

## APLICACIÓN DE ANÁLISIS DE INCERTIDUMBRE COMO MÉTODO DE VALIDACION Y CONTROL DEL RIESGO EN LA TOMA DE DECISIONES

M. GÓMEZ DELGADO \* y J. BOSQUE SENDRA \*\*

Departamento de Geografía. Universidad de Alcalá  
C/ Colegios, 2. 28801 Alcalá de Henares, España

\* [montserrat.gomez@uah.es](mailto:montserrat.gomez@uah.es) \*\* [joaquin.bosque@uah.es](mailto:joaquin.bosque@uah.es)

### RESUMEN

Los beneficios que el uso combinado de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) y las técnicas de Evaluación Multicriterio (EMC) aportan a cualquier proceso de planificación territorial han sido ya suficientemente demostrados (Arentze *et al.*, 1996; Johnston, 1999; Yeh, 1999; Fotheringham y Wegener, 2000; Lukasheh *et al.*, 2001). Sin embargo, en los modelos elaborados y ejecutados a partir de estos métodos y técnicas, como en otros tantos problemas abordados en un entorno SIG, no se ha prestado demasiada atención a la validación final de los resultados y del modelo en sí, entendiendo como validación a cualquier acción que permita dar fuerza o robustez tanto al modelo empleado como a los resultados obtenidos con él.

Nuestro objetivo es sustituir los procesos de verificación habituales, para los que se necesita gran cantidad de información de partida sobre el error en los datos y parámetros del modelo, por un análisis de incertidumbre sobre la base de datos y sobre el modelo en sí. Esta propuesta de control del riesgo en un proceso de toma de decisiones se aplicará a un problema especialmente delicado como es la localización de instalaciones "no deseables", y en concreto la localización de un depósito de seguridad de residuos peligrosos en la Comunidad Autónoma de Madrid, España.

Palabras clave: sistemas de información geográfica, toma de decisiones, evaluación multicriterio, método de las jerarquías analíticas, tratamiento del error, análisis de incertidumbre, media ponderada ordenada

### ABSTRACT

The contribution of the combined use of the Geographical Information Systems (GIS) and the *MultiCriteria Evaluation* (MCE) techniques to various land planning processes has been widely demonstrated (Arentze *et al.*, 1996; Johnston, 1999; Yeh, 1999; Fotheringham y Wegener, 2000;

Lukashev *et al.*, 2001). Nevertheless, in the execution of the models based on these methods and techniques, small attention has been paid to the robustness of the final results and the model itself. Traditionally evaluation has become more of a verification process (that is to say, a process which verifies the results, rather than a procedure to test its robustness), which is related exclusively to the problem of the error assessment. The aim of this paper is to replace this process for a risk control procedure of the decision making based on an uncertainty analysis of the data and the model used. This procedure has been applied in a multicriteria spatial problem: the location of a hazardous waste landfill in the Madrid region, Spain.

Keywords: geographical information systems, decision making, multicriteria evaluation, analytic hierarchy process (AHP), error analysis, uncertainty analysis, ordered weighted average (OWA).

## 1. Introducción

La utilización conjunta de los SIG y las técnicas de EMC se presentan como uno de los procedimientos ideales para el desarrollo de tareas de planificación territorial, habiendo sido ya suficientemente demostradas sus beneficiosas aportaciones (Voogd, 1983; Barredo, 1996; Malczewski, 1999; Bosque Sendra y García, 2000; Dai *et al.*, 2001 entre otros muchos). Sin embargo, en los modelos elaborados y ejecutados a partir de estos métodos y técnicas, como en otros tantos problemas abordados en un entorno SIG, no se ha prestado demasiada atención a la validación final de los resultados y del modelo en sí, entendiendo como validación a cualquier acción que permita dar fuerza o robustez tanto al modelo empleado como a los resultados obtenidos.

Tradicionalmente, esta validación se ha convertido más bien en un proceso de verificación relacionado exclusivamente con el problema del error en los datos de partida, proceso que resulta a todas luces insuficiente debido a la problemática inherente a este tipo de análisis por la falta de datos de mayor exactitud, las limitaciones para la estimación de la propagación del error o la inexistencia de procedimientos y herramientas que permitan gestionar y reducir el error una vez estimado, además de limitarse exclusivamente al análisis de los datos de partida y no de la estructura y parámetros del modelo empleado.

Por otro lado, en los últimos años la aplicación rigurosa del tratamiento estadístico del error ha provocado la paralización de algunos proyectos de planificación de envergadura. Este sería el caso, por ejemplo, de la construcción de un depósito de residuos radiactivos en el Reino Unido, rechazado por las notables discrepancias encontradas en los resultados del modelo hidrológico utilizado (Beven, 2000). Quizás el resultado de estos procesos, para los que se requiere una gran inversión en dinero y esfuerzo, podría haber sido diferente si se hubiera procedido a cuantificar de manera adecuada la incertidumbre asociada a las predicciones del modelo en cuestión.

A todo ello habría que unir el creciente interés por implementar procesos participativos mediante los cuales pueda alcanzarse cierto consenso entre todos los agentes implicados en problemas de planificación, especialmente en aquellos que puedan tener una especial incidencia en el desarrollo futuro del territorio que se pretende intervenir. En este sentido, la posibilidad de disponer de información sobre la incertidumbre asociada al proceso parece ser un ingrediente de

gran valor, sobre todo en problemas de localización de instalaciones potencialmente peligrosas como la que aquí nos disponemos a tratar. Dichas instalaciones cuentan habitualmente con el rechazo frontal por parte de la población y han hecho populares acrónimos tan negativos como NYMBY (*Not In My Back Yard*) o BANANA (*Build Absolutely Nothing at All Near Anybody*).

Así las cosas, el objetivo de este trabajo es desarrollar un método de validación de los resultados y de control del riesgo asociado a la toma de decisiones a realizar a partir de los mismos, mediante un análisis de incertidumbre ([figura 1](#)) que se llevará a cabo tanto en el plano de los datos de partida como sobre la estructura del modelo empleado ([figura 2](#)):

- a) En primer lugar el análisis se aplicará sobre los datos de partida, y consistiría en introducir una serie de perturbaciones con el objetivo de observar y cuantificar sus efectos en los resultados de nuestro modelo. Esta primera cuantificación se realizaría principalmente a partir del cálculo de lo que denominaremos "*incertidumbre media cuadrática*".
- b) En segundo lugar, el análisis se llevaría a cabo sobre el modelo en sí, realizando variaciones en las especificaciones del mismo para observar de nuevo el efecto producido en los resultados. La cartografía de los lugares más veces seleccionados nos servirá para controlar el riesgo que estamos dispuestos a asumir en el proceso de toma de decisiones.

Todo ello a partir de las herramientas disponibles en un SIG convencional, sin necesidad de recurrir a tareas de programación específicas para llevar a cabo el proceso.

## 2. Posibilidades y limitaciones del tratamiento del error en problemas espaciales

Podemos decir que la preocupación por la calidad de los datos espaciales<sup>1</sup> ha ido incrementándose a medida que ha aumentado el número de empresas privadas dedicadas a la producción y distribución de este tipo de datos (derivado directamente del uso generalizado de los SIG como herramienta para la toma de decisiones) o por el incremento de la confianza en las fuentes de datos secundarias. Como respuesta a esta situación de falta de control en 1991 se crea la Comisión sobre Calidad de los Datos Espaciales por parte de la Asociación Cartográfica Internacional que, entre otras tareas, realizó el esfuerzo de establecer de manera rigurosa los componentes implicados en la evaluación de su calidad y que aparecen en la [tabla 1](#).

Además de todos estos componentes, algunos autores proponen también controlar otros factores (algunos directamente relacionados con el uso de los mismos en un SIG) como la edad de los datos, el área de cobertura, la escala y resolución, la relevancia de los datos para el problema a resolver, el formato, intercambio e interoperabilidad de los datos, la accesibilidad de los datos, etc. (Burrough y McDonnell, 1998).

Si la evaluación de estos componentes no es satisfactoria, nos llevaría directamente a la consideración de la incertidumbre y el error.

La modelación del error debería pasar por las siguientes etapas:

- a) Identificación de la fuente de error.
- b) Medida y detección del error
- c) Modelación de la propagación del error
- d) Propuestas de estrategias para la gestión y reducción del error.

La **identificación** del error en todos y cada uno de los componentes de los datos (espacial, temático y temporal) suele ser a menudo inabordable debido a las diferentes y diversas posibles fuentes de error. Entre todas ellas podríamos citar los errores cometidos en las mediciones (errores causados por el mal funcionamiento de instrumentos, equivocaciones por parte de las personas que los realizan, por la frecuencia del muestreo, por la escala, etc.); errores de asignación; errores de generalización de clases; de generalización espacial; errores en la entrada de datos (codificación, digitalización, etc.); errores derivados del modelo de datos utilizado (vectorial, raster, etc.); errores en el procesamiento de los datos (Fisher, 1999: 196). Pero tampoco podemos olvidar todos aquellos de tipo conceptual, es decir, errores en la traslación de las entidades del mundo real a objetos cartografiados, y cuya medición resulta prácticamente imposible.

Una vez identificado, la **medición** del mismo se suele llevar a cabo de manera mayoritaria sobre la componente exactitud, utilizándose para el resto de los componentes aproximaciones de tipo cualitativo. Los sistemas de medición más usuales están basados en la aplicación de métodos estadísticos y geoestadísticos, simulación estocástica o validación retrospectiva con datos independientes, basándose casi todos ellos en la extracción de muestras. En el caso de la componente espacial y la componente temática de tipo cuantitativo, es el cálculo del error medio cuadrático el método más utilizado, y en el caso de la componente temática de tipo cualitativa, la matriz de confusión.

En cuanto a la modelación de la **propagación** del error, en general, y en el caso particular de los SIG, todavía no se han producido grandes avances y son numerosos los inconvenientes planteados. Uno de los más importantes sería que en los modelos de propagación utilizados de manera más habitual, se presume que el error tiene una distribución normal y que no existe variación espacial del mismo. Podemos decir que los métodos estadísticos más utilizados son el análisis de Monte Carlo y en menor medida el método de las Series de Taylor (Heuvelink, 1998).

Otro de los principales problemas es que no suele ser habitual disponer de datos fiables sobre el error existente en los datos espaciales manejados.

Llegados a este punto, hemos de reconocer que el panorama tampoco es alentador en cuanto a las estrategias a seguir para gestionar o reducir el error. De la literatura revisada se extrae que la actitud más habitual es absorber de alguna manera ese error o intentar reducirlo. Entre las estrategias de reducción, existen propuestas como la de establecer un umbral a partir del cual los datos evaluados no pudiesen ser utilizados por su baja calidad, u otras más generales como las apuntadas por P. Burrough (Burrough y McDonnell, 1998): mejorar las técnicas de interpolación; utilizar una densidad de muestras apropiada cuando se trata de variables interpoladas; eliminar o comprobar subgrupos de datos y sesgos sistemáticos.

Lo que sí queda claro es que es el usuario el que finalmente ha de decidir qué nivel de error está dispuesto a aceptar y esto siempre estará relacionado con el fin perseguido en la utilización de esos datos. Por lo tanto, suele ser más que usual adoptar la primera de las estrategias apuntadas, es decir, la de absorción del error.

### 3. Análisis de incertidumbre como alternativa al tratamiento del error

Ante esta situación, algunos autores como S. Openshaw consideran que en muchas aplicaciones no es necesario saber la cantidad de error, sino poder tener la confianza de que el error y la incertidumbre a esos niveles no pone en duda la validez de los resultados en una situación específica (citado en Hunter, 1999).

Revisando la literatura de los últimos años y las escasas propuestas formuladas al respecto, parece que hoy día lo importante ya no es gestionar la incertidumbre o adoptar una estrategia de reducción de la incertidumbre, sino tener el mayor volumen de información posible sobre la misma y que los decisores sean los que asuman las consecuencias sobre esa base, fundamental para llevar a cabo tareas de planificación (Brunsden *et al.*, 1990; Emmi y Horton, 1996; Davis y Keller, 1997; Collins *et al.*, 2000). Esta reflexión cobra mayor relevancia si cabe en problemas relacionados con la localización de instalaciones potencialmente peligrosas, que cuentan siempre con el rechazo frontal de la población. Así, esta estrategia sería de igual modo conveniente para poder poner en práctica lo que en los últimos años se viene denominando como toma de decisiones participativa o planificación participativa (Jankowski *et al.*, 1997; Malczewski *et al.*, 1997; Jankowski, 2001; Cray *et al.*, 2002).

Llegados a este punto, hemos de advertir que todas estas cuestiones estarían dentro del tratamiento de la incertidumbre cuando los objetos de nuestra base de datos se encuentran bien definidos, pues autores como P. Fisher abogan por la utilización de otro tipo de técnicas relacionadas con la lógica borrosa cuando la definición de los objetos no es nítida (Fisher, 1999). Por otro lado, autores como R. Eastman, proponen también la utilización de esta lógica como forma de gestionar la incertidumbre en el campo de la toma de decisiones, y en concreto en la aplicación de técnicas de evaluación multicriterio. Es decir, estaríamos hablando de la incertidumbre inherente al modelo y las decisiones que tomamos sobre él y no a los datos de entrada.

No obstante, hemos de advertir que si bien la definición de los límites de los objetos espaciales mediante lógica borrosa está suficientemente tratada (ver Burrough y Frank, 1996), todavía queda mucho por desarrollar en cuanto al tratamiento de esa información una vez así definida, de manera que resulte factible llevar a cabo las operaciones y análisis que habitualmente se realizan en un SIG (Cross y Firat, 2000; Hong y Choi, 2000).

Así las cosas y para nuestro caso concreto, consideramos abordable manejar la lógica borrosa aplicándola a la regla de decisión o modelo, pero no a los objetos propiamente dichos; puesto que, por un lado, existen métodos de evaluación multicriterio en esta línea y, por otro, existe un SIG en el mercado que ha incorporado uno de ellos: nos estamos refiriendo al método OWA (*Ordered Weighted Average*), incluido en el módulo de Evaluación Multicriterio de IDRISI32 *Release Two*.

#### 4. Estudio de caso: la localización de un depósito de seguridad de residuos peligrosos en la Comunidad de Madrid (España)

##### 4.1 Planteamiento del problema de planificación

A continuación pasamos a describir brevemente el problema de planificación planteado y para cuya resolución se ha empleado un proceso de Evaluación Multicriterio en un entorno SIG. El área de estudio es la región de Madrid, situada en el centro geográfico de España ([figura 3](#)). Esta región se caracteriza por contar con una importante actividad industrial, destacando la presencia de algunos de los sectores que mayor volumen de residuos peligrosos genera: sector químico, transformación de metales, etc.

El objetivo de este procedimiento es evaluar el territorio en busca de aquellos lugares que cumplan con las mejores condiciones para la construcción de un depósito de seguridad. La construcción del modelo apropiado para conseguir este objetivo ha estado basada en los criterios que habitualmente vienen siendo utilizados en este tipo de problemas. Por una parte ha sido tenida en cuenta la normativa legal a la que se encuentra sujeto este tipo de actuaciones (europea, nacional y autonómica<sup>2</sup>).

En segundo lugar se elaboró una revisión sobre lo que a este respecto se menciona en diferentes manuales elaborados por ingenieros y relacionados con la gestión de residuos peligrosos (Lagrega *et al.*, 1996; Rodríguez e Irabien, 1999; Hontoria y Zamorano, 2000 y Marañón, 2000).

Por último se tuvieron en cuenta los criterios utilizados en distintos trabajos relacionados con esta problemática (Erkut y Moran, 1991; Massam, 1991; Banai, 1993; Siddiqui *et al.*, 1996; Charnpratheep *et al.*, 1997; Kao *et al.*, 1997; Lin y Kao, 1998; Bosque *et al.*, 1999; Lahdelma *et al.*, 2000; Dai *et al.*, 2001; Lahdelma *et al.*, 2002).

Teniendo en cuenta todo ello, y en función de la información disponible, se utilizó en la resolución del problema el conjunto de factores y restricciones que se detalla a continuación. El procedimiento se llevó a cabo en un entorno raster, concretamente en el SIG IDRISI32 *Release Two*

##### A) Restricciones

En la [tabla 2](#) aparecen todos los elementos excluidos del presente análisis, así como la dimensión del corredor de seguridad utilizado para cada uno de ellos. Una vez eliminado todo el territorio sujeto a algún tipo de restricción, el área final a evaluar se redujo a 1.515 km<sup>2</sup>, lo que supone un 19% de la superficie total de la región.

##### B) Factores

Los factores utilizados en el presente estudio pueden ser agrupados en: a) Factores ambientales; b) factores económicos y c) factores sociales, tal y como aparecen en la [tabla 3](#).

Normalizados todos los factores (entre 0 y 255) y una vez comprobado que no se encontraban correlacionados entre ellos, se procedió a ponderarlos utilizando el sistema de la matriz

de comparación por pares de Saaty y el procedimiento denominado AHP espacial (Banai, 1993; Siddiqui *et al.*, 1996; Malczewski, 1999).

El método de las Jerarquías Analíticas (*Analytic Hierarchy Process*, AHP) se basa en la descomposición, juicio comparativo y síntesis de las prioridades del problema de decisión. El problema de decisión ha de ser descompuesto en una jerarquía que capte los elementos esenciales del problema. El principio de juicio comparativo se plasmaría mediante la comparación por pares de los elementos de cada nivel de jerarquía. Finalmente, la síntesis de prioridades supone tomar cada una de las escalas de prioridades resultantes en cada nivel de jerarquía y construir un conjunto de prioridades global (compuesto) para el último nivel de la jerarquía, que será utilizado para evaluar las distintas alternativas.

La aplicación de estos tres principios se realiza en las siguientes fases (Saaty, 1995):

- a) Identificación de los criterios de decisión asociados al problema.
- b) Estructuración de los factores de una forma jerárquica, descendiendo desde los más generales a los más concretos y, evidentemente, conectados nivel a nivel.
- c) El siguiente paso consiste en establecer la importancia relativa de los elementos de cada jerarquía a partir del método de comparación por pares.
- d) Finalmente se agregarían los pesos de los niveles obtenidos en cada jerarquía, obteniendo así pesos compuestos o globales. Para ello se multiplican los pesos relativos de la primera matriz (el primer nivel de jerarquía) por los pesos relativos de la segunda y así sucesivamente hasta llegar al último nivel de jerarquía. El vector de pesos compuestos final tendrá una dimensión de 1 por  $m$ , siendo  $m$  el número de alternativas de decisión en el último nivel de jerarquía. La puntuación total  $R_i$  para cada alternativa ( $i$ ) se calcularía por tanto:
$$R_i = \sum_k w_k r_{ik}$$
donde  $w_k$  es el vector de prioridades (pesos) asociado a cada elemento  $k$  de la estructura jerárquica de criterios, la suma de  $w_k$  es igual a 1 y  $r_{ik}$  es el vector de prioridades obtenido al comparar las alternativas con cada criterio.
- e) Finalmente se ordenarían las alternativas en función del valor  $R$  alcanzado, siendo la más adecuada la que obtenga el valor más alto.

Sin embargo, el final del proceso es ligeramente diferente cuando nos encontramos ante un problema de EMC procesado en un entorno SIG, con un importante volumen de alternativas a evaluar. Así, en el denominado AHP espacial el procedimiento acabaría en el nivel de atributos (factores). A continuación se utilizaría un procedimiento de adición de todos estos factores para obtener el valor  $R$  de adecuación de cada alternativa y no mediante la comparación entre alternativas y criterios, siendo siempre las mejores alternativas las que obtuvieran el valor  $R$  más alto.

#### 4.2 Resultados de la aplicación del método de las jerarquías analíticas de Saaty (*AHP, Analytic Hierarchy Process*).

El último paso en el proceso de las jerarquías analíticas que venimos aplicando es la agregación final de todos los factores, ponderados por su peso correspondiente. Una vez obtenidos

los mapas de adecuación para la localización de depósitos de seguridad de residuos peligrosos, el siguiente paso consistía en determinar aquellas parcelas que registraran los mejores valores de adecuación (los 15 primeros) y que cumplieran con unos requisitos mínimos de extensión (5 hectáreas).

A continuación se muestra un mapa con la localización de las ocho mejores parcelas obtenidas ([figura 4](#)).

## 5. Validación de los resultados a partir de análisis de incertidumbre

Como ya comentamos, nuestro objetivo es sustituir el proceso de validación al uso, para el que se necesita gran cantidad de información de partida sobre el error en los datos y parámetros del modelo, por un análisis más asequible, pero no por ello menos útil. Así, proponemos llevar a cabo un análisis de incertidumbre sobre la base de datos y sobre el modelo en sí, a través de la aplicación de los métodos que explicaremos a continuación.

### 5.1 Análisis de incertidumbre en los datos de partida

Este primer análisis estaría basado en la introducción de una serie de perturbaciones en los datos de entrada (tanto en su componente espacial como temática), de manera que sea posible cuantificar su impacto en los resultados del modelo. Este tipo de procedimientos ya ha sido propuesto por diversos autores, sobre todo ante la falta de datos más exactos con los que realizar la verificación de los datos de partida (Hunter y Goodchild, 1995; Emmi y Horton, 1996; Davis y Keller, 1997; Kiiveri, 1997; Arbia y Haining, 1998). Sin embargo en muchos de estos casos el método resulta muy complejo y difícil de implementar. Ante esta situación, decidimos desarrollar un procedimiento que fuese posible abordar de manera sencilla y con las herramientas disponibles en cualquier SIG raster convencional.

#### *Introducción de distorsión en la componente espacial*

Nuestra propuesta se basa en la realización de una distorsión espacial de los datos de entrada a partir de un procedimiento bien conocido e implementado tanto en IDRISI32 como en cualquier otro SIG: la corrección geométrica. Partiendo de las coordenadas actuales de una serie de puntos de control (distribuidos de manera uniforme en el área de estudio), es posible introducir nuevas coordenadas con "ruido espacial" para producir el efecto contrario a la corrección propiamente dicha, perturbando así la posición horizontal de cada uno de nuestros factores. Así, y de manera aleatoria, se aumentaron o disminuyeron los valores de las coordenadas  $X$  e  $Y$  en dos intervalos de 500 y 1000m. Posteriormente, empleando una función lineal, se realizó una modificación de la posición de todos los lugares del territorio, intentando simular los posibles errores de exactitud espacial existentes en los datos iniciales. En el [apéndice 1](#) se muestra el proceso llevado a cabo en el SIG IDRISI32.

### *Introducción de distorsión en la componente temática*

El método que aquí proponemos se basa en la introducción de perturbaciones aleatorias en cada uno de los factores. A diferencia de otras propuestas en las que esa perturbación se limita a una franja entorno al límite de esos factores (Emmi y Horton, 1996; Davis y Keller, 1997; Crosetto y Tarantola, 2001; Crosetto *et al.*, 2002), en este caso la distorsión se realizó en toda la superficie ocupada por los mismos.

Así, se decidió modificar en un rango de  $\pm 40\%$  (con valores extraídos de una tabla de números aleatorios) el valor máximo registrado en cada factor original de tipo cuantitativo. En el caso de los factores de tipo cualitativo se realizó un cambio aleatorio de identificador de categoría. En la [figura 5](#) aparecen dos ejemplos de factores con "ruido" (uno de tipo cualitativo y otro de tipo cuantitativo) y en el [apéndice 2](#) se muestra la secuencia de operaciones llevadas a cabo en el SIG IDRISI32 para llevar a cabo el proceso en los dos tipos de factores (cuantitativos y cualitativos).

Una vez obtenidas las cuatro versiones con distorsión (espacial y temática) para cada factor, y dos versiones distorsionadas, en su componente espacial, de la cobertura final de restricciones, realizamos un procedimiento similar a la simulación de Monte Carlo, uno de los métodos más comunmente utilizados para analizar la propagación del error (Brunsdén *et al.*, 1990; Rejeski, 1993; Felicísimo, 1994; Aspinall y Pearson, 1996; Emmi y Horton, 1996; Davis y Keller, 1997; Heuvelink, 1998; Ehlschlaeger, C.R., 2002). Para ello ejecutamos el modelo un total de 30 veces, introduciendo en cada ocasión (y de manera aleatoria) una versión con algún tipo de distorsión para todos y cada uno de los factores (recordemos que habitualmente en estos tipos de simulación se introduce en cada ejecución un sólo factor con error).

Una vez obtenidos los 30 resultados, se puede proceder a realizar una serie de análisis de los mismos que nos aporten la suficiente información sobre el impacto de estas distorsiones:

- a) En primer lugar es recomendable extraer algunas medidas estadísticas básicas como la media y la desviación típica por píxel de todos los resultados de valores de adecuación del territorio obtenidos. En nuestro caso siempre se obtienen los valores medios de adecuación más altos en la misma zona encontrada en el resultado original, es decir, en el municipio de Brea de Tajo y su entorno más inmediato. Por su parte, los valores de desviación típica más elevados se concentraban en los bordes de las zonas de restricción, lo que indica claramente que los resultados pueden variar considerablemente si se introduce algún tipo de error en estos elementos, ya que un número importante de píxeles no son evaluados en todas las ejecuciones.
- b) La realización de un análisis de regresión (por píxel) entre cada uno de los resultados y el del modelo original, también aportaría información muy valiosa. De nuevo pudimos comprobar como la similitud era bastante considerable si no se introducían distorsiones en la cobertura de restricciones, alcanzando coeficientes de correlación superiores a 0,8, y descendiendo hasta 0,35 en las ocasiones en las que se utilizaba una de las versiones distorsionadas.
- c) Otro de los análisis de estos resultados que puede contribuir a establecer la confianza en nuestro planteamiento es el cálculo de lo que proponemos denominar "incertidumbre media cuadrática" (IMC). Es decir, podemos obtener un resultado para cada píxel que exprese la diferencia media de los 30 escenarios respecto al modelo original, a partir de la expresión

habitualmente utilizada para el cálculo del error medio cuadrático en los procesos de tratamiento estadístico del error:

$$IMC = \sqrt{\frac{\sum_i (X_i - X_{it})^2}{n-1}}$$

donde  $X_i$  sería el valor de adecuación alcanzado por cada píxel en cada uno de las 30 ejecuciones,  $X_{it}$  sería el valor de adecuación alcanzado por cada píxel en la ejecución del modelo original y  $n$  el número de ejecuciones (30).

En la [figura 6](#) aparece la distribución de esta incertidumbre media en nuestro área de estudio (para todo el área la IMC es de 44,2, oscilando el valor de adecuación entre 0 y 255). De nuevo comprobamos como los errores más importantes se aglutinan en torno a los bordes de las restricciones establecidas; a excepción de estas zonas, podemos decir que los valores de incertidumbre media cuadrática no son muy elevados. El dato todavía resulta más interesante y positivo si observamos la situación de algunas de las parcelas seleccionadas en el modelo original, y concretamente, las de mayor valor de adecuación (localizadas en el municipio que venimos mencionando). Como vemos, una gran parte de estas parcelas registran valores inferiores a 25, sobrepasando en raras ocasiones valores de 50.

- d) Finalmente seleccionamos las parcelas más adecuadas en cada uno de los 30 resultados, siguiendo los mismos criterios establecidos para el modelo original. A partir de aquí es posible generar de forma sencilla una cartografía que recoja las veces que ha sido seleccionado cada píxel en las 30 ejecuciones. La elaboración de este tipo de cartografía es una de las técnicas más utilizadas para explorar los resultados de un análisis de incertidumbre (Lodwick, 1989; Brundsdén, 1990; Lowry *et al.*, 1995; Canters *et al.*, 2002). En la [figura 7](#) aparece esta cartografía, junto con las parcelas seleccionadas en el modelo original de referencia. La mayor parte de los píxeles que conforman las dos parcelas originales de mayor tamaño y mayor adecuación, ha sido seleccionada en más de 20 ocasiones. En el resto de los casos este valor no suele alcanzarse, predominando los píxeles seleccionados menos de 10 veces. Esta es una prueba irrefutable de que existen unas zonas en las que la introducción de la distorsión ha causado menor impacto y, por tanto, los resultados son más robustos. Al ser este un estudio preliminar y poder contar con varios candidatos, siempre podremos elegir entre aquellos que hayan superado con éxito el análisis de incertidumbre llevado a cabo.

## 5.2 Análisis de incertidumbre en las especificaciones del modelo

El objetivo es realizar un nuevo análisis, pero esta vez relacionado con determinadas especificaciones del modelo. En primer lugar, realizaremos un ensayo introduciendo algunas modificaciones respecto a la modelación de determinadas variables. En segundo lugar, observaremos la repercusión en los resultados de la utilización de otro método de EMC diferente al propuesto en un principio y considerado como un método "borroso", es decir, el objetivo es tratar la incertidumbre relacionada con las especificaciones del modelo a partir de la teoría de la lógica borrosa.

Hemos de tener en cuenta que un modelo siempre es una representación simplificada de la realidad y que esta representación puede ser diferente dependiendo de quien la construya, sobre todo si se trata de un modelo de tipo normativo como es este caso. Los desarrolladores del modelo decidirán, en definitiva, cuáles son los parámetros y variables más interesantes a incluir en el mismo, con lo cual resultaría interesante averiguar si diferentes planteamientos del modelo nos conducen a los mismos resultados.

### 5.2.1 Modificaciones en el tratamiento de los factores *accesibilidad, distancia a población vulnerable y exposición a riesgos tecnológicos* y resultados

Procedimos a realizar ciertas modificaciones en la modelación de los tres factores mencionados en los términos que se detallan a continuación:

- a) *Factor de accesibilidad desde los centros productores de residuos peligrosos*. El objetivo de este análisis era comprobar si la simplificación de la modelación de este factor introduciría modificaciones sustanciales en el resultado. Así, se elaboró un nuevo factor en el que el valor de adecuación se definía, simplemente, en función de la distancia a estos centros de producción de residuos. Normalizado este nuevo factor (entre 0 y 255), se comprobó que las diferencias entre ambas versiones oscilaban entre -255 y 205, sin embargo la media de estas diferencias en todos los píxeles evaluados era tan sólo de 15,28.
- b) *Distancia (ponderada) a población vulnerable*. Al igual que en el caso anterior se planteó la posibilidad de sustituir este factor de distancia "ponderada" por un factor simple de distancia a los distintos sectores urbanos, sin considerar el volumen de población residente en cada uno de ellos. Por otro lado, y disponiendo de datos de población para dos fechas (censo de 1991 y padrón de 1996), quisimos comprobar si esta actualización influiría de manera sustancial en los resultados, dado que en la elaboración y ejecución de cualquier proyecto se presta especial atención al hecho de poder disponer de los últimos datos, sobre todo tratándose de una variable tan decisiva (y tan cambiante en el tiempo) en muchos de ellos como la población. También se generaron para ambas fechas las dos versiones mencionadas (factor distancia y factor distancia ponderada). Las diferencias entre ambas versiones (para el año 1991 y 1996) oscilaron entre 0 y -137. En cuanto a las diferencias entre la versión de distancia ponderada para los dos años una vez normalizados los factores, hemos de mencionar que fueron menores de lo esperado, aun cuando es sabido el importante crecimiento que la Comunidad de Madrid experimentó entre esas dos fechas.
- c) *Exposición a riesgos tecnológicos*. Dado que disponíamos de una versión menos actualizada de este factor, decidimos incorporarlo para comprobar el alcance de las variaciones registradas en el resultado final del modelo. Una vez normalizadas ambas versiones, las diferencias oscilaban entre 45 y -93.

Con estas diferentes versiones elaboradas para algunos de los factores contemplados en el estudio, se establecieron tres escenarios diferentes para la selección de los mejores candidatos a recibir un depósito de residuos peligrosos:

1. En este primer escenario se utilizaron los factores que se encontraban "sin actualizar" (es decir, el factor población con datos de 1991 y la versión más antigua del mapa de

- exposición a riesgos tecnológicos) y las versiones más elaboradas de aquellos factores que tenían más de una versión para modelar la distancia (factor de *accesibilidad* a productores de residuos peligrosos y factor de distancia *ponderada* a población vulnerable).
2. En un segundo escenario se mantuvieron los factores "sin actualizar", pero esta vez se utilizó simplemente la distancia para modelar tanto la proximidad a la población vulnerable, como la accesibilidad a los productores de residuos peligrosos.
  3. El último escenario sería idéntico al anterior, pero con las versiones actualizadas de población (padrón de 1996) y de exposición al riesgo.

Una vez ejecutado el modelo original con todas estas variaciones, extrajimos las parcelas de mayor nivel de adecuación siguiendo las directrices anteriormente mencionadas. Los resultados aparecen en la [tabla 4](#).

Como podemos comprobar, el número de parcelas se modifica de unos escenarios a otros, pero algunas de ellas aparecen reiteradamente en todos ellos. Destacaríamos el caso de las parcelas numeradas en el modelo original con el 3 y el 5 y que serían aquellas de mayor tamaño que aparecen en la [figura 2](#). Como vemos, ni el tamaño, ni el nivel medio de adecuación varía considerablemente. Lo mismo sucede con otras parcelas como la número 6 o la número 7 (en este caso el tamaño no ha sido modificado en ninguno de los escenarios contemplados). Las parcelas número 1 y 2 no experimentan cambios significativos en cuanto al nivel medio de adecuación, pero sí lo hacen en lo que respecta a su tamaño.

Finalmente, y atendiendo a las diferencias concretas de extensión y número de parcelas obtenidas, hemos podido comprobar que ejerce una mayor influencia en los resultados la actualización de la información que la modificación en el tratamiento de los factores.

Estos nuevos datos, por tanto, resultan igualmente valiosos para poder tomar una decisión informada. De esta manera es posible seleccionar los resultados más robustos entre los obtenidos, es decir aquellos sobre los que las modificaciones realizadas en el modelo han tenido escasa incidencia.

### 5.2.2 Resultados de la aplicación del método de EMC borroso de la Media Ponderada Ordenada (*Ordered Weighted Average*, abreviadamente OWA)

El método de la Media Ponderada Ordenada (OWA) es considerado por algunos autores como una técnica EMC borrosa, otros lo consideran una unión entre un método de EMC rígido (*crisp*) y la lógica borrosa (Malczewski, 1999) y el responsable de su incorporación al SIG IDRISI lo considera una técnica que permite controlar el riesgo y la incertidumbre asociados a cualquier toma de decisiones (Jiang y Eastman, 2000; Eastman, 2001).

El método consiste en utilizar, además de los pesos de los factores, otra serie de pesos "ordenados" que controlan como se agregan esos factores ponderados. De esta manera es posible determinar el nivel total de compensación permitido entre los factores empleados (es decir que un buen resultado de adecuación sea el resultado de combinar valores elevados en muchos factores con

valores bajos en algunos factores, lo que siempre sería peor que tener valores relativamente elevados en todos los factores). Estos pesos ordenados también han de sumar la unidad y las distintas combinaciones de los mismos nos permitirían situarnos en cualquier punto del espacio triangular de decisión que observamos en la [figura 8](#).

Así, el método permitiría agregaciones borrosas y continuas entre la intersección (método de riesgo mínimo) y la unión (método de riesgo máximo), ocupando la sumatoria lineal ponderada justo la situación intermedia entre ellas. Para situarse en algún lugar dentro de este espacio se ha de introducir medidas de *ANDness*, *ORness* y compensación (*tradeoff*) asociadas a cualquier conjunto de pesos ordenados.

En este caso también se plantearon varios escenarios en función de las posibilidades que nos ofrece el módulo OWA de IDRISI32 y partiendo siempre del modelo original:

- a) En un primer momento se planteó un escenario conservador, asumiendo un riesgo muy bajo y sin ninguna compensación, es decir, utilizando un operador de mínimos. De esta manera, el valor asignado a cada píxel será el del factor que alcance en dicho píxel el valor más bajo.
- b) A continuación decidimos adoptar una posición un tanto menos conservadora, para observar si realmente se producían cambios sustanciales en los resultados finales. Así, decidimos mantener un riesgo tan sólo un poco más alto, permitiendo cierta compensación entre los distintos factores:
  - i. 0.4 0.3 0.1 0.075 0.05 0.03 0.02 0.01 0.009 0.006 0.0
- c) Tratando de establecer un tercer supuesto en el escenario más conservador (por otro lado creemos que el más apropiado tratándose de este tipo de instalaciones), decidimos situarnos en una posición algo más arriesgada, permitiendo a la vez algo más de compensación:
  - i. 0.3 0.2 0.1 0.09 0.07 0.065 0.057 0.04 0.035 0.025 0.018
- d) Otra de las posibilidades interesantes en el empleo de este módulo consiste en realizar esta aplicación "borrosa" en etapas, de manera que nos permita establecer escenarios diferentes para cada grupo de factores. Esto resulta especialmente interesante en la resolución de un problema tan delicado como el aquí tratado. Dadas las características de las instalaciones consideradas, no parece muy apropiado permitir algún tipo de compensación entre determinados factores que precisamente controlarían el impacto derivado de su peligrosidad. Así y en función de la composición de cada uno de los grupos, se decidió realizar el procedimiento en los términos que describimos a continuación, manteniendo siempre los pesos originalmente otorgados a los factores:
  - *Factores ambientales*: no se permitió la compensación entre ellos, así el valor de adecuación final sería el valor del factor ambiental que alcanzara el valor más bajo.
  - *Factores económicos*: planteamos un escenario de riesgo medio y elevada compensación, equivalente a la sumatoria lineal ponderada.
  - *Factores sociales*: por último decidimos plantear para este grupo un escenario similar al del grupo de los ambientales, pero permitiendo algún tipo de compensación a través de los siguientes pesos ordenados: 0.7 0.2 0.1.

Para la combinación final de los tres grupos de factores se estableció un escenario conservador con pesos ordenados  $1\ 0\ 0$ , otorgando un peso idéntico para cada uno de los grupos de factores ( $0.33\ 0.33\ 0.33$ ).

- e) Finalmente llevamos a cabo un último ensayo partiendo del mismo planteamiento que en el punto anterior, pero en esta ocasión se modificaron los pesos establecidos de antemano para los distintos factores, adoptando el mismo peso para todos en las distintas etapas.

El resultado más relevante de estos ensayos es la importante reducción del valor de adecuación medio del área evaluada, al tratarse de unos escenarios bastante restrictivos (muy cercanos al operador Y lógico). Obtenidas las mejores parcelas, también se produjo una reducción notable de las mismas. En los escenarios *a* y *e* sólo se obtuvo 1 parcela, en el *b* y *d* dos parcelas y en el *c* un total de 3. Estas parcelas coincidían en gran parte con las parcelas 3, 5 y 7 del modelo original (ver [figura 2](#) y [tabla 4](#)).

### 5.2.3 Comparación de todos los resultados respecto al modelo original

Para finalizar analizaremos de manera conjunta el resultado de este análisis de incertidumbre relacionado con las especificaciones del modelo:

1. *Cartografía de los píxeles más veces seleccionados*. En la [figura 9](#) aparece la cartografía de las veces que ha sido seleccionado cada píxel en los 8 escenarios finalmente manejados en esta parte de análisis de incertidumbre del modelo. Podemos afirmar que el descenso en el número de píxeles coincidentes respecto a ensayos anteriores es fundamentalmente debido a las condiciones más restrictivas planteadas en esta última parte del análisis. Sin embargo, también es posible comprobar como son las parcelas del municipio de Brea de Tajo las seleccionadas de manera reiterada, obteniendo sistemáticamente los mejores resultados de adecuación media en cada uno de los escenarios.
2. *Adecuación media de las mejores parcelas obtenidas en cada uno de los escenarios, respecto al mapa de adecuación del modelo original*. Analizando este dato comprobamos cómo los valores se encuentran muy cercanos a la media de las parcelas del modelo de referencia ([figura 10](#)). Esta vuelve a ser una prueba de que tanto los datos de partida, como el modelo utilizado en la resolución de nuestro problema de planificación, ofrecen garantías suficientes para tomar una decisión final con un grado elevado de confianza en nuestros resultados. Como vemos, en ningún caso se desciende a un valor medio de adecuación de 214, siendo el del modelo original de 218.

## 6. Conclusiones

En el presente trabajo pensamos ha quedado suficientemente demostrada la utilidad que el análisis de incertidumbre puede aportar al proceso de validación de un modelo normativo de las características del aquí tratado. Hemos podido comprobar cómo sin llegar a conocer el error atribuible a nuestros datos de partida es perfectamente viable realizar un test de fiabilidad. Este análisis nos permitirá conocer en qué medida podría afectar a los resultados finales la introducción

aleatoria de "ruido" (lo que simula la existencia de errores que no se conocen con exactitud) en los dos componentes principales de los datos manejados en un modelo espacial: la componente temática y la componente espacial. Pero también hemos podido comprobar que existen medios para realizar este proceso, no sólo sobre los datos de partida, sino también sobre determinadas especificaciones del modelo como el tratamiento de los factores o las técnicas de EMC utilizadas. En este sentido, las ventajas de la utilización de la lógica borrosa sólo han podido ser comprobadas en una pequeña parcela, pues todavía no existen suficientes herramientas desarrolladas para poder tratar los datos de partida como elementos con límites no bien definidos. La aplicación de un método de EMC considerado borroso, como el OWA, es simplemente un primer paso.

Llegados a este punto también cabría aludir a las ventajas de la utilización del formato raster para ejecutar este tipo de procedimientos. Así, este formato ha permitido mayor flexibilidad a la hora de realizar el análisis de incertidumbre y concretamente los procesos de introducción de error temático.

En cuanto a las técnicas propuestas para observar el impacto de la incertidumbre en los datos de partida y en las especificaciones del modelo sobre los resultados, son la cartografía de los píxeles más veces seleccionados o el cálculo de la "incertidumbre media cuadrática" las herramientas más apropiadas y de más fácil manejo para comprobar, cómoda y rápidamente, la robustez de nuestros resultados. Se trata de procedimientos asequibles y de fácil aplicación en cualquier SIG convencional, frente a otras técnicas más sofisticadas de visualización de la incertidumbre que se vienen desarrollando y que sirven para comprobar el efecto en los datos de partida, pero no en los resultados del modelo, que es, en definitiva, lo que interesa a cualquier sujeto implicado en un proceso de toma de decisiones.

Por otro lado hemos podido comprobar que no es necesario desarrollar herramientas complejas para realizar este tipo de control, pudiéndolo llevar a cabo con las opciones disponibles en un SIG convencional. Este hecho, sin duda, puede contribuir a fomentar la realización de un tipo de prácticas tan poco usuales hoy día.

Finalmente queremos insistir en que este tipo de procesos han de considerarse como otro de los eslabones de esa cadena que tiene que conducir hacia la implantación definitiva de procesos de toma de decisiones participativos, sobre todo en problemas de localización de instalaciones potencialmente peligrosas para el medio ambiente y la población. El proceso de planificación, por tanto, ha de estar abierto hasta el final. La población y los distintos agentes sociales, políticos, etc. han de conocer y participar en la creación de unas bases sólidas sobre las que se sustente cualquier problema de planificación. Si además es posible obtener información sobre el impacto que en los resultados puedan producir pequeñas variaciones en los datos de partida o en otros componentes del modelo, será posible avanzar hacia situaciones de consenso y colaboración.

## Referencias bibliográficas

Arbia, G. y Haining, R. (1998): "Error propagation modelling in raster GIS: overlay operations", *International Journal of Geographical Information Science*, 12, 2, pp. 145-167.

Gómez Delgado, M. y Bosque Sendra, J. (2004): "Aplicación de análisis de incertidumbre como método de validación y control del riesgo en la toma de decisiones", *GeoFocus (Artículos)*, nº 4, p. 179-208. ISSN: 1578-5157

---

Arentze, T.A., Borgers, A.W.J. y Timmermans, H.J.P. (1996): "Integrating GIS into planning process", en Fisher, M., Scholten, H.J. y Unwin, D. (Eds.): *Spatial analytical perspectives on GIS*, London, Taylor & Francis.

Aspinall R.J. y Pearson, D.M. (1995): "Describing and managing uncertainty of categorical maps in GIS", en Fisher, P.F. (Ed.): *Innovations in GIS 2*, Selected papers from the Second National Conference on GIS Research U. London, Taylor & Francis Group, pp.71-83.

Banai, R. (1993): "Fuzziness in Geographical Information Systems: contributions from the analytic hierarchy process", *International Journal of Geographical Information Systems*, 7, 4, pp.315-329.

Barredo, J. I. (1996): *Sistemas de información geográfica y evaluación multicriterio en la ordenación del territorio*. Madrid. Editorial Ra-Ma.

Beven, K. (2000): "On model uncertainty, risk and decision making", *Hidrological Processes*, 14, pp.2605-2606.

Bosque Sendra, J., Díaz Muñoz, M.A., Gómez Delgado, M., Rodríguez Espinosa, V.M., Rodríguez Durán, A.E. y Vela Gayo, A. (1999): "Un procedimiento, basado en un SIG, para localizar centros de tratamiento de residuos", *Anales de Geografía de la Universidad Complutense*, 19, pp.295-323.

Bosque Sendra, J. y García, R.C. (2000): "El uso de los sistemas de información geográfica en la planificación territorial", *Anales de Geografía de la Universidad Complutense*, Vol. 20, pp.49-67.

Brunsdon, C., Carver, S., Charlton, M. y Openshaw, S. (1990): "A review of methods for handling error propagation in GIS", *Proceedings of the European Conference on GIS*, pp. 106-116.

Burrough, P.A. y Frank, A.U. (1996): *Geographic objects with indeterminate boundaries*. London, Taylor & Francis.

Burrough, P.A. y McDonnell, R.A. (1998): *Principles of geographical information systems*, Oxford University Press.

Canter, F., Genst, W. De y Dufourmont, H. (2002): "Assessing effects of input uncertainty in structural landscape classification", *International Journal of Geographical Information Science*, 16, 2, pp. 129-149.

Charnpratheep, K., Zhou, Q. y Garner, B. (1997): "Preliminary landfill site screening using fuzzy Geographical Information Systems", *Waste Management & Research*, 15, pp.197-215.

Collins, G., Kremer, J.N. y Valiela, I. (2002): "Assessing uncertainty in estimates of nitrogen loading to estuaries for research, planning, and risk assessment", *Environmental Management*, 25, 6, pp.635-645.

Cray, W.J., Harris, T.M. y Wein, D. (2002): *Community participation and GIS*. Londres, Taylor & Francis.

Crosetto, M. y Tarantola, S. (2001): "Uncertainty and sensitivity analysis: tools for GIS-based model implementation", *International Journal of Geographical Information Science*, 15, 5, pp.415-437.

Crosetto, M., Crosetto, F. y Tarantola, S. (2002): "Optimized resource allocation for GIS-based model implementation", *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 68, 3, pp.225-232.

Cross, V. y Firat, A. (2000): "Fuzzy objects for geographical information systems", *Fuzzy sets and systems*, 113, 1, pp.19-36.

Dai, F.C., Lee, C.F. y Zhang, X.H. (2001): "GIS-based geo-environmental evaluation for urban land-use planning: a case study", *Engineering Geology*, 61, pp.257-271.

Davis, T.J. y Keller, C.P. (1997): "Modelling uncertainty in natural resource analysis using fuzzy sets and Monte Carlo simulation: slope stability prediction", *International Journal of Geographical Information Science*, 11, 5, pp. 409-434.

- Eastman, R. (2001): *IDRISI32 Release 2. Guide to GIS and Image Processing*. Volume 2, MA: Graduate School of Geography, Clark University, Worcester.
- Ehlschlaeger, C.R. (2002): "Representing multiple spatial statistics in generalized elevation uncertainty models: moving beyond the variogram", *International Journal of Geographical Information Science*, 16, 3, pp. 259-285.
- Emmi, P.C. y Horton, C.A. (1996): "Seismic risk assessment, accuracy requirements, and GIS-based sensitivity analysis", en Goodchild, M.F, Steyaert, L.T. Y Parks, B.O. (Eds.): *GIS and Environmental modeling: progress and research issues*. Fort Collins, CO: GIS World Books, pp. 191-195.
- Erkut, E. y Moran, S.R. (1991): "Locating obnoxious facilities in the public sector: an application of the analytic Hierarchy process to municipal landfill siting decisions", *Socio-economic planning*, 25, 2, pp.89-102.
- Felicísimo, A.M. (1994): *Modelos digitales del terreno. Introducción y aplicaciones en las Ciencias Ambientales*. Oviedo, Pentalfa Ediciones.
- Fisher, P.F. (1999): "Models of uncertainty in spatial data", en Longley, P.A., Goodchild, M.F, Maguire, D.J. y Rhind, D.W. (Eds.): *Geographical information systems*. Volume I, New York, John Wiley & Sons, Inc., pp.191-205.
- Fotheringham, A.S. and Wegener, M. (2000): *Spatial models and GIS*. London: Taylor & Francis.
- Heuvelink, G.B.M. (1998): *Error propagation in environmental modelling with GIS*. London, Taylor & Francis.
- Hong, D.H. y Choi, CH. (2000): "Multicriteria fuzzy decision-making problems based on vague set theory", *Fuzzy sets and systems*, 114, 1, pp.103-113.
- Hontoria, E. y Zamorano, M. (2000): *Fundamentos del manejo de los residuos urbanos*. Madrid, Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, Colección Senior.
- Hunter, G.J. (1999): "Managing uncertainty", en Longley, P.A., Goodchild, M.F, Maguire, D.J. y Rhind, D.W. (Eds.): *Geographical information systems*. Volume II, New York, John Wiley & Sons, Inc., pp. 633-641.
- Hunter, G.J. y Goodchild, M.F. (1995): "Dealing with error in spatial databases: a simple case study", *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 61, 5, pp.529-537.
- Jankowski, P. (2001): *Geographic information systems for group decision making: towards a participatory, geographic information science*. London, Taylor & Francis.
- Jankowski, P., Nyerges, T.L., Smith, A., Moore, T.J. y Horvath, E. (1997): "Spatial group choice: a SDSS tool for collaborative spatial decision-making", *International Journal of Geographical Information Science*, 11, 6, pp. 577-602.
- Jiang, H. y Eastman, R. (2000): "Application of fuzzy measures in multi-criteria evaluation in GIS", *International Journal of Geographical Information Science*, 14, 2, pp.173-184.
- Johnston, J. (1999): "Geography and GIS", en Longley, P.A., Goodchild, M.F, Maguire, D.J. and Rhind, D.W. (Eds.): *Geographical Information Systems*, Volume II, New York: John Wiley & Sons, Inc., 39-47.
- Kao, J.J., Lin, J.Y. y Chen, W.Y. (1997): "Network geographic information system for landfill siting", *Waste Management & Research*, 15, pp.239-253.
- Kiiveri, H.T. (1997): "Assessing, representing and transmitting positional uncertainty in maps", *International Journal of Geographical Information Science*, 11, 1, pp. 33-52.
- Lahdelma, R., Salminen, P. y Hokkanen, J. (2000): "Using multicriteria methods in environmental planning and management", *Environmental management*, 26, 6, pp. 595-605.

- Lahdelma, R., Salminen, P. y Hokkanen, J. (2002): "Locating a waste treatment facility by using stochastic multicriteria acceptability analysis with ordinal criteria", *European Journal of Operational Research*, 142, 2, pp.345-356.
- Lagrega, M., Buckingham, P. y Evans, J. (1996): *Gestión de residuos tóxicos: tratamiento, eliminación y recuperación de suelos*. Madrid, McGraw-Hill Editorial.
- Lin, H-Y. y Kao, J-J. (1998): "A vector-based spatial model for landfill siting", *Journal of hazardous materials*, 58, pp.3-14.
- Lodwick, W. (1989): "Developing confidence limits on errors of suitability analysis in GIS", en Goodchild, M.F. y Gopal, S. (Eds.): *The accuracy of spatial databases*. London, Taylor & Francis, pp.69-78.
- Lowry, J.H, Miller, H.J. y Hepner, G.F. (1995): "A GIS-based sensitivity analysis of community vulnerability to hazardous contaminants on the Mexico/US border", *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 61, 11, pp. 1347-1359.
- Lukashev, A.F., Droste, R.L. y Warith, M.A. (2001): "Review of Expert Systems (ES), Geographic Information System (GIS), Decision Support System (DSS), and their applications in landfill design and management", *Waste Management & Research*, 19, 177-185.
- Malczewski, J., Moreno-Sanchez, R., Bojorquez-Tapia, L.A. y Ongay-Delhumeau, E. (1997): Environmental conflict analysis in the Cape Region, Mexico, *Journal of Environmental Planning and Management*, 40, 349-374.
- Malczewski, J. (1999): *GIS and multicriteria decision analysis*. New York, John Wiley & Sons, Inc.
- Marañón, E. (2000): *Residuos industriales y suelos contaminados*. Oviedo, Servicio de Publicaciones de la Universidad de Oviedo.
- Massam, B. (1991): "The location of waste transfer stations in Ashdod, Israel, using a multi-criteria Decision Support System", *Geoforum*, 22, 1, pp.27-37.
- Rejeski, D. (1993): "GIS and risk: a three-culture problem", en Goodchild, M.F, Parks, B.O. y Steyaert, L.T. (Eds.): *Environmental modeling with GIS*. New York, Oxford University Press, pp. 318-331.
- Rodríguez, J. e Irabien, A. (1999): *Los residuos peligrosos: caracterización, tratamiento y gestión*. Madrid, Editorial Síntesis.
- Saaty, T.L. (1995): *Decision making for leaders. The analytic hierarchy process for decisions in a complex world*. Pittsburgh, RWS Publications.
- Siddiqui, M.Z., Everett, J.W. y Vieux, B.E. (1996): "Landfill siting using geographic information systems: a demonstration", *Journal of Environmental Engineering*, 122, 6, pp.515-523.
- Veregin, H. y Hargitai, P. (1995): "An evaluation matrix for geographical data quality", en Guptill, S.C. y Morrison, J.L. (Eds.): *Elements of spatial data quality*. Oxford, International Cartographic Association, Elsevier Science, pp. 167-188.
- Yeh, A.G-O. (1999): "Urban planning and GIS", en Longley, P.A., Goodchild, M.F., Maguire, D.J. and Rhind, D.W. (Eds.): *Geographical information systems*, Volume II, New York: John Wiley & Sons, Inc., 877-888.

## TABLAS

**Tabla 1. Matriz de evaluación de la calidad de los datos**

	<b>Espacio</b>	<b>Tiempo</b>	<b>Tema</b>
<b>Procedencia</b>			
<b>Exactitud</b>			
<b>Compleción</b>			
<b>Consistencia lógica</b>			
<b>Información temporal</b>			
<b>Resolución</b>			

Fuente: Adaptado de Veregin y Hargitai (1995).

**Tabla 2. Restricciones a la construcción de depósitos de seguridad de residuos peligrosos**

<b>Restricción</b>	<b>Área de seguridad en metros</b>	<b>Notas</b>
<i>Polígonos industriales</i>	100	El <i>Reglamento de Actividades Insalubres, Nocivas y Peligrosas</i> , de aplicación en todo el ámbito nacional, recoge que ha de existir una distancia mínima de 2.000 m. entre cualquier núcleo poblado y una instalación con este tipo de actividades. Dado que se trata de una región altamente urbanizada, tuvimos que reducir esta distancia a 1.000 m. para poder disponer de suficiente territorio en la evaluación.
<i>Núcleos de población</i>	1000	
<i>Red hidrográfica e infraestructura relacionada</i>	200	Casi el 35% del territorio regional se encuentra bajo esta figura de protección. Se trata de conseguir que cada candidato se encuentre en un solo municipio. Centros educativos, hospitales, centros comerciales y centros para personas mayores. Depuradoras; líneas de alta tensión; centros penitenciarios; estaciones de transferencia de residuos sólidos urbanos; vertederos; gasolineras; depósitos de combustible; centros de gestión de residuos peligrosos; gasoductos y oleoductos
<i>Vías de comunicación (incluido aeropuertos)</i>	100	
<i>Patrimonio histórico-artístico</i>	200	
<i>Espacios naturales protegidos</i>	200	
<i>Límites municipales</i>	100	
<i>Equipamientos sociales "sensibles"</i>	200	
<i>Instalaciones molestas y peligrosas</i>	100	

**Tabla 3. Jerarquía final para el análisis de adecuación del territorio para la localización de depósitos de seguridad de residuos peligrosos**

FACTORES	SUBFACTORES	PESO FINAL
Factores ambientales / p = 0,54	Vulnerabilidad de los mantos acuíferos / p = 0,36	p = 0,194
	Tipo de suelos / p = 0,36	p = 0,194
	Distancia a red hidrográfica / p = 0,16	p = 0,086
	Zonas de riesgo geotécnico / p = 0,08	p = 0,043
	Distancia a espacios de interés natural / p = 0,04	p = 0,022
Factores económicos / p = 0,3	Pendiente / p = 0,64	p = 0,192
	Costes de expropiación/cambio de uso / p = 0,26	p = 0,078
	Accesibilidad a productores / p = 0,1	p = 0,030
Factores sociales / p = 0,16	Distancia a población vulnerable / p = 0,65	P = 0,104
	Distancia a elementos sensibles / p = 0,23	P = 0,037
	Exposición a riesgos tecnológicos / p = 0,12	p = 0,019

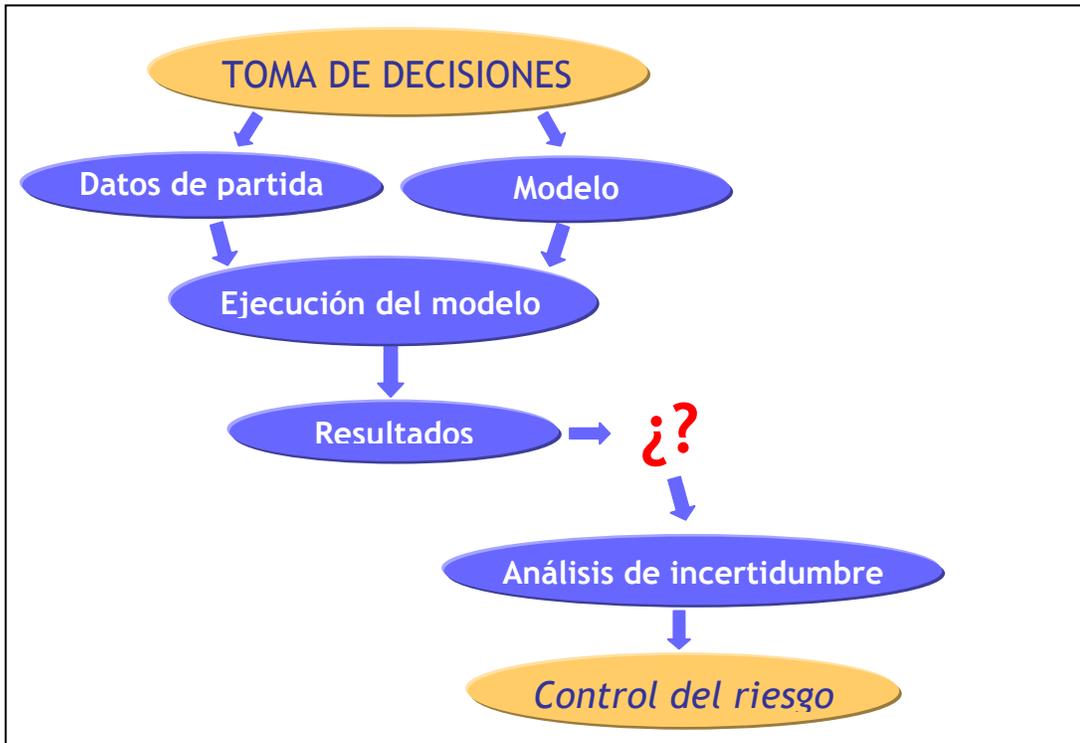
P = peso. Es posible encontrar mas información sobre el modelado de alguno de estos factores en Bosque *et al.* (1999).

Gómez Delgado, M. y Bosque Sendra, J. (2004): "Aplicación de análisis de incertidumbre como método de validación y control del riesgo en la toma de decisiones", *GeoFocus (Artículos)*, nº 4, p. 179-208. ISSN: 1578-5157

**Tabla 4. Comparación de los resultados obtenidos para las mejores parcelas en los tres escenarios contemplados y el original**

Escenario original			Escenario 1			Escenario 2			Escenario 3		
Parcela	Nº píxeles	Adecu. Media	Parcela	Nº píxeles	Adecu. Media	Parcela	Nº píxeles	Adecu. media	Parcela	Nº píxeles	Adecu. media
			1	35	209,0						
			2	77	209,9	1	80	200,8	1	62	201,0
			3	22	209,0	2	23	200,1			
			4	50	209,0	3	56	198,8	2	46	201,0
			5	24	211,0	4	24	198,0			
1	79	210,5	6	293	209,7	5	274	198,7	3	84	201,4
			7	20	210,7	6	20	199,7			
2	113	210,8	8	249	210,9	7	250	200,5	4	119	201,7
			9	24	210,5	8	25	199,8			
			10	31	209,0	9	37	198,2			
3	446	217,2	11	450	216,8	10	446	205,8	5	444	207,8
4	36	210,2	12	35	209,1						
5	676	221,7	13	673	220,3	11	673	208,7	6	675	212,9
6	41	214,2	14	40	212,6	12	38	199,6	7	40	204,1
7	36	216,6	15	36	215,1	13	36	204,0	8	36	208,0
8	36	210,2	16	33	209,2				9	31	201,3
									10	20	202,6

## FIGURAS



**Figura 1. Análisis de incertidumbre como mecanismo de control del riesgo en la toma de decisiones.**

Gómez Delgado, M. y Bosque Sendra, J. (2004): "Aplicación de análisis de incertidumbre como método de validación y control del riesgo en la toma de decisiones", *GeoFocus (Artículos)*, nº 4, p. 179-208. ISSN: 1578-5157

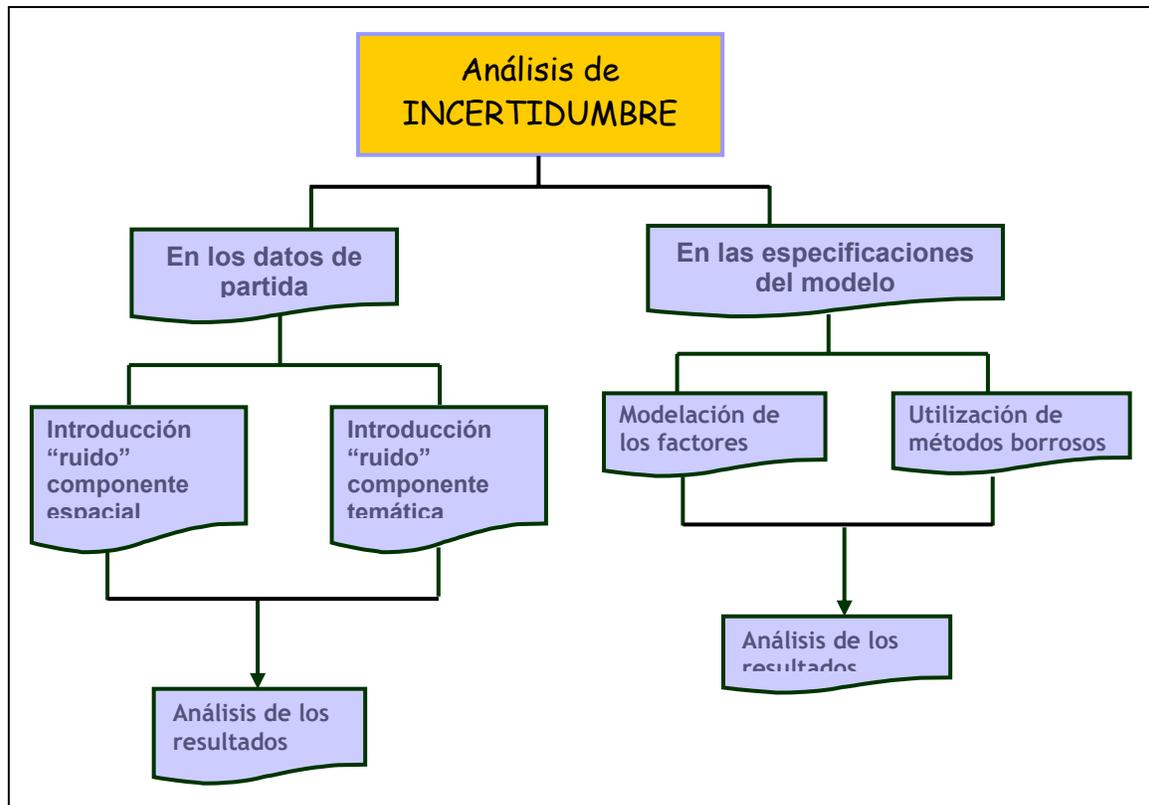


Figura 2. Esquema de aplicación del análisis de incertidumbre para el control del riesgo del modelo.

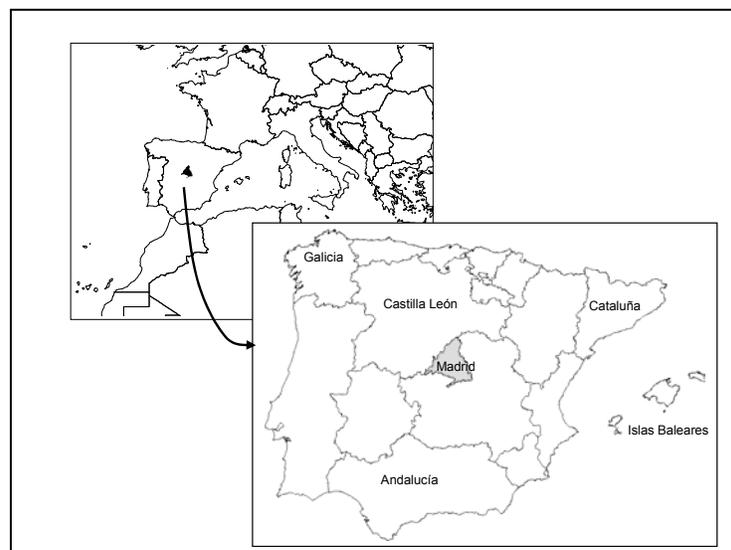
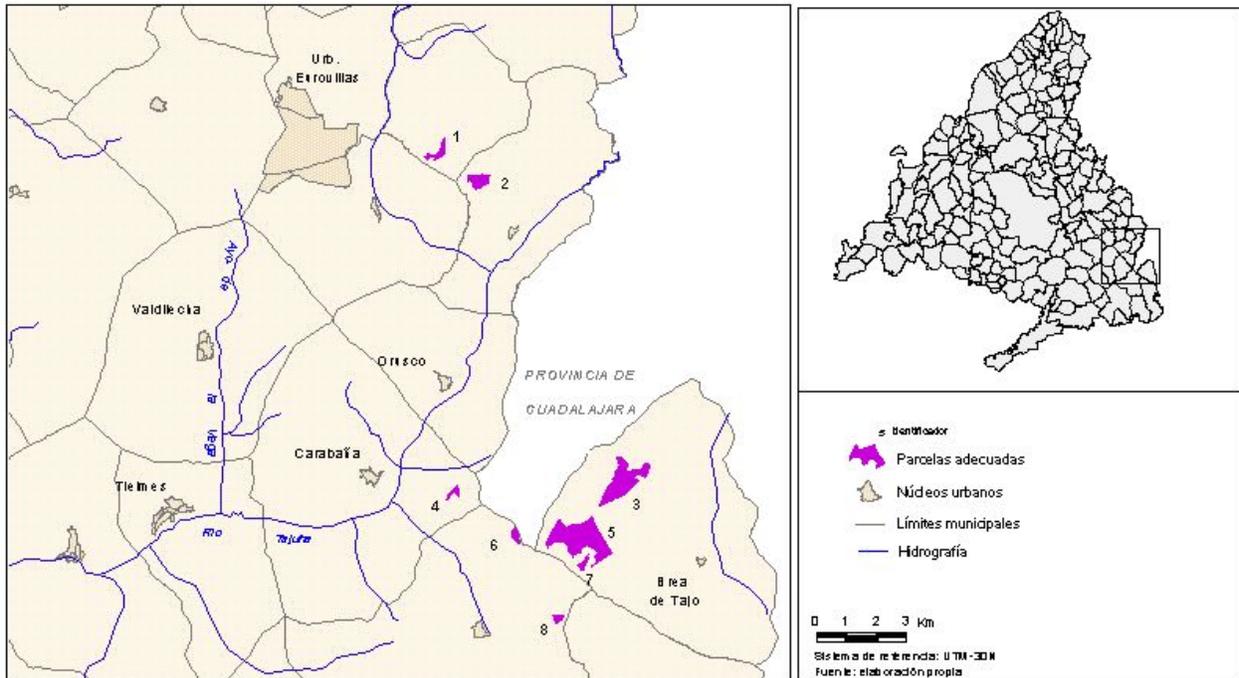
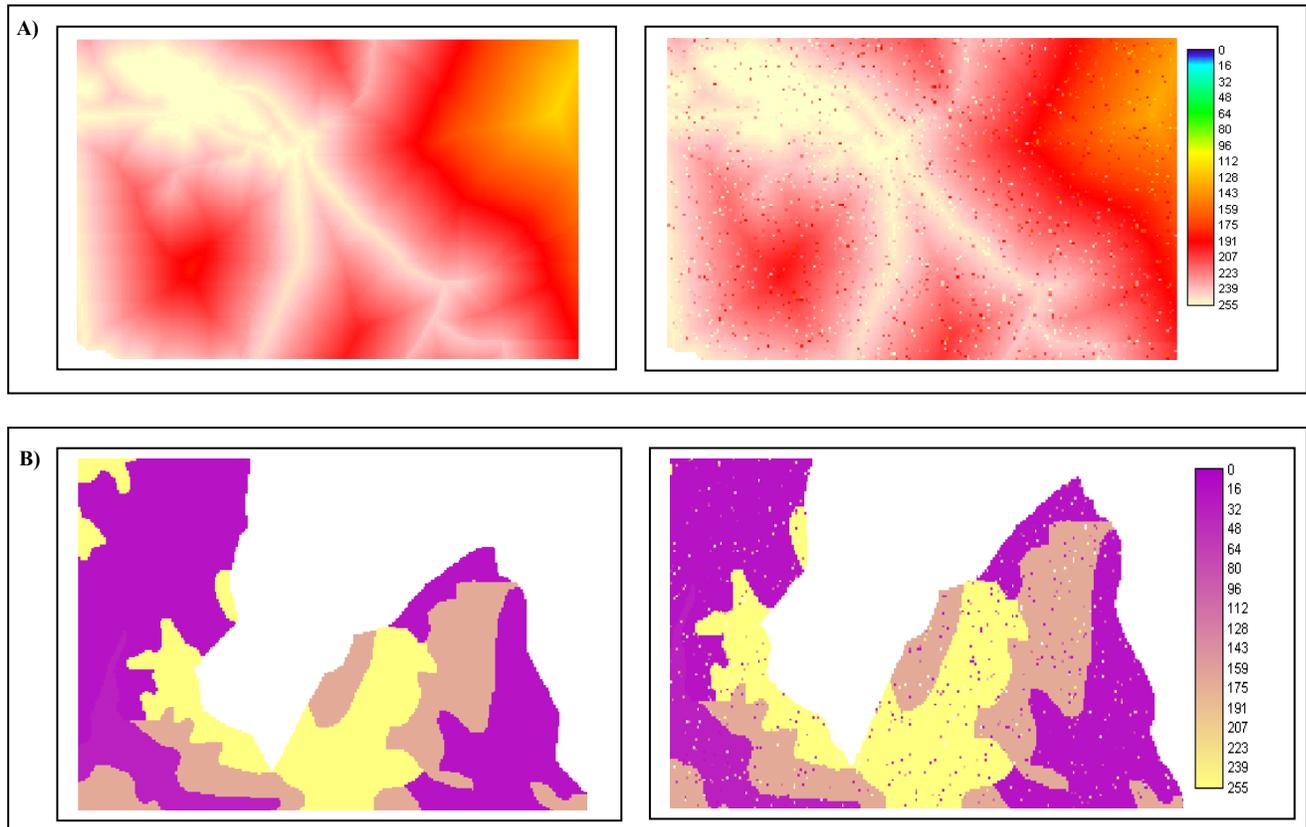


Figura 3. Situación del área de estudio.

Gómez Delgado, M. y Bosque Sendra, J. (2004): "Aplicación de análisis de incertidumbre como método de validación y control del riesgo en la toma de decisiones", *GeoFocus (Artículos)*, nº 4, p. 179-208. ISSN: 1578-5157



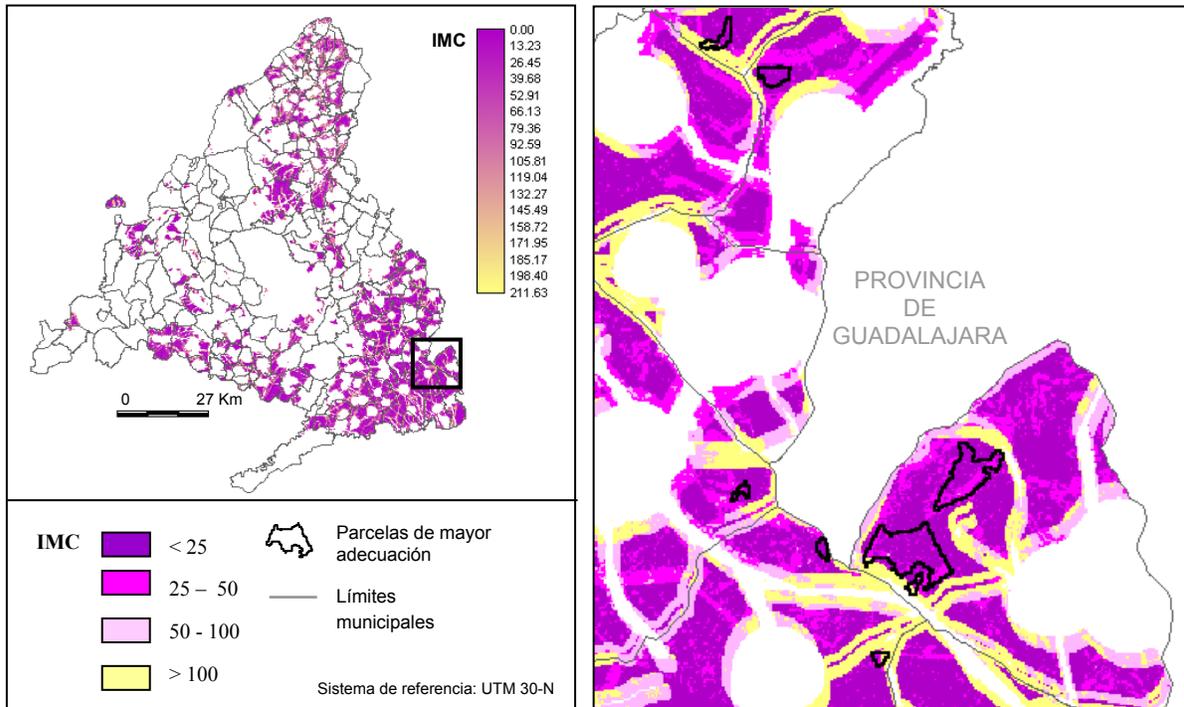
**Figura 4. Parcelas adecuadas para la construcción de un depósito de seguridad.**



**Figura 5. Detalle del efecto de introducción de “ruido” temático en: A) accesibilidad a productores de residuos y B) vulnerabilidad. En la parte de la izquierda aparece el factor original y a la derecha el modificado.**

Fte. Elaboración propia

Gómez Delgado, M. y Bosque Sendra, J. (2004): "Aplicación de análisis de incertidumbre como método de validación y control del riesgo en la toma de decisiones", *GeoFocus (Artículos)*, n° 4, p. 179-208. ISSN: 1578-5157



**Figura 6. Incertidumbre media cuadrática (IMC) de los resultados de los 30 escenarios respecto al modelo original y detalle de los resultados en torno a las mejores parcelas resultantes del citado modelo.**

Fte. Elaboración propia.

Gómez Delgado, M. y Bosque Sendra, J. (2004): "Aplicación de análisis de incertidumbre como método de validación y control del riesgo en la toma de decisiones", *GeoFocus (Artículos)*, nº 4, p. 179-208. ISSN: 1578-5157

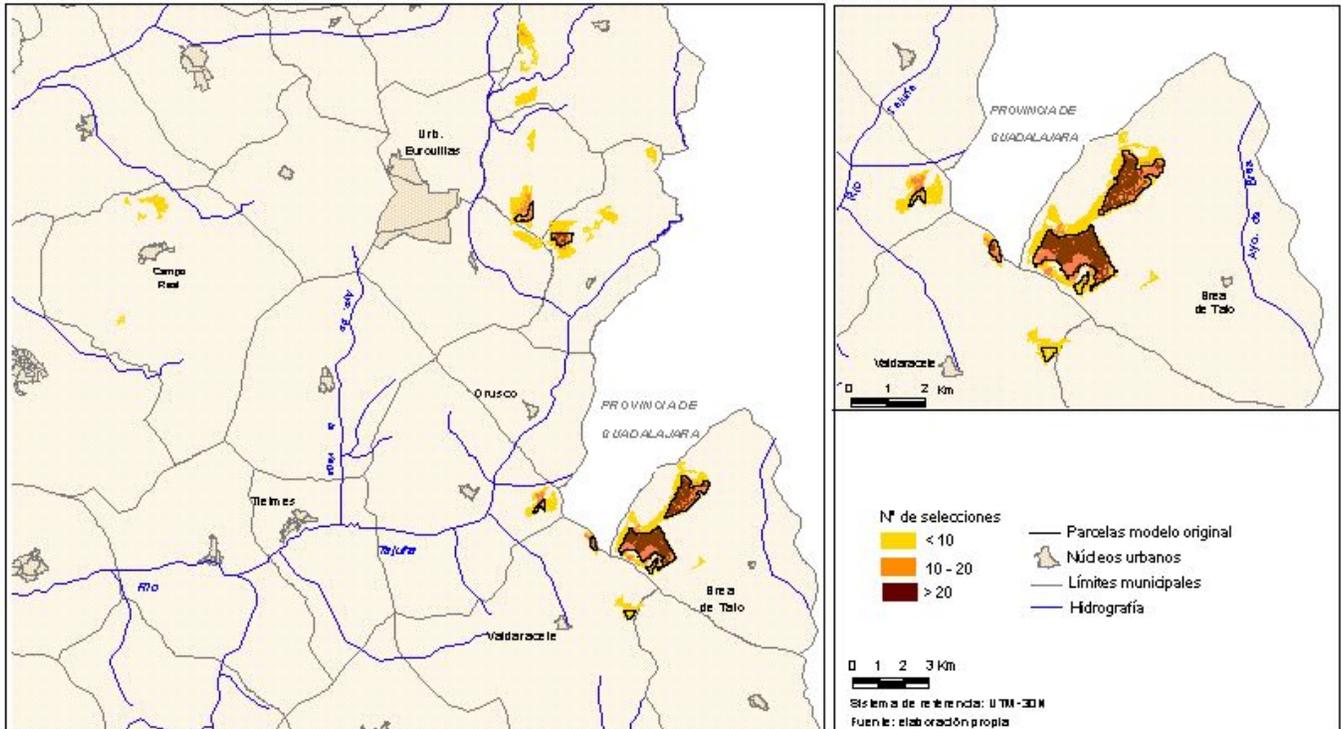


Figura 7. Cartografía de los pixeles más veces seleccionados en la ejecución de los 30 modelos con "ruido" en todos los factores.

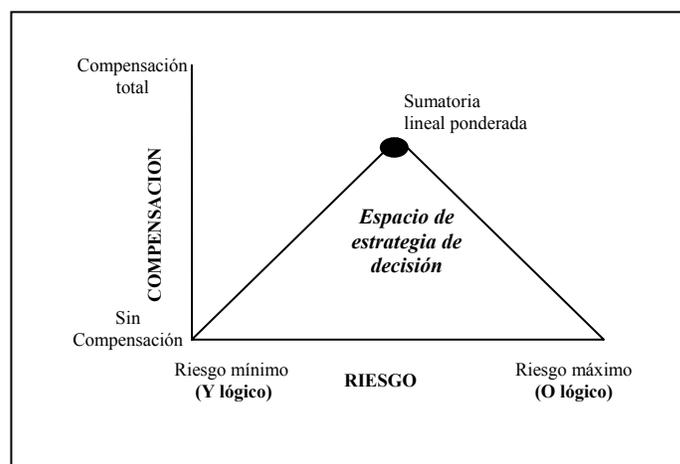


Figura 8. Método *OWA*: espacio de decisión en función del riesgo y la compensación asumidos. Fte. Eastman (2001).

Gómez Delgado, M. y Bosque Sendra, J. (2004): "Aplicación de análisis de incertidumbre como método de validación y control del riesgo en la toma de decisiones", *GeoFocus (Artículos)*, nº 4, p. 179-208. ISSN: 1578-5157

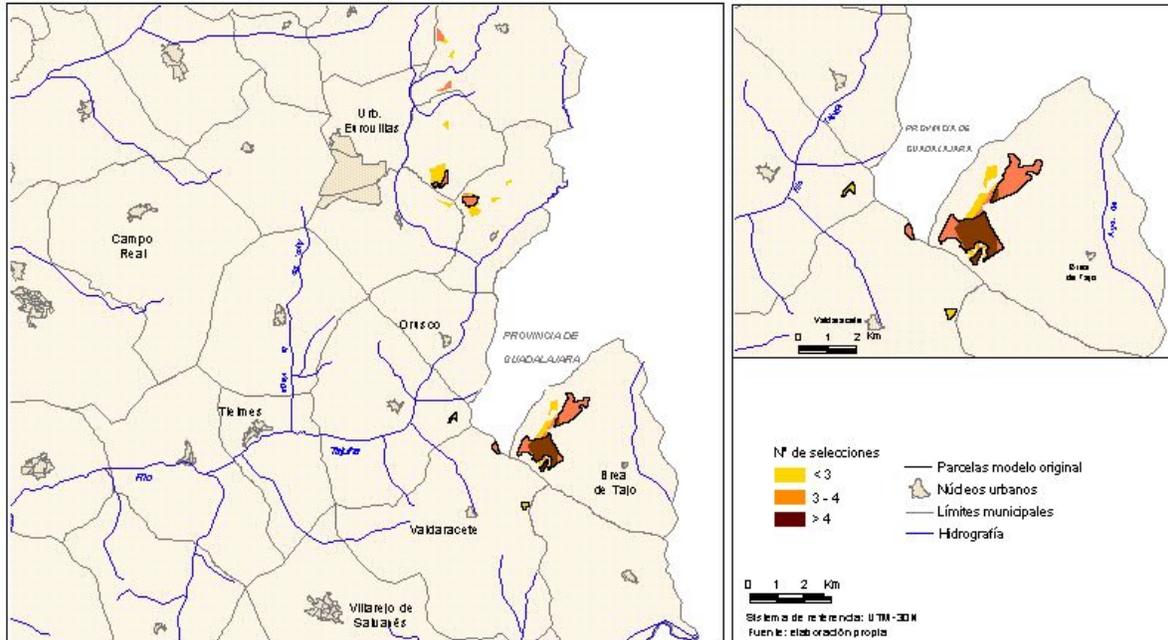


Figura 9. Cartografía de los píxeles más veces seleccionados en la ejecución de los 8 modelos con incertidumbre.

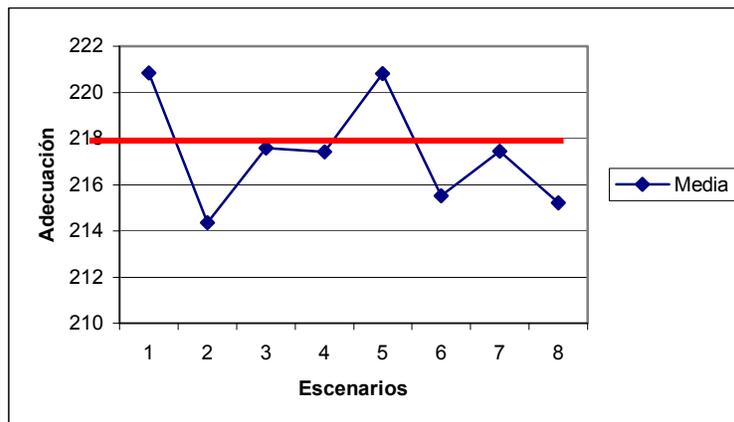
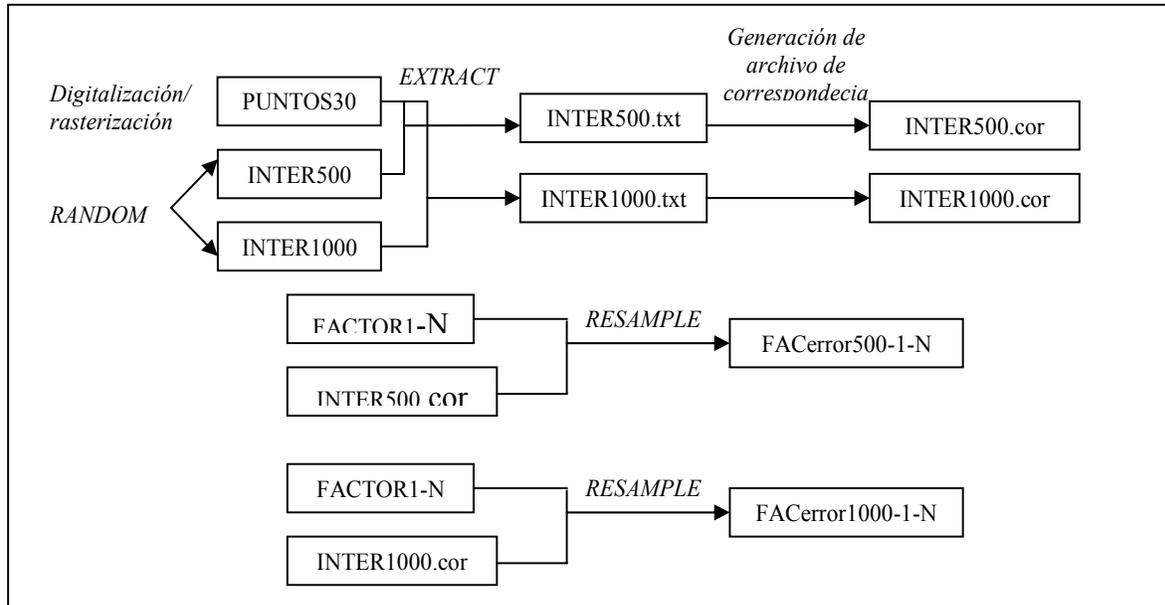


Figura 10. Valor medio de adecuación de las parcelas obtenidas en cada escenario respecto al mapa de adecuación del modelo original.

*Escenarios*

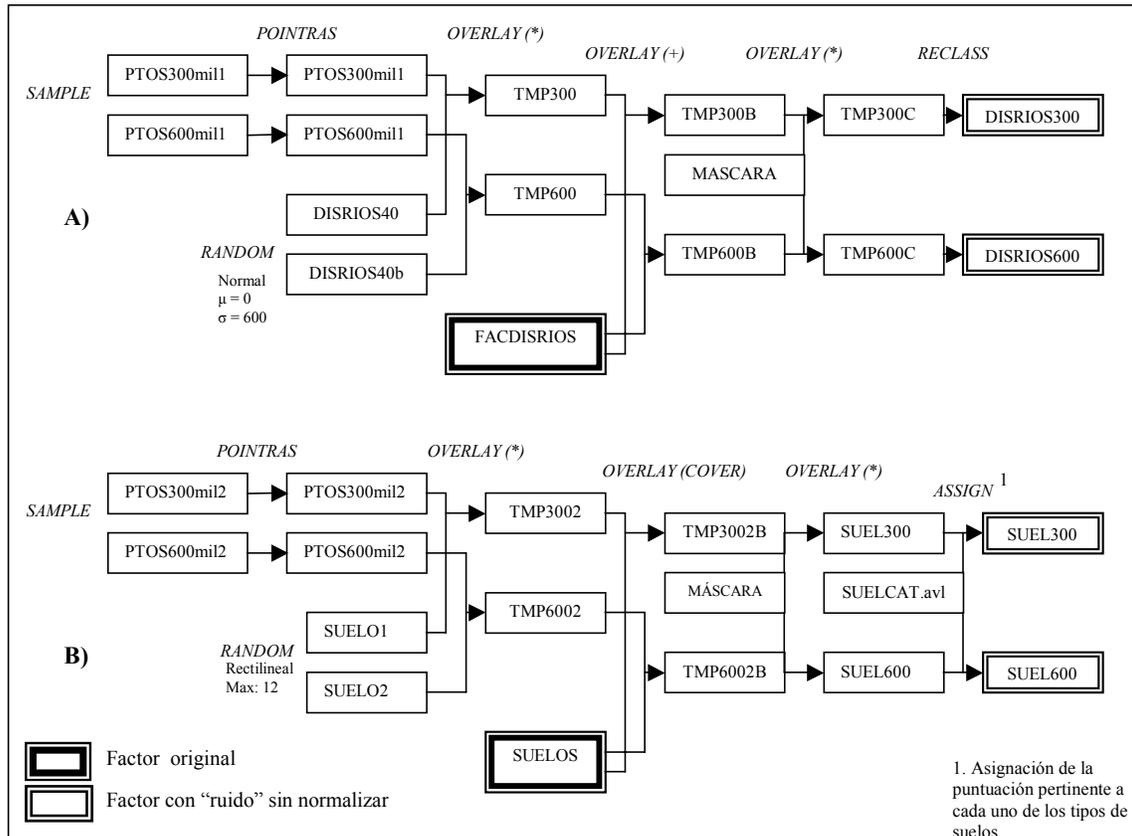
- |                                          |                                                           |
|------------------------------------------|-----------------------------------------------------------|
| 1. Escenario <i>a</i> del apartado 5.2.2 | 6. Escenario 1 del apartado 5.2.1                         |
| 2. Escenario <i>d</i> del apartado 5.2.2 | 7. Escenario 2 del apartado 5.2.1                         |
| 3. Escenario <i>e</i> del apartado 5.2.2 | 8. Escenario 3 del apartado 5.2.1                         |
| 4. Escenario <i>b</i> del apartado 5.2.2 |                                                           |
| 5. Escenario <i>c</i> del apartado 5.2.2 | — Media de adecuación de las parcelas del modelo original |

## APÉNDICE 1



**Esquema del proceso de distorsión espacial de los factores de entrada del modelo.**

## APÉNDICE 2



**Esquema del proceso de introducción de "ruido" temático en los factores de entrada del modelo: A) ejemplo de factor cuantitativo (distancia a cursos de agua), B) ejemplo de factor cualitativo (suelos).**

<sup>1</sup> Cuando aludimos a la calidad de unos determinados datos (espaciales o de otro tipo) estamos haciendo referencia al estado de los mismos para ser utilizados, es decir, la calidad de los datos se mide en función de su adecuación para el uso que un grupo de personas se disponga a hacer de ellos (denominado en la bibliografía anglosajona *fitness for use*).

<sup>2</sup> *Europea*: Directiva 91/689/CEE, de 12 de diciembre y Directiva 99/31/CE, de 26 de abril, relativa al vertido de residuos. Directiva 96/82/CE relativa al control de los riesgos inherentes a los accidentes graves en los que intervengan sustancias peligrosas, conocida popularmente como *Directiva Seveso*.

*Nacional*: Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero. Ley 10/1998 de Residuos. Reglamento de Actividades Insalubres, Nocivas y Peligrosas, aprobado por decreto 2414/1961, de 30 de noviembre.