

Restauración Fluvial Aplicando Algoritmos Genéticos Multiobjetivo

Ángel Udías ^ψ, Andrés Redchuk ^ψ, Javier Cano ^ψ, Lorenzo Galbiati [†]

^ψ Dpto. de Estadística e Investigación Operativa. Universidad Rey Juan Carlos. Madrid.
angelluis.udias@urjc.es, andres.redchuk@urjc.es, javier.cano@urjc.es

[†] Agència Catalana de l'Aigua. Provença 204. Barcelona
lgalbiati@gencat.cat

Resumen

Analizando los procesos de gestión de los recursos ambientales, es evidente el aumento de la preocupación por el medio ambiente, configurándolo como un factor más (conjuntamente con criterios económicos, tecnológicos, etc.) a tener en cuenta en los procesos de toma de decisiones. Esta combinación de factores de diversa naturaleza complica el análisis cuantitativo de las alternativas a las que se ha de enfrentar el decisor, más aún si se tiene en cuenta que típicamente los factores ambientales, por su propia naturaleza, suelen ser de difícil comparación y cuantificación. La utilización de un sistema de ayuda a la decisión multicriterio que integran como motor de optimización un algoritmo genético multiobjetivo resulta idónea para la aplicación a la problemática medio ambiental que se presenta en este artículo.

Palabras clave: Algoritmo genético, Multicriterio, Coste-eficacia, Directiva Marco del Agua, Métricas.

I. INTRODUCCIÓN

Las cuencas hidrográficas se ven cada día sometidas a presiones crecientes. La necesidad de una adecuada gestión y conservación de los ecosistemas acuáticos naturales ha sido ampliamente aceptada, especialmente en los casos en que el ecosistema es una fuente de agua fresca [5].

Por ello, la Comisión Europea ha publicado en el año 2000 la Directiva Marco del Agua (2000/60/EC, DMA) [5], cuyo objetivo es la consecución del buen estado ecológico de la aguas en las cuencas hidrográficas. A este fin los estados miembros tienen que llevar a cabo un análisis presión-impacto en las

aguas superficiales y subterráneas y definir un programa de medidas que sirva para anular dichas presiones y alcanzar los objetivos definidos.

Para ayudar de esta complicada tarea, la Comisión Europea ha publicado una serie de documentos guías [5], [7] como soporte a la realización del análisis de presiones-impactos y en la definición de los programas de medidas, donde se explicita la aplicación del criterio coste-eficacia en la evaluación de las medidas al fin de conseguir la recuperación de las inversiones efectuada, sin embargo no sugiere ninguna metodología específica para llevar a cabo esta tarea. Tampoco se indica en ningún punto, como seleccionar la combinación de medidas que produzcan un efecto adecuado (reducción suficiente de las presiones producidas sobre el medio por la acción humana y consecución de los objetivos definidos) a un coste sostenibles.

En respuesta a esta directiva, la Agencia Catalana del Agua (ACA) ha identificado una serie de localizaciones adecuadas para la construcción de Estaciones de Depuración de Aguas Residuales (EDAR) urbanas e industriales, con el fin de reducir el impacto de los vertidos en todas las masas de agua de Cataluña [5].

En [5], se presenta la metodología propuesta y aplicada, por la Agencia Catalana del Agua, para la selección eficiente del conjunto de medidas de actuación para reducir la contaminación en las cuencas Catalanas. Dada la naturaleza multicriterio (coste y calidad ambiental) de la decisión el gran número de alternativas discretas y la naturaleza no lineal de los modelos empleados, el componente fundamental de dicha herramienta metodológica es un algoritmo genético multicriterio, capaz de encontrar el frente de soluciones eficientes, con un número bastante reducido de evaluaciones del modelo.

Por otra parte, la concentración de contaminantes suele variar de manera importante a lo largo del cauce principal y los afluentes de un río, por lo que no resulta evidente como poder resumir en un único valor cual es el estado de todo el río en lo relativo a cada contaminante.

En el presente trabajo se propondrán diversas posibilidades para dar una medida de calidad del río y se analizará el comportamiento del optimizador (el algoritmo genético multiobjetivo) con todas ellos.

II. SISTEMA MULTICRITERIO DE SELECCIÓN EFICIENTE DE ESTRATEGIAS

En este apartado se describirá el Sistema Multicriterio de Selección Eficiente de Estrategias (SMSEE) que sirve de soporte para realizar el estudio coste-eficacia para las medidas de restauración de cuencas fluviales. Este método integra un modelo de la cuenca, un algoritmo genético multiobjetivo y un visualizador de frentes de compromiso [5].

El objetivo de un análisis coste-eficacia es determinar una medida global de la utilidad social y de la sostenibilidad de un proyecto o política, para, en el caso de existir varias alternativas, elegir aquella que maximice este valor.

1) El modelo de cuenca

El modelo de cuenca sobre el que se presentan resultados en este artículo es el del río Muga, que nace en los Pirineos Orientales a 1200 m de altura y tiene

una longitud de 58 km. Su caudal medio es de 3,34 m³/s, básicamente de origen pluvial.

Para el trabajo presentado en [5] se utilizó QUAL2K [1], [14] como herramienta para el modelado de la calidad y cantidad de las aguas superficiales. Esta herramienta ha sido desarrollada por la agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos (EPA). El problema de los modelos de cuenca construidos con esta herramienta es que tiene importantes requerimientos en lo relativo a tiempo de computación (cada ejecución del modelo QUAL2K de la Muga requiere unos 15 segundos sobre un Intel core 2 duo). Por esta razón para la aplicación que se presenta en este trabajo se construyó un modelo más simplificado, con resultados bastante similares pero cuyos requerimientos en tiempo de computación son inferiores.

Este modelo simula el transporte y evolución de los contaminantes convencionales (amonios, nitratos y fosfatos) y caracterizan el río como un canal unidimensional de flujo estacionario, no uniforme, simulando el impacto de aportaciones y captaciones de agua puntuales y difusas.

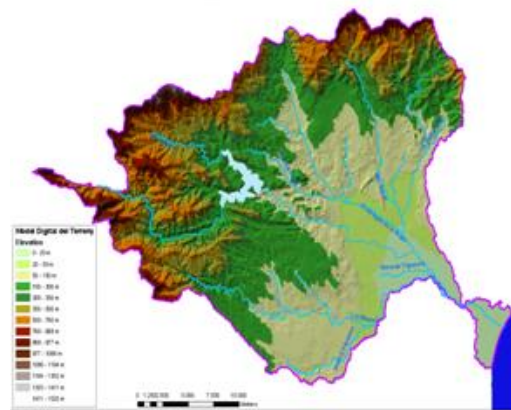


Figura. 1. Cuencas de la Muga

El modelo divide en elementos (tramos) tanto el cauce principal como los afluentes que se van incorporando al mismo, los cuales a su vez pueden tener subafluentes y así sucesivamente. En estos elementos se lleva a cabo un balance hidrológico y de masa. La información base del modelo, es la aportación de agua en las cabeceras de los ríos en régimen natural, sus características fisicoquímicas y las aportaciones y captaciones de vertidos puntuales. Con todo ello el modelo es capaz de simular en cada tramo la evolución del caudal y de los valores de los parámetros fisicoquímicos.

Para el presente estudio se considera únicamente el modelo correspondiente al mes de enero de 2010. Este modelo solo permite realizar

estudios “que pasa si” para una determinada configuración de los niveles de depuración en los EDAR.

2) Las estrategias de actuación

El primer paso, en análisis coste-beneficio, es definir el conjunto de medidas correctoras susceptibles de ser implantadas en el área analizada.

En la actualidad existen una gran variedad de tecnologías para los procesos de depuración realizados en los EDAR. Cada una de estas tecnologías proporciona un nivel de eliminación de contaminantes del agua [5]. También serán diferentes los costes de instalación y funcionamiento de depuradoras con cada una de esas tecnologías.

TABLA I
PORCENTAJES DE REDUCCIÓN DE CONTAMINANTES Y COSTES DE OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO
DEPENDIENDO DEL TIPO DE TECNOLOGÍA INSTALADA EN LA EDAR

<i>Tratamiento</i>	<i>Tasa Elimin. Contaminante (%)</i>			<i>Coste (€/m³)</i>	
	<i>NH₄</i>	<i>NO₃</i>	<i>P</i>	<i>Construcción</i>	<i>Operación</i>
Primario	0	0	0	Constante (222)	-0.0001Q ^{0.115}
Secundario	30	0	0	2.758Q ^{-0.357}	4.645Q ^{0.337}
Nitrificación (60%)	60	0	0	3.172Q ^{-0.357}	5.342Q ^{-0.337}
Nitrificación-denitrificación (70%)	70	70	0	3.447Q ^{-0.357}	5.342Q ^{-0.337}
Nitrificación-denitrificación (70%) P eliminación	70	70	100	3.447Q ^{-0.357}	5.574Q ^{-0.337}
Nitrificación-denitrificación (85%) P eliminación	85	85	100	4.137Q ^{-0.357}	5.574Q ^{-0.337}
Avanzado	95	95	100	4.413Q ^{-0.357}	6.604Q ^{-0.337}

NH₄: amonios. NO₃: nitratos. P: fosfatos. Q: capacidad del EDAR en m³/día.

Coste en (€/m³)

Para el análisis de la aplicación del programa de medidas, ACA ha considerado siete diferentes tecnologías para cada EDAR, que se describen en términos de su eficiencia en la eliminación de contaminantes y en términos de costes de operación y mantenimiento (Tabla I). El primero es función de la tecnología y del caudal de diseño (una cantidad fija todo el año) y el segundo depende del caudal medio tratado cada periodo de tiempo.

Así, en un río con un número “*n*” de posibles ubicaciones para las instalaciones de depuración, existen 7^n combinaciones diferentes (estrategias de depuración). Para las cuencas Catalanas el número de posibles estrategias varía entre los valores de alrededor de 10^{28} a 10^{183} (Tabla III), con lo que no resulta fácil encontrar, entre todas estas, aquellas estrategias eficientes en lo relativo al mejor compromiso entre coste y eliminación de contaminantes.

TABLA II
LONGITUD, NUMERO DE EDAR Y NUMERO DE ESTRATEGIAS DE DEPURACIÓN PARA LAS CUENCAS INTERNAS DE CATALUÑA

Cuencas Internas	Longitud	nº EDAR	nº Estrategias
Muga	67	43	10^{36}
Fluvia	104	64	10^{54}
Ter	212	131	10^{110}
Tordera	59	50	10^{42}
Besos	52	38	10^{32}
Llobregat	163	217	10^{183}
Foix	45	35	10^{29}
Gaia	67	34	10^{28}
Francoli	60	56	10^{47}

3) Los criterios

En el problema que se desea resolver, por una parte tenemos criterios económicos (el coste de las medidas de actuación) y criterios de calidad (la concentración de contaminantes en el agua). Por lo tanto, tenemos que considerar varios criterios heterogéneos y contradictorios con lo que tenemos un problema multicriterio.

El criterio económico y los criterios de calidad están, por lo general, enfrentados, ya que para mejorar la calidad de las aguas se requiere una mayor inversión en instalaciones de depuración que eliminan los contaminantes contenidos en el agua.

El criterio económico se evalúa mediante una función que considera los costes globales de inversión y operación de cada una de las EDAR que se instalen en una cuenca, de acuerdo con (1).

$$\text{Min } f_1 = \sum_{j=1}^{\text{NumEDAR}} (ICost_j + OCost_j) \quad (1)$$

Donde:

$ICost_j = f(Q_D, X_T)$: es la inversión necesaria para construir un EDAR (coste mensual para un periodo de amortización de 15 años). Este coste es función del caudal de diseño (Q_D) y del tipo de tecnología de tratamiento implementado en la instalación (X_T), ver Tabla I.

$ICost_j = f(Q_P, X_T)$: es el coste mensual de operación. Este coste es función de la cantidad de agua procesada mensualmente en la instalación (Q_P) y del tipo de tratamiento aplicado (Tabla I).

Los criterios de calidad considerados son la concentración de varios contaminantes: amonios (TA), nitratos (TN) y fosfatos (TF) a lo largo del río.

$$\text{Min } f_2 = \text{Concentración}_{TA} \quad (2)$$

$$\text{Min } f_3 = \text{Concentración}_{TN} \quad (3)$$

$$\text{Min } f_4 = \text{Concentración}_{TF} \quad (4)$$

Sin embargo la forma en la que se evalúan estos criterios no es tan sencilla, ya que dicha concentración varía a lo largo de todo el cauce del río, y a su vez no permanecen constantes a lo largo del tiempo.

Existen múltiples formas de evaluar dichas concentraciones que afectarán a la velocidad y calidad de la convergencia del algoritmo de búsqueda y a la decisión final que se adopte. En el apartado III se describirán con más detalle algunas posibilidades

4) El Algoritmo Genético Multiobjetivo

Dada la naturaleza no lineal del problema, y el gran número de variables de decisión de naturaleza discreta no resulta nada sencillo encontrar aquellas estrategias eficientes en lo relativo a costes y calidad del agua (Pareto óptimas) de entre los millones de estrategias de actuación posibles (Tabla II). Además, se necesitaba una técnica de optimización capaz de resolver el problema de optimización global considerando todos los criterios simultáneamente, sin que

el número de ejecuciones de los modelos fuese muy elevado, ya que los tiempos de evaluación de cada modelo son altos en muchas de las cuencas.

Se ha aplicado un algoritmo genético multiobjetivo a la resolución del problema, dado que en problemas similares [10] se ha conseguido buenos resultados, se adaptan de manera muy adecuada a la naturaleza multicriterio de este tipo de problemas y además se pueden paralelizar de forma sencilla, lo cual es de gran importancia dados los tiempos de proceso requeridos para evaluar cada modelo. Además ya se disponía de una implementación que había mostrado una gran eficacia en problemas de menor número de variables [17].

El algoritmo genético desarrollado emplea una codificación binaria, en la que cada variable de decisión (tipo de depuración o reutilización) se representa mediante tres bits.

Mantiene una población de soluciones no dominadas cuyo ranking de calidad depende principalmente de una función inversa a la densidad de soluciones próximas (para conseguir un frente de Pareto más disperso).

Aunque se han implementado varias opciones para la selección de los padres para el proceso de cruce emplea dos mecanismos básicos:

- Lucha de dos individuos de la población de acuerdo al criterio de dominancia.
- Lucha de dos individuos de la población externa de acuerdo al criterio de densidad.

Se implementaron además tres posibilidades para la recombinación de cada cromosoma de la generación:

- Dos padres del frente de Pareto.
- Dos padres de la población.
- Un padre del frente de Pareto y otro de la población.

El algoritmo finaliza el proceso de optimización de acuerdo a un número de iteraciones preestablecido.

Otros detalles sobre la implementación se pueden consultar en [17]. Para la adaptación del mismo a la metodología descrita en este artículo, se implementaron toda una serie de pasarelas de conexión entre modelos, escenarios y el optimizador, y funciones de evaluación de las métricas de calidad y los costes anteriormente descritos. Por otra parte se prepararon interfaces de entrada, desde las que el usuario puede seleccionar que cuenca ejecutar, cuantos modelos mensuales considerar, si se desea fijar algunas de las decisiones.

Resultó especialmente interesante añadir una opción que permite que el algoritmo comience el proceso de búsqueda no solo a partir de soluciones aleatorias iniciales, sino también a partir de un conjunto de soluciones determinadas.

Para conseguir una convergencia más rápida es interesante añadir toda la información previa de que se disponga del problema al sistema de optimización para así reducir la complejidad de la búsqueda. En este caso no resulta complicado, ya que existían dos restricciones bastante fáciles de incorporar: la de tratamientos mínimos y la de tratamientos máximos para cada variable de depuración, procedentes de las prácticas de diseño de depuradoras lógicas habituales. Por ejemplo, no es lógico instalar una depuradora de tipo terciario cuando el caudal a depurar es muy pequeño, o cuando la calidad del agua a depurar es excesivamente mala, no es suficiente con instalar un primario.

5) Visualización y comparación de resultados

La representación comprensible de los resultados del análisis coste eficacia de cada cuenca juega un papel fundamental, ya que esta será la información que se utilizara para tomar decisiones estratégicas en un entorno que, en la mayoría de los casos, no tiene ningún conocimiento de análisis multicriterio.

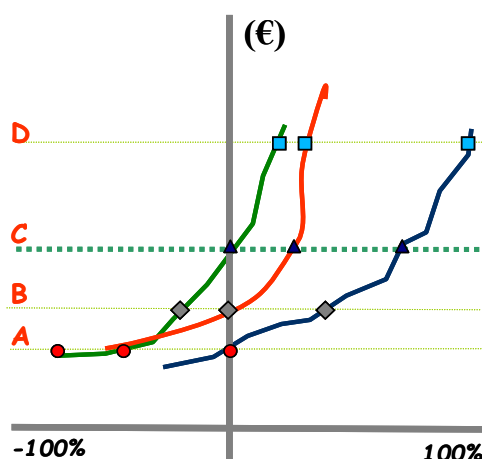


Figura 2: Ejemplo de compromiso entre coste y calidad de las estrategias para tres indicadores. Solo las estrategias de coste superior a la "C" cumplen con los límites requeridos para los tres indicadores considerados.

Esta tarea se complica notablemente, al tener que considerar simultáneamente las soluciones eficientes atendiendo a más de dos criterios, así como examinar los detalles de alguna estrategia concreta si se desea.

En la 0 se aprecian los frentes de Pareto teóricos para tres indicadores representados sobre los mismos ejes. La parte de la izquierda del eje de coordenada contiene estrategias que no alcanza a cumplir con los requerimientos de la DMA, mientras que los de la derecha si lo consiguen. Obsérvese como todos los puntos que estén en una misma línea horizontal se

corresponde con una única estrategia, que produce diferente nivel de cumplimiento de cada uno de los indicadores. También se puede apreciar cuales son los incrementos de coste necesarios para conseguir mejoras unitarias en la calidad en cada situación.

Esta idea, que en el ejemplo de la 0 se comprende fácilmente, se complica sobre una solución real como la que se muestra en la 0 correspondiente a un frente de Pareto para cuatro criterios. Al representar el frente de soluciones de Pareto de cuatro dimensiones sobre dos dimensiones, resulta imposible distinguir unas soluciones de otras ya que por lo general mejoras en un criterio suponen empeoramientos en otro.

Además es muy útil disponer de informaciones adicionales comparativa sobre el incremento de coste que se requiere para alcanzar una unidad de mejora en la calidad de las aguas. No hay que olvidar, que siempre se dispone del detalle sobre las estrategias eficientes, con lo que entre otras cosas es posible comparar estrategias diferentes que producen resultados similares.

III. MÉTRICAS DE CALIDAD

Como se ha indicado anteriormente los criterios de calidad considerados son: concentración de amonios (TA), de nitratos (TN) y de fosfatos (TF).

En este trabajo, la referencia respecto a las concentraciones de cada uno de esos contaminantes serán los valores límites permitidos por la directiva marco de agua (LDMA). De forma general, empleando esta referencia podemos evaluar la calidad en un tramo de un río, en relación con el nivel de cumplimiento o incumplimiento de la DMA de la siguiente forma:

$$\delta_i = \frac{(LDM_i - VI_i)}{LDM_i} \quad (5)$$

Siendo:

δ_i : es el valor del indicador de calidad de un contaminante en el tramo i .

VI_i : es la concentración de un contaminante en el tramo i .

LDM_i : es el límite de concentración de contaminante permitido por la DMA.

Valores positivos de δ_i implican que en ese tramo se cumplen los LDMA, para ese contaminante, y valores negativos indicarían incumplimiento.

Dado que la calidad del agua de un río vendrá determinada por la calidad de todos sus tramos. La función objetivo, para cada contaminante, deberá ser una integración de los valores de δ_i en todos los tramos. Existen diversas formas de realizar dicha integración, a continuación se describirán rápidamente aquellas que hemos considerado en este trabajo.

M1. Utilitaria

Esta métrica valora por igual la calidad de todos los tramos y propone como objetivo maximizar la suma del valor de los δ_i en todos los tramos del río,

ponderándolo por el número de tramos. Este objetivo se podría formular de la siguiente manera [17]:

$$f_j = \frac{1}{NT} \sum_{i=1}^{NT} \delta_i \quad (6)$$

Siendo:

i : índice del tramo.

j : índice del contaminante

NT : número total de tramos del río

M2. Valor Medio Ponderado por Caudales

Otra posible métrica para la calidad total de un río en lo relativo a un cierto indicador, puede ser una variación de la métrica anterior en la que la función de utilidad de cada tramo, además de ser proporcional a la concentración de contaminantes del tramo en relación con el LDMA, sea también proporcional a la cantidad de agua que transporta ese tramo. Con lo que el objetivo será maximizar la función (7):

$$f_j = \frac{1}{NT} \sum_{i=1}^{NT} \delta_i Q_i \quad (7)$$

Siendo:

Q_i : es el caudal del tramo i .

M3. Nash (Productorio)

Otra interesante posibilidad para una función objetivo de calidad del agua es partir de la solución de Nash, ver por ejemplo [17]. Donde para nuestro concepto puede ser formulado de la siguiente manera:

$$f_j = \frac{1}{NT} \prod_{i=1}^{NT} \delta_i \quad (8)$$

M4. Igualitaria (Smorodinsky-Kalai)

Otro aspecto que puede ser muy interesante valorar es la equidad entre la calidad de los distintos tramos del río, ya que a nadie le gustará que el tramo de agua de su ciudad sea el que peor calidad tiene. Una posibilidad para conseguir una solución igualitaria es aplicar la función objetivo de Smorodinsky-Kalai que está íntimamente relacionada con el concepto de equidad según [17], y se consigue minimizando la f_i que se muestra en (9), sujeta a (10):

$$f_j = \mu \quad (9)$$

Tal que:

$$\delta_i \leq \mu \quad \forall i \in NT \quad (10)$$

M5. Combinación de utilidad y equidad.

Esta métrica combina características de dos de los propuestos anteriormente. En concreto M1 y M4. De esta forma pretende que se consigan buenas soluciones en la mayoría de los tramos sin olvidar que es deseable que las diferencias entre dichos tramos sean mínimas. La formulación matemática quedaría de la siguiente manera:

$$\max \left[\mu * \sum_{i=1}^{NT} \delta_i \right] \quad (11)$$

Tal que:

$$\delta_i \leq \mu \quad \forall i \in NT \quad (12)$$

M6. Utilidades cumplimiento e incumplimiento

Esta métrica propone diferenciar la situación en la que todos los tramos cumplan los LDMA de aquellas situaciones en las que algún tramo no la cumpla. Con lo que, si el valor de δ_i es positivo para todos los tramos el objetivo será el mismo que el de la métrica 1:

$$f_j = \frac{1}{NT} \sum_{i=1}^{NT} \delta_i \quad (13)$$

Mientras que si en alguno de los tramos no se cumplen los LDMA para un contaminante, en el valor de la función objetivo de dicho contaminante, solo se consideran esos tramos con problemas:

$$f_j = \frac{1}{NT} \sum_{i=1}^{NT} \delta_i \quad \forall \delta_i < 0 \quad (14)$$

M7. Índice Calidad del Agua

Las métricas anteriores proveen de un valor único al objetivo correspondiente a cada uno de los contaminantes considerados para evaluar la calidad del agua (en nuestro caso: TA, TN y TP). Sin embargo, es posible calcular un índice que combine matemáticamente a todas las medidas de calidad de agua y de esta manera provea una descripción general y fácilmente entendible de un cuerpo contaminado y reflejar la condición global del mismo (Fernández, y Solano, 2005).

En este trabajo hemos aplicado el CCME Water Quality Index (CCME WQI) de Canadá. Lo hemos seleccionado porque es flexible respecto al tipo y número de parámetros que deben ser determinados [17]. Para el cálculo de este índice se consideran tres factores:

- Alcance (F1): porcentaje de indicadores (contaminantes) que no cumplen con lo normado (en alguno de sus tramos)
- Frecuencia (F2): porcentaje de tramos que dieron resultados por encima de los límites aceptados
- Amplitud (F3): el ratio entre la violación y el valor límite. Sería el δ_i que se empleó en las métricas anteriores.

Con este modelo, el índice cambia de manera directamente proporcional con los cambios que se produzcan en los valores de los factores. Estos tres elementos se componen de acuerdo a la siguiente ecuación. Para más detalles ver [17].

$$CCME.WQI = 100 - \left(\frac{\sqrt{F1^2 + F2^2 + F3^2}}{1.732} \right) \quad (14)$$

Para valores superiores a 80 se considera que la calidad del agua del río es buena.

M8. Mínima variabilidad

La última métrica propuesta también busca que las diferencias entre la calidad entre todos los tramos del río sea mínima (igualitaria), y lo hace minimizando la función de la varianza que se describe en (15):

$$f_1 = \sqrt{\frac{1}{NT} \sum_{i=1}^{NT} \delta_i^2 - \left(\frac{1}{NT} \sum_{i=1}^{NT} \delta_i \right)^2} \quad (15)$$

IV. RESULTADOS

Se ejecutó el algoritmo genético multiobjetivo para cada una de las funciones objetivo (métricas) de calidad considerada, con el fin de comparar la convergencia hacia el frente óptimo y estudiar las ventajas e inconvenientes de cada una de ellas cara a la realización del proceso de toma de decisiones. Dado que la solución óptima (frente de Pareto) no se conoce, se generaron soluciones de referencia, para cada una de las métricas, a partir de todas las soluciones de las distintas ejecuciones realizadas (con diferentes parámetros del algoritmo genético).

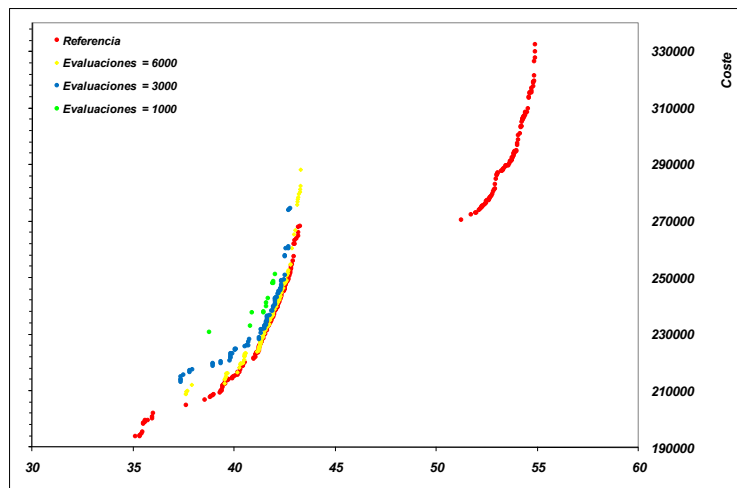


Figura. 2. Comparación de los Frentes de Pareto para diferente numero de evaluaciones, empleando la métrica de 7.

Para tamaños de poblaciones pequeñas (10 cromosomas/generación), las métricas convergen adecuadamente para unas 6000 evaluaciones. Las métricas que mejor convergencia presentan, en lo relativo a proximidad a la referencias a lo largo de todo el frente son la 2, 3, 7 y 8. Mientras que la métrica 1 y 6 son las que mejor convergencia presentan. Curiosamente con la métrica 7, que aglomera todos los objetivos de calidad en uno único, la convergencia es una de las peores a pesar de que únicamente debe considerar simultáneamente dos objetivos (Figura 3).

Muchas de las métricas presentan el inconveniente de que examinando el frente de Pareto es difícil saber si, para una estrategia del frente de Pareto, todos los tramos cumplen los LDMA, ya sea por el efecto de la ponderación que compensa tramos de incumplimiento con los de cumplimiento (M1 y M2) o porque lo que evalúan las métricas (M3, M5 y M8). En este sentido las más adecuadas resultan las métricas M4 (Figura 4) y M6 (Figura 5) en las que valores positivos indican cumplimiento en todos los tramos.

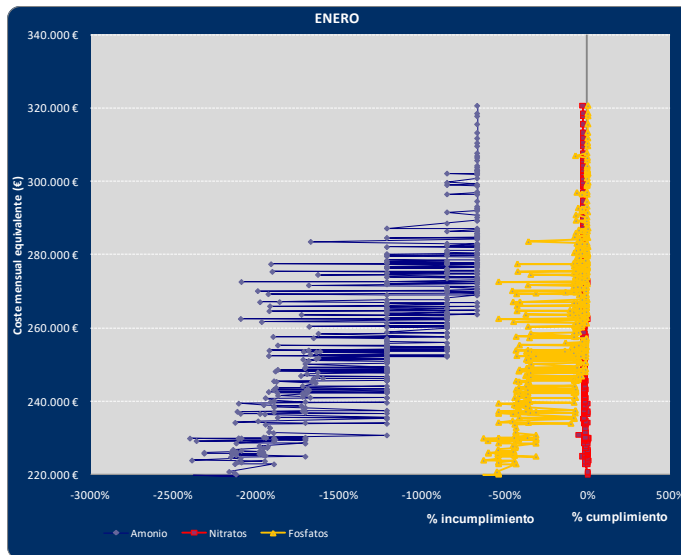


Figura. 3. Frente de Pareto obtenido empleando la métrica M4 (S-K), considerando cuatro objetivos.

El frente de Pareto conseguido con la métrica M4 (Figura 4) contiene muchas estrategias de coste distinto que dan lugar a valores de calidad de contaminantes iguales de acuerdo a esa métrica. Esto es así porque realmente el valor de esta métrica está determinado por la calidad del peor tramo del río. Con lo que esta métrica solo daría información sobre ese tramo (todo el resto serán mejores).

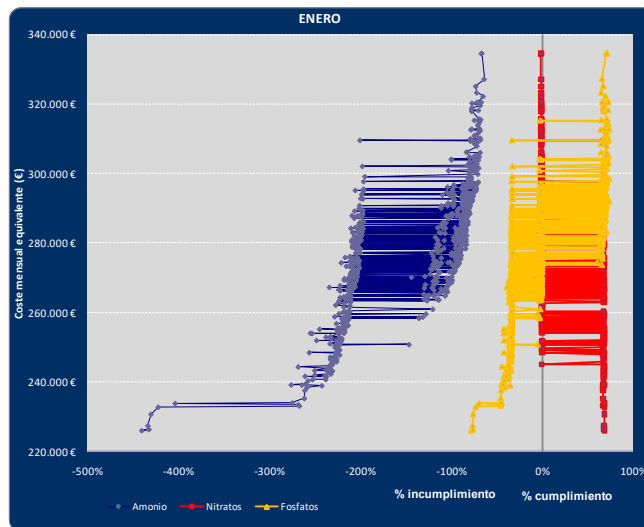


Figura. 4. Comparación del Frente de Pareto para diferente numero de evaluaciones, empleando la métrica de positivos-negativos, considerando cuatro objetivos.

En la Tabla III se lista el número de tramos que incumple en lo relativo a cada uno de los contaminantes para una estrategia de cada una de las métricas, con coste similar (273000€), y con una estrategia de mínima depuración y otra de máxima depuración. Esto permite comparar el efecto de las estrategias conseguidas con cada métrica sobre el estado del río.

Hay que señalar que en las tecnologías de depuración la intensidad de depuración es monótona creciente con el coste para el TA y el TF, pero no para el TN, lo cual hace que estrategias más costosas den lugar a mayor número de tramos que incumplen en lo relativo a TN.

En la Tabla III se observa como el TN es el que menos problemas presenta en esta cuenca y apenas hay diferencia de la estrategia de unas métricas a otras. Sin embargo para el TA y TF los problemas son mucho mayores (el modelo tiene 44 tramos). Para el TA las métricas con las que se consiguen soluciones con menos tramos incumpliendo los LDMA son M3, M7 y para TF M6 y M7.

TABLA III
NÚMERO DE TRAMOS QUE INCUMPLEN LOS LDMA PARA UNA ESTRATEGIA DE COSTE SIMILAR DE CADA UNA DE LAS MÉTRICAS

Métricas	TA	TN	TF
Min	37	0	30
M 1	25	3	2
M 2	25	3	2
M 3	22	2	6
M 4	33	3	10
M 5	30	4	19
M 6	33	3	0
M 7	24	3	0
M 8	31	4	10
Max	19	3	0

Dentro de la metodología diseñada, existe otro conjunto de análisis y visualizaciones de resultados con los que se aprecian mayor detalle en lo relativo a los niveles de calidad en meses y tramos. Por ejemplo, en la **Error! Reference source not found.** se aprecia como para cada uno de los meses y tramos la calidad en amonio mejora con la estrategia seleccionada y más aun con la estrategia de tratamientos máximos.

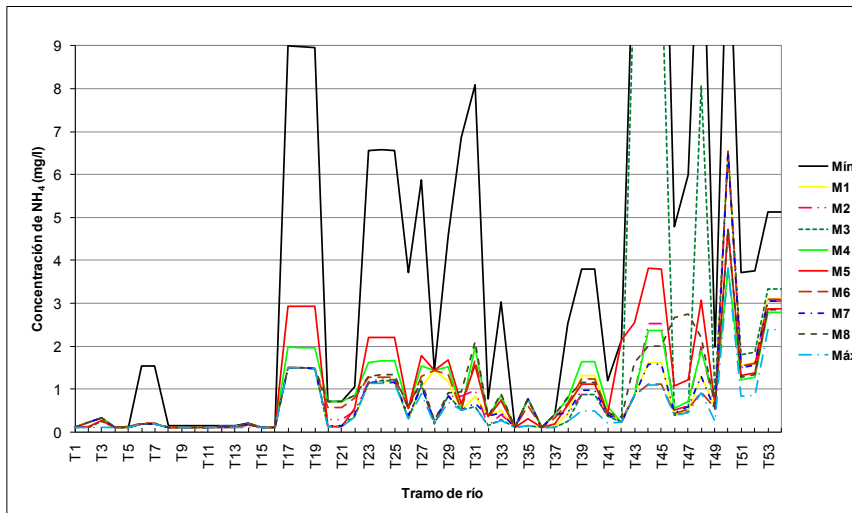


Figura. 5. Perfil del nivel de concentración del amonio a lo largo de los tramos del río, para estrategias de coste similar obtenidas con cada una de las métricas.

En la Figura 6 se muestra un perfil con la concentración de amonio (TA) a lo largo del río para estrategias. Se puede apreciar como la M3 (que era con la que se conseguía un menor número de tramos con incumplimiento en amonios, ver Tabla III) la estrategia da lugar a tramos muy buenos y tramos muy malos. Y como la estrategia seleccionada de M6 sería la que consigue una calidad similar a la estrategia máxima (mucho más costosa) en todos los tramos del río

V. CONCLUSIONES

A partir de la integración de un Algoritmo Genético Multicriterio un modelo de cuenca fluvial y un visualizador de frentes de Pareto, se ha construido un sistema de ayuda a la decisión con el que encontrar el conjunto de soluciones eficientes (Pareto) considerando simultáneamente cuatro objetivos de costes y calidad del agua. Estas soluciones se corresponden con estrategias (conjunto de depuradoras) de actuación para el tratamiento del agua a lo largo de la cuenca.

El problema presenta características (carácter entero, gran dimensión) que hacen que encontrar estrategias eficientes sea especialmente difícil sobre todo teniendo en cuenta que la evaluación del modelo de cuenca es muy costoso computacionalmente lo que limita en gran medida la cantidad de evaluaciones que el algoritmo genético puede realizar. Además, existen múltiples posibilidades para dar una medida de la calidad del río, muchas de ellas funciones complejas y no lineales, lo incrementa la dificultad para encontrar soluciones óptimas.

La implementación del algoritmo genético realizada, consigue acercarse adecuadamente a la convergencia con un numero bastante

razonable de evaluaciones de la función objetivo (alrededor de 6000) para todas las medidas de calidad del agua propuestas, aunque la velocidad y calidad de la convergencia no es la misma en todas.

El sistema ha permitido comparar de forma adecuada los conjuntos de estrategias eficientes conseguidos empleando cada una de las métricas de calidad del agua propuestas. De esta forma permiten tomar una decisión final más adecuada ya que la información para el grupo decisor es mucho mayor y se evitan gran número de subjetividades.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido parcialmente financiado por la Agencia Catalana de l'Aigua, el proyecto Riesgos CM CAM s2009/esp-1594, y los proyectos MTM2009-14039-C063-03 y IPT-2011-0869-430000 del Ministerio de Ciencia e Innovación. Agradecimientos también a la empresa Auding que se ha hecho cargo, bajo encargo de ACA, de desarrollar los modelos QUAL2Kw.

REFERENCIAS

- [1] AGÈNCIA CATALANA DE L'AIGUA (2003): "ESTUDI DE MODELITZACIÓ I PLANIFICACIÓ DE LA GESTIÓ HÍDRICA DE CATALUNYA". Maig 2003.
- [2] BROWN, L.C., BARNWELL, T.O., (1987): "THE ENHANCED STREAM WATER QUALITY MODELS QUAL2E AND QUAL2E-UNCAS". Athens, GA, USA, U.S. EPA.
- [3] CCME NATIONAL WATER QUALITY INDEX WORKSHOP (2003): "A PATH FORWARD FOR CONSISTENT IMPLEMENTATION AND REPORTING". Workshop proceeding. Halifax, Nova Scotia, Canada, 81 p.
- [4] COOKE, GD; WELCH, EP; PETERSON SA; NEWROTH, PR. (1993): "A PROPOSED FRAMEWORK FOR DEVELOPING INDICATORS OF ECOSYSTEM HEALTH". Hydrogiologia 263: 1-44.
- [5] EUROPEAN COMMISSION (2000): "DIRECTIVE 2000/60/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL OF 23 OCTOBER 2000". Establish of a framework for Community action in the field of water policy.
- [6] EUROPEAN COMMISSION (2001): "STRATEGIC DOCUMENT". Common Strategy on the Implementation of the Water Framework Directive.
- [7] EUROPEAN COMMISSION (2002): "ECONOMICS AND THE ENVIRONMENT". The implementation challenge of the Water Framework Directive. Policy Summary to the Guidance Document.
- [8] FERNÁNDEZ, N., SOLANO, F. (2005): "INDICES DE CALIDAD DE AGUA E INDICES DE CONTAMINACIÓN". Universidad de Pamplona, Colombia, 310 p.
- [9] GALBIATI, L., BOURAOU, F., ELORZA, F.J., BIDOGLIO, G. (2006): "MODELLING DIFFUSE POLLUTION INTO A MEDITERRANEAN LAGOON: DEVELOPMENT AND APPLICATION OF AN INTEGRATED SURFACE-SUBSURFACE MODEL TOOL". Ecological Modelling, 193, 4-18.

- [10] GALBIATI, L; ELORZA, F.J.; UDÍAS, A; BOURAOUI, F (2007): "MULTIOBJECTIVE OPTIMIZATION FOR RIVER BASIN MANAGEMENT PLAN". *Water Pollution in natural Porous media at different scales*.
- [11] KALAI, E. (1977): "PROPORTIONAL SOLUTIONS TO BARGAINING SITUATIONS: INTERPERSONAL UTILITY COMPARISONS". *Econometrica: Journal of the Econometric Society* 45 (7), 1623–1630.
- [12] LOTOV, ALEXANDER V., BUSHENKOV, VLADIMIR A., KAMENEV, GEORGY K. (2004): "INTERACTIVE DECISION MAPS, APPROXIMATION AND VISUALIZATION OF PARETO FRONTIER". *Applied Optimization*, Vol.89, Springer, 2004.
- [13] NYDEGGER, R. AND G. OWEN (1974): "TWO-PERSON BARGAINING: AN EXPERIMENTAL TEST OF THE NASH AXIOMS". *International Journal of Game Theory* 3 (4), 26 239–249.
- [14] PELLETIER, GREGORY J., CHAPRA, STEVEN C., HUA TAO (2006): "QUAL2KW - A FRAMEWORK FOR MODELING WATER QUALITY IN STREAMS AND RIVERS USING A GENETIC ALGORITHM FOR CALIBRATION". *Environmental Modelling and Software* 21(3), 419-425.
- [15] PONSATI, C. AND J. WATSON (1997): "MULTIPLE-ISSUE BARGAINING AND AXIOMATIC SOLUTIONS". *International Journal of Game Theory* 26 (4), 501–524.
- [16] QASIM, S.R., (1999): "WASTEWATER TREATMENT PLANTS: PLANNING, DESIGN, AND OPERATION". CRC Press.
- [17] UDÍAS A, RODRÍGUEZ R, ROBLES J, CAÑAMÓN ISRAEL, F.J. ELORZA. (2006): "MULTI-CRITERIA PARAMETER IDENTIFICATION METHODOLOGY FOR UNSATURATED SOILS". Fifth International Conference on Engineering Computational Technology.
- [18] UDÍAS A., GALBIATI L., ELORZA F.J., EFREMOV R., PONS J., BORRAS G. (2012): "FRAMEWORK FOR MULTI-CRITERIA DECISION MANAGEMENT IN WATERSHED RESTORATION". *Journal of Hydroinformatics* (Aceptado).