y SAURÍ, D. 2000. Anàlisi dels usos del sòl a la plana de l'Alt Empordà i la seva localització a través de la teledetecció. *Documents d'Anàlisi Geogràfica*. 36: 63-89.
- SINGH, A. 1989. Digital change detection techniques using remotely-sensed data. *International Journal of Remote Sensing*. 10: 989-1003.
- SOMMER, S., HILL, J. y MÉGIER, J. 1998. The potential of remote sensing for monitoring rural land use changes and their effects on soil conditions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 67: 197-209.
- YANG, W. y MERCHANT, J. W., 1997, Impacts of up-scaling techniques on land cover representation in Nebraska, U.S.A. *Geocarto International*. 12: 27-39.