

TESIS DOCTORAL

---

MODELACIÓN HIDROECONÓMICA Y ANÁLISIS  
COSTE EFICACIA DE MEDIDAS PARA ALCANZAR  
OBJETIVOS MEDIOAMBIENTALES EN UNA CUENCA  
HIDROGRÁFICA

Contribución a la Directiva Marco europea del Agua

---

GABRIEL LOZANO SANDOVAL

Directores:

DR. MANUEL PULIDO VELÁZQUEZ

DR. JOAQUIN ANDREU ÁLVAREZ



UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE VALÈNCIA

DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA HIDRÁULICA Y  
MEDIO AMBIENTE

VALENCIA, 2016



## **Agradecimientos**

*Quiero expresar mi agradecimiento a todas las personas que han hecho posible la realización de esta tesis.*

*En primer lugar a Dios nuestro creador por las bendiciones y maravillas que día a día nos permite vivir.*

*A mis directores Manuel Pulido Velázquez y Joaquín Andreu Álvarez, por su constante apoyo, por sus valiosos aportes, recomendaciones y por todo el tiempo que han dedicado a la dirección de esta tesis. A Manuel, por inculcarme la pasión por los Modelos Hidro-Económicos y a Joaquín por su amplio conocimiento en temas de Planificación y Gestión de Recursos Hídricos.*

*A mi familia porque siempre me han acompañado en este proceso. A Olga Lucía y David por ser mi principal motivación y animarme en los momentos más difíciles. A mi madre Ana, mis hermanos y sobrinos, gracias por ese cariño que me brindan, especialmente a mi hermano Fabio por su valioso apoyo, y sus consejos.*

*A los profesores del departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente de la Universidad Politécnica de Valencia, especialmente a aquellos que contribuyeron en mi formación dentro de los estudios de especialización, Máster y Doctorado. A mis compañeros en los estudios de Doctorado con quienes compartí y aprendí de cultura general de algunos países de Iberoamérica. A mi amigo Antonio López Nicolás, por su valioso apoyo y amistad sincera. A la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ), por la información de las cuencas estudiadas.*

*A mis compañeros, estudiantes y amigos del Programa de Ingeniería Civil y Centro de Investigaciones, Desarrollo y Estudios del Recurso Hídrico y el Ambiente (CIDERA) de la Universidad del Quindío, a César, Elkin, Pedro León, Jenny Carolina.*

*A Angelo, José Arbey, Juan Pablo, Mario Alberto, Luis Eduardo, Juan Antonio y demás amigas y amigos.*

*A todos mi sentimiento de gratitud.*

*A David, mi principal  
motivación.*



*Ha pasado mucha agua por los ríos durante la elaboración de esta tesis, gran parte infortunadamente se ha contaminado por las actividades del hombre; si tan solo los aportes de este estudio contribuyen a la descontaminación de al menos una cuenca hidrográfica en el mundo, sentiré que el esfuerzo valió la pena.*

Gabriel



## **Resumen**

Los recursos naturales, en especial los recursos hídricos, son un bien escaso el cual debe ser usado eficientemente. Dicha escasez es un factor limitante en el desarrollo económico, social y medioambiental en una cuenca hidrográfica. Los diferentes usos y actividades humanas en una cuenca generan una serie de presiones e impactos sobre su estado ecológico, que normalmente contribuyen al deterioro de la calidad de sus aguas y su ecosistema fluvial, tomados como efectos directos sobre las masas de agua en una cuenca. Durante los últimos años ha habido una creciente toma de conciencia y preocupación por la contaminación del agua en todo el mundo, y los nuevos enfoques hacia el logro de la explotación sostenible de los recursos hídricos se han desarrollado a nivel internacional, en especial, en los estados miembros de la Unión Europea.

El enfoque de la calidad del agua basado en el control de la contaminación proporciona un mecanismo mediante el cual la cantidad de contaminación que entra en una masa de agua es controlada en función de las condiciones de dicha masa de agua y los objetivos medioambientales para su recuperación y protección, establecidos por la Directiva Marco europea del Agua (DMA), la cual establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas en los países miembros de la Unión Europea. El principal propósito de la misma es alcanzar el buen estado de las masas de agua continentales, de transición y costeras. En el caso de masas de aguas superficiales, el "buen estado" supone alcanzar el buen estado químico y además, el buen estado ecológico.

El propender por el buen estado de las masas de agua en una cuenca hidrográfica es un proyecto ambicioso que requiere de decisiones que

seguramente conllevan grandes inversiones financieras, técnicas y operativas, las cuales han de estar soportadas en herramientas y estudios para lograr su diseño óptimo. Por lo anterior, un análisis económico a escala de cuenca mediante herramientas económicas de medidas que permiten lograr los objetivos medioambientales (OMA), como el Análisis Coste-Eficacia -ACE- y Modelos Hidro-Económicos –MHE-, permitiría seleccionar la combinación de medidas para alcanzar los OMA propuestos por la Directiva Marco europea del Agua (DMA) al menor coste.

El objetivo principal de esta Tesis Doctoral es desarrollar una metodología y las herramientas hidro-económicas necesarias para facilitar a los tomadores de decisión, la selección y combinación de medidas que permitan alcanzar los OMA en una cuenca hidrográfica. El enfoque de la investigación incluye una gestión integrada del recurso hídrico (GIRH) considerando la cantidad, la calidad y la optimización económica de las medidas para alcanzar los objetivos medioambientales, entre ellos los correspondientes a constituyentes no conservativos como la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO) y conservativos como el fósforo. Previo a la modelación hidro-económica, se hace un estudio detallado de las presiones e impactos de las masas de agua en la cuenca, donde se identifican las masas más contaminadas y que deban de aplicarse diferentes medidas tales como: Medidas Básicas (MB), Medidas de Reutilización para atender Demandas Consuntivas (MRDC) y Medidas Complementarias (MC), esto con el fin de que dichas masas alcancen OMA fijados por la DMA.

En los modelos hidro-económicos se utiliza la programación matemática no lineal para determinar la combinación de medidas óptima para alcanzar los OMA (DBO), incorporando la variabilidad temporal para un periodo dado; mientras que para alcanzar el OMA relacionado

con el fósforo (P) se utiliza programación matemática entera mixta y programación matemática “semiblanda” entera mixta y no lineal, utilizando variables de activación y de holgura para la selección óptima de la combinación de medidas. Las herramientas de programación matemática usadas han sido GAMS® (General Algebraic Modeling System), y la hoja de cálculo EXCEL®. El ACE integrado con objetivos múltiples, incluye medidas de control de contaminación puntual (Depuradoras) y reutilización de aguas regeneradas. Paralelamente a los modelos hidro-económicos, se utiliza Sistema de Apoyo a la Decisión AQUATOOL® (Andreu et al, 1996), el cual permite conocer detalladamente el comportamiento de caudales circulantes para realizar las ecuaciones de equilibrio y concentraciones en las masas de agua de una cuenca ante cualquier combinación de medidas.

Esta metodología con un enfoque de análisis integral que incluye modelos hidro-económicos, ACE y SADs, ha sido implementada en diferentes cuencas y subcuencas de la Demarcación Hidrográfica del Júcar (Serpis, Albaida, Arquillo, Magro), y los resultados permiten matemáticamente alcanzar los objetivos medioambientales al menor coste posible de las diferentes masas de agua en una cuenca hidrográfica. Además, permite realizar análisis económicos que pueden incluir el estudio de precios sombra, objetivos múltiples, análisis de bondad de las restricciones de calidad, análisis de incertidumbre con múltiples escenarios hidrológicos equiprobables, y estudiar las externalidades aguas abajo que se presentan en las diferentes masas en una cuenca, entre otros; fortaleciendo el enfoque de una metodología de Gestión Integrada de Recursos Hídricos, contribuyendo a la implementación de la DMA. Previo a la modelación hidro-económica, se hace un estudio detallado de las presiones e impactos y esquemas de temas importante (ETI) de las masas de agua en la cuenca, donde se identifican las masas más contaminadas y que deban de aplicarse diferentes medidas tales como:

Medidas Básicas (MB), Medidas de Reutilización para atender Demandas Consuntivas (MRDC) y Medidas Complementarias (MC), esto con el fin de que dichas masas alcancen OMA fijados por la DMA.

El primer MHE implementado en las cuencas estudiadas es un modelo general para la remoción de materia orgánica (DBO), en este, se obtiene para los Escenarios Hidrológicos Equiprobables (EHE) los resultados donde se presentan las medidas que deben ser activadas y el coste mínimo de activación de la medida representado en el Coste Anual Equivalente (CAE), para alcanzar el objetivo medioambiental (OMA). El segundo MHE implementado especialmente en la cuenca del río Serpis permite realizar una post-optimización, para lo cual se emplea un MHE con reutilización de aguas regeneradas para la remoción de materia orgánica (DBO), el cual garantiza el cumplimiento del OMA en  $DBO = 6.0 \text{ mg/l}$ , fijado para las diferentes masas en la cuenca. El tercer MHE implementado se centra en la remoción de nutrientes, específicamente de Fósforo (P), de igual forma alcanzando el OMA de  $P = 0.4 \text{ mg/l}$ , fijados por la autoridad ambiental. De los resultados encontrados, se tiene que estos MHEs, permiten alcanzar los OMA fijados por las Autoridades Ambientales (CHJ) o gestores de recursos hídricos en las cuencas mencionadas, mientras que no se encuentra una variación significativo en el Coste anual Equivalente (CAE) para los diferentes Escenarios Hidrológicos Equiprobables (EHE) analizados. Además, la medida básica (MB) de reutilización de aguas regeneradas, se convierte en una buena estrategia para la adecuada gestión de los recursos hídricos en la cuenca, en términos de calidad y cantidad.

Respecto a la metodología y la implementación de los MHEs, éstos tienen una aplicación secuencial desde la optimización de medidas básicas incluidas la reutilización de aguas regeneradas, hasta una nueva optimización y post-optimización con medidas complementarias (MC)

en aquellas masas de agua en la cuenca que no alcanzan los OMA con las medidas básicas (MB). La principal fortaleza de estos MHEs y el ACE es que permiten identificar las medidas prioritarias que se deben activar en la cuenca para alcanzar los OMA, optimizando los recursos en los programas de descontaminación en cuencas. La principal debilidad de estos MHE y ACE es precisamente la robustez en sus procesos para alcanzar los OMA en DBO y Fósforo, mediante la selección de un programa de medidas a escala de cuenca incluida la variabilidad espacial y temporal. Esta metodología y sus herramientas también pueden ser potencialmente aplicables a otros países diferentes a la Unión Europea, siendo especialmente útil en países en vía de desarrollo donde los recursos financieros son muy limitados e igualmente se requiere recuperar el buen estado ecológico de sus cuencas hidrográficas.



## Summary

Natural resources especially water are a scarce commodity which must be used efficiently. This shortage is a limiting factor in the economic, social and environmental standards in a drainage basin. The various uses and human activities in a drainage basin generated a series of pressures and impacts on its ecological status, which normally contribute to the deterioration of water quality and river ecosystem, taken as a direct impact on water bodies in the drainage basin. In recent years there has been a growing awareness and concern for water pollution throughout the world, and new approaches towards the sustainable exploitation of water resources have been developed internationally, especially in the member states of the European Union.

The focus of water quality based on pollution control provides a mechanism by which the amount of pollution entering a water body is controlled depending on the conditions of the water body and environmental objectives for recovery and protection, established by the environmental authority. In this regard, the Water Framework Directive (WFD) establishes a framework for Community action in the field of water policy in the member countries of the European Union. The main purpose of the meeting is to reach the good status of inland water bodies, transitional and coastal areas. In the case of surface water bodies, the "good condition" means: achieve good chemical status, and also the good ecological status.

The strive for the good status of water bodies in a drainage basin is an ambitious project that requires decisions that will surely lead to major financial investment, technical and operational, which must be supported in tools and look for their optimal design. Therefore, an economic analysis of scale using economic tools such as Cost-Effectiveness

Analysis –CEA- and hydro-economic models –HEM-, would select the combination of measures to achieve environmental objectives (EO) proposed by the European Water Framework Directive (WFD) at the lowest cost.

The main objective of this Doctoral Thesis is to develop a methodology and hydro-economic tools necessary to provide decision makers the selection and combination of measures to achieve the EO in a drainage basin. The focus of the research includes an Integrated Water Resources Management (IWRM), considering the quantity, quality and the optimization of parameters not conservative as the Biological Oxygen Demand (BOD) and parameters conservative such as Phosphorus (P). Prior to the hydro-economic modeling, it is a detailed study of the pressures and impacts of bodies of water in the basin, identifying the most polluted bodies and to be applied different measures such as: Basic Measures (MB), Reuse Measures to meet consumptive demands (MRDC) and Complementary Measures (MC), this in order to reach these OMA in the set masses by the WFD.

In hydro-economic models (HEM) using No Linear Mathematical Programming (NLP) to optimize the parameters of BOD, incorporating the temporal variability for a given period, while optimizing the parameter Phosphorus is used Mathematical programming Mixed Integer (MIP) and mathematical programming "semi-soft" and Mixed Integer Nonlinear (MINLP), using variables of activation and clearance for selecting optimal combination of measures. Mathematical programming tools have been used GAMS ® (General Modelling Algebraic System), and EXCEL ® spreadsheet. The CEA integrated with multiple objectives, including pollution control measures on time (Sewage), system management (flow, security of supply, demand control (modernization of irrigation systems) and reuse of reclaimed water.

Alongside hydro- economic models, Support System Decision is used to AQUATOOL® (Andreu et al, 1996), which allows to know in detail the behavior of circulating flows for the balance equations and concentrations in water bodies in the basin for any combination of measures.

This methodology with a focus on comprehensive analysis that includes hydro-economic models, CEA and SSDs has been implemented in different basins and drainage basins in the river basin district Júcar (Serpis, Albaida, Arquillo, Magro), and the findings allow to meet mathematically the environmental objectives at the lowest possible cost of the different bodies of water in a drainage basin, it allows the economic analysis which may include the study of shadow prices, multiple objectives, analysis of goodness of the constraints of quality, uncertainty analysis of hydrological multiple equiprobability scenarios and study the downstream externalities that arise in the different masses in a drainage basin, among others, strengthening the focus of a methodology for Integrated Water Resources Management (IWRM), contributing to the implementation of the European Water Framework Directive (WFD). Prior to the hydro-economic modeling (HEM), it is done a detailed analysis of pressures and impacts and schemes of important issues (SII) of water bodies in the basin, where the most polluted bodies are identified and that different measures should be applied such as: Basic Measures (BM), Reuse Measures to meet consumptive demands (RMCD) and Complementary Measures (CM), this in order to reach these OMA in the set masses by the WFD.

The first HEM implemented in the basins studied is a general model for the removal of organic matter (BOD), in this, it's get to the hydrological equiprobability scenarios (HES) results where the measures to be activated are presented and inexpensiveness activation of the

measure represented in the equivalent annual cost (EAC), to achieve the environmental objectives (EO). The second HEM implemented in the basin of the river Serpis allows a post- optimization, for which a HEM is used with reuse of reclaimed waters for the removal of organic matter (BOD), which ensures compliance with the EO in BOD =6.0 mg/l, set for the different masses in the basin. The third HEM implemented focuses on the removal of nutrients, particularly phosphorus (P), likewise reaching EO in P = 0.4 mg/l, established by the environmental authority. From the results found, it has these HEMs allow achieving the EO set by the Environmental Authorities (CHJ) or managers of water resources in the basins mentioned, while not find a significant variation in the equivalent annual cost (EAC) for the hydrological equiprobability scenarios (HES) analyzed. Furthermore, the basic measures (BM) of reuse of reclaimed water becomes a good strategy for the proper management of water resources in the basin, in terms of quality and quantity.

Regarding the methodology and implementation of MHEs, these have a sequential application from optimization of basic measures (BM) included the reuse of reclaimed water, until a new optimization and post-optimization with complementary measures (MC) in those water bodies in the basin that not reach OMAs with the basic measures (BM). The main advantage of these MHEs and ACE is to identify measures priority to be activated in the basin to meet environmental objectives (EO) at the lowest cost, optimizing resources in decontamination basins programs. The main weakness of these MHEs and ACE is precisely the sturdiness in their processes to achieve OMA to BOD and phosphorus, by selecting a program of measures at basin scale including spatial and temporal variability. This methodology and tools too can also be potentially applicable to other countries than the European Union and is particularly useful in developing countries where financial resources are

very limited and also is required to recover the ecological health of their watersheds.



## Resum

Els recursos naturals en especial els recursos hídrics, són un bé escàs el qual ha de ser usat eficientment. La dita escassetat és un factor limiten-te en el desenrotllament econòmic, social i mediambiental en una conca hidrogràfica. Els diferents usos i activitats humanes en una conca generen una sèrie de pressions i impactes sobre el seu estat ecològic, que normalment contribuïxen al deteriorament de la qualitat de les seues aigües i el seu ecosistema fluvial, presos com a efectes directes sobre les masses d'aigua en una conca. Durant els últims anys hi ha hagut una creixent presa de consciència i preocupació per la contaminació de l'aigua en tot el món, i els nous enfocaments cap a l'èxit de l'explotació sostenible dels recursos hídrics s'han desenrotllat a nivell internacional, especialment, en els estats membres de la Unió Europea.

L'enfocament de la qualitat de l'aigua basat en el control de la contaminació proporciona un mecanisme per mitjà del qual la quantitat de contaminació que entra en una massa d'aigua és controlada en funció de les condicions de la massa d'aigua i els objectius mediambientals per a la seua recuperació i protecció, establits per l'autoritat ambiental. En eixe sentit, La Directiva Marco de l'Aigua (DMA) estableix un marc comunitari d'actuació en l'àmbit de la política d'aigües en els països membres de la Unió Europea. El principal propòsit de la mateixa és aconseguir el bon estat de les masses d'aigua continentals, de transició i costaneres. En el cas de masses d'aigües superficials, el "bon estat" suposa: aconseguir el bon estat químic, i a més, el bon estat ecològic.

El propendir pel bon estat de les masses d'aigua en una conca hidrogràfica és un projecte ambiciós que requerix de decisions que segurament comporten grans inversions financeres, tècniques i operatives, les quals han d'estar suportades en ferramentes i estudis per a

aconseguir el seu disseny òptim. Per l'anterior, una anàlisi econòmica a escala de conca per mitjà de ferramentes econòmica com l'Anàlisi Coste-Eficàcia (ACE) i Models HidroEconòmics, permetria seleccionar la combinació de mesures que permeten aconseguir els objectius mediambientals (OMA) proposats per la Directiva Marco Europea de l'Aigua (DMA) al menor cost.

L'objectiu principal d'esta Tesi Doctoral és desenrotllar una metodologia i les ferramentes hidro-econòmiques necessàries per a facilitar als acceptants de decisió la selecció i combinació de mesures que permeten aconseguir els OMA en una conca hidrogràfica. L'enfocament de la investigació inclou una gestió integrada del recurs hídic (GIRH) considerant la quantitat, la qualitat i l'optimització econòmica de paràmetres No conservatius com la Demanda Biològica d'Oxigen (DBO) i conservatius com el Fòsfor. Previ a la modelació hidro-econòmica, es fa un estudi detallat de les pressions i impactes de les masses d'aigua en la conca, on s'identifiquen les masses més contaminades i que deguen aplicar-se diferents mesures com ara: Mesures Bàsiques (MB) , Mesures de Reutilització per a atendre Demandes Consumptives (MRDC) i Mesures Complementàries (MC) , açò a fi que les dites masses aconseguixen OMA fixats per la DMA.

En els models hidro-econòmics s'utilitza la programació matemàtica no lineal (NLP) per a optimitzar el paràmetre de, incorporant la variabilitat temporal per a un període donat; mentres que per a optimitzar el paràmetre de Fòsfor s'utilitza programació matemàtica sencera mixta (MIP) i programació matemàtica 'semiblanda' sencera mixta i no lineal (MINLP), utilitzant variables d'activació i de folgança per a la selecció òptima de la combinació de mesures. Les ferramentes de programació matemàtica usades han sigut GAMS® (General Algebraic Modeling System), i el full de càlcul EXCEL®. L'ACE integrat

amb objectius múltiples, inclou mesures de control de contaminació puntual (Depuradoras), gestió del sistema (caudales, garanties de subministrament, control de demanda (modernización de regadíos) i reutilització d'aigües regenerades. Parallelament als models hidro-econòmics, s'utilitza Sistema de Suport a la Decisió AQUATOOL® (Andreu et al, 1996), el qual permet conèixer detalladament el comportament de cabals circulants per a realitzar les equacions d'equilibri i concentracions en les masses d'aigua d'una conca davant qualsevol combinació de mesures.

Esta metodologia amb un enfocament d'anàlisi integral que inclou models hidro-econòmics, ACE i SSDs, ha sigut implementada en diferents conques i subconques de la Demarcació Hidrogràfica del Xúquer (Serpis, Abaida, Arquillo, Magre), i els resultats permeten matemàticament assolir els objectius mediambientals al menor cost possible de les diferents masses d'aigua en una conca hidrogràfica. A més, permet realitzar anàlisis econòmiques que poden incloure l'estudi de preus ombra, objectius múltiples, anàlisi de bondat de les restriccions de qualitat, anàlisi d'incertesa amb múltiples escenaris hidrològics equiprobables, i estudiar les externalitats aigües baix que es presenten en les diferents masses en una conca, entre altres; enfortint l'enfocament d'una metodologia de Gestió Integrada de Recursos Hídrics (GIRH), contribuint a la implementació de la Directiva Marco Europea de l'Aigua (DMA). Previ a la modelación hidro-economica, se fa un estudi detallat de les pressions i impactes i esquemes de temes important (ETI) de les masses d'aigua en la conca, a on s'identifiquen les masses mes contaminades i que degue aplicar-se diferents mesures com ara: Mesures Bàsiques (MB) , Mesures de Reutilització per a atendre Demandes Consumptives (MRDC) i Mesures Complementàries (MC) , açò a fi que les dites masses aconseguixen OMA fixats per la DMA.

El primer MHE implementado en les conques estudiades es un model general per a la remoguda de materia organica (DBO), en este, s'obte per als Escenaris Hidrologics equiprobables (EHE) els resultats a on se presenten les mides que deuen ser activades i el cost minim d'activacio de la mida representada en el Cost Anual Equivalent (CAU), per a alcançar l'objectiu medioambiental (OMA). El segon MHE implementado en la conca del riu Serpis permet realisar una post-optimitzación, per a lo qual s'ampra un MHE en reutilización d'aigües regenerades per a la remoguda de materia organica (DBO), el qual garantisa el compliment de l'OMA en  $DBO = 6.0 \text{ MG/L}$ , fixat per a les diferents masses en la conca. El tercer MHE implementado se centra en la remoguda de nutrients, especificament de Fosfor (P), d'igual forma alcançant l'OMA de  $P = 0.4 \text{ MG/L}$ , fixats per l'autoritat ambiental. Dels resultats trobats, se te que estos MHES, permeten alcançar els OMA fixats per les Autoritats ambientales (CHJ) o gestors de recursos hídricoS en les conques mencionades, mentres que no se troba una variacio significativa en el Cost Anual Equivalent (CAE), per als diferents Escenaris Hidrologics equiprobables (EHE) analisats. Ademes, la mida Bàsiques (MB) de reutilización d'aigües regenerades, se convertix en una bona estrategia per a l'adequada gestio dels recursos hídrics en la conca, en termens de qualitat i cantitat.

Respecte a la metodologia i la implementació dels MHEs, aquests tenen una aplicació seqüencial des de l'optimització de mesures bàsiques incloses la reutilització d'aigües regenerades, fins a una nova optimització i post-optimització amb mesures complementàries (MC) en aquelles masses d'aigua en la conca que no aconseguixen els OMA amb les mesures bàsiques (MB). La principal fortalesa d'aquests MHEs i el ACE és que permeten identificar les mesures prioritàries que s'han d'activar en la conca per a aconseguir els OMA, optimitzant els recursos en els programes de descontaminació en conques. La principal feblesa

d'aquests MHE i ACE és precisament la robustesa en els seus processos per a aconseguir els OMA en DBO i Fòsfor, mitjançant la selecció d'un programa de mesures a escala de conca inclosa la variabilitat espacial i temporal. Esta metodologia i les seues ferramentes també poden ser potencialment aplicables a altres països diferents de la Unió Europea, sent especialment útil en països en via de desenvolupament on els recursos financers són molt limitats i igualment es requereix recuperar el bon estat ecològic de les seues conques hidrogràfiques.



# ÍNDICE DE CONTENIDO

<b>CAPÍTULO 1.....</b>	<b>1</b>
<b>INTRODUCCIÓN.....</b>	<b>1</b>
1.1 PROBLEMÁTICA Y TENDENCIAS EN LA GESTIÓN DE LA CONTAMINACIÓN HÍDRICA. ASPECTOS SOCIALES, AMBIENTALES Y ECONÓMICOS.....	3
1.2 ACE Y MODELOS HIDRO-ECONÓMICOS .....	15
1.3 OBJETIVOS .....	20
1.3.1 Objetivo General.....	20
1.3.2 Objetivos Específicos .....	21
1.4 HIPÓTESIS DE TRABAJO Y METODOLOGÍA .....	21
1.5 ESTRUCTURA DEL DOCUMENTO.....	24
<b>CAPÍTULO 2.....</b>	<b>27</b>
<b>LA DIRECTIVA MARCO Y EL CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN DEL AGUA .....</b>	<b>27</b>
2.1 PRINCIPIOS PARA EL CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN HÍDRICA.....	27
2.1.1 Criterios de calidad del agua y objetivos medioambientales .....	31
2.2 LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA (DMA) Y EL CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN .....	37
2.2.1 Descripción de la DMA .....	37
2.2.2 Estado Tendencial y Brecha .....	40
2.2.3 Programa de medidas y análisis coste-eficacia.....	42
2.2.4 Presiones e impactos.....	44
2.3.MEDIDAS PARA ALCANZAR OBJETIVOS MEDIOAMBIENTALES EN CUENCAS HIDROGRÁFICAS.....	53

<b>CAPÍTULO 3.....</b>	<b>56</b>
<b>METODOLOGÍAS PARA DISEÑO DE PROGRAMAS DE MEDIDAS COSTE-EFICIENTES. ESTADO DEL ARTE.....</b>	<b>56</b>
3.1 ANÁLISIS COSTE EFICACIA (ACE).....	56
3.1.1 Metodología ACE.....	56
3.1.2 Criterios de Evaluación.....	58
3.2 ACE Y SELECCIÓN DE MEDIDAS PARA LA DMA.....	61
3.3 METODOLOGÍAS DE OPTIMIZACION.....	66
3.3.1 Optimización para definición de programa de medidas de menor coste.....	66
3.3.2 Clasificación de modelos.....	68
3.4 REVISION ESTADO DEL ARTE DE LOS MODELOS DE OPTIMIZACIÓN.....	74
<b>CAPÍTULO 4.....</b>	<b>87</b>
<b>METODOLOGÍA ACE-MHE PARA ALCANZAR OBJETIVOS MEDIOAMBIENTALES EN CUENCAS HIDROGRÁFICAS .....</b>	<b>87</b>
4.1 MODELO CONCEPTUAL .....	88
4.2 METODOLOGÍA GENERAL ACE-MHE PARA ALCANZAR OMA EN CUENCAS HIDROGRÁFICAS.....	90
4.2.1 Enfoque conceptual de la Metodología General ACE-MHE.....	91
4.3 METODOLOGÍA DE OPTIMIZACIÓN DETALLADA PARA MEDIDAS MB Y MC .....	96
4.3.1 Proceso de optimización con MB.....	97
4.3.2 Proceso de optimización con MC .....	99
4.3.3 Proceso de post-optimización con MC .....	101
4.4 MODELOS HIDRO-ECONÓMICOS PARA LA DBO Y P .....	104
<b>CAPÍTULO 5.....</b>	<b>110</b>
<b>CARACTERIZACIÓN DE MEDIDAS .....</b>	<b>110</b>

5.1 TIPOS DE MEDIDAS.....	110
5.1.1 Medidas Básicas (MB).....	110
5.1.2 Medidas Complementarias (MC) .....	111
5.2 EFECTO DE LAS MEDIDAS SOBRE LAS PRESIONES.....	113
5.3 COSTES DE LAS MEDIDAS.....	116
5.3.1 Coste de las Medidas básicas Directiva Marco Europea del Agua (MB)	116
5.3.2 Coste de Medidas Complementarias tipo Reducción de Vertido. Versión completa.....	121
5.3.3 Coste de Medidas Complementarias tipo Reducción de Vertido. Versión simplificada (CHJ) .....	124
5.3.4 Coste de las Medidas Complementarias tipo Mejora de Vertido y Mejora Intensiva de Vertido. Versión Completa .....	125
5.3.5 Coste de las Medidas Complementarias tipo Mejora de Vertido y Mejora Intensiva de Vertido. Versión Simplificada .....	128
5.3.6 Coste de las medidas para caso de estudio cuenca Serpis .....	129
<b>CAPÍTULO 6.....</b>	<b>133</b>
<b>CASO DE ESTUDIO CUENCA DEL RÍO SERPIS .....</b>	<b>133</b>
6.1 DESCRIPCIÓN GENERAL .....	133
6.1.1 Características Generales.....	133
6.1.2 Identificación de los problemas ETI .....	141
6.1.3 Presiones e Impactos .....	142
6.2IMPLEMENTACIÓN DE MODELOS HIDRO-ECONÓMICOS	155
6.2.1 Modelo Hidro-Económico para DBO .....	156
6.2.2 Aplicación de Medidas Complementarias de Reducción de Vertido. Modelo hidro-económico para la reutilización de aguas regeneradas (Parámetro DBO).....	171
6.2.3 Modelo Hidro-Económico para Fósforo (P) .....	184
6.2.4 Restricciones Probabilísticas para DBO y Fósforo (P).....	201
6.2.5 Sensibilidad de los resultados a los estándares de calidad .....	207
<b>CAPÍTULO 7.....</b>	<b>215</b>

<b>CASO DE ESTUDIO CUENCA DEL RÍO JUCAR .....</b>	<b>215</b>
7.1 DESCRIPCIÓN GENERAL.....	215
7.1.1 Características Generales.....	216
7.1.2 Identificación de los Problemas ETI .....	226
7.1.3 Presiones e Impactos .....	228
7.2 APLICACIÓN DE MODELOS HIDRO-ECONÓMICOS .....	236
7.2.1 Modelo Hidro-Económico para DBO.....	236
7.2.2 Modelo Hidro-Económico para Fósforo (P) .....	240
<b>CAPÍTULO 8.....</b>	<b>248</b>
<b>CONCLUSIONES Y LÍNEAS FUTURAS DE INVESTIGACIÓN... 248</b>	
8.1. Conclusiones respecto a la Metodología .....	248
8.2 Conclusiones con respecto al Caso de Estudio en la cuenca del río Serpis .....	252
8.3 Conclusiones con respecto al Caso de Estudio en la cuenca del río Júcar .....	258
8.4 Líneas Futuras de Investigación.....	261
<b>REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>263</b>
<b>ANEJOS .....</b>	<b>280</b>
<b>ANEJO A. SIMULACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS (CANTIDAD Y CALIDAD) EN LA CUENCA DEL RIO SERPIS....</b>	<b>280</b>
<b>ANEJO B.....</b>	<b>289</b>
ANEJO B.1 MODELO HIDRO-ECONÓMICO PARA LA GESTIÓN DE CONTROL DE CONTAMINACIÓN DE LA DBO CON VARIABLES DE ACTIVACIÓN Y HOLGURA .....	289
B.1.1 Características del modelo.....	289

B.2 MODELO HIDRO-ECONÓMICO PARA LA GESTIÓN DE CONTROL DE CONTAMINACIÓN DEL FÓSFORO (P) CON VARIABLES DE ACTIVACIÓN Y HOLGURA.....	317
B.2.1 Características del modelo.....	317

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura. 1.1 Disponibilidad de agua dulce. ....	6
Figura. 1.2 Esquema de gestión para el control de la contaminación.....	9
Figura. 1.3 Marco conceptual de la Gestión integral del recurso hídrico a partir de los usos del agua.....	11
Figura. 1.4 Aspectos y componentes en el Plan de Ordenación del Recurso Hídrico en la cuenca. ....	12
Figura. 1.5 Aspectos a considerar para alcanzar objetivos medioambientales en cuencas hidrográficas.....	13
Figura. 1.6 Relación Costes – OMA .....	20
Figura. 2.1 Identificación de las presiones por grupos. ....	45
Figura.2.2 Presiones por fuentes puntuales.....	46
Figura.2.3 Presiones por fuentes difusas.....	47
Figura.2.4 Impacto comprobado.....	49
Figura.2.5 Impacto probable.....	50
Figura.2.6 Criterios para la identificación del riesgo según estudio de MIMAM.....	52
Figura.2.7 Masas en riesgo.....	53
Figura.3.1 Esquema conceptual del Análisis Coste Eficacia (ACE) .....	57
Figura.3.2 Proceso de Decisión en el Análisis Coste-Eficacia .....	58
Figura.3.3 Esquema planteamiento indicadores Coste-Eficacia .....	60
Figura. 3.4 Diferencias entre la modelación de simulación y optimización .....	68
Figura.3.5 Tipos de modelos de simulación. ....	69
Figura. 4.1 Esquema conceptual simplificado de la Metodología ACE-MHE para alcanzar los OMA en cuencas hidrográficas.....	89
Figura.4.2 Esquema conceptual del procedimiento para asignación de medidas en la cuenca .....	93
Figura. 4.3 Optimización Simultánea.....	98

Figura. 4.4	Parámetro GAMS .....	100
Figura. 4.5	Proceso de Post-Optimización.....	102
Figura. 4.6	Esquema general de la cuenca del río Serpis, con subcuencas .....	105
Figura. 4.7	Esquema conceptual del modelo hidro-económico para DBO5 y Fósforo.....	107
Figura.4.8	Diagrama de flujo, proceso de ejecución y análisis del Modelo Hidro-Económico.....	108
Figura. 5.1	Sección tipo de balsa.....	112
Figura. 5.2	Sección tipo conducción.....	112
Figura. 5.3	Costes de inversión para eliminación de nutrientes.....	118
Figura. 5.4	Costes de instalación balsa .....	122
Figura. 5.5	Inversión para eliminación de nutrientes.....	126
Figura. 6.1	Localización cuenca del Serpis dentro del ámbito de la Confederación Hidrográfica del Júcar y España .....	134
Figura. 6.2	Localización cuenca del Serpis y principales afluentes .....	134
Figura. 6.3	Localización, concentración DBO y Fósforo (P), caudal vertido EDARs en el cauce principal del río Serpis.....	135
Figura. 6.4	Masas de agua superficiales y subterráneas en la cuenca del Río Serpis.....	140
Figura. 6.5	Identificación de las presiones por grupos .....	144
Figura. 6.6	Presiones por fuentes de contaminación en el río Serpis ....	145
Figura. 6.7	Alteraciones morfológicas en la cuenca del río Serpis.....	146
Figura. 6.8	Combinación de niveles de presión e impactos para el río Serpis .....	152
Figura. 6.9	Clases de riesgo en la cuenca del río Serpis .....	153
Figura. 6.10	Evaluación del riego en lagos de la cuenca del río Serpis ..	155
Figura. 6.11	Caudales circulantes al final de los tramos “i” en las masas “m” del cauce principal del río Serpis .....	156
Figura. 6.12	Concentración final de DBO, OMA en las masas y los tramos del cauce principal del río Serpis (1995-2005).....	159

Figura. 6.13 Concentración final de DBO, OMA en las masas y los tramos del cauce principal del Río Serpis, media mensual multianual (1995-2005).....	160
Figura. 6.14 Perfil de la DBO para la masa 3 (EHE) .....	162
Figura. 6.15 Concentración final de DBO, OMA en masas y tramos del cauce principal del Río Serpis, media mensual multianual (1995-2005).....	163
Figura. 6.16 Activación de medida “EDAR Alcoi” para alcanzar OMA DBO en el cauce principal del río Serpis .....	164
Figura. 6.17 Concentración final de DBO para caudales circulantes bajos, medios y altos en el cauce principal del río Serpis .....	165
Figura. 6.18 Costes de las Variables de Activación de las medidas para alcanzar OMA en DBO en la cuenca del río Serpis. ....	170
Figura. 6.19 Panorámica de la EDAR de Alcoi .....	172
Figura. 6.20 Sistema de reutilización de aguas regeneradas de la EDAR de Alcoi.....	172
Figura. 6.21 Poblaciones y huerta en el área de influencia del sistema de reutilización de aguas regeneradas.....	173
Figura. 6.22 Concentración Final de DBO para la masa 3 y los tramos del cauce principal del Serpis con Modelos Hidro-Económico General de DBO y Modelo con reutilización .....	174
Figura. 6.23 Costes totales del modelo hidro-económico general Vs modelo hidro-económico con Reutilización para alcanzar OMA en DBO cuenca Serpis (1995-2005).....	176
Figura. 6.24 Distribución porcentajes de reutilización de aguas regeneradas en la EDAR Alcoi para OMA en DBO .....	176
Figura. 6.25 Costes del Escenario sintético: Incremento del 30% en la DBO (Vertidos).....	179
Figura. 6.26 Costes acumulados del Escenario Base Vs. Sintético (incremento DBO 30%) .....	181

Figura. 6.27 Variación de Objetivos Medioambientales (OMA) y costes para la DBO cuenca Serpis.....	182
Figura. 6.28 Análisis de la sumatoria de costes Vs. OMA durante 1995-2005 para la DBO .....	183
Figura. 6.29 Concentración final de Fósforo (P), OMA en masas y tramos del cauce principal del río Serpis (1995-2005).....	186
Figura. 6.30 Concentración Final Fósforo, OMA en masas y tramos del cauce principal del río Serpis Media mensual multianual (1995 – 2005) .....	188
Figura. 6.31 Costes de las Variables de Activación de las medidas para alcanzar OMA en Fósforo cuenca Serpis .....	193
Figura. 6.32 Localización y tecnología de EDARs activadas para alcanzar el OMA del Fósforo en la cuenca del río Serpis.....	194
Figura. 6.33 Curva de costes escenario base y escenario hipotético (aumento 30% concentración del Fósforo) efluente de las EDAR cuenca del río Serpis .....	196
Figura. 6.34 Costes de las variables de Activación de las medidas para alcanzar OMA en Fósforo aumentando 30% de la concentración en la cuenca del río Serpis .....	198
Figura. 6.35 Localización de la activación de las EDARs para el aumento del fósforo en un 30% en la cuenca del río Serpis .....	199
Figura. 6.36 Costes totales de activación de medidas para diferentes OMA del parámetro Fósforo (P) en la cuenca del río Serpis .....	200
Figura. 6.37 Coste de las medidas Vs. Coste con restricción probabilística para un periodo de 12 meses para DBO y FÓSFORO .....	203
Figura. 6.38 Coste de las medidas Vs. Coste con restricción probabilística para un periodo de 48 meses para DBO y Fósforo.....	204
Figura. 6.39 Coste de las medidas Vs. Coste con restricción probabilística para un periodo de 72 meses para Fósforo y DBO .....	205

Figura. 6.40 Coste de medidas Vs. Coste con restricción probabilística para un periodo de 120 meses para DBO y FÓSFORO.....	206
Figura. 6.41 Coste de la activación de las medidas y el precio sombra para OMA de 5(mg/l) y 6 (mg/l) en DBO (120 meses).....	207
Figura. 6.42 Coste de la activación de la medida Alcoy mes de Julio (2003-2004) al reducir el OMA a 5,0 (mg/l) en DBO.....	208
Figura. 6.43 Localización de la activación de la medida Alcoy mes de Julio (2003-2004) al reducir el OMA a 5 (mg/l) en DBO ...	209
Figura. 6.44 Precio sombra para la relajación del OMA de la DBO a 7 (mg/l) y 8(mg/l) .....	210
Figura. 6.45 Precio Sombra al reducir el OMA del Fósforo a 0,3 (mg/l) en la cuenca del río Serpis.....	211
Figura. 6.46 Precios sombra para la relajación del OMA del Fósforo a (0,5 mg/l) y.....	212
Figura. 6.47 Precio sombra para la relajación del OMA del Fósforo a 0,5 (mg/l) en el EHE E11 de la cuenca del río Serpis.....	213
Figura. 6.48 Activación de las medidas y el precio sombra para los OMA del fósforo equivalentes a 0,4 mg/l y 0,5 mg/l en el EHE E11 cuenca del río Serpis.....	214
Figura. 7.1 Demarcación Hidrográfica del Júcar .....	216
Figura. 7.2 Identificación de las zonas sensibles.....	221
Figura. 7.3 Masas de Agua Superficiales del Sistema Júcar;.....	224
Figura. 7.4 Identificación de las presiones por grupos .....	228
Figura. 7.5 Presiones por fuentes puntuales en la cuenca del río Júcar .....	229
Figura. 7.6 Presiones por fuentes difusas en la cuenca del río Júcar.....	230
Figura. 7.7 Impacto comprobado en la cuenca del río Júcar.....	231
Figura. 7.8 Impacto probable .....	233
Figura. 7.9 Masas en riesgo en la cuenca del río Júcar.....	235
Figura. 7.10 Caudal circulante en los nodos de la subcuenca Albaida...	236
Figura. 7.11 Caudal circulante en los nodos de la subcuenca Arquillo..	237
Figura. 7.12 Caudal circulante en los nodos de la subcuenca Magro.....	237

Figura. 7.13 Análisis de los Escenarios sintéticos para alcanzar el OMA de DBO en la cuenca del río Júcar (Variables de Activación Vs Costes).....	238
Figura. 7.14 Análisis de sensibilidad para el parámetro DBO en la cuenca del río Júcar (OMA Vs Costes).....	240
Figura. 7.15 Análisis de los Escenarios sintéticos para alcanzar el OMA de Fósforo en la subcuenca del río Albaida (Variables de Activación Vs Costes) .....	241
Figura. 7. 16 Análisis de Escenarios sintéticos para alcanzar el OMA de Fósforo en la subcuenca del río Arquillo (Variables de Activación Vs Costes) .....	242
Figura. 7.17 Análisis de Escenarios sintéticos para alcanzar el OMA de Fósforo en la subcuenca del río Magro (Variables de Activación Vs Costes) .....	243
Figura. 7.18 Análisis de sensibilidad para el parámetro Fósforo (P) en la subcuenca Albaida - río Júcar (OMA Vs Costes) .....	244
Figura.7.19 Análisis de sensibilidad para el parámetro Fósforo (P) en la subcuenca Arquillo - río Júcar (OMA Vs Costes).....	245
Figura. 7.20 Análisis de sensibilidad para el parámetro Fósforo (P) en la subcuenca Magro - río Júcar (OMA Vs Costes).....	246

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1 Valoración del impacto comprobado en embalses.....	49
Tabla 2.2 Valoración del impacto probable en embalses.....	51
Tabla 2.3 Grupo de Medidas Básicas DMA.....	54
Tabla 2.4 Grupo de Medidas Complementarias DMA .....	55
Tabla 3.1 Modelos de optimización para el control de vertidos en sistemas de tratamiento y la calidad del agua en cuencas.....	76
Tabla 5.1 Parámetros de diseño de sección tipo.....	113
Tabla 5.2 Valores de DBO5 y P para MB.....	113
Tabla 5.3 Valores de DBO5 y P para MRDC.....	114
Tabla 5.4 Valores de DBO5 y P para MC tipo Mejora de Vertido.....	114
Tabla 5.5 Valores de DBO5 y P para MC tipo Mejora Intensiva de Vertido .....	115
Tabla 5.6 Valores de DBO5 y P para MC tipo Reducción de Vertido. Opción 1 .....	115
Tabla 5.7 Valores de DBO5 y P para MC tipo Reducción de Vertido. Opción 2.....	115
Tabla 5.8 Costes de inversión para eliminación de nutrientes .....	117
Tabla 5.9 Costes de inversión para DBO5 y nutrientes. ....	118
Tabla 5.10 Costes por etapas de instalación en servicio.....	119
Tabla 5.11 Costes de explotación y mantenimiento para DBO5 y nutrientes .....	120
Tabla 5.12 Costes de instalación por etapa del tratamiento de regeneración .....	121
Tabla 5.13 Costes de instalación por etapa del tratamiento de regeneración. ....	123
Tabla 5.14 Costes de inversión para eliminación de nutrientes .....	126
Tabla 5.15 Costes de inversión para DBO .....	127

Tabla 5.16 Costes de explotación y mantenimiento para DBO5 y nutrientes .....	127
Tabla 5.17 Costes de las medidas para DBO y Fósforo para la cuenca del río Serpis .....	130
Tabla 6.1 Usos del suelo del Sistema de Explotación Serpis.....	137
Tabla 6.2 Recursos Superficiales y Subterráneos de la cuenca Serpis....	137
Tabla 6.3 Denominación de las masa de aguas superficiales en la cuenca del río Serpis.....	138
Tabla 6.4 Denominación de las masa de agua subterránea en la cuenca del río Serpis.....	139
Tabla 6.5 Identificación de las presiones e impactos .....	143
Tabla 6.6 Valoración del impacto comprobado.....	147
Tabla 6.7 Criterios para determinar las masas de agua con impacto probable .....	148
Tabla 6.8 Indicador para evaluación del impacto probable en masas de agua muy modificadas (embalses) .....	149
Tabla 6.9 Resultados para el embalse Beniarrés .....	150
Tabla 6.10 Criterio general de combinación de impactos para masas de aguas superficiales .....	150
Tabla 6.11 Combinación de los niveles de presión y de impacto en aguas superficiales .....	151
Tabla 6.12 Clases de riesgo definidas por la Comisión Europea.....	152
Tabla 6.13 Riesgo evaluado para el embalse de Baniarrés .....	154
Tabla 6.14 Evaluación del riesgo para lagos.....	154
Tabla 6.15 Medidas implementadas en la cuenca del río Serpis .....	166
Tabla 6.16 Coste mínimo de activación de medidas para alcanzar el OMA en DBO para las masas de agua de la cuenca del río Serpis .....	167
Tabla 6.17 Coste mínimo de la activación de las medidas para alcanzar el OMA en fósforo (P) para las masas de agua de la cuenca del río Serpis .....	189

Tabla 6.18 Costes de la activación de las medidas para alcanzar OMA del parámetro Fósforo (P).....	192
Tabla 6.19 Coste de medidas activadas con un incremento del 30% en la concentración del Fósforo.....	197
Tabla 7.1 Ecotipos en el Júcar .....	225
Tabla 7.2 Masas de Agua Subterránea .....	225
Tabla 7.3 Valoración del impacto comprobado en los embalses .....	232
Tabla 7.4 Valoración del impacto probable en embalses.....	233
Tabla 7.5 Combinación de los niveles de presión y de impacto en aguas superficiales .....	235

# CAPÍTULO 1

## INTRODUCCIÓN

Los recursos naturales, en especial los recursos hídricos, son un bien escaso el cual debe ser usado eficientemente. Dicha escasez es un factor limitante en el desarrollo económico, social y medioambiental en una cuenca hidrográfica. Los diferentes usos y actividades humanas en una cuenca generan una serie de presiones e impactos sobre su estado ecológico, que normalmente contribuyen al deterioro de la calidad de sus aguas y su ecosistema fluvial, tomados como efectos directos sobre las masas de agua en una cuenca.

Durante los últimos años ha habido una creciente toma de conciencia y preocupación por la contaminación del agua en todo el mundo, y los nuevos enfoques hacia el logro de la explotación sostenible de los recursos hídricos se han desarrollado a nivel internacional. A pesar de los esfuerzos gubernamentales y no gubernamentales por la descontaminación de las aguas residuales en las cuencas hidrográficas, y dada las complejas interacciones del mundo real entre la economía y el medio ambiente, estas forman la principal barrera de cara a una gestión integral del recurso hídrico en una cuenca.

El enfoque de la calidad del agua basado en el control de la contaminación proporciona un mecanismo mediante el cual la cantidad de contaminación que entra en una masa de agua es controlada en función de las condiciones de la masa de agua y los objetivos medioambientales para su recuperación y protección, establecidos por la autoridad ambiental. En ese sentido, La Directiva Marco europea del

Agua (DMA) establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas en los países miembros de la Unión Europea. El principal propósito de la misma es alcanzar el buen estado de las masas de agua continentales, de transición y costeras. En el caso de masas de aguas superficiales, el "buen estado" supone: alcanzar el buen estado químico, y además, el buen estado ecológico.

La DMA fue transpuesta a la legislación española en 2003. Para su implantación, y en particular para coordinar y homogeneizar el desarrollo de los nuevos planes de cuenca, se aprobó el Reglamento de Planificación Hidrológica (MMA, 2007) y el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino presentó la Instrucción de Planificación Hidrológica (MARM, 2008). Para poder cumplir los objetivos marcados, se definirá un programa de medidas que vendrá recogido en el Plan Hidrológico de cuenca. Por otra parte, la Instrucción de Planificación Hidrológica, (MARM, 2008), en referencia al programa de medidas dice que deberá figurar un resumen en el Plan Hidrológico, que será el resultado de un proceso participativo de análisis de las alternativas para alcanzar los objetivos previstos en la planificación.

La Instrucción de Planificación Hidrológica también indica que deberán de caracterizarse las medidas a aplicar, en términos de coste y de eficacia, y que para obtener la combinación de medidas más adecuada que permite alcanzar los objetivos ambientales se empleará un análisis coste-eficacia. También la Directiva Marco del Agua menciona en el ANEXO III que se debe estudiar la combinación de medidas más eficiente para cumplir los objetivos (ACE).

## **1.1 PROBLEMÁTICA Y TENDENCIAS EN LA GESTIÓN DE LA CONTAMINACIÓN HÍDRICA. ASPECTOS SOCIALES, AMBIENTALES Y ECONÓMICOS.**

Para administrar y estudiar los procesos que se suscitan alrededor de los recursos naturales de una manera sostenible, el espacio que mejor reúne las variables ambientales a controlar es la cuenca hidrográfica, puesto que en ella se realizan todas las actividades humanas y su impacto alcanza a todo el territorio. Además, la necesidad de controlar la contaminación del agua, las concesiones de agua para suministro y otras actividades, convierten a la cuenca en el elemento central para manejar el ambiente de una manera adecuada y lograr los objetivos de mitigación de impactos y de desarrollo social en un beneficio común (Dourojeanni, 2001).

La crisis del agua enmarca un sin número de elementos que contribuyen a su vulnerabilidad e incrementan las pérdidas económicas: industrias que descargan sus desechos a las corrientes de agua y asentamientos humanos, que para poder sobrevivir realizan todas sus actividades en zonas aledañas al cauce o corriente, causando daños al ecosistema y al recurso, acabando con la vida de especies que mantienen un equilibrio, generando contaminación de todo tipo y revirtiendo en enfermedades mortales para el ser humano e incrementando la pobreza entre los cuales se pueden mencionar: la escasez de agua producida por el mal manejo del recurso hídrico que afecta en el mundo a más de 60 países. En los países en vías de desarrollo se estima que el 90% de las aguas residuales son vertidas a los cuerpos de agua sin tratamiento alguno (WWF, 2003). Para mejorar la seguridad alimentaria en el futuro, es necesario actuar en frentes como: el cambio climático, la preservación de la tierra y la conservación del agua.

En Europa la agricultura, la industria y los vertidos de los municipios presentan un alto contenido de nutrientes, los cuales causan eutrofización en los cuerpos de agua. Ejemplo de ello es el río Rin, en el cual se concentran grandes cargas de nitrógeno y fósforo en proporciones aproximadas de 85% y 95% respectivamente. Por ello las medidas para reducción de nutrientes se han intensificado desde los años 80, y se ha desarrollado modelos hidro-económicos (Van der Veeren, 2002, Shaochun, *et al*, 2009).

El suministro de agua dulce se reduce cada día debido la contaminación, muchas de las aguas y corrientes se encuentran mezcladas con lixiviados y todo tipo de contaminantes que deterioran la calidad de las mismas. Más de 1,5 mil millones de personas carecen del recurso, sin contar que 1 litro de agua contaminada infecta a 8 litros de agua limpia, se estima que en el mundo hay 12.000 km<sup>3</sup> de agua contaminada, lo que indica que 9.6 x 10<sup>13</sup> litros de agua están siendo contaminados, esto hace que la calidad del agua para abastecimiento y múltiples usos disminuya de manera alarmante (WWF, 2003). Esta insuficiencia de agua dulce y su contaminación inminente, son los principales factores que impacten el desarrollo económico en los años venideros en cualquier país del mundo. Por todo esto se dice que la afectación económica producida por la contaminación del agua es otro incalculable de los retrocesos económicos mundiales.

La disponibilidad de agua en relación con la demanda de los seres humanos ya es crítica, lo que obedece a que mientras la población se triplica, el consumo se sextuplica. Igualmente cuando crece la población crece la demanda del uso del agua, sumado a la mala gobernabilidad y manejo del agua, lo que origina que día a día hayan menos bienes ambientales, amenazando con la vida de las personas, de otras especies vivientes y con la vida misma del planeta. De esta manera muchos países

agotan sus acuíferos en proporción alarmante, a lo que se aúna la contaminación desmedida de las industrias que descargan sus vertimientos en aguas utilizadas para consumo, afectando el desarrollo social, económico, político y ambiental de los pueblos. Debido a esto, muchos de los países del mundo enfrentan el problema de encarecimiento de provisión del agua y cobertura inapropiada o nula para gente de escasos recursos, originando una crisis económica y de gobernabilidad, como consecuencia, el agua se convierte en un artículo que se vende al mejor postor, lo que origina la desigualdad en la distribución del recurso (Peña y Solanes, 2002).

Es importante tener en cuenta que el agua es un bien económico y social y que el ideal es que el valor de uso fuera igual al valor coste total del agua, con este principio maximiza el bienestar social. Por ello se han enunciado los componentes del valor de agua como: i) el valor para los usuarios del agua (según sea el uso), ii) los beneficios netos de los flujos de retorno (reutilización), iii) de los flujos de uso indirecto, iv) ajustes por objetivos sociales (alivio de la pobreza, equidad, igualdad de género, empleo, alimento).

Aunque el agua es el elemento más frecuente en la Tierra, aproximadamente 3% del total es agua dulce y el resto es agua salada, las dos terceras partes del agua dulce se encuentran inmovilizadas en glaciares y al abrigo de nieves perpetuas (Ver Figura. 1.1). A la cantidad natural de agua dulce existente en lagos, ríos y acuíferos se agregan los 8.000 kilómetros cúbicos (km<sup>3</sup>) almacenados en embalses. El ser humano extrae un 8% del total anual de agua dulce renovable y se apropia del 26% de la evapotranspiración anual y del 54% de las aguas de escorrentía accesibles (UNESCO, 2003). El agua dulce está distribuida de forma muy irregular: casi 500 millones de personas se ven afectadas por la tensión hídrica o una escasez grave de agua. Basándose en las últimas

proyecciones de población realizadas por las Naciones Unidas, se han desarrollado distintos escenarios relativos a la disponibilidad de agua. Según estas proyecciones, el futuro para muchas regiones del mundo parece sombrío. La proyección más alarmante indica que para el 2050 casi 7.000 millones de personas sufrirán escasez de agua en 60 países. Incluso según la proyección más optimista, algo menos de 2.000 millones de personas en 48 países lucharán contra la escasez de agua en 2050.

Para el año 2025, se estima que el planeta necesitará un 17% más de agua para poder llevar a cabo la producción de alimentos adicional necesaria para la creciente población de los países en desarrollo. El consumo total de agua aumentará en un 40%.

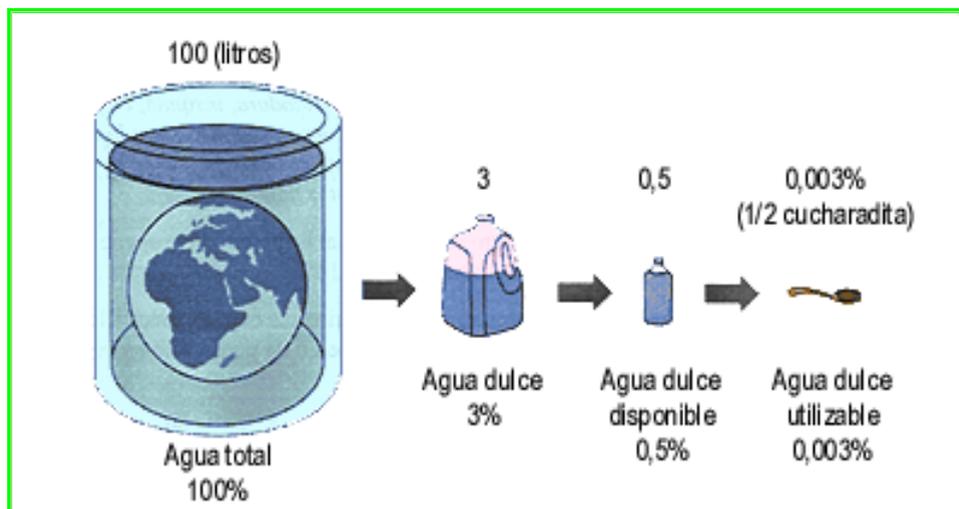


Figura. 1.1 Disponibilidad de agua dulce.

(Fuente: GWP, 2005).

El recurso hídrico en la actualidad se está viendo afectado por el crecimiento desmedido de una demanda que no tiene un límite, esto ligado a que dicho recurso es pieza fundamental en el desarrollo de las

regiones y más precisamente en el desarrollo económico, social y medioambiental de una cuenca hidrográfica. Las diferentes actividades del hombre generan una diversidad de usos que se le da al agua, y que a su vez genera presiones e impactos sobre la calidad de esta, y así mismo sobre los demás recursos naturales en dicha cuenca.

La escasez de agua y el mal estado ecológico de la misma están ocasionando serios riesgos en la seguridad alimenticia, en la salud humana, en el bienestar económico y social y en la biodiversidad. Al mismo tiempo, está exacerbando las tensiones, lo que puede conducir a conflictos y confrontaciones entre grupos humanos. El papel vital del agua en el desarrollo humano es absolutamente claro. Igualmente, la creciente amenaza de la escasez de agua.

El desarrollo de nuevas tecnologías y el crecimiento demográfico exagerado ha llevado a la sociedad a intervenir de manera imprudente al medio ambiente, más precisamente a las cuencas hidrográficas, utilizando el agua para el uso agrícola, doméstico, industrial, recreativo, energético, ambiental, entre otros, clasificados entre usos consuntivos y no consuntivos. La mayor parte de dichos usos conllevan a la generación de aguas contaminadas después de ser utilizadas según sea la actividad y que normalmente estas aguas regresan en forma de vertidos de aguas residuales a la fuente hídrica superficial más cercana al sitio de demanda, generando un impacto ecológico negativo a la fuente o masa de agua, limitando en muchos casos a los posibles usuarios de este recurso aguas abajo.

Unos 2 millones de toneladas de desechos son arrojados diariamente en aguas receptoras, incluyendo residuos industriales y químicos, vertidos humanos y desechos agrícolas (fertilizantes, pesticidas y residuos de pesticidas). Aunque los datos confiables sobre la extensión y gravedad de

la contaminación son incompletos, infortunadamente las poblaciones más pobres resultan las más afectadas, con un 50% de la población de los países en desarrollo expuesta a fuentes de agua contaminadas (UNESCO, 2003).

A esto le agregamos la falta de planes y programas de saneamiento en gran parte de países en el mundo, específicamente a la existencia de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDARs) para el tratamiento de dichas aguas, las cuales por sus altos costes tanto en sus fases de diseño, construcción, operación y mantenimiento, no son económicamente viables para la gran mayoría de países, limitando mucho más el tratamiento y control de la calidad de agua en gran parte de las cuencas hidrográficas.

La creciente crisis hídrica mundial amenaza la seguridad, estabilidad y sostenibilidad ambiental de los países en desarrollo. Millones de personas fallecen cada año por causa de enfermedades que tienen su origen en el agua, mientras que la contaminación hídrica y la destrucción de los ecosistemas van en aumento, especialmente en las zonas en desarrollo. En las últimas décadas, se ha registrado una progresiva aceptación respecto del hecho de que la gestión de los recursos hídricos debe abordarse desde un enfoque integrado, la evaluación de los recursos hídricos reviste una importancia fundamental en tanto que sirve de base para la toma de decisiones y las capacidades de los países deben respaldarse plenamente para acometer las evaluaciones pertinentes al respecto. Las decisiones en materia de gestiones destinadas a mitigar la pobreza, permitir el desarrollo económico, garantizar la seguridad alimentaria y la salud de la población, así como a preservar los ecosistemas vitales deben fundarse en la mejor comprensión posible de todos los sistemas.

Durante los últimos años ha habido una creciente toma de conciencia y preocupación por la contaminación del agua en todo el mundo, y los nuevos enfoques hacia el logro de la explotación sostenible de los recursos hídricos se han desarrollado a nivel internacional. Actualmente y al ver la problemática ambiental los organismos de control ambiental han realizado esfuerzos en algunos casos no muy significativos por minimizar el problema. Las autoridades disponen de una gran variedad de herramientas de apoyo a la decisión, metodologías, instrumentos económicos y jurídicos para llevar a cabo la planificación y gestión de los Recursos Hídricos en cuencas hidrográficas (Ver Figura. 1.2).



**Figura. 1.2 Esquema de gestión para el control de la contaminación**  
(Fuente: Elaboración propia)

La Asociación Mundial para el Agua (Global Water Partnership – GWP) define la gestión integrada del agua como un proceso que promueve la gestión y el aprovechamiento coordinado del agua, la tierra y los recursos relacionados, con el fin de maximizar el bienestar social y económico de manera equitativa sin comprometer la sustentabilidad de los ecosistemas vitales (GWP, 2005).

Dichos conceptos están soportados en estudios de investigación de dichas cuencas tomando las características más importantes como son la cantidad y calidad del agua, así como la morfología de la cuenca y el sistema humano que interactúa en esta, todo esto dando como resultado una situación base que nos permita establecer la mejor solución a dicho problema. Estas soluciones se basan más que todo en una planificación continua y justa del recurso, teniendo en cuenta el crecimiento poblacional y el aumento de las demandas tanto domésticas como industriales y agrícolas, garantizando el recurso hídrico en términos de calidad y cantidad, tanto para la población actual, como para las generaciones futuras. Esto se logra no solo con herramientas e instrumentos para la planificación y gestión de dicho recurso hídrico, sino con la participación de la comunidad, mediante campañas de concienciación y educación ambiental con el fin de que el trabajo que se haga sea soportado por dicha comunidad y que esta ayude en el futuro a mantener y mejorar las condiciones de las cuencas hidrográficas (Ver Figura. 1.3).



**Figura. 1.3 Marco conceptual de la Gestión integral del recurso hídrico a partir de los usos del agua.**

(Fuente: Elaboración propia)

Y es que es sabido que los proyectos de depuración de aguas residuales y la realización de campañas de concienciación sobre la importancia de cuidar y proteger la cuenca tienen unos costes muy elevados en comparación con otros proyectos que se desarrollan en las ciudades y que a fin de cuentas demuestran algún tipo de beneficio económico para una ciudad o comunidad de forma más directa aparentemente. Ante esta situación, que la población goce de unos ríos descontaminados a un coste eficientemente razonable se convierte en el mayor desafío de los gestores del recurso hídrico (Ver Figura. 1.4).



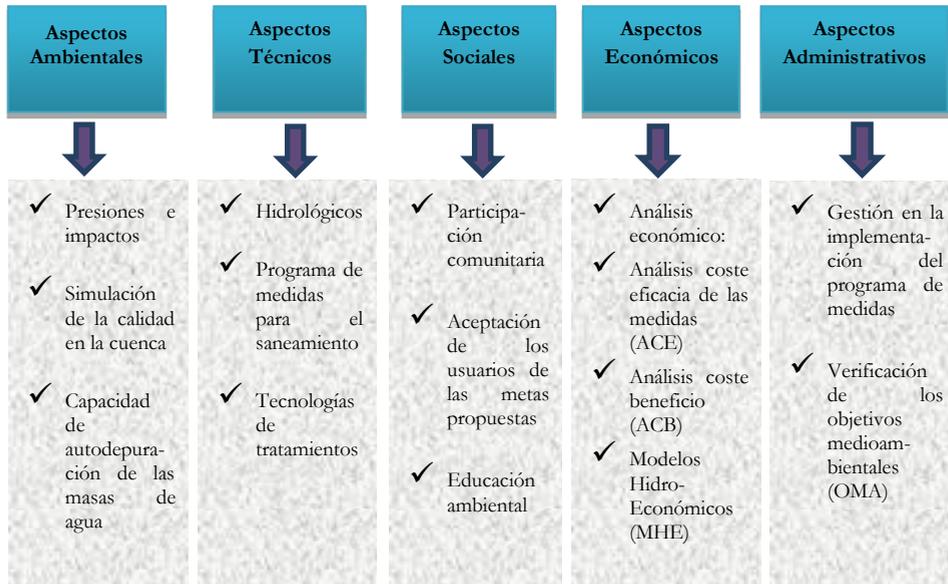
Figura. 1.4 Aspectos y componentes en el Plan de Ordenación del Recurso Hídrico en la cuenca.

(Fuente: Elaboración propia)

Las autoridades ambientales realizan gestión para la descontaminación de las aguas residuales en sus respectivas cuencas hidrográficas, y en ese sentido, en los últimos años se ha impuesto el concepto de Objetivos Medioambientales (Objetivos de Calidad del Agua en otros países) en las diferentes masas de agua de las cuencas. Los Objetivos Medioambientales (OMA) según el país o continente son más o menos exigentes dependiendo de aspectos, tales como:

- Número de parámetros (contaminantes y/o presiones contemplados).
- Niveles de descontaminación que se espera tener al final de los diferentes planes de saneamiento.
- Estado de las infraestructuras para el tratamiento de las aguas residuales en las diferentes cuencas.

En general, alcanzar objetivos medioambientales (OMA) en las diferentes masas de agua en cuencas hidrográficas, implica tener en cuenta aspectos, tales como se presenta en la Figura. 1.5:



**Figura. 1.5 Aspectos a considerar para alcanzar objetivos medioambientales en cuencas hidrográficas**

(Fuente: Elaboración propia)

En la medida en que la gestión para fijar los OMA en una cuenca hidrográfica considere los aspectos mencionados, la posibilidad de alcanzar dichos objetivos dentro de un plazo razonable será más viable o por lo menos estará cerca de los OMA fijada. En ese sentido el desafío es grande, considerando que incluso en países donde se han fijado estos planes de descontaminación con objetivos más rigurosos, pasados varios años no se han alcanzado en su totalidad estas metas. De esta manera las autoridades ambientales en la fijación de los objetivos de calidad se deben plantear los siguientes interrogantes, cada uno de ellos soportado con la mayor información disponible y los estudios del caso:

*¿El cuánto?*, se refiere a la brecha entre el estado actual de calidad de sus masas de agua y los objetivos de calidad a proponer para la descontaminación y conservación de dichas masas.

*¿El cuándo?*, determina el plan de actuaciones o programa de actividades en unos plazos acordes con las metas trazadas.

*¿El cómo?*, identifica las estrategias y el programa de medidas a implementar para alcanzar dichos objetivos medioambientales en la cuenca.

*¿El dónde?*, permite priorizar las actuaciones o medidas a implementar considerando la variabilidad espacial y temporal de la contaminación.

Estos interrogantes necesariamente deben ir soportados con el análisis de la viabilidad económica y el acuerdo de los diferentes actores involucrados en los planes de saneamiento de las cuencas hidrográficas.

En el caso particular, y en el afán de desarrollar un control de la contaminación en las masas de agua de los países que conforman la Unión Europea, se ha establecido un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas conocido como Directiva Marco del Agua (DMA) la cual establece unos objetivos medioambientales que permitan un control en la contaminación y manejo de las masas de agua.

La DMA estructura la definición de las masas de aguas y sus características en los países miembros, por cuencas y demarcaciones hidrográficas, así como la adopción de planes de gestión y programas de medidas apropiados para cada masa de agua, además dentro de sus objetivos pretende alcanzar el buen estado químico y ecológico de las

masas de aguas continentales, de transición y costeras, la prevención del deterioro adicional y la protección y mejora de los ecosistemas acuáticos así como de los ecosistemas terrestres dependientes; la promoción de los usos sostenibles del agua; la protección y mejora del medio acuático; la reducción de la contaminación de las aguas subterráneas y la paliación de los efectos de inundaciones y sequías (Eurorai, 2009; Albiac *et al*, 2006).

La Directiva Marco del Agua ha formalizado el papel creciente de la Economía en la gestión del agua. En efecto, la DMA propone la aplicación de principios (recuperación de costes, quien contamina paga), metodologías y herramientas (análisis coste-eficacia, ACE, y coste-beneficio, ACB, con un papel relevante en el diseño de programas de medidas y la justificación de posibles excepciones) e instrumentos económicos (precios del agua, como incentivos para un uso eficiente a la vez que instrumentos de recuperación de los costes) en la gestión a escala de cuenca.

## **1.2 ACE Y MODELOS HIDRO-ECONÓMICOS**

El propender por el buen estado de las masas de agua en una cuenca hidrográfica es un proyecto ambicioso que requiere de decisiones que seguramente conllevan grandes inversiones financieras, técnicas y operativas, las cuales han de estar soportadas en herramientas y estudios para lograr su diseño óptimo. Por lo anterior, es necesario desarrollar una metodología, la cual mediante un análisis económico a escala de cuenca a partir de herramientas económicas como los Modelos Hidro-Económicos y el Análisis Coste-Eficacia (ACE) permitan seleccionar la combinación de medidas para alcanzar los objetivos medioambientales (OMA) propuestos por la DMA al menor coste.

Por modelos hidroeconómicos (MHE) nos referimos en general a modelos espacialmente distribuidos de gestión de una cuenca o sistema en los que tanto el suministro del agua como las demandas son caracterizadas económicamente (Pulido-Velazquez et al., 2004; Heinz et al., 2007; Harou et al., 2009; Pulido-Velázquez et al., 2014). Esta definición se relaja a veces para referirnos en general a modelos de gestión de recursos hídricos que incluyen la componente económica. En el caso de esta tesis, es esta última la acepción adoptada sobre MHE. En nuestro caso la gestión y asignación del agua no está dirigida por el valor económico del agua, sino por las prioridades y reglas de gestión del sistema, pero se incorpora la componente económica en la selección de la combinación de medidas de menor coste que cumple con los requerimientos ambientales.

Los modelos hidro-económicos en este caso son formulaciones matemáticas utilizadas para la gestión de calidad del agua de las cuencas hidrográficas con el fin de buscar soluciones de menor relación coste-eficacia para alcanzar objetivos medioambientales en una cuenca mediante medidas para el control de la contaminación y la calidad del agua. Estos modelos sirven como complemento a la hora de aplicar un Análisis Coste-Eficacia (ACE). Dichos modelos son particularmente útiles para la gestión en cuencas hidrográficas porque son capaces de representar la interacción que ocurre entre varias fuentes de contaminación en una cuenca hidrográfica, el efecto de la contaminación sobre la calidad del agua, y los costes mínimos de opciones para reducir descargas de contaminación (McGarity, 1997).

El Análisis Coste-Eficacia (ACE) es una herramienta que ayuda en el diseño de los planes de gestión de cuenca, pero que no debe sustituir, en sí mismo, al proceso de toma de decisiones en su totalidad. El ACE emplea la información previa sobre los costes económicos y la eficacia

técnica de las distintas medidas propuestas para alcanzar los niveles propuestos de calidad ecológica, tales como el *Buen Estado Ecológico* (BEE) o el *Estado Ecológico Moderado*, de la cuenca. Los resultados ofrecidos por el ACE resultan especialmente relevantes para elaborar el proceso de consultas con los agentes afectados por el plan y la posterior revisión de objetivos en el marco del proceso final de toma de decisiones.

No obstante, se han encontrado limitaciones cuando se usa el Análisis Coste-Eficacia (ACE) basado en índices o indicadores a escala de cuenca hidrográfica, frente a los modelos de optimización al menor coste. La principal limitación del enfoque ACE aplicado en el contexto de la DMA es que mide efectividad como reducción de la presión (disminución en la concentración en la descarga de contaminantes, o disminución en la extracción de agua), mientras que los objetivos se definen en términos de impactos (buen estado químico y un buen estado ecológico de las masas de agua, esta última a menudo vinculada a requisitos de caudales ambientales). Estas limitaciones, principalmente se han destacado en problemas de calidad del agua, sin embargo actualmente algunos investigadores (Girard et al, 2015) hacen una reflexión sobre el uso del ACE centrándose en los retos de gestión de la cantidad de agua en un contexto de escasez de agua. Un examen preliminar de las medidas a nivel de cuenca con un índice basado en la relación coste-eficacia, sin duda puede ser un apoyo útil en el desarrollo de las principales líneas de estrategias cuantitativas de gestión del agua. Sin embargo, puede ser engañosa cuando se identifican soluciones coste-eficientes a escala de cuenca, por varias razones: En primer lugar, el coste y la eficacia de las medidas varían significativamente con la ubicación dentro de la cuenca, en función de las circunstancias técnicas y económicas específicas en las que se implementan. En segundo lugar, los planes hidrológicos de cuenca por lo general se dirigen a múltiples

objetivos de gestión cuantitativa simultáneamente (por no hablar de los objetivos de calidad); por ejemplo, los requerimientos de caudales circulantes mínimos en diferentes tramos de ríos. Esto requiere la integración de las características físicas de las masas de agua (interconexiones, interacciones río/acuífero, embalses comunicados, flujos de retorno, reglas de operación del sistema, etc.) para capturar en la dimensión espacial (interacciones aguas arriba-aguas abajo) y temporal (variabilidad hidrológica y de las demandas) el problema, tal como se hace en los modelos de gestión integrada de recursos hídricos (Wurbs 1996, citado en Girard et al, 2015).

El problema a resolver por lo tanto se vuelve más complejo que la ordenación de las medidas de acuerdo a un solo indicador. Esto puede formalizarse como un problema de optimización de coste mínimo a escala de cuenca, donde el analista busca identificar la combinación óptima de medidas que (i) minimiza costes, mientras que (ii) se reúnen varias restricciones de gestión interrelacionadas, (iii) asociadas con una probabilidad dada de fallo a través del tiempo mediante indicadores de desempeño (Girard et al, 2015). La solución de este tipo de problema requiere la implementación de un modelo de optimización basado en ordenador que integra la hidrología y herramientas de economía que hacen parte de la familia de modelos de gestión integrada de recursos hídricos (Loucks y van Beek 2005), y podrían considerarse como un tipo de modelo hidro-económico, MHE, (Heinz et al 2007; Harou et al 2009; Brouwer y Hofkes 2008; Pulido-Velázquez et al. 2008). Normalmente, en el diseño de los programas de medidas para abordar los problemas de escasez de agua a escala de cuenca, los gestores del agua a menudo deben considerar simultáneamente varios objetivos y restricciones en el análisis de sistemas de recursos hídricos; así como enfocar el problema a las dimensiones temporales y espaciales. Esto requiere el uso de herramientas más complejas que un ACE básico, tales como los

enfoques de modelización integrada de recursos hídricos (Girard et al, 2015).

Una estrategia ideal para modelos de gestión de la calidad del agua es el uso de modelos de optimización que integran simulación de procesos. Así, la formulación matemática del modelo se representa principalmente en dos tipos de ecuaciones a saber: ecuaciones de primer orden para el modelo de simulación de calidad de las diferentes masas de agua en parámetros no conservativos o balance de masas (equilibrio) en parámetros conservativos, que incluyen la variación espacial y en algunos de estos, la variación temporal; y ecuaciones para la optimización económica, que permite conocer el coste mínimo de las medidas para alcanzar objetivos medioambientales en una cuenca hidrográfica. La complejidad de estos modelos, la cual los hace tan convenientes para un análisis preciso de una alternativa de gestión específica, es también su principal debilidad. Tales modelos incluyen la minimización de costes, maximizar la calidad del medio ambiente, mediante las medidas que permitan alcanzar objetivos medioambientales previamente definidos para la cuenca hidrográfica.

A partir de estos modelos hidro-económicos y del Análisis Coste-Eficacia (ACE) podemos obtener la solución más efectiva teniendo en cuenta los costes tecnológicos, técnicos y operativos que se tengan con el fin de que se encuentre una solución óptima al menor coste. Esto es importante ya que se optimizan los recursos tanto ecológicos como económicos, buscando siempre una gestión integral de la cuenca hidrográfica. Podemos observar como a partir de estos modelos podemos obtener el mayor beneficio en cuanto a objetivos medioambientales al menor coste posible.



Figura. 1.6 Relación Costes – OMA  
(Fuente: Cidacos, 2002)

## 1.3 OBJETIVOS

### 1.3.1 Objetivo General

Desarrollar una metodología para la selección de medidas de menor coste mediante modelos de optimización a escala de cuenca para alcanzar los objetivos de calidad con criterios de eficiencia económica para el control de la contaminación superficial. Este enfoque de Análisis Coste-Eficacia (ACE) deberá permitir obtener la combinación y priorización de medidas que permitan alcanzar los objetivos ambientales al menor coste, integrando el análisis económico, la calidad de aguas y la gestión de recursos hídricos.

### **1.3.2 Objetivos Específicos**

Simulación simultánea cantidad/calidad (parámetros significativos para la DMA) del recurso hídrico en una cuenca.

Caracterización de la capacidad de autodepuración de contaminantes de las masas de agua mediante "coeficientes de transporte" para parámetros no conservativos y balance de materia (equilibrio) para parámetros conservativos.

Metodología de ACE-MHE integrado a escala de cuenca para selección de medidas, integrando los desarrollos anteriores y con un enfoque de programación matemática.

Elaboración de un prototipo ACE-MHE y aplicación a casos de estudio específicos que demuestre el potencial de la metodología y herramientas desarrolladas.

## **1.4 HIPÓTESIS DE TRABAJO Y METODOLOGÍA**

La hipótesis de la tesis radica en la necesidad de integrar modelos hidro-económicos en la gestión medioambiental y de recursos hídricos con el fin de alcanzar un buen estado de las masas de agua con criterios de eficiencia económica.

La investigación tiene un marcado carácter multidisciplinar, implicando las áreas del conocimiento de Ingeniería Hidráulica, Ambiental y Economía, las cuales se relacionan con el fin de estudiar las diferentes medidas para lograr el mejoramiento del estado ecológico en

una cuenca hidrográfica al menor coste. En este sentido, los Modelos Hidro-Económicos (MHE) y el Análisis Coste-Eficacia (ACE) se constituyen en las herramientas metodológicas más adecuadas de tal manera que permita encontrar una combinación o paquete de medidas al menor coste para alcanzar objetivos medioambientales en una cuenca. El Plan de Trabajo incluye: marco conceptual, revisión del estado del arte, desarrollo de una metodología ACE-MHE para seleccionar el programa de medidas para cumplir con los objetivos medioambientales (OMA), análisis de dos casos de estudio, catálogo de medidas locales y caracterización en cuanto a coste-eficacia, programación matemática de modelos hidro-económicos de prototipos ACE para algunos casos de estudio en cuencas de la Demarcación Hidrográfica del Júcar en España (modelo de optimización con función objetivo económica y restricciones de calidad-cantidad del recurso), análisis detallado de las soluciones, propuesta de un programa de medidas y redacción del documento de tesis que refleje lo conseguido en el desarrollo de la investigación.

El objetivo principal de esta Tesis Doctoral es desarrollar una metodología y las herramientas hidro-económicas necesarias para facilitar a los tomadores de decisión la selección y combinación de medidas que permitan alcanzar los OMA en una cuenca hidrográfica. El enfoque de la investigación incluye una gestión integrada del recurso hídrico (GIRH) considerando la cantidad, la calidad y la optimización económica de parámetros no conservativos como la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO) y parámetros conservativos como el fósforo total. Previo a la modelación hidro-económica, se hace un estudio detallado de las presiones e impactos de las masas de agua en la cuenca, donde se identifican las masas más contaminadas y que deban de aplicarse diferentes medidas tales como: Medidas Básicas (MB), Medidas de Reutilización para atender Demandas Consuntivas (MRDC) y Medidas

Complementarias (MC), esto con el fin de que dichas masas alcancen OMA fijados por la DMA.

Para la gestión de la cantidad del recurso hídrico, paralelamente a los modelos hidro-económicos, se utilizan los Sistemas Soporte de Decisión (SSD) SIMGES de AQUATOOL® (Andreu et al, 1996), los cuales permiten conocer detalladamente el comportamiento de caudales en las masas de agua de una cuenca ante cualquier combinación de medidas, y especialmente sirven para validar los resultados de cantidad obtenidos en el modelo hidro-económico aplicado a una cuenca determinada.

En los modelos hidro-económicos se utiliza la programación matemática no lineal (NLP) para optimizar el parámetro de DBO, incorporando la variabilidad temporal para un periodo dado; mientras que para optimizar el parámetro de Fósforo se utiliza programación matemática entera mixta (MIP) y programación matemática “semiblanda” entera mixta y no lineal (MINLP), utilizando variables de activación y de holgura para la selección óptima de la combinación de medidas. Las herramientas de programación matemática usadas han sido GAMS® (General Algebraic Modeling System), y la hoja de cálculo EXCEL®. El ACE integrado con objetivos múltiples, incluye medidas de control de contaminación puntual (Depuradoras), gestión del sistema (caudales, garantías de suministro, control de demanda (modernización de regadíos) y reutilización de aguas regeneradas.

Esta metodología con un enfoque de análisis integral que incluye modelos hidro-económicos, ACE y SSDs, ha sido implementada en diferentes cuencas y subcuencas de la Demarcación Hidrográfica del Júcar (Serpis y Júcar), y los resultados permiten matemáticamente alcanzar los objetivos medioambientales al menor coste posible de las diferentes masas de agua en una cuenca hidrográfica; además, permite

realizar análisis económicos que pueden incluir el estudio de precios sombra, objetivos múltiples, análisis de bondad de las restricciones de calidad, análisis de incertidumbre con múltiples escenarios hidrológicos equiprobables, y estudiar las externalidades que se presentan aguas abajo en las diferentes masas en una cuenca, entre otros; fortaleciendo el enfoque de una metodología de Gestión Integrada de Recursos Hídricos (GIRH), contribuyendo a la implementación de la Directiva Marco europea del Agua (DMA), siendo esta metodología y sus herramientas potencialmente aplicables a otros países diferentes a la Unión Europea, y especialmente útil en países en vía de desarrollo con recursos financieros limitados y escaso control de la contaminación.

## **1.5 ESTRUCTURA DEL DOCUMENTO**

El contenido de la Tesis se estructura en ocho capítulos y los apéndices. A continuación se hace una breve descripción de la temática tratada en cada capítulo.

El Capítulo 1 hace una introducción general sobre la problemática y las tendencias de la contaminación hídrica a escala de cuencas hidrográficas. Se presentan generalidades asociadas a los aspectos sociales, ambientales y económicos. Igualmente se da una breve introducción al Análisis Coste Eficacia (ACE) y los modelos hidro-económicos. Además, se presentan los objetivos de la investigación, metodología e hipótesis en la Tesis, incluyendo esta estructura del documento.

En el Capítulo 2 se presenta el marco teórico donde se describe la génesis de la problemática, se analizan los instrumentos regulatorios

especialmente relacionados con la Directiva Marco del Agua (DMA); se resaltan aspectos a considerar en el control de la contaminación del agua, incluyendo criterios y objetivos medioambientales de calidad del agua en cuencas hidrográficas, y se describen medidas para alcanzar dichos objetivos medioambientales.

El Capítulo 3 trata sobre las metodologías para el diseño de programas de medidas coste-eficientes, conceptos sobre Análisis Coste-Eficacia y la selección de medidas para la DMA, metodologías de optimización, presentando la respectiva revisión del estado del arte.

En el Capítulo 4 se presenta la Metodología Análisis Coste-Eficacia (ACE) con apoyo de Modelos Hidro-Económicos (MHE) denominada ACE-MHE para alcanzar objetivos medioambientales en cuencas hidrográficas, incluyendo las herramientas necesarias para desarrollar la metodología propuesta, tales como Sistemas Soporte de Decisión (SSD) y Lenguajes de Programación matemática, entre otros.

En el Capítulo 5 se presenta la caracterización de medidas que serán utilizadas en los casos de estudio, de acuerdo a la metodología propuesta en el capítulo anterior.

En el Capítulo 6 se implementa la metodología ACE-MHE para remoción de materia orgánica (DBO) y remoción de nutrientes (P) en el caso de estudio de la cuencas y subcuencas del río Serpis en España, haciendo varios análisis de sensibilidad, análisis con escenarios sintéticos, restricciones probabilísticas y precios sombra; donde se comprueba potencialidades de las herramientas desarrolladas.

El Capítulo 7 se presenta el caso de estudio en la cuenca del río Júcar, presentando una descripción general y la implementación de los modelos

hidro-económicos para remoción de materia orgánica (DBO) y remoción de nutrientes (P) en dicha cuenca. Así mismo, incluye diferentes análisis de sensibilidad, y análisis con escenarios sintéticos.

El Capítulo 8 refiere a las conclusiones finales, limitaciones encontradas, y en él se resumen las contribuciones de la Tesis y se sugieren líneas futuras de la investigación.

Finalmente se presentan las referencias bibliográficas consultadas en el presente documento, y los anejos.

## CAPÍTULO 2

### LA DIRECTIVA MARCO Y EL CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN DEL AGUA

La Directiva Marco describe en general las estrategias para la gestión del agua en Europa y establece los objetivos medio ambientales para las masas de agua. La Directiva Marco europea del Agua (DMA) es una Ley que eroga el Parlamento Europeo y el Consejo de la Unión Europea con el fin de establecer la protección y fortalecer la gestión de las aguas.

#### 2.1 PRINCIPIOS PARA EL CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN HÍDRICA

Los principios para el control de la contaminación definen las intenciones políticas en términos prácticos al fijar un marco conceptual detallado que apoya los objetivos de la política. Los principios más relevantes, que proporcionan una base para el manejo racional de la contaminación del agua propuestos por la Organización Mundial de la Salud y otros organismos, son los siguientes:

*Prevenir la contaminación en lugar de tratar los síntomas de la contaminación.* El enfoque de este principio es prevenir la generación de residuos que requieren tratamiento. Por lo tanto las estrategias del control de la contaminación del agua se centran en la minimización de aguas residuales, en refinamiento de materias primas y procesos de producción;

el reciclaje de residuos, etc., deben tener mayor prioridad que el tratamiento tradicional al final del proceso industrial (OMS et al., 2007).

*Aplicar el principio preventivo.* Básicamente consiste en prevenir las descargas de sustancias peligrosas en el ambiente acuático, así la investigación científica no haya probado plenamente que existe relación causal entre la sustancia y el potencial daño ambiental que puede generar la sustancia peligrosa (OMS et al., 2007).

*Aplicar el principio “el que contamina paga”.* Este principio propugna que los costes de las medidas de prevención, control y reducción de la contaminación sean asumidos por el contaminador. El principio es un instrumento económico que tiene como finalidad afectar el comportamiento al promover e inducir prácticas que representen una menor carga sobre el ambiente. La internalización de estos costes incluyen cobros por descargas de aguas residuales, impuestos especiales a los plaguicidas (Warford, 1994. Citado en OMS et al., 2007).

*Aplicar estándares y reglamentos realistas.* Los estándares deben ser realizables y los reglamentos deben cumplirse. Los estándares poco realistas y los reglamentos que no se cumplan quizá hagan más daño que no tener estándares y reglamentos, ya que crean una actitud de indiferencia hacia las reglas y reglamentos entre contaminadores y administradores. Los estándares y reglamentos deben adaptarse a la capacidad económica y administrativa y debe ajustarse gradualmente a medida que se logre un progreso en el desarrollo general y en la capacidad económica del sector privado, por lo tanto el entorno de estándares y reglamentos debe ser un proceso iterativo y continuo (OMS et al., 2007).

*Equilibrar los instrumentos económicos y reglamentarios.* Con el fin de controlar la contaminación del agua, la mayoría de los países hacen uso de instrumentos económicos y reglamentos. Pero en muchos casos estos no son aplicados en igualdad de condiciones, los instrumentos económicos como por ejemplo las tarifas y multas por descargas de aguas residuales han sido aplicados en menor grado y principalmente en países industrializados. En cuanto a la reglamentación o marco normativo para el control de la contaminación, este brinda un grado predecible de reducción de la contaminación, lo que permite a las autoridades ejercer un control sobre metas ambientales que pueden alcanzarse y cuando pueden alcanzarse (Bartone *et al.*, 1994. citado en OMS *et al.*, 2007), desafortunadamente en la mayoría de los casos el enfoque normativo carece de eficiencia económica. En países en desarrollo, donde los recursos financieros y la capacidad institucional son muy limitados, los criterios más importantes para equilibrar los instrumentos económicos y reglamentarios deben ser los de eficiencia en función de los costes (aquellos que logren los objetivos al menor coste) y la factibilidad administrativa (OMS *et al.*, 2007).

*Aplicar el control de la contaminación del agua en el nivel apropiado más bajo.* El nivel apropiado puede ser definido como aquel en el que se experimentan impactos significativos. Dependiendo de la magnitud del impacto ambiental causado y qué tanto este afecte a una comunidad el nivel de control de la contaminación se puede clasificar como: nivel comunitario, nivel de la cuenca del río, nivel nacional o nivel internacional. Lo importante es que las decisiones o acciones para controlar la contaminación del agua tomen, en la medida de lo posible, con la participación de los afectados y que los niveles administrativos superiores permitan que los niveles inferiores se encarguen del manejo descentralizado. Así este principio propicia la descentralización de las

funciones del control de la contaminación del agua y la adaptación a la realidad administrativa y técnica (OMS *et al.*, 2007).

*Establecer mecanismos de integración multisectorial.* Este principio busca asegurar la coordinación de los esfuerzos para controlar la contaminación del agua, se deben establecer mecanismos formales y medios de cooperación e intercambio de información entre los sectores relacionados, tales como salud, agricultura, entre otros (OMS *et al.*, 2007).

*Fomentar la participación de todos los interesados.* Este enfoque de participación busca incrementar la conciencia sobre la importancia del control de la contaminación del agua entre quienes toman decisiones y el público en general. De esta manera se les estará dando la oportunidad a todos los interesados de expresar sus opiniones, conocimiento y prioridades, y debe ser evidente que sus opiniones son tomadas en cuenta a la hora de tomar decisiones. Entre los métodos para motivar la participación del público se puede destacar las entrevistas, audiencias de información al público, paneles de expertos y visitas al lugar (OMS *et al.*, 2007).

*Brindar acceso libre a la información sobre contaminación del agua.* El acceso libre a la información propicia el contacto y estimula las discusiones y sugerencias para solucionar problemas de calidad del agua. En muchos países, particularmente los países en transición económica y países en desarrollo, no existe el acceso libre a la información ambiental. Lamentablemente, esta actitud restringe cualquier cooperación internacional que se requiera (OMS *et al.*, 2007).

*Promover la cooperación internacional para el control de la contaminación ambiental.* La contaminación transfronteriza del agua, que generalmente ocurre en los grandes ríos, requiere esfuerzos internacionales de

cooperación y coordinación para que su control sea efectivo. Por ejemplo, un país puede esforzarse por reducir su carga contaminante, pero sin cooperación estos esfuerzos serían vanos si el país ubicado aguas arriba no adopta las mismas medidas. Si bien algunos países ya han iniciado la cooperación internacional en este campo, todavía hay una gran necesidad de planificar la acción en el nivel internacional (OMS *et al.*, 2007).

### **2.1.1 Criterios de calidad del agua y objetivos medioambientales**

Se entiende por criterio de calidad del agua una determinada concentración de un parámetro (o contaminante) que, si se logra, se espera que se pueda dar a la masa de agua un determinado uso benéfico. Es decir, los criterios de calidad son aplicables a la calidad del agua de un recurso hídrico y no a los efluentes o descargas de aguas residuales.

Los criterios de calidad aplicables a un determinado recurso de agua deben estar basados en la observación científica (bioensayos) de los efectos de los diferentes contaminantes sobre los organismos propios del agua y de acuerdo con las condiciones locales. Es importante anotar que según el tipo de uso, varía la importancia de uno u otro parámetro de calidad.

Por lo general, los criterios de calidad del agua sirven como base para establecer los objetivos medioambientales conjuntamente con información sobre los usos del agua y factores propios del lugar. Los objetivos de la calidad del agua tienen como propósito mantener y proteger los usos designados del agua fresca para abastecimiento público, ganadería, riego, pesca, recreativos u otros fines, a la vez que sostienen la vida y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos (OMS *et al.*, 2007).

El establecimiento de objetivos de la calidad del agua no es una tarea científica sino un proceso político que requiere evaluar con sentido crítico las prioridades nacionales y regionales. Esta evaluación se basa en consideraciones económicas, usos actuales y futuros, predicciones del progreso industrial y agrícola, y muchos otros aspectos socioeconómicos (UNESCO y OMS, 1978; CEPE, 1993, 1995; citados en OMS *et al.*, 2007).

Las autoridades encargadas del manejo del agua, junto con otras instituciones relevantes, han desarrollado objetivos de calidad del agua en numerosos países a fin de establecer valores umbrales para la calidad del agua que deben mantenerse o alcanzarse dentro de determinado lapso de tiempo. Los objetivos de calidad del agua son la base de los reglamentos de control de la contaminación y sirven para tomar medidas específicas de prevención, control o reducción de la contaminación y otros impactos adversos sobre los ecosistemas acuáticos (OMS *et al.*, 2007).

En algunos países los objetivos de calidad del agua son el instrumento de regulación e incluso se vuelven legalmente obligatorios. Su aplicación, por ejemplo, puede requerir el fortalecimiento apropiado de los estándares de emisión y otras medidas para controlar mejor las fuentes de contaminación puntuales y dispersas. En algunos casos los objetivos de la calidad del agua sirven como instrumento de planificación y como base para el establecimiento de prioridades a fin de reducir los niveles de contaminación por sustancias o por fuentes (OMS *et al.*, 2007).

En los últimos años se ha impuesto el concepto de Objetivos de Calidad del Agua (Objetivos medioambientales-OMA en la Unión Europea) en los diferentes cuerpos o masas de agua de las cuencas hidrográficas. En este sentido, de acuerdo a la literatura (Senate of United States of America, 1972; European Parliament, 2000;

REDLACH, *et. al.*, 2003) muchos países han fijado dichos objetivos para sus cuencas hidrográficas, ya sea cumpliendo con directrices o normativas comunitarias o diferentes estados que conforman determinado país, o por criterio propio de la autoridad ambiental nacional o regional. Los Objetivos medioambientales (OMA) son, dependiendo del continente ó país, más o menos exigentes en términos del número de parámetros que incluyen, los niveles de descontaminación que se espera tener al final de los diferentes planes de saneamiento, y el estado de las infraestructuras y obras para el tratamiento de las aguas residuales en las diferentes cuencas. De otro lado se presentan diferentes formas de fijar OMA en cuerpos o masas de agua, los cuales van desde aspectos relacionados con características físico-químicas y biológicas hasta en algunos casos aspectos ecológicos (Lozano *et. al.*, 2010).

En general, tanto el fijar como alcanzar OMA en una cuenca hidrográfica hacen parte de la Gestión Integral de Recursos Hídricos (GIRH), la cual permite minimizar el problema de contaminación en las masas de agua y para dicha gestión, las autoridades ambientales disponen de una gran variedad de herramientas de apoyo a la decisión, instrumentos económicos, jurídicos, que junto con la participación comunitaria podrán llevar a cabo el respectivo desafío que se fijen dichas autoridades ambientales en términos de alcanzar OMA en cuencas hidrográficas (Lozano *et. al.*, 2010).

Atendiendo a las últimas investigaciones que sugieren que para la gestión integrada de los recursos hídricos se requiere tomar alternativas y gestionar los recursos hídricos para distintos y variados usos de tal forma que se consideren las prioridades, necesidades y esperanzas de diferentes usuarios y partes interesadas dentro de la cuenca (Dourojeanni y Jouravlev, 2001, Dourojeanni *et al.*, 2012), se ha venido trabajando en el mundo conceptos que permitan el cumplimiento de los OMA.

En el panorama mundial en términos generales, se puede mencionar que el tema de los OMA en cuerpos de agua ha tomado fuerza solo en la última década, con excepciones de algunos países. A continuación se mencionan algunos aspectos de los OMA en algunos continentes y a escala nacional se menciona el caso de España.

*Norteamérica.* En Estados Unidos donde existe un marco jurídico ambiental bastante amplio, se destaca la Ley de Agua Limpia [Clean Water Act] (Senate of United States of America, 1972), siendo esta una de las principales y pioneras leyes ambientales de la historia encaminada a la descontaminación de las aguas residuales, fomentando programas de saneamiento en los diferentes estados de ese país. Sin embargo algunas de las metas de la ley (CWA) no han sido alcanzadas en lo que tiene que ver con descontaminar algunos cuerpos de agua y que estos puedan ser usados para la pesca y la natación como indicadores de calidad. Actualmente cerca del 60% de los ríos y 55% de los lagos en dicho país son seguros en términos de OMA para usos como la pesca y la natación, comparados con un 36% en 1972 cuando se implementó la ley (Sierra Club, 2008). Esta ley en sus primeros años se enfocó hacia la integridad de objetivos de calidad de parámetros químicos y en la última década ha incluido los aspectos físicos y biológicos. La evolución de los programas de la ley en la última década ha incluido un enfoque de programa por programa, fuente por fuente, contaminante por contaminante, siendo este un enfoque más holístico con estrategias basadas en cuenca hidrográfica como unidad de gestión. En el marco del enfoque de igualdad de las cuencas hidrográficas, se hace hincapié en la protección de las aguas limpias y la recuperación de las aguas contaminadas. La participación de los grupos de usuarios interesados en el desarrollo y aplicación de estrategias para alcanzar y mantener el estado de calidad del agua y otros objetivos medioambientales es otro sello distintivo de este enfoque. Dentro de las metas ambientales

(objetivos de calidad) que se han propuesto, se dan unos plazos para alcanzar dichas metas.

*Europa.* A nivel de Europa se presenta una nueva perspectiva en política de aguas conocida como la Directiva Marco Europea del Agua (DMA), promulgada por el Parlamento Europeo en el año 2000 para los estados miembros de la Unión Europea. Esta directiva permite establecer unos objetivos medioambientales (objetivos de calidad de agua) homogéneos para las masas de agua, avanzando juntos y compartiendo experiencias entre los estados miembros, creando una red de cuencas piloto que incluye 15 cuencas nacionales y transfronterizas en la Unión Europea, que permiten probar la puesta en aplicación de la DMA y paralelamente replicar en el resto de cuencas del continente. La DMA tiene como último objetivo conseguir el buen estado de todas las masas de agua en el horizonte del año 2015. El artículo 4º es dedicado exclusivamente a los Objetivos Medioambientales para garantizar el buen estado de las masas de agua, donde se incluyen:

Estado químico: describe si la concentración de contaminantes excede o no los valores límite establecidos en la legislación.

Estado ecológico: es fundamentalmente una expresión de la calidad de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados.

Estado cuantitativo: expresa el grado de afección por las extracciones de agua subterránea sobre los sistemas asociados (ríos, manantiales, humedales).

LA DMA exige un buen estado químico y ecológico para las masas de agua superficiales, y un buen estado químico y cuantitativo para las

subterráneas. En el caso de masas fuertemente modificadas se exigen un buen potencial químico y ecológico.

**Latinoamérica.** A nivel latinoamericano en la mayoría de las ciudades para la década de los 90's el tratamiento de las aguas residuales era escaso o nulo (Antón, 1996), ya en los 00's dicho tratamiento para América Latina y el Caribe es de 22% (CNA y WWF, 2006, citado en Jiménez, 2008), esta situación de inicio supone un mayor esfuerzo por alcanzar los OMA. Como resultado de la falta de tratamiento de las aguas residuales se pagan considerables costes sociales, económicos y ambientales. La evaluación económica de los costes en Perú y Colombia mostraron que estos representan un poco más de 1% del PIB (CNA y WWF, 2006, citado en Jiménez, 2008). En promedio el índice de calidad de agua estandarizado en escala 0 a 10 es de 5.5 puntos. Argentina y Brasil tiene la mejor calidad, con calificaciones entre 7 y 8, mientras que con menos de 5 se encuentran Bolivia, República Dominicana, Guatemala, Nicaragua, Honduras, Paraguay, Haití y México (Jiménez, 2008).

En toda esta perspectiva mundial de GIRH se ha ido fortaleciendo el concepto de gestión integral de cuencas y en ese sentido los gobiernos hacen esfuerzos para gestionar la descontaminación de las aguas residuales, resaltando que se tiene algunas limitaciones principalmente con los recursos financieros para emprender planes de descontaminación (REDLACH *et. al.*, 2003). En general, en estos países de América Latina y el Caribe la fijación de OMA en sus cuencas es un tema nuevo e incipiente, con la incertidumbre de sus alcances en el mediano y largo plazo.

## **2.2 LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA (DMA) Y EL CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN**

La DMA nace como respuesta a la necesidad de unificar las actuaciones en materia de gestión del agua en la Unión Europea, debido a la creciente presión por la demanda, la buena calidad y la cantidad suficiente para todos los usos en los estados miembros. Por tal razón surge la necesidad de tomar medidas para proteger las aguas tanto en términos cualitativos como cuantitativos y garantizar así su sostenibilidad, siendo este el reto o desafío de la DMA.

### **2.2.1 Descripción de la DMA**

Mediante la Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo se establece un marco para la protección de las aguas continentales (superficiales y subterráneas), de transición y costeras. Este marco de protección consiste en:

- Prevenir todo deterioro adicional, y proteger y mejorar el estado de los ecosistemas acuáticos.
- Promover un uso sostenible del agua.
- Tener por objeto una mayor protección y mejora del medio acuático, entre otras formas mediante medidas específicas de reducción progresiva de los vertidos, las emisiones y las pérdidas de sustancias prioritarias.

- Garantizar la reducción progresiva de la contaminación de agua subterránea y evitar nuevas contaminaciones.
- Paliar los efectos de las inundaciones y sequías.

Y se pretende contribuir de esta manera a:

- Garantizar el suministro suficiente de agua superficial o subterránea en buen estado.
- Reducir de forma significativa la contaminación de las aguas subterráneas.
- Proteger las aguas territoriales y marinas.
- Lograr los objetivos de los acuerdos internacionales pertinentes.

En el artículo 2 de dicha Directiva se definen, entre otros conceptos los de masas de agua superficial y subterránea; y el objetivo del buen estado:

- Masa de agua superficial: se define como una parte diferenciada y significativa de agua superficial, como un lago, un embalse, una corriente, río o canal, parte de una corriente, río o canal, unas aguas de transición o un tramo de aguas costeras.
- Masa de agua subterránea: un volumen claramente diferenciado de aguas subterráneas en un acuífero o acuíferos.

- Buen estado de las aguas superficiales: se define como el estado alcanzado por una masa de agua superficial cuando tanto su estado ecológico como su estado químico son, al menos, buenos.
- Buen estado de las aguas subterráneas: se define como el estado alcanzado por una masa de agua subterránea cuando tanto su estado cuantitativo como su estado químico, son al menos, buenos.

Los Estados miembros deben especificar las cuencas hidrográficas situadas en su territorio nacional e incluirlas en demarcaciones hidrográficas. En caso de que las aguas subterráneas no correspondan plenamente a ninguna cuenca hidrográfica en particular, se especificarán e incluirán en la demarcación hidrográfica más próxima o más apropiada. Las aguas costeras se especificarán e incluirán en la demarcación o demarcaciones hidrográficas más próximas o más apropiadas.

Los Estados miembros velarán por que cualquier cuenca hidrográfica que abarque el territorio de más de un Estado miembro se incluya en una demarcación hidrográfica internacional.

La DMA fue transpuesta a la legislación española en 2003. Para su implantación y en particular para coordinar y homogeneizar el desarrollo de los nuevos planes de cuenca, se aprobó el Reglamento de Planificación Hidrológica (MMA, 2007) y el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino presentó la Instrucción de Planificación Hidrológica (MARM, 2008).

La DMA estructura la definición de las aguas europeas y de sus características, por cuencas y demarcaciones hidrográficas, así como la adopción de planes de gestión y programas de medidas apropiados para cada masa de agua, además dentro de sus objetivos pretende la

prevención del deterioro adicional y la protección y mejora de los ecosistemas acuáticos así como de los ecosistemas terrestres dependientes; la promoción de los usos sostenibles del agua; la protección y mejora del medio acuático; la reducción de la contaminación de las aguas subterráneas y la paliación de los efectos de inundaciones y sequías.

La DMA es sin duda la más compleja y ambiciosa de todas las normas europeas relacionadas con el medio ambiente, tanto por su enfoque, al considerar conjuntamente las aguas continentales superficiales y subterráneas, de transición y costeras, como por sus objetivos que se basan en la consecución de un buen estado del agua protegiendo los ecosistemas que dependen de ella. La DMA es una normatividad marcada por la economía y su aplicación para valorar la redención de los recursos y su sostenibilidad para futuras generaciones, lo que permite definir y escoger las mejores alternativas de solución para el manejo de recursos, especialmente el hídrico, por ello su esencia se enmarca en la gestión de la demanda y no de la oferta para garantizar efectividad en los múltiples usos del agua. Además es importante tener en cuenta que esta redención de costes asociado con los daños y alteraciones que sufre el agua en ocasión por las actividades humanas es necesario pagarlo en aplicación al principio del que contamina paga con el objetivo de garantizar un buen estado ecológico y de bienestar para las cuencas y sus usuarios (Maceira, 2006).

### **2.2.2 Estado Tendencial y Brecha**

El estado tendencial se refiere a la situación futura de una cuenca hidrográfica, en la cual las condiciones históricas y la dinámica social, económica y política permanecen en el tiempo, esto quiere decir que no

se ejecutarán acciones o implementarán medidas que generen cambios impactantes en los cuerpos de agua. Normalmente el estado tendencial está asociado a la proyección de la información actual e histórica relacionada con el crecimiento poblacional, el desarrollo industrial, e implementación de políticas socioeconómicas, donde se supone que la dinámica de estas continuará con el mismo comportamiento a lo largo del tiempo.

El término brecha se define como la diferencia entre el objetivo de calidad y la concentración simulada para un parámetro de calidad ( $i$ ) en una masa de agua ( $j$ ) (Pulido-Velázquez *et al*, 2009). La Brecha es evaluada en términos de la concentración de contaminación en cada masa de agua. Este valor es obtenido para un tramo o masa de agua mediante la simulación de la proyección base y de las medidas adoptadas (escenarios) en un año específico; esta simulación permite identificar el impacto causado por la implementación de las diferentes medidas ( $k$ ) en la masa de agua.

Para determinar la “brecha” entre el estado ecológico actual de las masas de agua y los objetivos medioambientales (OMA) fijados en la cuenca de estudio, se parte de un estudio detallado sobre el estado ecológico actual de las masas de agua en la cuenca a estudiar. Dicho estudio identifica las presiones e impactos existentes sobre las masas de agua. Luego previa definición de los OMA, se establece la brecha de calidad del agua entre el escenario tendencial (situación en el caso de no intervenir con medidas la cuenca) y los OMA fijados por los gestores de cuenca. Esta brecha es proyectada al horizonte de tiempo para el cual se ha proyectado el Plan Hidrológico de Cuenca.

### **2.2.3 Programa de medidas y análisis coste-eficacia.**

Para poder cumplir los objetivos marcados, se definirá un programa de medidas que vendrá recogido en el Plan Hidrológico de cuenca.

Para el caso de las aguas superficiales, los objetivos son:

- Los Estados miembros habrán de aplicar las medidas necesarias para prevenir el deterioro del estado de todas las masas de agua superficial.
- Los Estados miembros habrán de proteger, mejorar y regenerar todas las masas de agua superficial, con objeto de alcanzar un buen estado de las aguas superficiales a más tardar 15 años después de la entrada en vigor de la presente Directiva.
- Los Estados miembros protegerán y mejorarán todas las masas de agua artificiales y muy modificadas, con objeto de lograr un buen potencial ecológico y un buen estado químico de las aguas superficiales a más tardar quince años después de la entrada en vigor de la presente Directiva.
- Los Estados miembros habrán de aplicar las medidas necesarias con arreglo a los apartados 1 a 8 del artículo 16 con objeto de reducir progresivamente la contaminación procedente de sustancias prioritarias e interrumpir o suprimir gradualmente los vertidos, las emisiones y las pérdidas de sustancias peligrosas prioritarias.

Para el caso de las aguas subterráneas, los objetivos son:

- Los Estados miembros habrán de aplicar las medidas necesarias para evitar o limitar la entrada de contaminantes en las aguas subterráneas.
- Los Estados miembros habrán de proteger, mejorar y regenerar todas las masas de agua subterránea y garantizarán un equilibrio entre la extracción y la alimentación de dichas aguas con objeto de alcanzar un buen estado de las aguas subterráneas a más tardar quince años después de la entrada en vigor de la presente Directiva.
- Los Estados miembros habrán de aplicar las medidas necesarias para invertir toda tendencia significativa y sostenida al aumento de la concentración de cualquier contaminante debida a las repercusiones de la actividad humana con el fin de reducir progresivamente la contaminación de las aguas subterráneas.

Por otra parte la Instrucción de Planificación Hidrológica, (MARM, 2008), en referencia al programa de medidas dice que deberá figurar un resumen en el Plan Hidrológico, que será el resultado de un proceso participativo de análisis de las alternativas para alcanzar los objetivos previstos en la planificación.

La Instrucción de Planificación Hidrológica también indica que deberán de caracterizarse las medidas a aplicar, en términos de coste y de eficacia, y que para obtener la combinación de medidas más adecuada que permite alcanzar los objetivos ambientales se empleará un análisis coste-eficacia. Pero no se indican metodologías para el desarrollo de este análisis y precisamente ese es el objetivo del presente proyecto: desarrollar metodologías para el desarrollo de análisis coste-eficacia y de optimización.

Por otra parte en el año 2002 el Ministerio de Medio Ambiente y el Gobierno de Navarra realizaron un primer análisis coste-eficacia en la cuenca del río Cidacos.

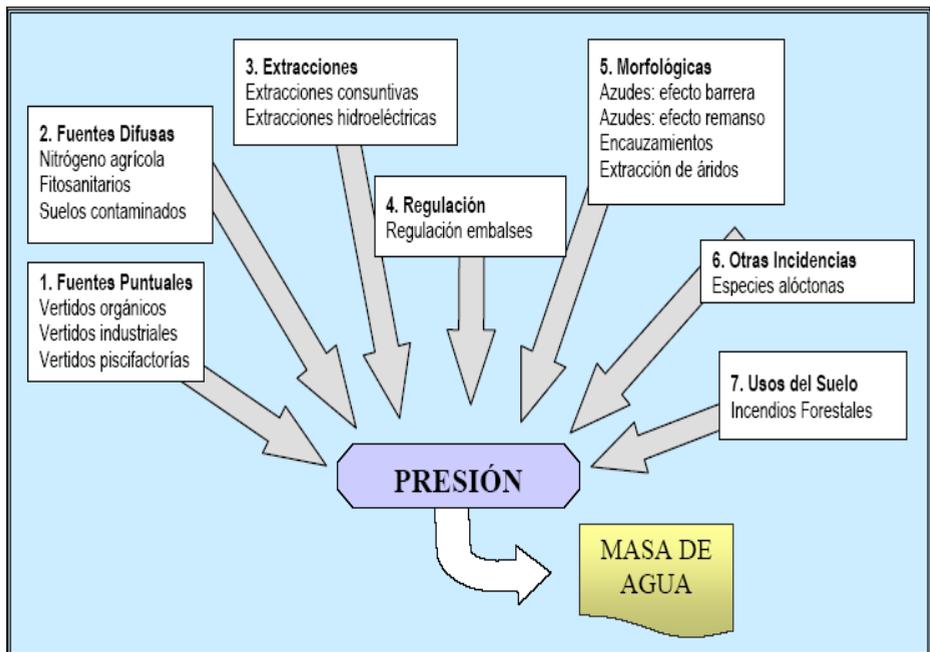
#### **2.2.4 Presiones e impactos**

Para las presiones e impactos el procedimiento seguido por las Confederaciones Hidrográficas incluye la identificación de las presiones, Evaluación del impacto y Evaluación de las masas en riesgo de incumplir los objetivos medioambientales de la DMA, las cuales se describen a continuación:

- *Identificación de las presiones*

Las presiones sobre las masas de agua son fundamentalmente debidas a la acción antrópica. Las principales fuerzas motrices que rigen las presiones sobre esas masas son: la población, la agricultura de regadío y de secano, la actividad industrial y la producción de energía hidroeléctrica.

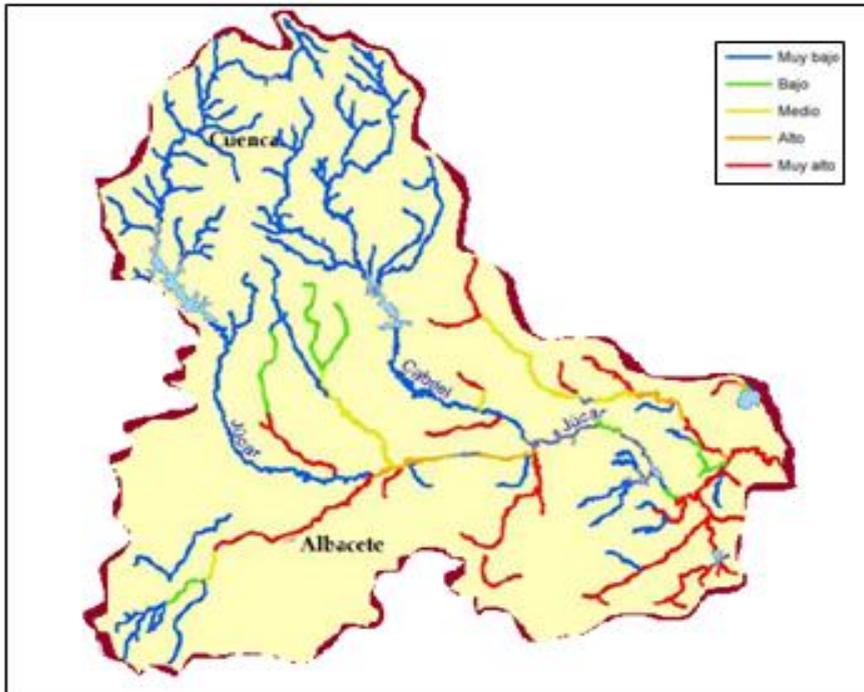
En el documento “Informe para la Comisión Europea sobre los artículos 5 y 6 de la Directiva Marco del Agua” (CHJ, 2005) se identifican las presiones de acuerdo con los 7 grupos, mencionados en el Anexo II de la Directiva 2000/60/CE (Ver Figura. 2.1)



**Figura. 2.1** Identificación de las presiones por grupos.  
(Fuente: CHJ, 2005)

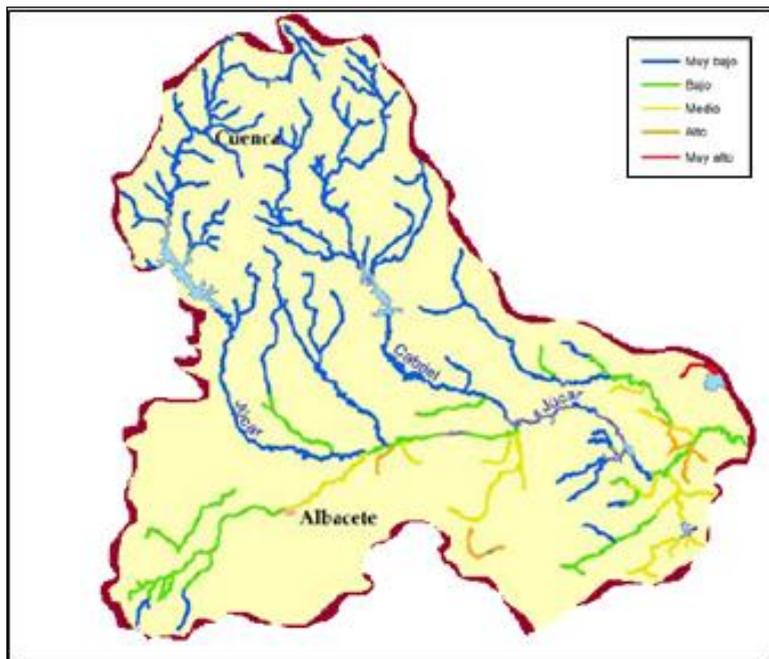
En el documento “Informe para la Comisión Europea sobre los artículos 5 y 6 de la Directiva Marco del Agua” (CHJ, 2005) se ha realizado un estudio individual de cada uno de los grupos, definiéndose para cada uno de ellos un indicador de presión global. Finalmente, para cada masa de agua se ha realizado un estudio conjunto de todos los grupos, obteniéndose un indicador de presión global, de presión significativa o no significativa, bajo el siguiente criterio: la presión global de una masa de agua es significativa, si lo es, la presión de alguno de los siete grupos estudiados en dicha masa de agua (Ver Figura.2.2).

A continuación se van a representar las masas de agua, con las presiones correspondientes:



**Figura.2.2 Presiones por fuentes puntuales.**  
 (Fuente: Adaptado de CHJ, 2005)

En este caso, se tienen 39 masas de agua, con un nivel de presión muy alto debido a fuentes de contaminación puntual.



**Figura.2.3 Presiones por fuentes difusas**

(Fuente: Adaptado de CHJ, 2005)

Como se deduce de la Figura.2.3 la única zona que presenta una presión muy alta por fuentes de contaminación difusas es la Albufera.

A las presiones puntuales y difusas se añaden las debidas a las extracciones, las regulaciones de caudal, las alteraciones morfológicas y otras.

- *Evaluación del impacto*

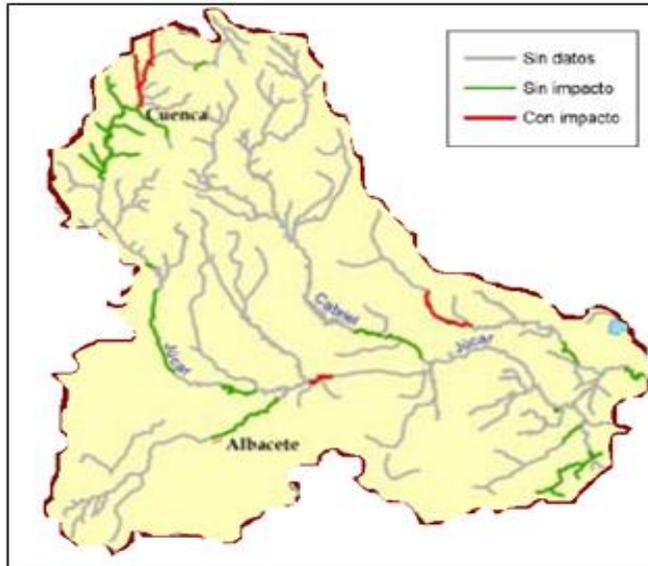
En el documento “Informe para la Comisión Europea sobre los artículos 5 y 6 de la Directiva Marco del Agua” (CHJ, 2005) se distingue

entre impacto comprobado e impacto probable. Un impacto comprobado se produce cuando una masa de agua no cumple los requisitos fijados por la legislación vigente actual. Mientras que un impacto probable se da cuando se prevea que no se alcancen los objetivos medioambientales fijados por la DMA.

- *Impacto comprobado*

Como ya se ha indicado, las masas de agua sometidas a impacto comprobado son aquellas que incumplen los objetivos medioambientales definidos en la legislación actual y son las que en la actualidad presentan mayor riesgo de no alcanzar los objetivos medioambientales de la DMA en el año 2015.

Tras la realización del análisis (Ver Figura.2.4), obtuvieron que en tan sólo 19 masas de agua se dispone de información para determinar si existe impacto comprobado (3 masas en color rojo) o no existe impacto comprobado (3 masas en color verde).



**Figura.2.4 Impacto comprobado**  
(Fuente: Adaptado de CHJ, 2005)

También se ha realizado un estudio para los embalses, obteniéndose los resultados de la Tabla 2.1:

**Tabla 2.1 Valoración del impacto comprobado en embalses**

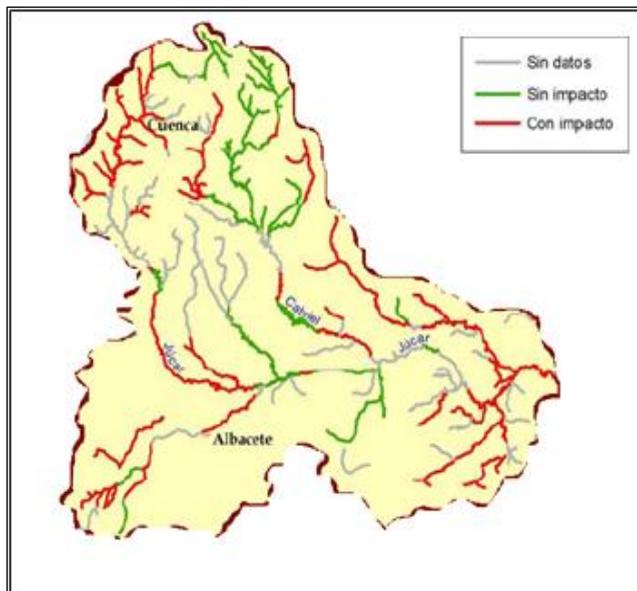
<b>Denominación masa</b>	<b>Impacto comprobado</b>
E. Alarcón	No Datos
E. Bellús	No
E. Contreras	No Datos
E. Cortes II	No Datos
E. El Molinar	No Datos
E. El Naranjero	No Datos
E. Embarcaderos	No Datos
E. Forata	No Datos
E. La Toba	No
E. Tous	No Datos
E. Escalona	No Datos

(Fuente: CHJ, 2005)

- *Impacto probable*

En el caso de las masas que sufren impacto probable, nos referimos a masas que no cumplen los objetivos medioambientales previstos por la DMA.

En el caso del sistema de explotación del río Júcar obtuvieron los resultados presentados en Figura.2.5.



**Figura.2.5 Impacto probable**  
(Fuente: Adaptado de CHJ, 2005)

En este caso, se tienen 60 masas con impacto probable, 27 masas sin impacto probable y 41 masas sin datos.

También se ha realizado un estudio para los embalses, obteniéndose los resultados mostrados en la Tabla 2.2:

Tabla 2.2 Valoración del impacto probable en embalses

Denominación masa	Impacto probable
E. Alarcón	No
E. Bellús	Si
E. Contreras	No
E. Cortes II	No
E. El Molinar	No
E. El Naranjero	No
E. Embarcaderos	No
E. Forata	Si
E. La Toba	No
E. Tous	No
E. Escalona	No

(Fuente: CHJ, 2005)

Si son comparados los resultados de impactos probables y comprobados para masas de agua superficiales (excluidos los embalses), se obtiene:

- Se tienen **3** masas con **impacto comprobado** frente a **60** masas con **impacto probable**.
- Se tienen **16** masas **sin impacto comprobado** frente a **27** masas **sin impacto probable**.
- Se tienen **111** masas **sin datos** en el caso de **análisis de impacto comprobado** frente a **41** masas **sin datos** en el caso de **análisis de impacto probable**.

- *Evaluación de las masas en riesgo de incumplir los objetivos medioambientales de la DMA*

Para identificar las masas de agua que están en riesgo, han realizado una combinación de las presiones e impactos. Se han aplicado los siguientes criterios que se muestran en la Figura.2.6:

RIESGO		IMPACTO			
		COMPROBADO	PROBABLE	SIN IMPACTO	SIN DATOS
PRESIÓN	SIGNIFICATIVA	ALTO	ALTO	BAJO	MEDIO
	NO SIGNIFICATIVA		MEDIO	NULO	BAJO
	SIN DATOS		BAJO	NO SE PERMITE	

**Figura.2.6 Criterios para la identificación del riesgo según estudio de MIMAM**

(Fuente: CHJ, 2005)

Obteniéndose para el sistema de explotación del río Júcar los resultados que se muestran a continuación en la Figura.2.7.

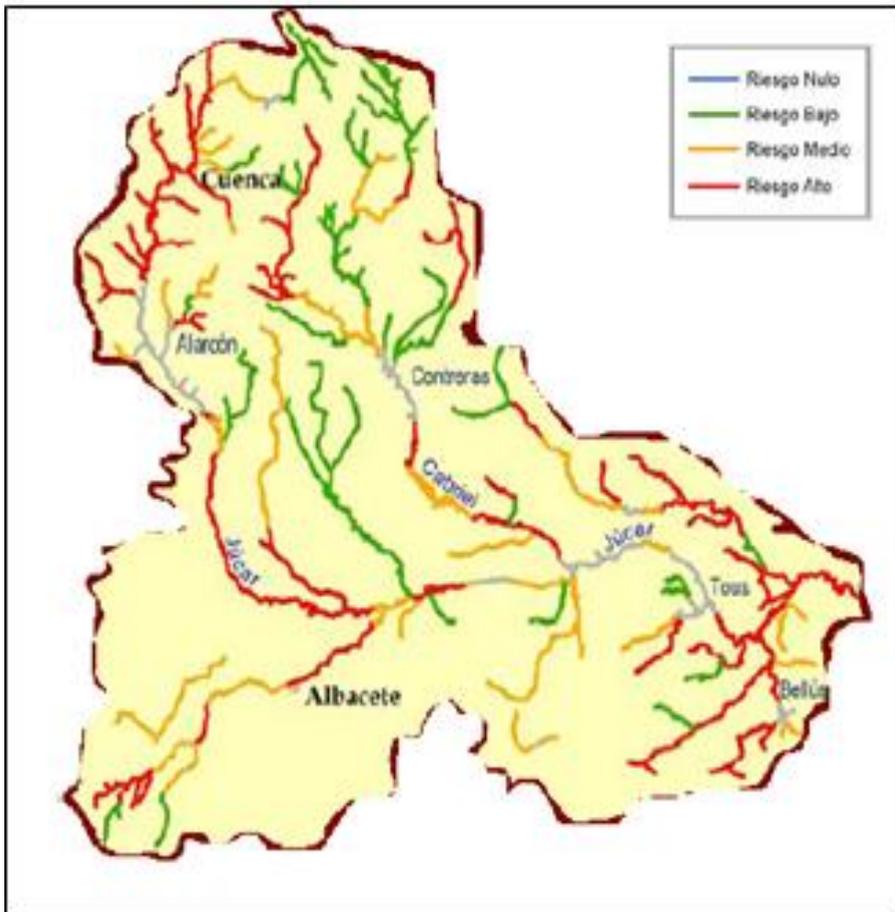


Figura.2.7 Masas en riesgo  
Fuente: Adaptado de CHJ, 2005)

### 2.3 MEDIDAS PARA ALCANZAR OBJETIVOS MEDIOAMBIENTALES EN CUENCAS HIDROGRÁFICAS

Para alcanzar los objetivos medioambientales (OMA) en una cuenca hidrográfica se plantea una serie de medidas que acompañadas de un

Análisis Coste Eficacia (ACE) que permite al organismo de cuenca competente tener herramientas de juicio para la adecuada toma de decisiones en pro de una gestión ordenada y sistemática del recurso hídrico en la cuenca hidrográfica.

Según la DMA, las medidas se pueden clasificar como medidas básicas y medidas complementarias. Las medidas básicas se entienden como aquellas que son necesarias para garantizar el cumplimiento del objetivo medioambiental establecido en la normativa comunitaria sobre protección del agua. Las medidas complementarias son aquellas que en cada caso deban aplicarse con carácter adicional para la consecución de los objetivos medioambientales o para alcanzar una protección adicional de las aguas.

A continuación en la Tabla 2.3 y Tabla 2.4 se presenta los grupos de medidas básicas y complementarias.

**Tabla 2.3 Grupo de Medidas Básicas DMA.**

Medidas para aplicar la legislación sobre protección del agua.
Medidas para aplicar el principio de recuperación de los costes del uso del agua.
Medidas para fomentar un uso eficiente y sostenible del agua
Medidas relativas a la protección del agua destinada a la producción de agua de consumo humano, en particular las destinadas a reducir el tratamiento necesario para la producción de agua de consumo humano.
Medidas de control sobre extracción y almacenamiento del agua.
Medidas de control sobre vertidos puntuales.
Medidas de control sobre fuentes difusas que puedan generar contaminación.

(Continuación Tabla 2.3)

Medidas de control sobre otras actividades con incidencia en el estado de las aguas, en particular, las causantes de impactos hidromorfológicos
Prohibición de vertidos directos a aguas subterráneas
Medidas respecto a sustancias peligrosas en aguas superficiales
Medidas para prevenir o reducir las repercusiones de los episodios de contaminación accidental
Directrices para la recarga de acuíferos

(Fuente, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente de España, 2012)

**Tabla 2.4 Grupo de Medidas Complementarias DMA**

Instrumentos legislativos
Instrumentos administrativos
Instrumentos económicos o fiscales
Acuerdos negociados en materia de medio ambiente
Códigos de buenas prácticas
Creación y restauración de humedales
Medidas de gestión de la demanda
Reutilización
Desalación
Proyectos de construcción
Proyectos de rehabilitación
Proyectos educativos
Proyectos de investigación, desarrollo y demostración
Establecimiento de normas de calidad ambiental más estrictas
Revisión de autorizaciones
Otras medidas pertinentes

(Fuente, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente de España, 2012)



## **CAPÍTULO 3**

### **METODOLOGÍAS PARA DISEÑO DE PROGRAMAS DE MEDIDAS COSTE-EFICIENTES. ESTADO DEL ARTE**

El uso de herramientas económicas y los principios para el alcance de los objetivos ecológicos de la DMA es uno de los más novedosos e interesantes aspectos. Por ejemplo los estados miembros deben tener en cuenta el principio de coste de recuperación de los servicios del agua, incluyendo los costes ambientales y del recurso. Por otra parte una derogación de objetivos medioambientales puede ser justificada ya sea por inviabilidad técnica, o por un análisis económico que demuestre la desproporcionalidad de los costes de implementación en relación con los beneficios. Este tipo de herramienta es conocida generalmente como Análisis Coste Eficacia (ACE).

#### **3.1 ANÁLISIS COSTE EFICACIA (ACE)**

##### **3.1.1 Metodología ACE**

El Análisis Coste Eficacia es una herramienta de ayuda a la decisión cuya finalidad es identificar la manera más eficaz, desde el punto de vista económico, de alcanzar un objetivo establecido, que para el particular se refiere al mejoramiento en la calidad ambiental del recurso hídrico superficial. En el marco de la evaluación, este análisis permite contrastar la eficacia económica de un programa o de un proyecto. Se confrontan

diferentes alternativas con el fin de elegir la más adecuada para obtener el resultado concreto al menor costes posible.

En el caso en que el resultado sea al mismo, mejoramiento en los parámetros de calidad del río a un estándar preestablecido, el análisis no recae directamente sobre las diferentes alternativas que técnicamente permitan su consecución, sino sobre una comparación de costes de las diferentes intervenciones para lograr dicho fin.

En la Figura.3.1 se presenta un esquema conceptual del Análisis Coste Eficacia, donde se pueden identificar las posibles alternativas al evaluar los diferentes escenarios, gráficamente partiendo del punto X, la decisión se traslada a las alternativa más efectiva y la de menor coste, los esfuerzos del sector o el agente inversionista se trasladaran sobre esta, descartando las que aparecen en los demás cuadrantes.

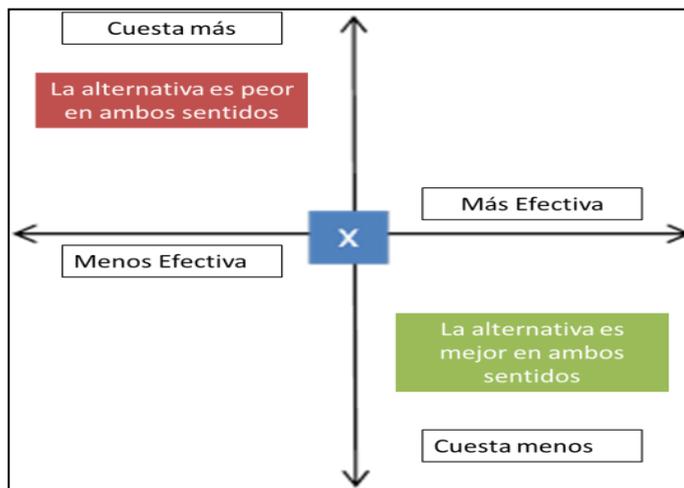


Figura.3.1 Esquema conceptual del Análisis Coste Eficacia (ACE)

(Fuente, Elaboración propia)

La eficacia se valora en función de un solo resultado, el cual es el principal efecto de la intervención analizada, a partir de los indicadores de los resultados intencionales (ex - ante) o logrados (ex – post) y no en función del valor económicos de dichos resultados.

De este proceso se obtiene un indicador coste-eficacia, que determina el coste por unidad de resultado logrado, el cual permitirá comparar las diferentes alternativas que cumplen con el objetivo inicial para el cual fueron diseñadas, comparación que se realiza en términos relativos. La Figura.3.2 presenta el proceso a través del cual se toma la decisión, partiendo de la evaluación de los costes, la valoración de las alternativas en términos de los efectos y el establecimiento de la relación de los costes y la eficacia.



**Figura.3.2 Proceso de Decisión en el Análisis Coste-Eficacia**  
(Fuente, Elaboración propia)

Cuando se cuenta con indicadores de resultados prioritarios concretos y en unidades cuantificables, el método se adapta a las acciones cuyos costes directos e indirectos asociados son fácilmente medibles. Para una evaluación ex – ante se debe disponer de un modelo sobre la base de los resultados que pueden llegar a alcanzarse.

### **3.1.2 Criterios de Evaluación**

Dada la dificultad que existe en algunos proyectos para medir los beneficios, el objetivo del análisis consiste en evaluar la alternativa más eficiente de las disponibles, es decir la de menor coste. Entre los criterios

de evaluación que permitan la comparación de alternativas, partiendo del supuesto que los beneficios son superiores a los costes, se encuentra el Valor Actual de los Costes y el Coste Anual Equivalente.

El Valor Actual de los Costes (VAC), parte del concepto de evaluación del coste de oportunidad de los recursos invertidos en una alternativa, representa la suma de los costes en que hay que incurrir durante el ciclo de vida de la alternativa I, a valor presente, lo que permite establecer la ordenación de las diferentes posibilidades y tomar la decisión a partir del coste mínimo.

$$VAC = -I + \sum_{t=1}^n \frac{C_t}{(1+r)^t} \quad (3-1)$$

Donde  $C_t$  es el coste total de la medida en cada corte de tiempo  $t$  y  $r$  es la tasa de descuento social.

El Coste Anual Equivalente (CAE) es útil en la comparación de alternativas que no generan ingresos o en aquellas que generan iguales beneficios o satisfacen la misma necesidad. Este indicador se relaciona de forma conceptual con el valor actual neto y de manera directa con el valor actual de los costes, para su derivación, el flujo de costes se convierte en una serie de duración igual a la vida útil, obteniendo unos costes periódicos equivalentes para cada alternativa, que permite ordenarlas según la conveniencia.

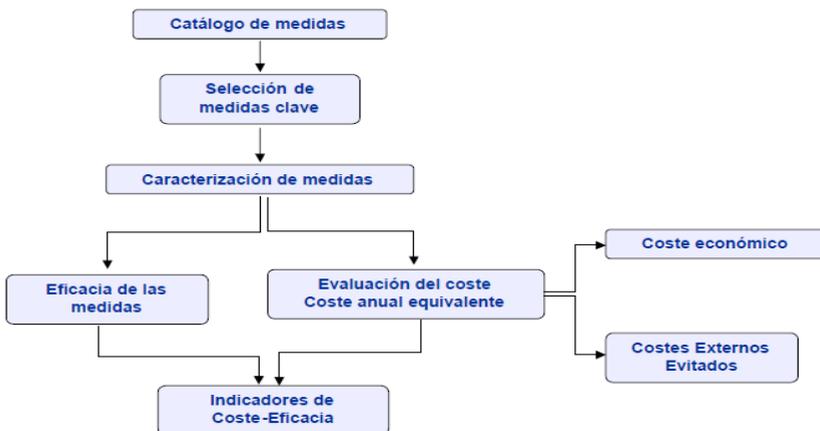
$$CAE = VAC * \frac{r(1+r)^n}{(1+r)^n - 1} \quad (3-2)$$

Sin embargo cuando no solo se comprometen rentabilidades de orden financiero, sino del orden económico y social, estos criterios e índices del análisis de coste mínimo, deben ser evaluados respecto a la

eficacia de la alternativa, esto es el logro del objetivo para lo cual fueron previamente diseñadas las medidas a implementar.

La DMA, se incluye el Análisis Coste-Eficacia como uno de los criterios de racionalidad económica para la consecución de objetivos ambientales, para tal caso inicialmente se seleccionan las diferentes medidas susceptibles de ser incluidas en un programa, con base en las características de las masas de agua correspondiente al escenario futuro respecto a los objetivos ambientales.

En la Figura.3.3 se presenta un esquema de planteamiento de elaboración de indicadores coste-eficacia establecidos en el Plan Cuenca del Cidacos, este es un resumen de las diferentes etapas de un ACE, aplicado a un plan hidrológico para el mejoramiento ambiental, este parte de las diferentes medidas disponibles, de las cuales se seleccionarán las medidas claves que cumplen con los criterios técnicos, para finalmente establecer la evaluación económica.



**Figura.3.3 Esquema planteamiento indicadores Coste-Eficacia**

Fuente: Maestu *et al*, 2008, tomado de MMA, Gobierno de Navarra 2002.

La metodología propuesta para ACE, debe permitir los análisis de sensibilidad que resulten necesarios, a partir de los cuales se puedan establecer los intervalos de confianza de los costes del plan de medidas, dado el grado de incertidumbre sobre las variables que influyen tanto en los costes estimados, como en la eficacia de las medidas determinadas.

Para el caso de la metodología propuesta, no es necesario realizar el análisis explícito de los costes evitados, dado que se hará la selección de medidas mediante optimización con consideración simultánea de todos los impactos.

### **3.2 ACE Y SELECCIÓN DE MEDIDAS PARA LA DMA**

El uso de herramientas económicas y los principios para el alcance de los objetivos ecológicos de la DMA es uno de los más novedosos e interesantes aspectos. Por ejemplo los estados miembros deben tener en cuenta el principio de coste de recuperación de los servicios del agua, incluyendo los costes ambientales y del recurso. Por otra parte una derogación de objetivos medioambientales puede ser justificada ya sea por inviabilidad técnica, o por un análisis económico que demuestre la desproporcionalidad de los costes de implementación en relación con los beneficios. La Directiva obliga un programa de medidas, el cual es una lista para cumplir con los objetivos medioambientales de la DMA. Esta será redactada de acuerdo con los principios económicos. El análisis económico deberá elaborar sentencias sobre la combinación de medidas más coste – efectivas con relación a los usos del agua incluyendo los programas de medidas bajo el artículo 11 de la DMA, basado en estimaciones del coste potencial de tales medidas.

Estas son varias formas de evaluar económicamente las medidas políticas del agua. Por ejemplo para la evaluación del desempeño de irrigación, usa la relación del coste recuperado, el cual muestra los costes de medida que son recuperados por los honorarios de los agricultores, y el coste relativo del agua, el cual se basa en la proporción de los costes de irrigación en el total de los costes de producción de cierto cultivo. Sin embargo el método más ampliamente aceptado en el contexto de la DMA es el Análisis Coste Eficacia (ACE). Este es el método propuesto por el grupo WATECO. Aunque los resultados de WATECO no son obligatoriamente ACE, se han adoptado en las directrices de muchas naciones. Por ejemplo, este es el caso de Alemania, España, Dinamarca y del Reino Unido (DEFRA 2007).

En Europa existen varias publicaciones sobre investigaciones y casos de estudio de la aplicabilidad de los ACE, por ejemplo a nivel de políticas de agua se ha evidenciado un importante progreso, Tremolet Consulting (2006) publicó un estudio a nivel Europeo para el caso de Alemania. En el Reino Unido un gran número de estudios fueron comisionados por la DEFRA, produciendo una serie de reportes de varios aspectos de ACE relacionados con la implementación de la DMA. Sin embargo, ejemplos de ACE analizados en el sur de Europa son escasos y adicionalmente estos son solo unos pocos estudios de revisión que ya ha sido publicados como aplicaciones específicas de las prescripciones de la DMA.

Por otro lado van Engelen et al. (2008) realiza una distinción entre dos tipos de ACE, como lo es el ACE cuantitativo y el ACE cualitativo. Este estudio es uno de esos pocos estudios, donde dada la falta de un enfoque estandarizado del ACE para la implementación de la DMA, esta se toma como punto de partida. En este trabajo se discute y evalúan dos enfoques pragmáticos de ACE basados en estudios de caso realizados en los Países Bajos y Dinamarca. Los estudios de caso permiten la

comparación de dos enfoques: ACE cuantitativo y ACE cualitativo a nivel de la masa de agua y de las cuencas hidrográficas, y la evaluación de los enfoques en términos de su aplicabilidad práctica, su transparencia y el grado en que ofrecen buenos resultados para la Toma de decisiones para la DMA en la Unión europea.

El enfoque del ACE cuantitativo se orienta hacia la reducción de emisiones y que prioriza y combina medidas usando la relación de costes y efectos de las medidas individuales. Este es un enfoque pragmático que es común tanto en la gestión del agua como en la gestión de otros recursos ambientales, en este enfoque cuantitativo se elabora una lista de posibles medidas para solucionar un problema ambiental, el coste eficacia de cada medida es obtenido de dividir los costes por los efectos de las medidas individuales. La medida individual luego es ordenada para llegar a una curva de costes marginales, permitiendo la selección de la combinación de medidas menos costosas para alcanzar los objetivos medioambientales.

El enfoque del ACE cualitativo usa cuadros de control y paneles de expertos en biología acuática y ecologistas que formulan un programa de medidas coste-efectivas dirigidas a los ecosistemas en los cuerpos de agua. La metodología ha sido recientemente desarrollada en Alemania para la implementación de la UE DMA) y consiste en seis pasos, iniciando con la derivación sistemática de una lista potencial de medidas basadas en causas y causantes de los problemas del agua.

Igualmente existen otros estudios que no acogen estrictamente a los requerimientos de la DMA, por ejemplo Spencer et al (2009) enfoca el coste-efectividad solo en dos medidas para la mitigación de la salinidad, una política de zonificación de irrigación autónoma y una política de compensación de salinidad, estos son un par de comparaciones pero no

un ranking de todas las medidas disponibles que son requeridas por la Directiva. Dos estudios que buscan la efectividad, pero no los costes de las medidas son Holvoet et al. (2007) y Loukas et al. (2007). Ellos respectivamente analizan medidas agrícolas de reducción de pesticidas en superficies de agua en Bulgaria, y buscan una estrategia diferente para el desarrollo de un proyecto hidro-técnico.

Actualmente existe un número estudios que destacan las dificultades de la implementación de las directrices de la DMA. Se, señala los obstáculos para alcanzar los indicadores y umbrales adecuados para la definición del estado ecológico de los ríos. Rejman (2007) críticamente analiza la efectividad de la DMA para el mejoramiento de los acuíferos. Xenarios and Bithas (2009) discuten las limitaciones de las autoridades para imponer objetivos de aguas residuales para cumplir con el buen estado ecológico de las corrientes. Hanley et al. (2006) y más recientemente Martin-Ortega and Berbel (2010) discuten algunos de los problemas respecto a la evaluación de los beneficios del no-mercado ambiental de la DMA. Berbel et al. (2010) contribuyen con esta discusión por enfocarse en los obstáculos y desafíos encontrados cuando se aplica los ACE para la elaboración de programas de medidas en la cuenca del río Guadalquivir localizada al sur de España. Igualmente Berbel et al. (2010) explora los efectos de introducir la incertidumbre en los CAE, la inclusión de la incertidumbre es necesaria para evaluar la sensibilidad de los programas de medidas en decisiones y supuestos sobre los costes y efectos de las medidas (van Engelen et al. 2008).

La implementación de la DMA en España está prevista bajo la Instrucción de Planificación Hidrológica-IPH (MARM, 2008) este es el mandato de uso del análisis coste-eficacia para la implementación de los programas de medida. Para cada medida un índice de coste-eficacia debe ser calculado. De acuerdo al IPH los costes de las medidas deben se

expresados como el coste anual equivalente, por ejemplo, la inversión anualizada más los costes de operación y mantenimiento. Si es posible la efectividad de las medidas deberán ser cuantificadas a través de sus impactos en las masas de agua. En el caso que no se tenga información disponible acerca de los impactos, el IPH también permite el cambio en la presión a ser usada. Por ejemplo, con respecto a la medida de ahorro del agua para garantizar el caudal ecológico, la relación preferida podría ser “coste anual/cambio en caudal” (ejemplo: euros/litros por segundo). Si no hay información sobre el cambio de caudal, el indicador “coste anual/m<sup>3</sup> de consumo de agua ahorrado” puede ser usado, ya que hay una relación funcional entre presión (agua extraída) e impacto (caudal de agua en el río). Usando estos índices de coste-eficacia, las medidas deben entonces ser ordenadas desde el más bajo hasta el más alto. Finalmente, se selecciona una combinación de medidas, iniciando las medidas con el índice más bajo, deben ser seleccionadas para alcanzar el valor predeterminado del indicador en línea con los objetivos medioambientales de la DMA.

En España este procedimiento ha sido probado en la cuenca del río Cidacos para una serie de medidas de irrigación, tales como asesoramiento en la implementación de buenas prácticas (Gobierno de Navarra-MIMAN 2002). Un estudio de ACE también existe para la subcuenca del río Jalón (Confederación Hidrográfica del Ebro-MARM 2008). En la cuenca del Guadalquivir se realiza un estudio ACE a nivel global de la cuenca y no local como en otros casos, además se tiene en cuenta la incertidumbre tanto en los costes e impacto de las medidas (Berbel et al. 2010).

### **3.3 METODOLOGÍAS DE OPTIMIZACION**

#### **3.3.1 Optimización para definición de programa de medidas de menor coste**

- **Conceptos sobre Optimización**

La optimización consiste en la selección de una alternativa mejor, en algún sentido, que las demás alternativas posibles; es un concepto inherente a la investigación operativa, teniendo esta última sus orígenes en la Segunda guerra Mundial, debida a la necesidad urgente de asignación de recursos escasos en las operaciones militares, en problemas tácticos y estratégicos. Estas mismas técnicas se han extendido con posterioridad a las empresas y a la investigación. Es de resaltar, que determinadas técnicas propias de la investigación operativa se recogen bajo el nombre de optimización o programación matemática.

Los problemas de optimización se componen generalmente de estos tres componentes:

**Función objetivo:** Es la medida cuantitativa del funcionamiento del sistema que se desea optimizar (maximizar o minimizar). Para el caso a estudiar, la función objetivo sería la minimización de costes de las medidas para alcanzar los objetivos medioambientales (OMA) en una cuenca hidrográfica.

**Variables:** representan las decisiones que se pueden tomar para afectar el valor de la función objetivo. Desde un punto de vista funcional se pueden clasificar en variables independientes o principales o de

control y variables dependientes o auxiliares o de estado, aunque matemáticamente todas son iguales (Ramos *et. al*, 2010). En el caso a estudiar, podrían ser las variables de Activación de una Estación depuradora de Aguas residuales (EDAR).

Restricciones: representan el conjunto de relaciones (expresadas mediante ecuaciones e inecuaciones) que ciertas variables están obligadas a satisfacer (Ramos *et. al*, 2010). Por ejemplo, las eficiencias máximas y mínimas de los sistemas de tratamiento de aguas residuales.

Estos componentes se implementan mediante modelos de optimización para la solución matemática a un problema determinado. Entre los aspectos más importantes de los modelos de optimización se encuentran su capacidad para cuantificar y formular matemáticamente los objetivos de planificación de los recursos en beneficio de aspectos técnicos, económicos, ambientales, políticos y sociales sumado a muchos factores que influyen en el comportamiento y desarrollo del modelo; sin embargo, es conveniente tener en cuenta que los resultados del modelo son solo una aproximación al comportamiento real del recurso. En la Figura. 3.4 se muestra la alimentación de un modelo con respecto a la simulación y optimización, la simulación responde a la pregunta “¿Qué pasa si?”, su retroalimentación no requiere de objetivos explícitos y la optimización responde a la pregunta “¿Qué podría ser?”, el ingreso de datos al modelo necesita de unos objetivos claros. La dificultad de la simulación radica en que genera múltiples soluciones y a veces ocurren conflictos en su selección, mientras que la optimización muestra cual es la mejor alternativa, la cual puede ser analizada y evaluada para el efecto de su aplicación en la realidad. En general e independiente si es simulación u optimización, cualquier tipo de modelo es necesario para la planeación y manejo del recurso hídrico (Loucks *et al*, 2005).

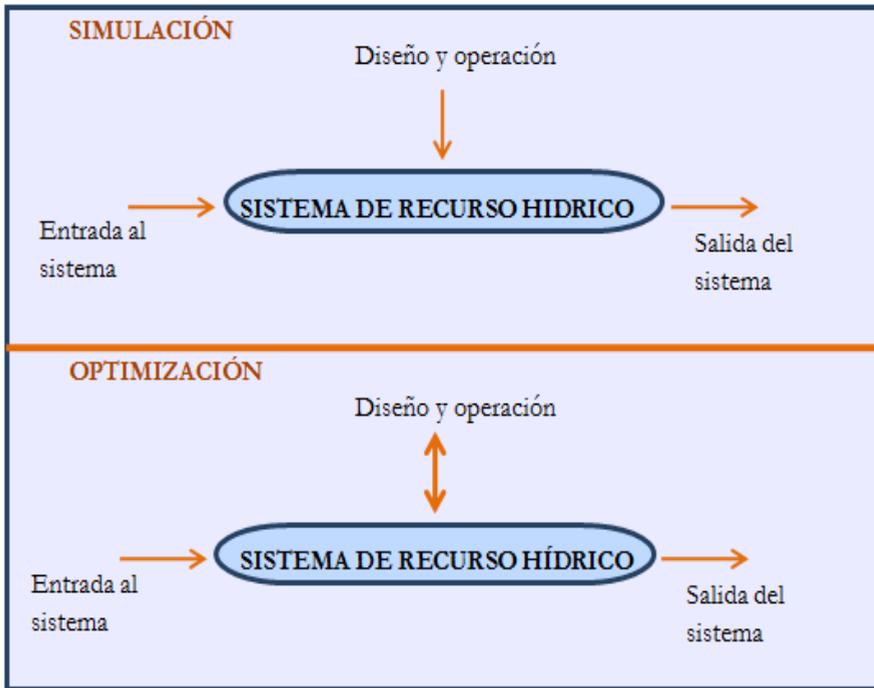


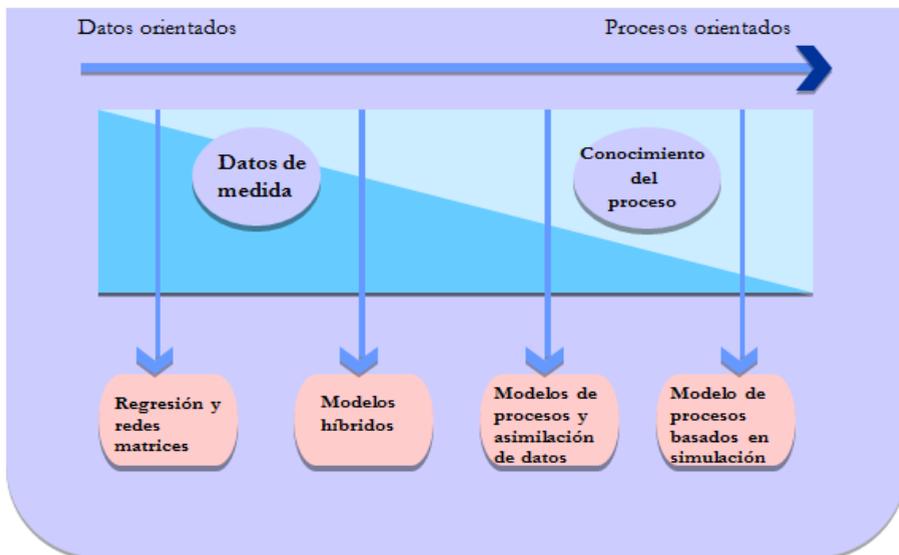
Figura. 3.4 Diferencias entre la modelación de simulación y optimización  
(Fuente: adaptado de Loucks y Van Beek, 2005)

### 3.3.2 Clasificación de modelos

- *Modelos de simulación*

Los modelos de simulación pueden ser de tipo estadístico o de procesos orientados o una mezcla de ambos. Los modelos estadísticos se basan en datos y los modelos de procesos se basan en el conocimiento de procesos fundamentales. En la Figura.3.5 se muestra diferentes tipos de modelos de simulación. Los modelos de regresión y redes matrices corresponden a medidas y observaciones de datos según la causa y efecto del problema que estructuran la entrada y salida de datos para la calibración estadística del modelo. Los modelos híbridos incorporan

procesos de relaciones de datos estadísticos y de redes matrices, las cuales son calibradas a partir de parámetros basados en datos medidos, que incluyen a su vez los parámetros a ser estimados a este proceso se le conoce como modelo de calibración, sin embargo los datos utilizados además de la calibración son usados para la verificación. La simulación de modelos se aplica como su nombre lo indica a modelos simulados y cuya aplicación se da en el desarrollo de programación de ordenadores, en los que se incluyen una gran variedad de componentes o eventos relacionados al manejo del recurso hídrico.



**Figura.3.5 Tipos de modelos de simulación.**

(Fuente: adaptado de Loucks y Van Beek, 2005).

La mayoría de estos componentes incluyen:

- Cantidad y/o calidad de ríos, bahías, estuarios o zonas costeras.
- Reserva para cantidad y/o calidad del agua.

- Calidad saturada y/o insaturada y/o cantidad en aguas subterráneas.
- Precipitación, incluye erosión y químicos.
- Demanda, distribución y tratamiento de agua.
- Prevención y control.
- Materiales y sólidos pequeños.
- Pérdida de agua.
- Purificación de agua.
- Operaciones de irrigación.
- Producción hidro-energética.
- Hábitats ecológicos de cuencas, lagos, reservorios y zonas inundadas.
- Costes y beneficios económicos.

Los modelos de simulación del recurso hídrico, usualmente presentan dos dimensiones: la temporal y la espacial, que inciden directamente sobre los métodos numéricos analizados, pero que pueden ser resueltos en la modelación del sistema. Los modelos que no simulan el comportamiento hídrico en el tiempo y las condiciones de demanda e infraestructura, diseño y operación se conoce como modelos estacionarios o estáticos y los modelos que analizan el desarrollo externo del sistema se conoce como dinámico, en él se incluyen aspectos como variabilidad temporal, capacidad de reserva, costes y beneficios, sedimentación y disposición de lodos, entre otros.

- *Modelos de optimización*

Estos modelos pueden ser determinísticos o probabilísticos, o una mezcla de ambos, igualmente pueden ser estáticos o dinámicos con respecto al tiempo. La relación de estos modelos puede ser lineal o no lineal y usa variables continuas o discretas o variables enteras o combinaciones de ellas, la principal característica de los modelos de optimización es que precisa de objetivos claros y concisos de la solución de problemas identificados respecto al recurso hídrico. Este tipo de modelo se usa para múltiples aplicaciones como por ejemplo: reserva y/u operación, manejo de la calidad del agua e irrigación. La optimización de modelos se clasifica dependiendo del algoritmo utilizado en su análisis, los cuales pueden ser algebraicos, matemáticos, de ensayo y error.

- *Programación Lineal (PL)*

La Programación Lineal (PL) es un procedimiento o algoritmo matemático mediante el cual se resuelve un problema indeterminado, formulado a través de ecuaciones lineales. La programación lineal se aplica a modelos de optimización en los que las funciones objetivo y restricción son estrictamente lineales. La técnica se aplica en una amplia variedad de casos, en los campos de agricultura, industria, transporte, economía, salud, ciencias sociales, militar y medio ambiente. En realidad debido a su potente eficiencia de cálculo, la programación lineal forma la columna vertebral de los algoritmos de solución para otros modelos de investigación de operaciones como las programaciones entera, estocástica y no lineal.

La Programación Lineal (PL) es una de las técnicas de programación matemática más usadas en planificación de recursos hídricos debido a su fácil aplicación para la asignación óptima de recursos escasos entre los diferentes usuarios finales (Yurdusev, 2002).

Un problema de PL está compuesto básicamente por una función objetivo y una serie de restricciones, tanto la función objetivo como las restricciones deben ser funciones lineales. El interés particular de la PL es encontrar un conjunto de valores que cumpla las restricciones, este conjunto de valores también puede denominarse soluciones factibles, la solución óptima es aquella solución factible que minimiza o maximiza la función objetivo.

En problemas de PL relativamente simples puede obtenerse una solución gráfica. Sin embargo para la mayoría de los problemas prácticos de PL que se dan en la planificación de recursos hídricos, se hace complejo obtener la solución óptima mediante el método gráfico. Por lo tanto, otros procedimientos de solución han sido desarrollados. Por ejemplo, el método simple, el cual es el método más general y poderoso de los diferentes métodos para la solución de problemas complejos de PL. El algoritmo del método simple está basado en las características fundamentales de la PL, donde la solución óptima es un punto o esquina de la región que delimita las soluciones factibles, por lo tanto solo los puntos extremos de la región de soluciones factibles son analizados en el algoritmo del método simple (Yurdusev, 2002).

- *Programación No Lineal (PNL)*

En matemáticas, Programación No lineal (PNL) es el proceso de resolución de un sistema de igualdades y desigualdades sujetas a un conjunto de restricciones sobre un conjunto de variables reales desconocidas, con un función objetivo a maximizar o minimizar, cuando alguna de las restricciones o la función objetivo no son lineales.

Se considera como Programación No Lineal (PNL) al conjunto de métodos utilizados para optimizar una función objetivo, sujeta a una

serie de restricciones en los que una o más de las variables incluidas es no lineal. Al igual que la PL, en la PNL el conjunto de soluciones factibles se encuentra delimitado por una región, pero a diferencia de la PL, en la PNL la solución óptima no siempre se encuentra en un punto extremo de la región que define el conjunto de soluciones factibles, hay situaciones en donde el punto óptimo está en el interior de dicha región.

En el problema de la PNL puede darse la posibilidad que tanto la función objetivo como las restricciones sean lineales, lo que indica que la PL es un caso particular de la PNL. Por tal motivo, los problemas no lineales son mucho más complejos de resolver que los de PL.

- *Programación Entera Mixta (MIP)*

La programación entera mixta (MIP, por sus siglas en inglés) hace referencia a cuando un problema de programación lineal entera requiere que algunas variables tengan valores enteros mientras que otras pueden asumir cualquier número no negativo, es decir, cualquier valor continuo. Los programas lineales enteros son aquellos en los que algunas o todas las variables están restringidas a tener valores enteros o discretos.

La formulación de un problema de Programación Entera Mixta (MIP) en la planificación de recursos hídricos no se considera como un modelo de localización simple ni como un modelo de múltiple localización, pero podría ser considerado como una formulación mixta. No es un modelo de múltiple localización debido a que la zona de planificación no está dividida en sub-áreas; por otra parte, no es un modelo de localización simple, ya que permite que los recursos sean transferidos de un lugar (fuente) a otro (centros de demanda). La formulación del problema se hace mediante la utilización de nodos que representan las fuentes y los centros de demanda. Una fuente puede ser

representada como un nodo simple o como un nodo que representa todas las fuentes cuyas salidas van a ser transferidas. Los centros de demanda a los cuales se transfieren los recursos para los diferentes usos son representados con nodos individuales (Yurdusev, 2002).

### **3.4 REVISION ESTADO DEL ARTE DE LOS MODELOS DE OPTIMIZACIÓN.**

Los métodos para programación matemática y modelación de series han sido usados para solventar la problemática sobre cómo optimizar los costes en los sistemas de tratamiento de aguas residuales, entre los cuales los más utilizados han sido programación lineal, programación no lineal, programación dinámica y programación entera; los cuales han ido evolucionando o mejorando a través de los tiempos (Aras *et al*, 2007); por ejemplo, Deininger (1965) analizó la óptima distribución de descargas para garantizar los niveles de calidad del agua en una cuenca, mediante el método de programación lineal, posteriormente Lynn (1966) y Shih (1970) respectivamente enfocaron su desarrollo metodológico hacia la identificación y mejoramiento de descargas a lo largo de un río, mediante una programación dinámica; anteriormente Loucks (1967) junto a otros autores habían buscado una solución al mismo problema basado en una programación lineal.

Akfira y Deininger (1966) propusieron un modelo que lograra un sistema de tratamiento de aguas residuales en fuentes contaminadas, mientras que Converse (1972) analizó la depuración de las aguas en plantas de tratamiento usando programación dinámica, este modelo fue la panacea para muchos modelos posteriores; Graves *et al* (1972) propuso un sistema no lineal que mostrase un tratamiento local y tratamiento del

efluente para la calidad del agua en una cuenca, en el mismo año Wanielista y Bauer lograron mejorar el modelo, complementándolo con un análisis de funciones de costes, las cuales fueron aproximadas a un segmento lineal, mediante algoritmos con programación entera mixta (De Melo y Cámara, 1993; Machado *et al*, 2006).

En el año 1973 Deininger y Su definieron el sistema de tratamiento en una malla, ellos emplearon funciones de costes cóncavas y restricciones lineales bajo una programación convexa, que permitiera identificar los puntos a solucionar. Hahn *et al* (1973) mediante una programación integral ramificada propusieron un programa con múltiples alternativas (medidas para la DMA), que eran analizadas individualmente y luego se reducían en una especie de árbol, donde se elegía la más conveniente. McConagha y Converse (1973) elaboraron un proceso de múltiples iteraciones partiendo de una configuración inicial para cada nodo, el método utilizado fue de algoritmo heurístico. Joeres *et al* (1974) lograron asemejar las funciones de costes a un segmento lineal, en este modelo se usó una solución con programación entera mixta con tan buen resultado que fue aplicado como caso de estudio en Dane, Wisconsin (Estados Unidos). Algunos otros estudios donde se han implementado modelos de optimización se presentan a continuación en la Tabla 3.1.

**Tabla 3.1 Modelos de optimización para el control de vertidos en sistemas de tratamiento y la calidad del agua en cuencas**

<b>AUTOR</b>	<b>AÑO</b>	<b>OBJETIVO</b>	<b>SOLUCIÓN TÉCNICA</b>
Deininger	1965	Niveles de calidad del agua en una cuenca	Programación lineal
Liebman y Lynn	1966	Identificación y mejoramiento de descargas a lo largo de un río	Programación dinámica
Loucks <i>et al</i>	1967	Distribución	Programación lineal
Shih	1970	Distribución	Programación dinámica
Converse	1972	Emisiones	Programación dinámica
Graves <i>et al</i>	1972	Calidad del agua	Programación no lineal
Wanielista y Bauer	1972	Emisiones	Programación entera mixta
Deininger y Su	1973	Sistema de tratamiento en una malla con funciones de costes	Programación convexa
Hahn <i>et al</i>	1973	Control de emisiones en la cuenca	Programación integral + ramificada
McConagha y Converse	1973	Control de emisiones en la cuenca	Heurística
Whitlatch	1973	Control de emisiones en la cuenca	Heurística
Joeres <i>et al</i>	1974	Control de emisiones en la cuenca	Programación entera mixta
Rossmann y Liebman	1974	Calidad del agua	Programación dinámica
Ecker	1975	Distribución	Programación geométrica
Klemetson	1975	Control de emisiones en la cuenca	Programación dinámica
Lauria	1975	Control de emisiones en la cuenca	Programación entera mixta
McNarmara	1976	Control de emisiones en la cuenca	Programación geométrica
Weeter y Belardi	1976	Control de emisiones en la cuenca incluyendo coste de incertidumbre	Heurística
Whitlatch y ReVelle	1976	Control de emisiones en la cuenca con calidad del agua	Programación dinámica+lineal+heurística
Bayer	1977	Control de emisiones en la cuenca	Programación no lineal
Chiang y Lauria	1977	Control de emisiones en la cuenca con eliminación gradual	Heurística
Lashkari <i>et al</i>	1977	Control de emisiones en la cuenca	Gener. Reducción del gradiente

<b>AUTOR</b>	<b>AÑO</b>	<b>OBJETIVO</b>	<b>SOLUCIÓN TÉCNICA</b>
Brill y Nakamura	1978	Control de emisiones en la cuenca	Programación integral + ramificada
Jarvis <i>et al</i>	1978	Control de emisiones en la cuenca	Algoritmo+programación entera
Lohani y Thanh	1978	Distribución	Programación lineal con conceptos estocásticos
Rossmann	1978	Control de emisiones en la cuenca con eliminación gradual	Heurística + Programación dinámica
Gugenheim	1979	Control de emisiones en la cuenca	Programación lineal (conceptos simples)
Pingry y Sahftel	1979	Calidad del agua	Heurística +Reducción del gradiente
Nakamura <i>et al</i>	1981	Control de emisiones en la cuenca	Programación integral y ramificada con variables en el tiempo
Leighton	1982	Control de emisiones en la cuenca con recarga de aguas subterráneas	Programación entera mixta
Phillips <i>et al</i>	1982	Control de emisiones en la cuenca	Programación entera mixta
Smeers y Tyteca	1982	Calidad del agua	Camino corto + Programación no lineal
Kansakar y Polprasert	1983	Calidad del agua evaluando el impacto del uso de la tierra	Programación lineal+ programación objetiva
Kitabatake y Miyzaki	1983	Calidad del agua	
Cámara	1985	Control de emisiones en la cuenca con soluciones múltiples	Heurística + Camino corto
Klemetson y Grenney	1985	Control de emisiones en la cuenca con eliminación gradual	Programación dinámica
Ong and Adams	1987	Calidad del agua	Poliedro aleatorio para búsqueda
Zhu y ReVelle	1988	Control de emisiones en la cuenca	Programación lineal
Joshi y Modak	1989	Distribución	Heurística
Melo	1992	Control de emisiones en la cuenca con soluciones múltiples	Análisis heurístico ramificado
Cardwell y Ellis	1993	Calidad del agua con análisis de incertidumbre de modelos	Programación dinámica

AUTOR	AÑO	OBJETIVO	SOLUCIÓN TÉCNICA
Voutchkov y Boulos	1993	Calidad del agua	Heurística
Melo y Câmara	1994	Revisión del estado del arte	N.A
Takyi y Lence	1995	Calidad del agua con evaluación del riesgo	Programación lineal+ programación no lineal
Takyi y Lence	1996	Calidad del agua con soluciones múltiples	Modelo de Chebysev
Chang <i>et al.</i>	1997	Calidad del agua con parámetros para sistemas de aguas residuales	Programación entera+ mixta+ difusa + multiobjetivo
Sasikumar y Mujumdar	1998	Calidad del agua con soluciones múltiples para parámetros difusos	Optimización difusa multiobjetivo
Takyi y Lence	1999	Calidad del agua con creación de varios escenarios	Múltiples realizaciones + Redes Neuronales + heurística
Machado y Cunha	1999	Control de emisiones en la cuenca	Recocido simulado
Carmichael y Strzepek	2000	Calidad del agua	Programación no lineal
ReVelle	2000	Revisión del estado del arte	N.A
Burn y Yulanti	2001	Calidad del agua	Algoritmos Genéticos multiobjetivo
Efstratiadis y Koutsoyiannis	2002	Calidad del agua con optimización de recursos hídricos	Algoritmo simple de Nelder-Mead + Recocido simulado
Ali	2002	Calidad del agua con formulación empírica para el control del pH y distribución estadística de cargas	Programación entera + mixta + Estocástica
Mujumdar y Sasikumar	2002	Calidad del agua	Riesgo temporal
Machado <i>et al.</i>	2002	Calidad del agua	Recocido simulado
Unami y Kawachi	2003	Calidad del agua	Teoría de control
Vemula <i>et al.</i>	2004	Calidad del agua con simulación para distribución de niveles	Algoritmos Genéticos + Riesgo difuso
Mujumdar y Vemula	2004	Calidad del agua con métodos difusos	Algoritmos Genéticos + Riesgo difuso

AUTOR	AÑO	OBJETIVO	SOLUCIÓN TÉCNICA
Cunha <i>et al.</i>	2004	Calidad del agua	Recocido simulado
Cunha <i>et al.</i>	2005	Calidad del agua	Recocido simulado
Aras <i>et al.</i>	2007	Calidad del agua con disminución de la contaminación a bajos costes ambientales	Algoritmo genético
Harou <i>et al</i>	2009	Conceptos, diseño, aplicaciones y futuro	N.A
Zeferino <i>et al.</i>	2010	Costes ambientales	Multi objetivo
Zeferino <i>et al</i>	2012	Calidad del agua con planeación de sistemas de aguas residuales regionales	Recocido simulado

N.A: No aplica

(Fuente: De Melo y Cámara, 1993; Machado *et al*, 2006; Aras *et al*, 2007; Harou *et al*, 2009; Zeferino *et al*, 2010)

Bayer (1977) propone un modelo que permita identificar la mejor solución para sistemas de tratamiento regionales, mediante una programación no lineal, este modelo es útil para analizar problemas de larga dimensión. Chiang y Lauria (1977) usando una programación heurística y de algoritmos cuyo modo operandi es realizar comparaciones que descifren a que niveles de tratamiento se puede llegar, aplicaron su modelo a plantas de tratamiento. Lashkari *et al* (1977) desarrollaron un modelo que mostrase la optimización de la planta en el efluente aplicado a la cuenca del Lago Utah, su objetivo principal es lograr la disminución de costes a través de tratamiento de aguas residuales con respecto a la concentración del efluente, no obstante este modelo no incluye las posibles economías de escala en el sistema de tratamiento, tampoco es formulado como un sistema general de tratamiento regional de optimización.

Brill y Nakamura (1978) exponen mediante una programación integral y ramificada un modelo para análisis de sistemas de tratamiento en plantas de tratamiento, cuyas funciones de costes son asimiladas a un segmento lineal, este método genera un árbol con múltiples soluciones determinadas por inspección, que fácilmente permite elegir la más apropiada para ser aplicada.

Jarvis *et al* (1978) exponen el hecho que un fluido presenta múltiples problemas, los cuales se pueden solucionar aproximando las funciones de costes cóncavas a un segmento lineal su principal técnica fue a través de una programación entera mixta, este método también fue aplicado como caso de estudio en una cuenca pequeña en Jefferson, Kentucky (Estados Unidos). Lohani y Thanh (1978) proponen un modelo que se alimenta por medio de cargas contaminantes, los factores que representan cierto grado de incertidumbre, se trabajan como conceptos estocásticos, mediante una programación lineal. En 1978, Rossman formula un modelo de planificación por fases en el sistema de tratamiento regional, esta diagramación se plantea como una red puntual de nodos que puede incluir elementos tales como la contaminación hídrica, plantas de tratamiento, entre otros; el algoritmo se dividió en tres fases: 1. Programación con criterios heurísticos y dinámicos con una configuración inicial definida. 2. Construcción de etapas que optimiza en proceso para la siguiente fase. 3. Las soluciones se examinan y chequean por partes como un proceso iterativo desde la segunda fase.

Pingry y Shaftel (1979) desarrollaron un modelo heurístico para el manejo de los recursos hídricos y el reuso de las aguas residuales, utilizaron funciones de costes cóncavas, su principal objetivo era como reducir la contaminación por el método del gradiente y fue alimentado con elementos para la calidad del agua. Luego se planteó una variación del método simple con restricciones lineales, aunque su estructura era no

lineal y cóncava, cuyo fin era encontrar una serie de puntos para garantizar una solución y poderla comparar con otras encontradas, este modelo no es conveniente usarlo en grandes proyectos. Nakamura (1981) formuló un modelo de generación y evaluación de alternativas para sistemas de tratamiento usando variables en el tiempo y que sean medibles, sin embargo este modelo no garantiza un óptimo resultado. Phillips *et al* (1982) a través de una programación entera mixta analizó el transporte y tratamiento de sistemas para encontrar los niveles de tratamiento. Se expuso un modelo que simulara simultáneamente varios elementos del sistema de tratamiento en una planta para garantizar la calidad del agua en una cuenca (transporte, capacidad, niveles de tratamiento, oxígeno disuelto), este modelo igualmente busca una reducción de los contaminantes a través del método del gradiente.

Kansakar y Polprasert (1983) expusieron un método de objetivos definidos entre los que se tienen los costes, calidad del agua e impacto en el uso del suelo, para este método se usaron algoritmos de programación lineal. Los costes son lineales, los criterios ambientales no son estándar sino una desviación de un objetivo parcial, su estructura y configuración son importantes sin embargo el modelo es impreciso en análisis de las funciones de costes y en jerarquización de resultados. Kitabatake y Miyzaki (1983) estudiaron la problemática del tratamiento de agua desde la planta como control de la contaminación, sin embargo este modelo era impreciso y poco real.

Cámara (1985) elaboró a través de un modelo heurístico el cual maneja una teoría ramificada que produce varias alternativas mediante una programación dinámica y donde los costes son valorados como puntos, este modelo define la problemática más crítica y emite la mejor solución para resolverla. Klemetson y Grenney (1985) propusieron para optimizar las fases de expansión en el transporte y tratamiento de aguas,

este modelo concebido desde una óptica dinámica, y cada etapa representa un período de tiempo. Cada nodo representa la configuración del tratamiento, se modela la depreciación anual de costes como una etapa, el modelo identifica el fin óptimo del problema a una escala temporal, este modelo llamado de optimización de Tratamiento de Aguas Residuales (WTOM) se utilizó para observar las necesidades de tratamiento de aguas residuales tanto de grandes poblaciones como de pequeñas comunidades. La programación dinámica se usa para evaluar la oportunidad y las decisiones sobre capacidad de expansión para la regionalización y la puesta en escena de las plantas de tratamiento, los factores considerados fueron cantidad y calidad de las aguas residuales y su variación con respecto al tiempo, interés y tasas de inflación, el capital, costes de operación y mantenimiento; la eficiencia del tratamiento, la economía de escala, exceso de capacidad y vida útil. Este modelo selecciona el mejor sistema de tratamiento entre varias alternativas al mínimo de costes futuros (Klemetson y Grenney, 1985; De Melo y Cámara, 1993).

Ong y Adams (1987) formularon un modelo basado en la programación del Poliedro aleatorio de búsquedas, no es muy acertado y presenta demasiadas restricciones respecto a la calidad del agua, este método realiza una comparación de los dos enfoques que se utilizan comúnmente para modelar la expansión óptima de un sistema de tratamiento de aguas residuales en una cuenca, esto es a saber: 1. Grado de tratamiento constante en el tiempo. 2. Mayor o menor grado de tratamiento a través del tiempo. Los modelos desarrollados, basados en estos dos enfoques se resuelven a través de técnicas de programación dinámica, los resultados obtenidos a partir de este estudio indican que el primer enfoque da un rendimiento óptimo con un coste significativamente alto comparado con el 2. Sin embargo, el enfoque 2 requiere mejoras frecuentes en el proceso de instalación del tratamiento.

El resultado del estudio muestra que la frecuencia para lograr un óptimo sistema de tratamiento disminuye drásticamente los costes establecidos, además, también se encontró que una solución óptima puede requerir adecuaciones a pesar de un coste de preparación muy alto. (De Melo y Cámara, 1993; Machado et al, 2006).

Zhu y ReVelle (1988) desarrollaron un modelo que permite definir un caso puntual para la solución del problema, este programa fue formulado mediante una programación lineal, los costes igualmente son lineales, el error del programa en cada prueba resultó mínimo. Pineau *et al* (1985) y Löwgren *et al* (1989) realizaron unos análisis comparativos entre soluciones locales y generales, mediante la confrontación de varias tecnologías para generar conceptos en la estructura del problema. Jhoshi y Modak (1989) formularon una serie de modelos heurísticos que pretendían disminuir las cargas contaminantes en las cuencas, tomado como función los criterios de tratamiento con respecto a los estándares de la calidad del agua. Melo (1992) analizó el modelo propuesto por Cámara *et al* (1987) mediante una solución heurística ramificada, reduciendo las alternativas de solución creando vínculos entre las fuentes contaminadas y las plantas de tratamiento. Este modelo exploraba diferentes escenarios de solución a través de criterios computacionales de eficiencia, fue aplicado como caso de estudio en 30 fuentes contaminadas y 3 plantas de tratamiento de aguas residuales, con este método se puede evidenciar que los grandes problemas pueden ser solucionados.

La década de los 90s e inicio de los 2000, se enmarcó y enfatizó en elementos de la calidad del agua. Cardwell y Ellis (1993) mediante una programación dinámica trabajaron los modelos de Streeter-Phelps, QUAL2E y WASP4, ellos analizaron la incertidumbre de los modelos en la calidad del agua. Melo y Cámara (1994) realizaron una recopilación de

modelos referentes a los sistemas de tratamiento de aguas. Takyi y Lence (1995) analizaron el modelo de Thomann y Mueller sobre el riesgo en la calidad del agua a través de las cadenas de Markov mediante una programación lineal. Takyi y Lence (1995) estudiaron mediante los modelos Streeter-Phelps, modificados por Camp y Dobbins a través del modelo de Chebysev. Chang *et al* (1997) analizaron mediante una programación entera mixta los parámetros para el tratamiento de aguas residuales, en función de la DBO. Sasikumar y Mujumdar (1998) formularon una programación multiobjetivo a través del modelo Streeter-Phelps, para optimizar la calidad del agua. Takyi y Lence (1999) propusieron un método múltiple de redes con programación heurística del modelo Streeter-Phelps, modificado por Camp – Dobbins, para ello crearon diferentes escenarios por medio de la simulación Monte Carlo. Carmichael y Strzeppek (2000) trabajaron sobre el modelo QUAL2E, por medio de una programación no lineal; igualmente en el 2001 Burn y Yulanti a través de algoritmos genéticos, con criterios multi –objetivos aplicaron el modelo QUAL2E.

Efstratiadis y Koutsoyiannis (2002) mediante programación de algoritmo simple de Nelder-Mead desarrollaron un modelo general para la optimización de recursos hídricos. Ali (2002) desarrolló la programación entera mixta, mediante un modelo estocástico empírico para controlar la distribución estadística del pH. Mujumdar y Sasikumar (2002) efectuaron la aplicación de conjuntos difusos analizando el modelo de Streeter-Phelps, modificado por Fujiwara de riesgo temporal. Unami y Kawachi (2003) analizaron el ciclo hidrológico del agua y a partir de allí se enfocaron en soluciones que permitieran el control de la contaminación en los recursos hídricos, considerando que los modelos matemáticos son indispensables en la solución de problemas de dichos recursos hídricos. Vemula *et al* (2004) estudiaron la programación de algoritmos genéticos y riesgo difuso mediante la aplicación del modelo

QUAL2E por simulación de Monte Carlos para distribución de niveles en la calidad del agua.

Mujumdar y Vemula (2004) en una programación de algoritmos genéticos y de riesgo difuso aplicaron el modelo QUAL2E para la modelación de la calidad del agua. Cunha *et al* (2004 y 2005) realizaron un recocido simulado del modelo QUAL2E (Machado *et al*, 2006).

Durante las Jornadas Internacionales sobre Modelos Hidro-económicos en Valencia España en enero de 2006, Martínez expuso un modelo sobre cómo implementar y encontrar las medidas más convenientes para el control de la contaminación producida por nitratos, mediante la valoración coste-eficacia de distintos instrumentos económicos. Las alternativas evaluadas son el aumento del precio del agua y del fertilizante, los límites a la fertilización, los impuestos sobre las emisiones contaminantes y los impuestos sobre el uso de la tierra. En este estudio también se emplean funciones de producción de contaminación de cultivos, encontradas a través del simulador de crecimiento de cultivos EPIC (Environmental Policy Integrated Climate) en una programación dinámica, la cual permite confrontar la situación actual con los posibles escenarios futuros (Martínez, 2006).

Aras *et al* (2007) mediante una programación con algoritmo genético (AG) aplicó un modelo a un sistema de ríos con tres cargas contaminantes distintas, con el fin de alcanzar los objetivos de calidad del agua y mejoramientos de costes ambientales en las cuencas de los ríos, esta solución de AG, representó la eficiencia de la planta de tratamiento, de tal manera que el coste de tratamiento de aguas residuales de toda la cuenca era mínimo y conveniente, en tanto que los parámetros de calidad del agua se iban cumpliendo en cada tramo analizado, este método demostró que el AG puede ser aplicado para los estudios de

modelización de la calidad del agua del río como una alternativa a los métodos actuales.

Zeferino *et al* (2010) enfocaron soluciones a la problemática de la planificación regional en el tratamiento de aguas residuales consistentes en determinar una solución eficiente para el diseño de las redes de alcantarillado y cómo ubicar, qué tipo usar, qué tamaño emplear, qué tecnología emplear en las estaciones de bombeo y las plantas de tratamiento a incluir en los sistemas de tratamiento; estos problemas se han focalizado a través de modelos de optimización con el objeto de minimizar costes, no obstante en un mundo donde se ha generalizado el desarrollo sostenible, han de tenerse en cuenta otros factores económicos, por ello este modelo describe un criterio multi-objetivo para el tratamiento de las aguas residuales en la planificación regional, de tal manera que cifre soluciones acordes y reales respecto a los objetivos a enmendar. Este modelo se focalizó en tres objetivos: la minimización de los costes de capital; minimización de costes de operación y mantenimiento, y la maximización de oxígeno disuelto. El modelo multi-objetivo se maneja a través del método de ponderación y es resuelto a través de un algoritmo de recocido simulado, este es aplicado a una problemática real (Zerefino *et al*, 2010).



## CAPÍTULO 4

### **METODOLOGÍA ACE-MHE PARA ALCANZAR OBJETIVOS MEDIOAMBIENTALES EN CUENCAS HIDROGRÁFICAS**

En los presentes modelos hidro-económicos se utiliza la programación matemática para minimizar a escala de cuenca hidrográfica el coste del programa de medidas para cumplir con los objetivos de parámetros de DBO (Demanda Bioquímica de Oxígeno) y P (Fósforo), incorporando la variabilidad temporal para el respectivo análisis en un periodo de tiempo dado. Para optimizar el coste relacionado con el programa de medidas para alcanzar los parámetros de Fósforo y DBO, se utiliza programación matemática entera mixta (MIP) y programación matemática no lineal (NLP), utilizando variables de activación y de holgura para la selección óptima de la combinación de medidas. Las herramientas de programación matemática usadas han sido GAMS® (General Algebraic Modeling System), y para el manejo de la información de entrada y salida del modelo hidro-económico, se ha utilizado la hoja de cálculo EXCEL®. El Análisis Coste-Eficacia (ACE) integrado con Modelo Hidro-Económico (MHE), incluye principalmente medidas de control de contaminación puntual (Depuradoras), gestión del sistema (caudales, garantías de suministro, control de demanda (modernización de regadíos) y reutilización de aguas regeneradas.

Se han desarrollado varios modelos hidro-económicos como herramienta metodológica y de apoyo a la decisión para el control de la contaminación aplicados en la cuenca del Serpis y en algunas masas de agua en particular que no han alcanzado los objetivos medioambientales del agua en la cuenca del Júcar, con criterios de eficiencia económica y

dentro de los objetivos medioambientales de las masas del agua propuestas por la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ). Dicho modelos hidro-económicos incluyen una optimización económica de las medidas enfocadas a alcanzar los objetivos en relación con los parámetros de calidad del agua considerando aspectos de variabilidad espacial (a escala de cuenca) y/o temporal (series de tiempo).

#### **4.1 MODELO CONCEPTUAL**

Se presenta una metodología con un enfoque de ACE integrado con múltiples propósitos y las herramientas necesarias como SSD y modelos hidro-económicos necesarios para facilitar a los tomadores de decisión la selección y combinación de medidas que permitan alcanzar los OMA en una cuenca hidrográfica; esta metodología se presenta en la Figura. 4.1.

El enfoque de la metodología incluye una gestión integrada del recurso hídrico (GIRH) considerando la cantidad, la calidad y la optimización económica del programa de medidas de parámetros no conservativos como la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO) y conservativos como el Fósforo (P). Previo a la modelación hidro-económica, se hace un estudio detallado de las presiones e impactos de las masas de agua en la cuenca, donde se identifican las masas más contaminadas y que deban de aplicarse diferentes medidas tales como: Medidas Básicas (MB), Medidas de Reutilización para atender Demandas Consuntivas (MRDC) y Medidas Complementarias (MC), esto con el fin de que dichas masas alcancen OMA fijados por la DMA.

En la Figura. 4.1 se presenta un esquema conceptual simplificado de la metodología ACE-MHE propuesta donde el punto de partida es la identificación de Presiones, Impactos, ETI, definición de los OMA y estimación de la Brecha bajo el escenario tendencial al año 2015. Luego se hace un análisis de las medidas potenciales que se implementarían en la cuenca para cumplir con los OMA, incluyendo sus funciones de costes; posteriormente se pasa a la simulación de la cantidad de recursos hídricos en la cuenca mediante el SSD-Aquatool, esta información nos brinda los caudales circulantes en las diferentes masas de agua en estudio, para ser incorporados en el proceso de optimización de las medidas para alcanzar los OMA al menor coste, mediante la implementación de los Modelos Hidro-económicos (MHE), con estos se seleccionan la combinación de medidas que permiten cumplir los OMA, y se consolida el Programa de medidas para tal fin. El proceso puede ser iterativo hasta la selección del Programa de medidas que efectivamente cumplan con los OMA al menor coste.

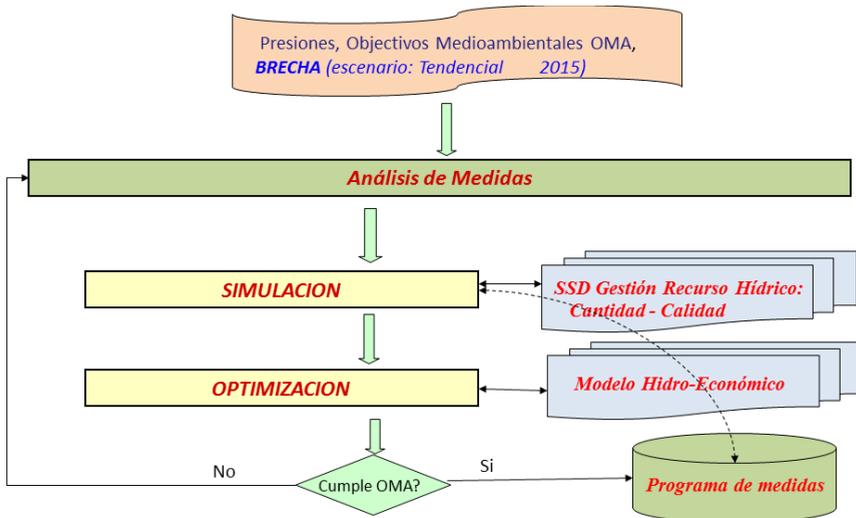


Figura. 4.1 Esquema conceptual simplificado de la Metodología ACE-MHE para alcanzar los OMA en cuencas hidrográficas

## **4.2 METODOLOGÍA GENERAL ACE-MHE PARA ALCANZAR OMA EN CUENCAS HIDROGRÁFICAS**

El propender por el buen estado de las masas de agua en una cuenca hidrográfica es un proyecto ambicioso que requiere de decisiones que seguramente conllevan grandes inversiones financieras, técnicas y operativas, las cuales han de estar soportadas en herramientas y estudios para lograr su diseño óptimo. Por lo anterior, en este estudio se presenta una metodología general ad-hoc integrando la gestión del recurso hídrico y el análisis económico para el control de la contaminación superficial a escala de cuenca, mediante herramientas económicas como el Análisis Coste-Eficacia (ACE) y Modelos HidroEconómicos, que permiten seleccionar la combinación de medidas para alcanzar dichos objetivos medioambientales (OMA) propuestos por la Directiva Marco europea del Agua (DMA) al menor coste.

Esta metodología con dicho enfoque integrado en la gestión de recursos hídricos a escala de cuenca, incluye aspectos de hidrología superficial en términos de cantidad y calidad del recurso hídrico; aspectos ambientales, donde el propósito es alcanzar los objetivos medioambientales (OMA) fijados por los gestores de cuenca, y considera aspectos económicos mediante la optimización económica de los costes que implican el control de la contaminación a escala de cuenca.

Dicha metodología se enmarca dentro de los lineamientos, metas y desafíos propuestos en la Directiva Marco europea del Agua (DMA), pero considerando que el objeto de estudio sobre el control de la contaminación presenta normalmente la misma problemática en la mayor parte de las cuencas en el mundo, esta metodología es potencialmente aplicable también a otras cuencas en otros continentes.

## 4.2.1 Enfoque conceptual de la Metodología General ACE-MHE

La aplicación de la metodología se desarrolla en diferentes fases con un enfoque selectivo de medidas que cumplan con dos condiciones fundamentales: las medidas seleccionadas deben lograr alcanzar el objetivo medioambiental impuesto en la restricción de calidad, y además dichas medidas deben ser las de menor coste. A continuación se listan dichas fases, las cuales serán descritas seguidamente, y se pueden observar en la Figura. 4.1:

Fase 1: Determinación de la “Brecha” entre los OMA y el estado tendencial

Fase 2: Análisis de las medidas

Fase 3: Simulación de la calidad del agua según combinación de medidas

Fase 4: Optimización hidro-económica de la combinación de medidas

Fase 5: Selección de medidas que cumplen OMA

Fase 6: Programa de medidas seleccionadas

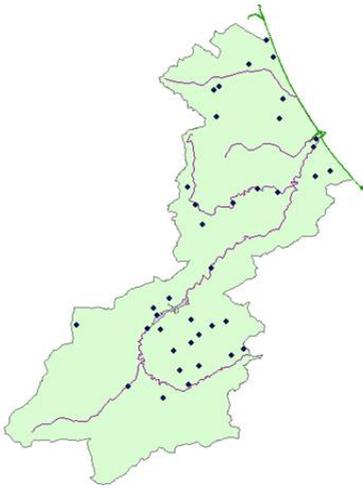
***Fase 1: Determinación de la “Brecha” entre los OMA y el estado tendencial.*** En la primera fase el objetivo principal es determinar la “Brecha” entre el estado ecológico actual de las masas de agua y los objetivos medioambientales (OMA) fijados en la cuenca de estudio. Para ello se parte de un estudio detallado sobre el estado ecológico actual de las masas de agua en la cuenca a estudiar (léase en estudios ambientales, la línea base del estado de calidad de las diferentes masas de agua). Dicho estudio identifica las presiones e impactos existentes sobre las masas de agua. Luego previa definición de los OMA, se establece la brecha de calidad del agua entre el escenario tendencial (situación en el caso de no intervenir con medidas la cuenca) y los OMA fijados por los gestores de cuenca. Esta brecha es proyectada al horizonte de tiempo para el cual se

ha proyectado el Plan de Cuenca. En el caso de la DMA se ha fijado cumplir los OMA para el año 2015.

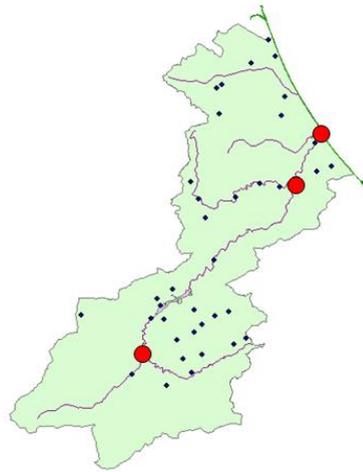
**Fase 2: Análisis de las medidas.** En la segunda fase de la metodología se estudian las posibles medidas que potencialmente alcancen los OMA fijados en la cuenca. Los aspectos que se deben considerar se relacionan a continuación:

**Catálogo de medidas:** Se conforma un catálogo de las medidas que mejoren la calidad del agua, estas pueden ser relacionadas con el tratamiento de aguas residuales, gestión en la demanda, gestión en la reducción de pérdidas, modernización de regadíos, reutilización de aguas regeneradas, entre otras. En el presente estudio se han implementado dos categorías de medidas, según la DMA y otras impartidas por instrumentos de planificación hidrológicos, orientados por las autoridades ambientales respectivas. Las medidas son las que corresponden a medidas básicas (MB) y medidas complementarias (MC). Las características de estas medidas serán descritas en el capítulo 5. En la Figura.4.2 se presenta un esquema de asignación de medidas en una cuenca hidrográfica.

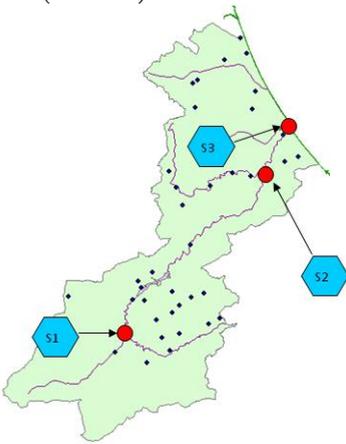
Figura.4.2 Esquema conceptual del procedimiento para asignación de medidas en la cuenca



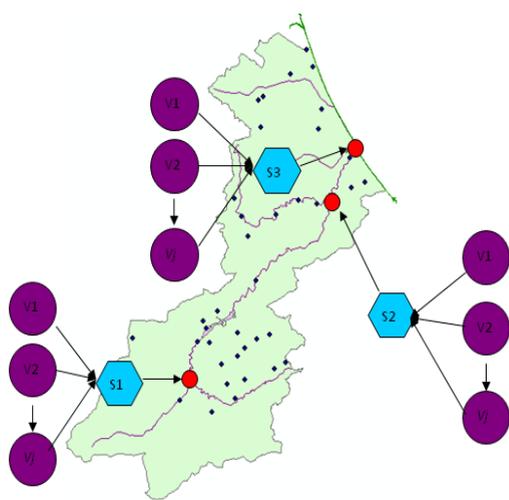
a) Localización vertidos 'Vn' (EDARs) en cuenca



b) Fijación de OMA en puntos de control en cuenca

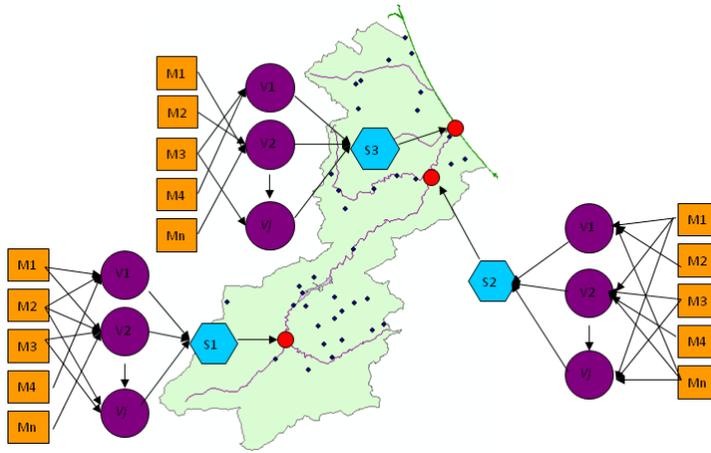


c) Localización de subcuencas 'Sn'



d) Identificación de vertidos 'Vn' en subcuencas

(Continuación Figura 4.2)



e) Combinación de medidas a las subcuencas

**Coste de medidas:** Cada medida debe tener su respectivo coste que permitirá hacer las combinaciones de estas que dentro de la optimización económica, permita encontrar una solución óptima al mínimo coste.

**Eficiencia Técnica:** Es necesario conocer la eficiencia técnica de cada medida como el incremento de caudal en las masas de agua, que influyen directamente en la reducción de las concentraciones por el proceso de dilución en ellas, lo cual reduce notablemente las presiones en forma directa en la masa de agua donde se incrementa el caudal, y genera una externalidad positiva sobre las masas aguas abajo.

**Combinación de medidas:** Permite encontrar un conjunto de medidas que permitan alcanzar los OMA fijados en la cuenca. En el caso de la DMA, si las medidas básicas MB no son suficientes incluyendo la reutilización de las aguas regeneradas por las EDARs, se debe pasar a medidas complementarias MC.

**Fase 3: Simulación de la calidad del agua según combinación de medidas.** En la tercera fase se realiza la simulación de la calidad del agua en las diferentes masas de agua superficial en la cuenca, de acuerdo a las medidas o combinación de medidas a testar para estudiar si cumplen los OMA. En esta fase se hace una detallada gestión del recurso hídrico tanto de la cantidad, como de la calidad, para esto se hace uso de Sistemas Soporte de Decisión (SSD) tales como SIMGES de AQUATOOL® (Andreu et al, 1996) o WEAP® (Sieber et al, 2007); los cuales permiten conocer detalladamente el comportamiento de caudales y concentraciones en las masas de agua de una cuenca ante cualquier combinación de medidas, y especialmente sirven para validar los resultados de cantidad y calidad obtenidos en el modelo hidro-económico aplicado a una cuenca determinada. Para la determinación de la oferta hídrica de la cuenca (cantidad del recurso hídrico), se puede utilizar modelos Lluvia- Escorrentía distribuidos como SIMPA (CEH-CEDEX), PATRICAL (IIAMA-UPV), en algunos modelos de este estudio se utilizó GEOIMPRESS (OPH-CHJ), que se apoya en SIG. Otros modelos Lluvia-Escorrentía agregados que podrían utilizarse en cuencas con limitación de información hidrológica, son por ejemplo el método del Soil Conservation Service (SCS, US), o el método de Témez.

**Fase 4: Optimización hidro-económica de la combinación de medidas.** En esta fase se hace uso de los modelos hidro-económicos los cuales utilizan la programación matemática lineal (LP) y no lineal (NLP) para optimizar el programa de medidas del parámetro de Demanda Biológica de Oxígeno (DBO), incorporando la variabilidad temporal para un periodo dado; mientras que para optimizar el programa de medidas para el parámetro de Fósforo (P), se utiliza programación matemática entera mixta (MIP) enfocada a la programación matemática “semiblanda” utilizando variables de activación y de holgura para la selección óptima de la combinación de medidas. Las herramientas de

programación matemática usadas han sido GAMS® (General Algebraic Modeling System). Los modelos hidro-económicos implementados para la DBO y P en esta metodología, se presentan en detalle al final de este capítulo en el apartado 4.4.

***Fase 5: Selección de medidas que cumplen OMA.*** El enfoque de ACE integrado con objetivos múltiples permite seleccionar en esta fase las medidas o combinación de medidas que pueden llegar a ser solamente medidas básicas MB o en algunos casos o masas de aguas que no alcancen los OMA, pasar a unas medidas complementarias MC. Estas medidas entre otras pueden ser: medidas de control de contaminación puntual (Depuradoras), gestión del sistema (caudales, garantías de suministro, control de demanda (modernización de regadíos) y reutilización de aguas regeneradas. En el caso de que no se alcance los OMA, se retorna el proceso al análisis de otras medidas de la Fase 2, y se continúa con el proceso de selección de medidas hasta cumplir los OMA en las diferentes masas de agua en la cuenca.

***Fase 6: Programa de medidas seleccionadas.*** Finalmente en esta fase se construye un Programa de medidas seleccionadas en la fase anterior, que serán las medidas que se implementarán en la cuenca con el propósito de alcanzar los OMA al menor coste en una cuenca, empleando el enfoque de ACE integrado con múltiples propósitos.

### **4.3 METODOLOGÍA DE OPTIMIZACIÓN DETALLADA PARA MEDIDAS MB Y MC**

A continuación se presentan dos metodologías de optimización usadas para alcanzar los OMA mediante la aplicación de medidas básicas

(MB) y medidas complementarias (MC). Estas dos metodologías de optimización desarrolladas son: optimización simultánea y optimización masa a masa. Ambas metodologías se han probado en algunas cuencas y subcuencas de la Demarcación Hidrográfica del Júcar, para probar su eficacia.

#### **4.3.1 Proceso de optimización con MB**

En este proceso de optimización se ha empleado programación matemática entera mixta (MIP). Se ha de definir una variable de activación para cada medida. Esta variable es de tipo binaria, es decir puede valer 0 ó 1. Cuando la variable vale 0, indica que la medida a la que hace referencia no se aplica, mientras que cuando la variable vale 1, indica que la medida a la que hace referencia si se aplica (Figura. 4.3).

Al aplicar MB cambiará la concentración del efluente de la EDAR de fósforo (P) o de Demanda Biológica de Oxígeno (DBO<sub>5</sub>) o de ambas, dependiendo del tipo de medida que se defina (función del estado de la masa de agua).

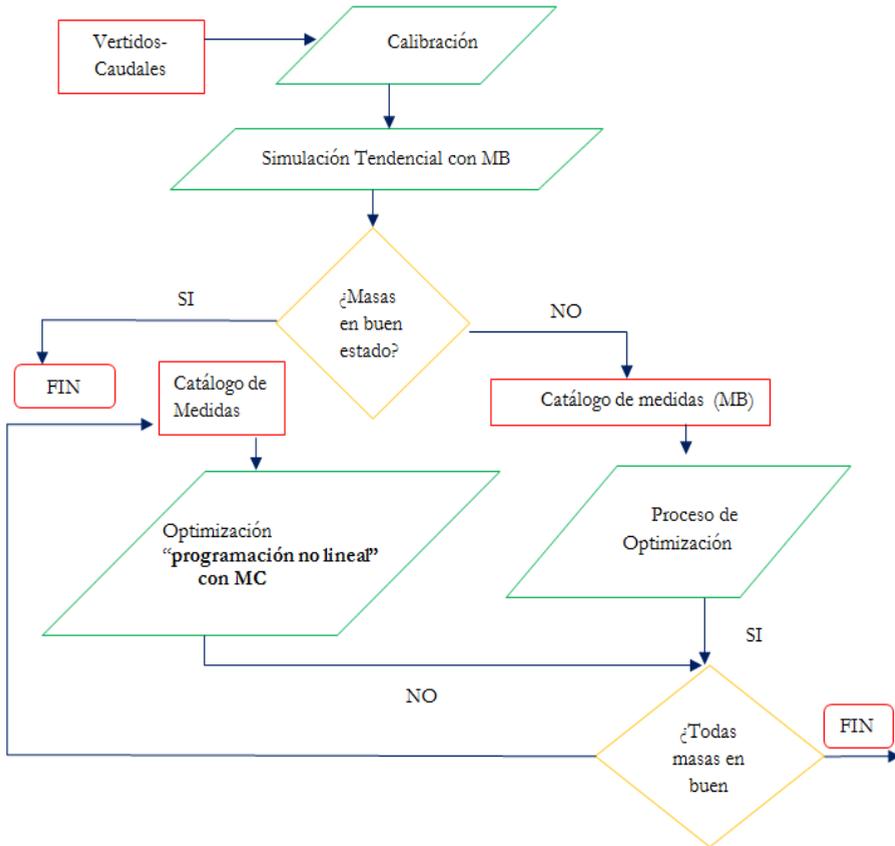


Figura. 4.3 Optimización Simultánea

Esta variación de concentración tiene que expresarse como función de las variables de activación, por ello se propone:

$$CEflMod = CEfl + v_{activación} \cdot (-CEfl + CEflmed) \quad (4-1)$$

Dónde:

$CEflMod$  Es el valor de la concentración del efluente en el proceso de optimización;

$CEfl$  Es el valor de la concentración del efluente sin aplicar medida;

$V_{\text{activación}}$  es la variable de activación;

*CEflmed* Es el valor que tomará la concentración del efluente si se aplica la medida.

Se hace necesaria la definición de variables de holgura, con el objetivo de que el modelo seleccione combinación de medidas MB aun cuando no cumpla las restricciones de alguna masa (restricciones “blandas”). Estas variables son de tipo binario y en el caso de que se activen penalizarán la función objetivo. En el presente estudio una variable de holgura activa penaliza a la función objetivo con el coste de 1.000.000 €.

Se han definido matrices de conectividad para identificar tanto los tramos que llegan a cada nudo como las EDARs asociadas a cada nudo. Estas matrices permiten fortalecer la variabilidad espacial del modelo, independiente de las cuencas y subcuencas que tenga el caso de estudio.

Al finalizar el proceso de optimización con MB puede ocurrir:

- Todas las masas cumplen con los objetivos ambientales, en este caso ha finalizado el análisis.
- Existen masas que no cumplen con los objetivos ambientales, que son aquellas masas en las que se han activado las variables de holgura. Hay que aplicar un nuevo proceso de optimización con medidas complementarias.

#### **4.3.2 Proceso de optimización con MC**

En este proceso de optimización se ha empleado programación matemática no lineal (NLP), desaparecen las variables binarias, por ello la

variable de activación de las medidas se convierte en un parámetro (Figura. 4.4):

```
PARAMETER act (mc)
/
mc1          1
mc2          1
/
```

Figura. 4.4 Parámetro GAMS

Se va a definir la variable positiva “Reut”, que en este tipo de medidas básicas corresponde a la variable de reutilización de las aguas regeneradas, esta variable tomará valores comprendidos entre 0 y 100% de reutilización. Por ejemplo si toma el valor 50 quiere decir que del volumen regenerado, que en el presente estudio será el 100% del volumen, se estará reutilizando el 50%.

Hay que expresar en función del porcentaje de reutilización, “Reut”, el caudal de vertido de las EDARs:

$$qEdarMod = qEdar + (-qEdar + (1 - (Reut/100)) * qEdar) * ACT \quad (4-2)$$

Dónde:

$qEdarMod$  es el valor del caudal del efluente en el proceso de optimización;

$qEdar$  es el valor del caudal del efluente sin aplicar medida;

$ACT$  es el parámetro de activación, y

$Reut$  es el porcentaje de volumen reutilizado.

También hay que expresar los caudales circulantes por el río y sus afluentes como función del porcentaje de reutilización. A parte de las matrices de conectividad definidas en el modelo de optimización de MB, se han de definir otras matrices de conectividad para modelar el efecto que la variación del caudal de vertido de una EDAR produce aguas abajo.

Al aplicar el modelo a un sistema de recursos hídricos, puede obtenerse que el problema no tenga solución con la aplicación de todas las posibles medidas básicas (MB). En este caso se requiere una post-optimización.

### **4.3.3 Proceso de post-optimización con MC**

Para realizar la post-optimización hay que emplear tanto el modelo de optimización con MC como el modelo de optimización con MB (Ver Figura. 4.5).

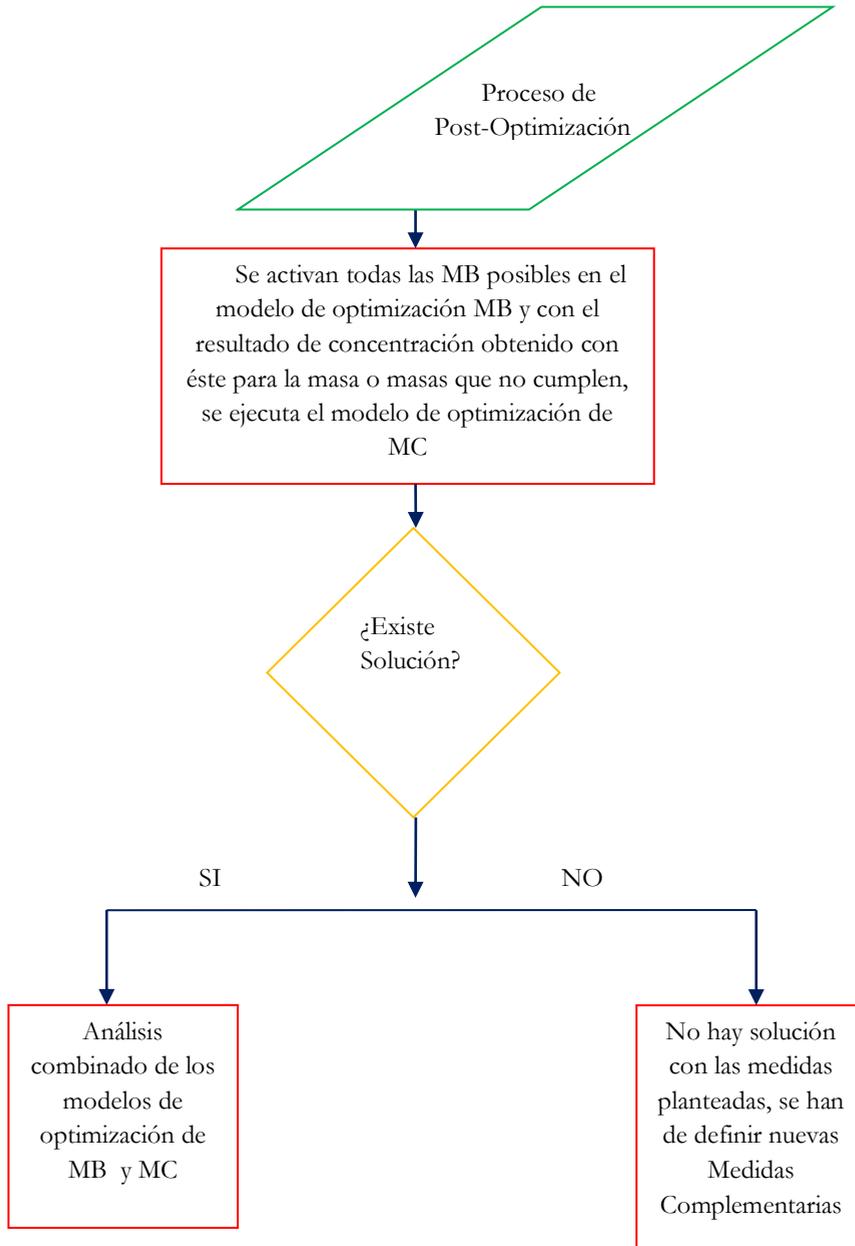


Figura. 4.5 Proceso de Post-Optimización

Para realizar el análisis combinado de los modelos de optimización de MB y MC se seguirán los siguientes pasos:

- Paso 1: se simula el efecto de cada una de las MB que no forman parte de la combinación de medidas óptima que permite que el resto de masas del sistema cumpla con los objetivos ambientales de la DMA.
- Paso 2: se obtiene un ordenamiento de las medidas ( $m_1 \dots m_n$ ) con el criterio de mayor a menor efecto sobre la masa o masas que no cumplen con los objetivos ambientales.
- Paso 3: se comienza a simular con el modelo de optimización MB el efecto conjunto de la medida de orden 1 con la combinación de medidas óptima que permite que el resto de masas del sistema cumpla con los objetivos ambientales de la DMA.
- Paso 4: con el valor de la concentración obtenido de la simulación anterior para la masa o masas que no cumplen los objetivos ambientales, se ejecuta el modelo de optimización MC. Si se obtiene solución fin del análisis, sino vuelve a realizarse una nueva simulación con las medidas de orden 1 y orden 2, y así sucesivamente.

En este análisis no se toma el criterio de ordenar las medidas por su coste, sería de menor a mayor, ya que se ha comprobado que con este criterio puede no obtenerse la solución óptima especialmente en términos del menor coste de combinación de medidas.

#### 4.4 MODELOS HIDRO-ECONÓMICOS PARA LA DBO Y P

Para optimizar el programa de medidas de los parámetros de DBO y Fósforo (P) en estos modelos hidro-económicos se utiliza programación matemática entera mixta (MIP) y programación matemática no lineal (NLP), utilizando variables de activación y de holgura para la selección óptima de la combinación de medidas. El lenguaje de programación matemática utilizado es el GAMS®.

En el modelo Hidro-Económico de gestión y control tanto de la DBO como el Fósforo (P), para el proceso de modelización y optimización del problema en la cuenca en estudio, se ha realizado un análisis espacial a escala de subcuencas donde fue necesario subdividir la cuenca hidrográfica del río Serpis, en una cuenca principal y cuatro subcuencas a saber: como Cuenca principal tenemos el río Serpis y como subcuencas se encuentra las siguientes: Subcuenca río Valleseta, Subcuenca río Agres, Subcuenca Barranco la Encantada y la Subcuenca del río Bernisa. Con el fin de ilustrar el proceso de modelización y optimización del problema a escala espacial por subcuencas, en la Figura. 4.6 se presenta el esquema de la cuenca del Serpis. El incluir subcuencas dentro de la optimización, permite alcanzar un mayor grado de detalle en el modelo y a su vez garantiza que los vertidos más representativos, sean tenidos en cuenta, y de esta forma alcanzar los objetivos de calidad del agua en cada una de las masas de la cuenca.

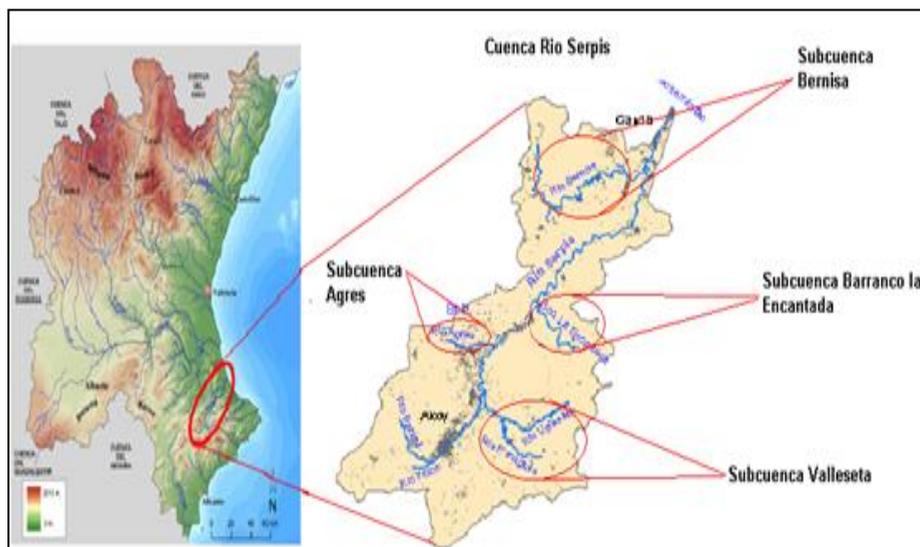


Figura. 4.6 Esquema general de la cuenca del río Serpis, con subcuencas

En cuanto a las variables de Activación y de Holgura en estos modelos hidro-económicos, las primeras permiten optimizar el número de medidas que se deben activar para alcanzar con los objetivos de calidad a escala de cuenca, mientras las otras variables de holgura, se utilizan para relajar dicho objetivo medioambiental y permitir que una masa alcance estos objetivos de calidad, siendo estas últimas variables un artificio matemático dentro del modelo.

En la Figura. 4.7 se presenta un esquema conceptual del Modelo Hidro-Económico para DBO y Fósforo. En la Figura.4.8, se presenta un diagrama de flujo o de procesos para la modelación Hidro-Económico de Gestión de la contaminación para el DBO y Fósforo en cuencas hidrográficas, para el desarrollo de estos modelos se ha seguido el siguiente proceso utilizando como herramienta principal GAMS y como apoyo al almacenamiento, gestión y simulación de los datos otras

herramientas como EXCEL<sup>®</sup>, AQUATOOL (Andreu et al, 1996), ArcGis<sup>®</sup> y GeoImpress (OPH-CHJ).

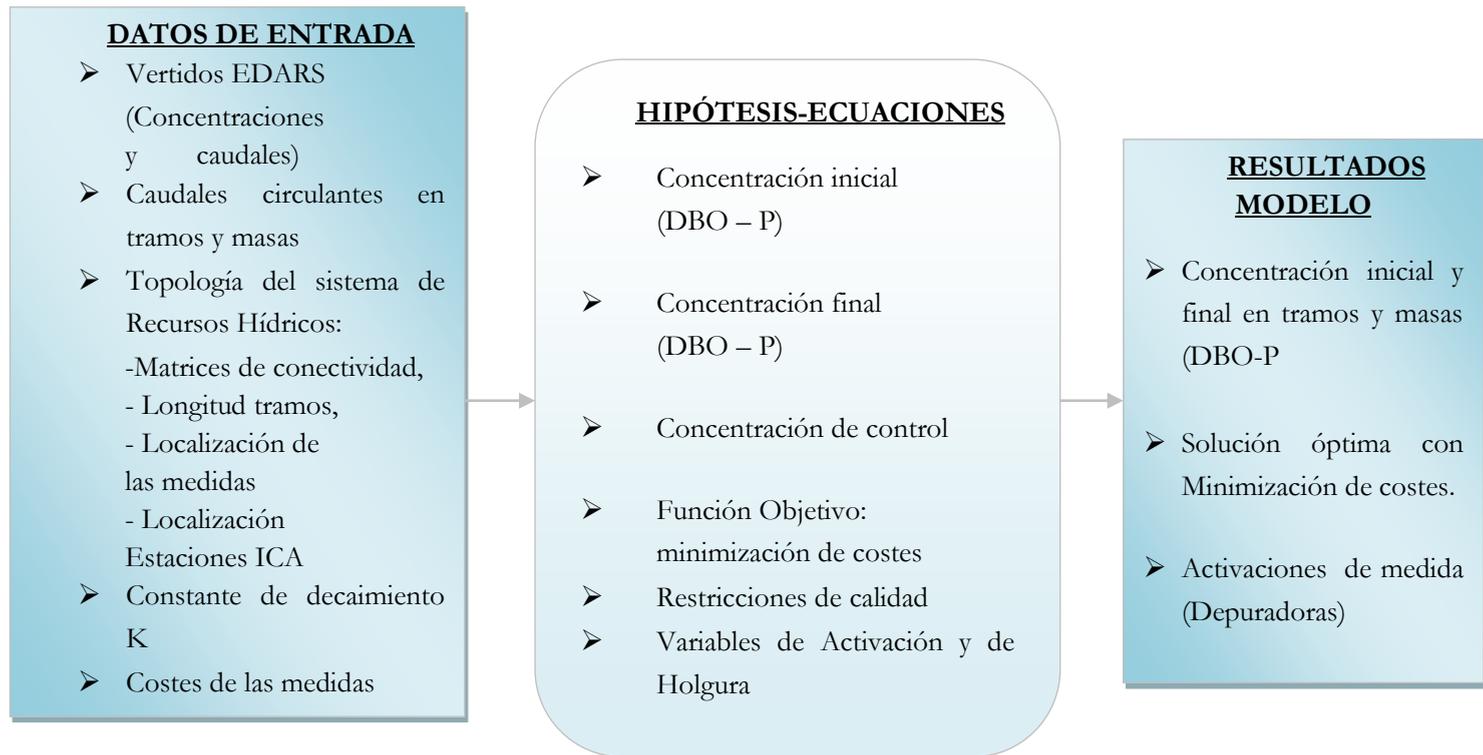


Figura. 4.7 Esquema conceptual del modelo hidro-económico para DBO5 y Fósforo.

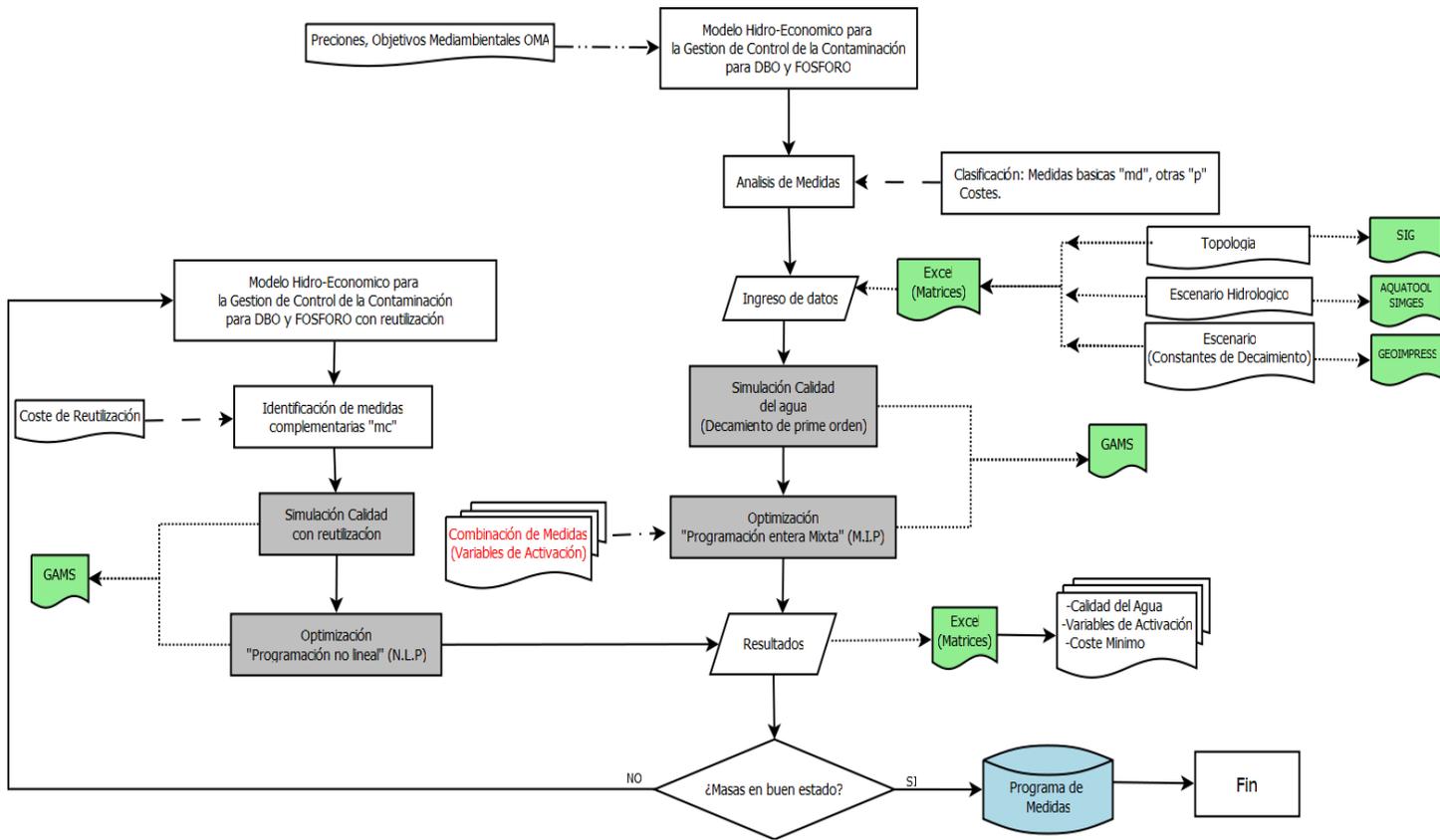


Figura.4.8 Diagrama de flujo, proceso de ejecución y análisis del Modelo Hidro-Económico

En la Figura.4.8 se muestra el proceso de ejecución y análisis del Modelo Hidro-Económico, para su optimización del programa de medidas de los parámetros de DBO y Fósforo. Como se ha mencionado el lenguaje de programación matemática ha sido en GAMS, apoyado con la Hoja de cálculo Excel para las entradas y salidas de la información. En esta, primero se deben definir qué datos se ingresan (Matrices de conectividad, caudales circulantes, localización de las EDAR, etc.), posteriormente se ejecutara el modelo en GAMS, donde se realiza la simulación de la calidad del agua mediante la Optimización con Programación Entera Mixta (MIP), si la solución presenta fallo se realizara una calibración en diferentes tramos de las masas del río en estudio; cuando se presenta SOLUCION OPTIMA, se procede a realizar los distintos análisis complementarios como son: Análisis de objetivos de calidad(concentración final en los diferentes tramos de las masas), análisis de sensibilidad, análisis de escenarios sintéticos, restricciones probabilísticas y precios sombra.



## **CAPÍTULO 5**

### **CARACTERIZACIÓN DE MEDIDAS**

Para realizar el análisis de optimización las medidas deberán ser caracterizadas en términos de coste y eficacia. Se va a realizar una clasificación de las medidas, distinguiéndose: Medidas Básicas según Directiva 91/271/CEE, Medidas de Reutilización para atender la demanda consuntiva y Medidas Complementarias.

#### **5.1 TIPOS DE MEDIDAS**

##### **5.1.1 Medidas Básicas (MB)**

Éstas son las medidas necesarias para garantizar el cumplimiento de los objetivos establecidos en la normativa comunitaria sobre protección del agua que se recoge en el anexo III del Reglamento de Planificación Hidrológica (MMA, 2007), en adelante RPH, concretamente se ha trabajado con la Directiva 91/271/CEE, de 21 de mayo de 1991, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas.

También son de aplicación obligatoria medidas de reutilización para atender demandas consuntivas (MRDC).

### 5.1.2 Medidas Complementarias (MC)

Son aquellas que en cada caso deban aplicarse con carácter adicional para la consecución de los objetivos medioambientales o para alcanzar una protección adicional de las aguas. Se contemplan en los artículos 55 a 60 del RPH. En el presente estudio se han considerado los siguientes tipos de medidas: Medidas de Mejora de Vertido, Medidas de Mejora Intensiva de Vertido y Medidas de Reducción de Vertido. Tanto las Medidas de Mejora de Vertido como las de Mejora Intensiva de Vertido consisten en la reducción de concentración de DBO<sub>5</sub> y/o fósforo del efluente de las EDARS según diferentes criterios. Según la Guía Técnica para la Caracterización de Medidas (MARM, 2009) las Medidas de Reducción de Vertido.

- *Tratamiento de regeneración:* Se aplicará un tipo 2, ya que en el sistema de explotación Júcar el agua reutilizada va destinada principalmente al uso agrícola, y este tratamiento es apto para tal uso. Éste tratamiento tipo 2 consiste en: tratamiento físico-químico con decantación, filtración y desinfección mediante rayos ultravioleta.
- *Balsa de agua.* Se aplicará el diseño de balsa propuesto en la Guía Técnica (véase Figura. 5.1)

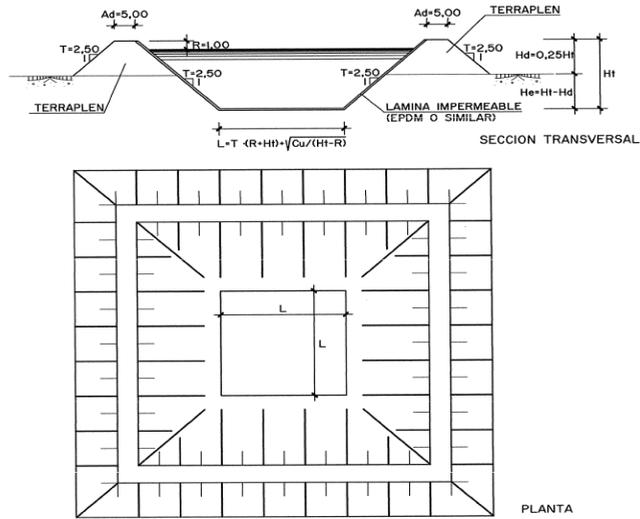


Figura. 5.1 Sección tipo de balsa  
(Fuente: MARM, 2009)

- *Equipos de bombeo.*
- *Conducciones.* Se aplicará el diseño propuesto en la Guía Técnica (Tabla 5.1 y Figura. 5.2):

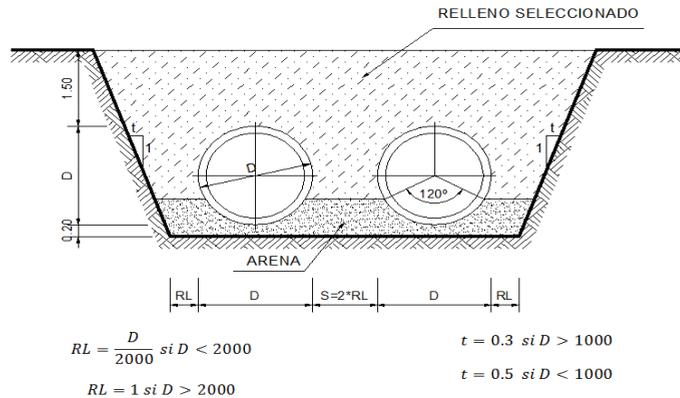


Figura. 5.2 Sección tipo conducción  
(Fuente: MARM, 2009)

Tabla 5.1 Parámetros de diseño de sección tipo

Parámetro	Valor
Talud de excavación (t/1)	0.3 si D>1000 mm 0.5 si D<1000 mm
Material de la cama de apoyo	Arena
Espesor de la cama de apoyo (m)	0.20
Ángulo de apoyo	120°
Recubrimiento superior (m)	1.50
Recubrimiento lateral (RI)	1.00 m si D>2000 mm D(mm)/2000 si D<2000 mm
Separación entre tuberías en su caso	2 x RI

(Fuente: MARM, 2009)

## 5.2 EFECTO DE LAS MEDIDAS SOBRE LAS PRESIONES

Los efectos de las medidas sobre las presiones dependerán del tipo de medida aplicada. Se adopta el siguiente protocolo:

- Al aplicarse las **Medidas Básicas** (MB) la concentración de DBO<sub>5</sub> y fósforo del efluente de las EDARS tomará los siguientes valores (Tabla 5.2):

Tabla 5.2 Valores de DBO5 y P para MB

Parámetro	Concentración	Aplicación
DBO <sub>5</sub>	25 $\left(\frac{mgO_2}{l}\right)$	Todas zonas
DBO <sub>5</sub>	20 $\left(\frac{mgO_2}{l}\right)$	Zonas sensibles

(Continuación Tabla 5.2)

Parámetro	Concentración	Aplicación
P	1-2 $\left(\frac{mg}{l}\right)$ según h.e.	Zonas sensibles
P	$C_{\text{efluente}}$	Todas zonas

(Fuente: Consejo Unión Europea, 1991)

- Al aplicarse **Medidas de Reutilización para Demanda Consuntiva** la concentración de DBO<sub>5</sub> y fósforo<sup>1</sup> del efluente de las EDARS tomará los siguientes valores (Tabla 5.3):

Tabla 5.3 Valores de DBO<sub>5</sub> y P para MRDC

Parámetro	Concentración	Aplicación
DBO <sub>5</sub>	20 $\left(\frac{mgO_2}{l}\right)$	Todas zonas
P	1-2 $\left(\frac{mg}{l}\right)$ según h.e.	Zonas sensibles
P	$C_{\text{efluente}}$	Todas zonas

- Al aplicarse las **Medidas Complementarias** del tipo **Mejora de Vertido** la concentración de DBO<sub>5</sub> y fósforo<sup>2</sup> del efluente de las EDARS tomará los siguientes valores (Tabla 5.4):

Tabla 5.4 Valores de DBO<sub>5</sub> y P para MC tipo Mejora de Vertido

Parámetro	Concentración	Aplicación
DBO <sub>5</sub>	20 $\left(\frac{mgO_2}{l}\right)$	Todas zonas
P	1-2 $\left(\frac{mg}{l}\right)$ según h.e.	Todas zonas

<sup>1</sup> Estos valores se han seleccionado porque son técnicamente viables y son razonables para cumplir con los objetivos de DMA en las masas de agua.

<sup>2</sup> Estos valores se han seleccionado porque son técnicamente viables y son razonables para cumplir con los objetivos de DMA en las masas de agua.

- Al aplicarse las **Medidas Complementarias** del tipo **Mejora Intensiva de Vertido** la concentración de DBO<sub>5</sub> y fósforo<sup>3</sup> del efluente de las EDARS tomará los siguientes valores (Tabla 5.5):

Tabla 5.5 Valores de DBO5 y P para MC tipo Mejora Intensiva de Vertido

Parámetro	Concentración	Aplicación
DBO <sub>5</sub>	20 $\left(\frac{mgO_2}{l}\right)$	Todas zonas
P	1 $\left(\frac{mg}{l}\right)$	Todas zonas

- Al aplicarse las **Medidas Complementarias** del tipo **Reducción de Vertido** la concentración de DBO<sub>5</sub> y fósforo<sup>4</sup> del efluente de las EDARS tomará los siguientes valores (Tabla 5.6 y Tabla 5.7):

Tabla 5.6 Valores de DBO5 y P para MC tipo Reducción de Vertido. Opción 1

Parámetro	Concentración	Aplicación
DBO <sub>5</sub>	20 $\left(\frac{mgO_2}{l}\right)$	Todas zonas
P	1-2 $\left(\frac{mg}{l}\right)$ según h.e.	Todas zonas

Tabla 5.7 Valores de DBO5 y P para MC tipo Reducción de Vertido. Opción 2

Parámetro	Concentración	Aplicación
DBO <sub>5</sub>	20 $\left(\frac{mgO_2}{l}\right)$	Todas zonas
P	1 $\left(\frac{mg}{l}\right)$	Todas zonas

---

<sup>3</sup> Estos valores se han seleccionado porque son técnicamente viables y son razonables para cumplir con los objetivos de DMA en las masas de agua.

<sup>4</sup> Estos valores se han seleccionado porque son técnicamente viables y son razonables para cumplir con los objetivos de DMA en las masas de agua.

Tanto las Medidas Básicas como las Medidas de Reutilización para Demanda Consuntiva son de obligatorio cumplimiento, luego no intervienen en el Análisis de Optimización.

### 5.3 COSTES DE LAS MEDIDAS

Para valorar económicamente las medidas serán empleadas diferentes expresiones en función del tipo de medida considerada, según la clasificación desarrollada en el apartado 5.1.

#### 5.3.1 Coste de las Medidas básicas Directiva Marco Europea del Agua (MB)

Para este tipo de medidas se aplicarán tanto La Guía Técnica como Tomo I del curso” Tratamiento de aguas residuales del CEDEX” (CEDEX, 2004). Dentro de este grupo de medidas se distinguen dos tipos de medidas: las que consisten en adaptar el tratamiento existente para eliminación de nutrientes y las que consisten en eliminación de nutrientes y reducción de materia orgánica.

1. Para estimar el **coste de instalación** se aplicarán diferentes expresiones en función de si se trata de una medida para eliminación de nutrientes o para eliminación de nutrientes y materia orgánica:

- Eliminación de nutrientes, se toma la decisión de aplicar la vía biológica. La expresión a aplicar será función del tratamiento existente en la EDAR. En el caso de aireación prolongada, las actuaciones necesarias para eliminar fósforo son mínimas,

pudiéndose evaluar el coste como el 10% del correspondiente a una nueva planta para el mismo número de habitantes equivalentes. El coste de la nueva planta puede estimarse con la siguiente expresión:

$$I = 9089,3 \cdot x^{0,6081} \quad (5-1)$$

Donde I es inversión en euros; x es número de habitantes equivalentes.

En caso de que la EDAR no esté dotada de un tratamiento de aireación prolongada, podrán aplicarse las siguientes expresiones (véase Tabla 5.8 y Figura. 5.3):

**Tabla 5.8 Costes de inversión para eliminación de nutrientes**

Actuación	Inversión (euros)
Tª Agua residual 16°C	$23,69 \cdot X^{0,8713}$
Tª Agua residual 14°C	$43,34 \cdot X^{0,8713}$
Valor intermedio (se desconoce Tª)	$33,73 \cdot X^{0,8713}$

(Fuente: MARM, 2009).

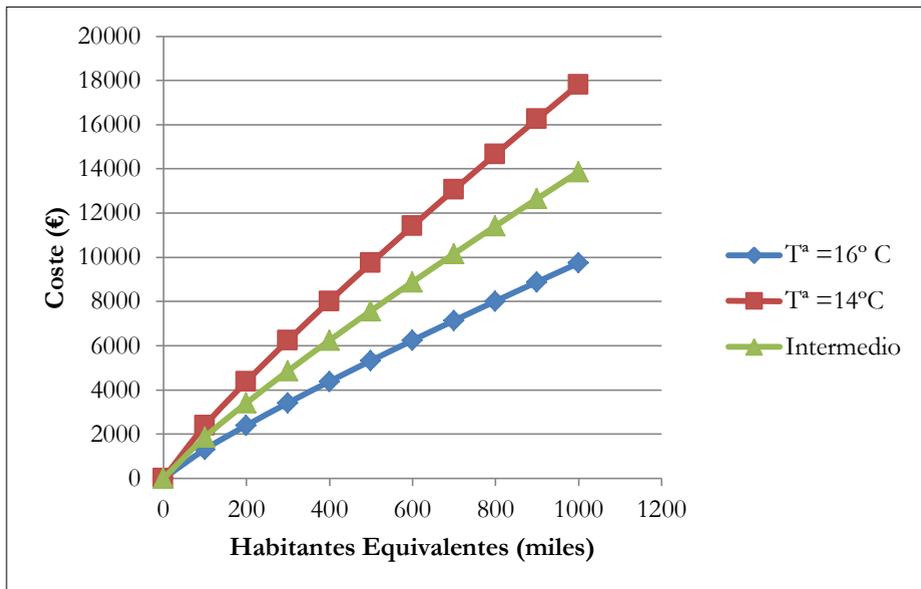


Figura. 5.3 Costes de inversión para eliminación de nutrientes  
(Fuente: MARM, 2009)

- Eliminación de nutrientes y reducción de materia orgánica (DBO<sub>5</sub>).  
En este caso se aplicarán las expresiones de la Guía Técnica, que han sido obtenidas del estudio de una serie de casos reales. El coste es función de los habitantes equivalentes (Tabla 5.9):

Tabla 5.9 Costes de inversión para DBO<sub>5</sub> y nutrientes.

Tecnología	Habitantes Equivalentes	Coste
Aireación prolongada	<50000	$I = 9089,3 \cdot x^{0,6081}$
Lechos bacterianos	<10000	$I = 24979 \cdot x^{0,4492}$
Extensivos (lagunaje)	<10000	$I = 1261,9 \cdot x^{0,7669}$
Extensivos (humedal)	<2000	$I = 1261,9 \cdot x^{0,7669}$

(Continuación Tabla 5.9)

Tecnología	Habitantes Equivalentes	Coste
Fangos activos con digestión anaerobia	>50000	$I = 1242,3 \cdot x^{0,77271}$

(Fuente: MARM, 2009).

2. Para estimar el **coste de explotación y mantenimiento**, se aplicarán las siguientes expresiones:

- Eliminación de nutrientes. Según la Guía Técnica, se puede estimar este coste como un 20 % con respecto al de instalación en servicio. El coste de instalación en servicio se estima en  $0,22 \frac{\text{€}}{\text{m}^3}$ , según “Tomo I del curso Tratamiento de aguas residuales” del CEDEX (Tabla 5.10).

**Tabla 5.10 Costes por etapas de instalación en servicio**

Concepto	Coste $\frac{\text{€}}{\text{m}^3}$	Coste %
Personal	0,06	30
Energía	0,06	30
Residuos	0,03	16
Mantenimiento	0,02	12
Reactivos	0,01	7
Varios	0,01	6
<b>Total</b>	<b>0,220</b>	<b>100</b>

(Fuente: CEDEX, 2004)

- Eliminación de nutrientes y reducción de materia orgánica (DBO<sub>5</sub>). En este caso se aplicarán las expresiones de la Guía Técnica, que han sido obtenidas del estudio de una serie de casos reales. El coste es función de los habitantes equivalentes (Tabla 5.11).

Tabla 5.11 Costes de explotación y mantenimiento para DBO5 y nutrientes

Tecnología	Habitantes Equivalentes	Coste (€)
Aireación prolongada	<50000	$E = 13,593 \cdot x + 65666$
Lechos bacterianos	<10000	$E = 3670,1 \cdot x^{0,30412}$
Fangos activos con digestión anaerobia	>50000	$E = 6055,1 \cdot x^{0,4606}$

(Fuente: MARM, 2009).

3. Finalmente se estimará la **vida útil**:

- Eliminación de nutrientes. Según la Guía Técnica, tiene una vida útil de 20 años.
- Eliminación de nutrientes y reducción de materia orgánica (DBO<sub>5</sub>). Según la Guía Técnica, tiene una vida útil de 20 años. Una vez estimados todos los valores definidos con anterioridad, el coste anual equivalente (CAE) se puede calcular directamente a partir del VAN como:

$$CAE = VAN \cdot \frac{r \cdot (1+r)^n}{(1+r)^n - 1} \quad (5-2)$$

Donde VAN es el valor (coste en este caso) actual neto de la medida,

$$VAN = I + \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{(1+r)^i} \quad (5-3)$$

Siendo  $C_i$  la serie temporal de costes de operación, e I el coste de inversión al inicio.

Si los costes anuales de explotación y mantenimiento son constantes (CAO), entonces el CAE se puede definir como:

$$CAE = \frac{r \cdot (1+r)^n}{(1+r)^n - 1} \cdot I + CAO \quad (5-4)$$

Donde r es tasa de descuento y n es la vida útil.

### 5.3.2 Coste de Medidas Complementarias tipo Reducción de Vertido. Versión completa<sup>5</sup>

El coste de las medidas se expresará como coste anual equivalente, para su cálculo será necesario calcular previamente: coste de instalación, coste de operación y mantenimiento y vida útil.

1. Para estimar el **coste de instalación** se aplicarán diferentes expresiones para cada uno de los componentes del tratamiento de reutilización de aguas residuales:

- Tratamiento de regeneración. Según la Guía Técnica (MARM, 2009), el coste de inversión queda acotado entre 28 y 48 €/m<sup>3</sup>/día). Estos valores se han obtenido a partir del coste de cada etapa (Tabla 5.12):

Tabla 5.12 Costes de instalación por etapa del tratamiento de regeneración

Etapa	Coste (€/m <sup>3</sup> /día)
Físico-químico con decantación	18-25
Filtración	5-11

---

<sup>5</sup> En los procedimientos de cálculo se han empleado tanto la versión completa como la simplificada, indicándose en cada uno de los casos.

(Continuación Tabla 5.12)

Etapa	Coste (€/m <sup>3</sup> /día)
Desinfección mediante ultravioleta	3-9
Desinfección de mantenimiento	1-2

(Fuente: MARM, 2009)

- Balsas de agua. Para realizar la valoración del coste (véase Figura. 5.4) de instalación de la balsa necesaria para acumular el volumen reutilizado se ha empleado la siguiente expresión:

$$y = -5 \cdot 10^{-12} \cdot x^2 + 1,43 \cdot 10^{-5} \cdot x + 0,591 \quad (5-5)$$

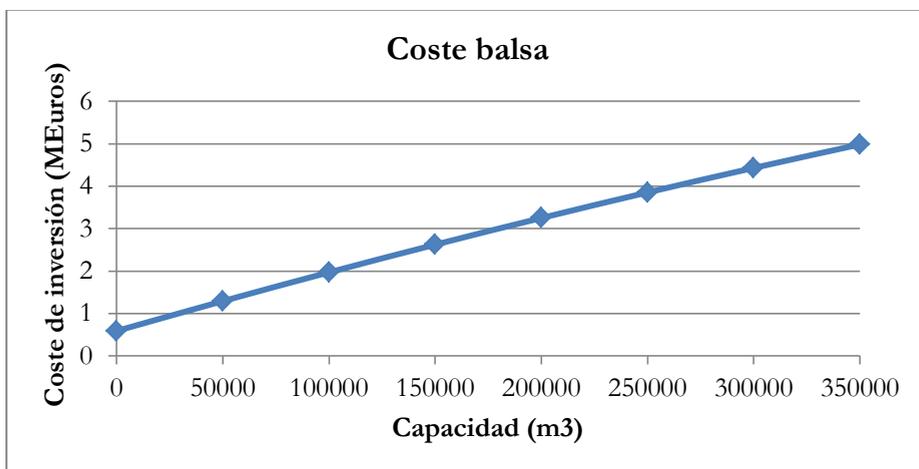


Figura. 5.4 Costes de instalación balsa

Fuente: MARM, 2009)

- Equipos de bombeo. En este caso la valoración quedará representada en función del caudal de diseño y del salto neto de elevación. La función de coste propuesta procede de la actualización de la incluida en la Documentación Técnica del Plan Hidrológico Nacional. La ecuación es:

$$I = -3.3 \cdot 10^{-7} \cdot (q \cdot h)^2 + 0.01373 \cdot q \cdot h + 0.719 \quad (5-6)$$

Donde I es coste de inversión (millones de euros), h es salto neto de la elevación (m) y q es caudal de diseño ( $m^3/s$ ).

Conducciones. La valoración de estas obras se va a realizar por metro lineal (véase Tabla 5.13), siendo el caudal de diseño la única variable que interviene en la ecuación. En función del caudal de diseño, se aplicarán distintas expresiones:

Tabla 5.13 Costes de instalación por etapa del tratamiento de regeneración.

Caudales ( $\frac{m^3}{s}$ )	Material	Diámetro (mm)	Coste (€/m)
0,006-0,075	PVC	110-315	$435,16 \cdot Q^{0.4435}$
0,075-2,00	Fundición Dúctil	300-1200	$471,72 \cdot Q^{0.3850}$
2,00-12,50	Acero(1 tubo)	1118-2540	$534,04 \cdot Q^{0.5596}$
12,50-25,00	Acero(2 tubos)	1118-2540	$681,92 \cdot Q^{0.5808}$
25,00-37,50	Acero (3 tubos)	1118-2540	$799,40 \cdot Q^{0.5834}$
37,50-50,00	Acero (4 tubos)	1118-2540	$895,82 \cdot Q^{0.5848}$

(Fuente: MARM, 2009)

2. Para estimar el **coste de explotación y mantenimiento**, se aplicarán las siguientes expresiones:

- Tratamiento de regeneración: Según la Guía Técnica, el coste de explotación y mantenimiento queda acotado entre 0.06 y 0.09 €/ m<sup>3</sup> producido.
- Balsas de agua: Estos costes se estiman en una cuantía fija anual del 1.2% del coste de inversión.
- Equipos de bombeo: Estos costes se estiman en una cuantía fija anual del 1.2% del coste de inversión.

- Conducciones: Estos costes se estiman en una cuantía fija anual del 1.2% del coste de inversión.

3. Finalmente se estimará la **vida útil**, que también será función del componente considerado:

- Tratamiento de regeneración: Según la Guía Técnica, tiene una vida útil de 15 años.
- Balsas de agua: Según la Guía Técnica, tiene una vida útil de 50 años.
- Equipos de bombeo: Según la Guía Técnica, tiene una vida útil de 25 años.
- Conducciones: Según la Guía Técnica, tiene una vida útil de 25 años.

### **5.3.3 Coste de Medidas Complementarias tipo Reducción de Vertido. Versión simplificada (CHJ) <sup>6</sup>**

La diferencia que existe entre esta versión y la completa consiste en la estimación de la vida útil, adoptando ésta un valor promedio de 25 años.

---

<sup>6</sup> En los procedimientos de cálculo se ha empleado tanto la versión completa como la versión reducida, indicándose en cada uno de los casos.

### 5.3.4 Coste de las Medidas Complementarias tipo Mejora de Vertido y Mejora Intensiva de Vertido. Versión Completa

Para estimar el coste tanto de las Medidas Mejora de Vertido como de las medidas Mejora Intensiva de Vertido se van a emplear las mismas expresiones, ya que estos dos tipos de medidas son excluyentes. A su vez se pueden distinguir dos tipos de medidas: las que consisten en adaptar el tratamiento existente para la eliminación de nutrientes y las que consisten en eliminación de nutrientes y reducción de materia orgánica.

1. Para estimar el **coste de instalación** se aplicarán diferentes expresiones en función de si se trata de una medida para eliminación de nutrientes o para eliminación de nutrientes y materia orgánica:

Eliminación de nutrientes: se toma la decisión de aplicar la vía biológica. La expresión a aplicar será función del tratamiento existente en la EDAR. En el caso de aireación prolongada, las actuaciones necesarias para eliminar fósforo son mínimas, pudiéndose evaluar el coste como el 10% del correspondiente a una nueva planta para el mismo número de habitantes equivalentes. El coste de la nueva planta puede estimarse con la siguiente expresión:

$$I = 9089,3 \cdot x^{0,6081} \quad (5-7)$$

Donde I es inversión en euros; x es número de habitantes equivalentes.

En caso de que la EDAR no esté dotada de un tratamiento de aireación prolongada, podrán aplicarse las siguientes expresiones (véase Tabla 5.14 y Figura. 5.5) :

Tabla 5.14 Costes de inversión para eliminación de nutrientes

Actuación	Inversión (euros)
T <sup>a</sup> Agua residual 16°C	$23,69 \cdot X^{0,8713}$
T <sup>a</sup> Agua residual 14°C	$43,34 \cdot X^{0,8713}$
Valor intermedio (se desconoce T <sup>a</sup> )	$33,73 \cdot X^{0,8713}$

(Fuente: MARM, 2009)

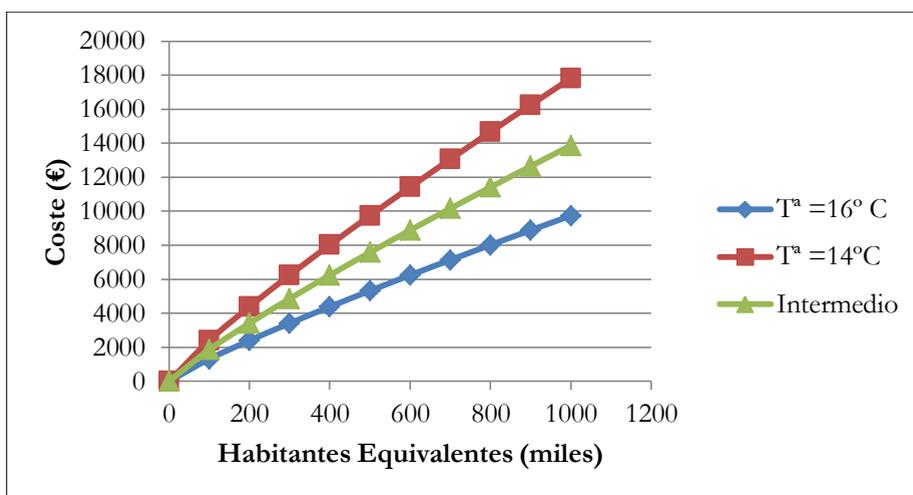


Figura. 5.5 Inversión para eliminación de nutrientes

(Fuente: MARM, 2009)

- Reducción de materia orgánica (DBO<sub>5</sub>): En este caso se aplicarán las expresiones de la Guía Técnica, que han sido obtenidas del estudio de una serie de casos reales. El coste es función de los habitantes equivalentes (Tabla 5.15):

Tabla 5.15 Costes de inversión para DBO

Tecnología	Habitantes Equivalentes	Coste
Aireación prolongada	<50000	$I = 9089,3 \cdot x^{0,6081}$
Lechos bacterianos	<10000	$I = 24979 \cdot x^{0,4492}$
Extensivos (lagunaje)	<10000	$I = 1261,9 \cdot x^{0,7669}$
Extensivos (humedal)	<2000	$I = 1261,9 \cdot x^{0,7669}$
Fangos activos con digestión anaerobia	>50000	$I = 1242,3 \cdot x^{0,77271}$

(Fuente: MARM, 2009)

2. Para estimar el **coste de explotación y mantenimiento**, se aplicarán las siguientes expresiones:

- Eliminación de nutrientes: Según la Guía Técnica, se puede estimar este coste como un 20 % con respecto al de instalación en servicio.
- Reducción de materia orgánica (DBO<sub>5</sub>): En este caso se aplicarán las expresiones de la Guía Técnica, que han sido obtenidas del estudio de una serie de casos reales. El coste es función de los habitantes equivalentes (Tabla 5.16).

Tabla 5.16 Costes de explotación y mantenimiento para DBO<sub>5</sub> y nutrientes

Tecnología	Habitantes Equivalentes	Coste (€)
Aireación prolongada	<50000	$E = 13,593 \cdot x + 65666$
Lechos bacterianos	<10000	$E = 3670,1 \cdot x^{0,30412}$
Fangos activos con digestión anaerobia	>50000	$E = 6055,1 \cdot x^{0,4606}$

(Fuente: MARM, 2009)

3. Finalmente se estimará la **vida útil**:

Según la Guía Técnica, este tipo de medidas tienen una vida útil de 20 años.

### 5.3.5 Coste de las Medidas Complementarias tipo Mejora de Vertido y Mejora Intensiva de Vertido. Versión Simplificada

La diferencia de esta versión con respecto a la completa estriba en el cálculo del coste de instalación del tratamiento para eliminación de nutrientes: siempre se aplica la fórmula de la Tabla 5.10, independientemente del tratamiento del que esté provista la EDAR.

Una vez estimados todos los valores definidos con anterioridad, el **coste anual equivalente (CAE)** se puede calcular directamente a partir del VAN como:

$$CAE = VAN \cdot \frac{r \cdot (1+r)^n}{(1+r)^n - 1} \quad (5-8)$$

Donde VAN es el valor (coste en este caso) actual neto de la medida,

$$VAN = I + \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{(1+r)^i} \quad (5-9)$$

Donde  $C_i$  la serie temporal de costes de operación, e I el coste de inversión al inicio.

Si los costes anuales de explotación y mantenimiento son constantes (CAO), entonces el CAE se puede definir como:

$$CAE = \frac{r \cdot (1+r)^n}{(1+r)^n - 1} \cdot I + CAO \quad (5-10)$$

Donde  $r$  es tasa de descuento y  $n$  es la vida útil.

### 5.3.6 Coste de las medidas para caso de estudio cuenca Serpis

Como ejemplo, en la Tabla 5.17 se aplican las ecuaciones de costes para las diferentes medidas en la cuenca del río Serpis, incluyendo costes para la DBO y para el Fósforo (P). La estimación de los costes para cada medida depende de la Población servida (Habitantes equivalentes), tipo de tecnología, costes de instalación y costes de explotación y mantenimiento. El Coste Anual Equivalente (CAE) para cada medida es expresado en valores mensuales para cada uno de los meses del periodo analizado entre los años 1995 y 2005. La vida útil se ha estimado para 20 años y la Tasa de descuento se ha adoptado del 4%.

**Tabla 5.17 Costes de las medidas para DBO y Fósforo para la cuenca del río Serpis**

EDAR	Población Servida (Hab-Eq)	Tecnología	DBO			FÓSFORO		
			COSTE DE INSTALACIÓN (EUROS)	COSTE DE EXPLOTACIÓN Y MANTENIMIENTO (EUROS)	COSTE ANUAL EQUIVALENTE (CAE)	COSTE DE INSTALACIÓN (EUROS)	COSTE DE EXPLOTACIÓN Y MANTENIMIENTO (EUROS)	COSTE ANUAL EQUIVALENTE (CAE)
Alcoy	136004	Fangos Activos	11.507.294 €	1.401.636 €	2.248.363 €	1.002.028 €	200.406 €	274.137 €
Lutxent	3653	Aireación prolongada	1.333.453 €	115.321 €	213.439 €	1.333.453 €	266.691 €	364.808 €
Rotova	1460	Aireación prolongada	763.437 €	85.512 €	141.687 €	763.437 €	152.687 €	208.863 €
Orxa	570	Aireación prolongada	430.901 €	73.414 €	105.120 €	430.901 €	86.180 €	117.887 €
Benilloba	1492	Aireación prolongada	773.569 €	85.947 €	142.867 €	773.569 €	154.714 €	211.634 €
Planes	492	Aireación prolongada	394.017 €	72.354 €	101.346 €	394.017 €	78.803 €	107.796 €
Montichelvo	1226	Aireación prolongada	686.502 €	82.331 €	132.845 €	686.502 €	137.300 €	187.814 €
Beniarres	1872	Aireación prolongada	888.014 €	91.112 €	156.454 €	888.014 €	177.603 €	242.944 €
Benimarfull	590	Aireación prolongada	440.033 €	73.686 €	106.064 €	440.033 €	88.007 €	120.385 €
Benicolet	362	Lecho bacteriano	352.328 €	22.021 €	47.946 €	5.720 €	1.144 €	1.565 €
Gorga	400	Aireación prolongada	347.411 €	71.103 €	96.666 €	347.411 €	69.482 €	95.045 €

(Continuación Tabla 5.17)

EDAR	Población Servida (Hab-Eq)	Tecnología	DBO			FÓSFORO		
			COSTE DE INSTALACIÓN (EUROS)	COSTE DE EXPLOTACIÓN Y MANTENIMIENTO (EUROS)	COSTE ANUAL EQUIVALENTE (CAE)	COSTE DE INSTALACIÓN (EUROS)	COSTE DE EXPLOTACIÓN Y MANTENIMIENTO (EUROS)	COSTE ANUAL EQUIVALENTE (CAE)
Almudaina	241	Aireación prolongada	255.291 €	68.942 €	87.727 €	255.291 €	51.058 €	69.843 €
Benillup	116	Aireación prolongada	163.654 €	67.243 €	79.285 €	163.654 €	32.731 €	44.773 €
Millena	416	Aireación prolongada	355.796 €	71.321 €	97.501 €	355.796 €	71.159 €	97.339 €
Margarida	174	Lecho bacteriano	253.530 €	17.623 €	36.278 €	3.021 €	604 €	827 €
Gaïanes	353	Aireación prolongada	321.982 €	70.464 €	94.156 €	321.982 €	64.396 €	88.089 €
Font de la Pedra	72971	Aireación prolongada	8.237.817 €	1.057.561 €	1.663.714 €	8.237.817 €	1.647.563 €	2.253.716 €
Catamaruch	156	Lecho bacteriano	241.394 €	17.047 €	34.809 €	2.747 €	549 €	752 €
Benimassot	368	Aireación prolongada	330.235 €	70.668 €	94.967 €	330.235 €	66.047 €	90.346 €
Agres	502	Aireación prolongada	398.867 €	72.490 €	101.839 €	398.867 €	79.773 €	109.123 €
Alcocer de planes	491	Aireación prolongada	393.529 €	72.340 €	101.297 €	393.529 €	78.706 €	107.662 €

(Continuación Tabla 5.17)

EDAR	Población Servida (Hab-Eq)	Tecnología	DBO			FÓSFORO		
			COSTE DE INSTALACIÓN (EUROS)	COSTE DE EXPLOTACIÓN Y MANTENIMIENTO (EUROS)	COSTE ANUAL EQUIVALENTE (CAE)	COSTE DE INSTALACIÓN (EUROS)	COSTE DE EXPLOTACIÓN Y MANTENIMIENTO (EUROS)	COSTE ANUAL EQUIVALENTE (CAE)
Almisera	786	Lecho bacteriano	499.113 €	27.876 €	64.602 €	11.241 €	2.248 €	3.075 €
Balones	567	Aireación prolongada	429.521 €	73.373 €	104.978 €	429.521 €	85.904 €	117.509 €
Benialfaqui	49	Lecho bacteriano	143.487 €	11.987 €	22.545 €	1.002 €	200 €	274 €
Gandia La safor	181662	Fangos Activos	14.391.711 €	1.601.542 €	2.660.509 €	1.289.476 €	257.895 €	352.777 €
Palma de gandia Ador	3963	Aireación prolongada	1.401.164 €	119.535 €	222.635 €	1.401.164 €	280.233 €	383.333 €
Tollos	65	Aireación prolongada	115.070 €	66.550 €	75.017 €	115.070 €	23.014 €	31.481 €

Fuente: Guía Técnica para la caracterización de medidas (versión 3.0).Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 2009



## CAPÍTULO 6

### CASO DE ESTUDIO CUENCA DEL RÍO SERPIS

#### 6.1 DESCRIPCIÓN GENERAL

A continuación se implementan los Modelos Hidro-Económicos para DBO y P planteados anteriormente en la cuenca de río Serpis en España. La escala temporal es mensual, para los 120 meses comprendidos entre octubre de 1995 y septiembre de 2004. La escala espacial incluye la cuenca o cauce principal del río Serpis y cuatro subcuencas (Río Valleseta, Bco. La encantada, río Agres y río Bernisa). Este análisis espacial a escala de cuenca y subcuencas, permite un mayor grado de detalle en los modelos hidro-económicos, donde se incluyan todos los vertidos asociados a las masas de agua de la cuenca.

##### 6.1.1 Características Generales

- *Localización*

La cuenca del río Serpis se localiza al este de España, dentro del ámbito de la Confederación hidrográfica del Júcar, situado al sur de la provincia de Valencia y al norte de la provincia de Alicante, perteneciendo principalmente a los términos municipales de Gandía, Bellreguart, Villalonga, Alquería de Aznar, Beniarrés, Muro de Alcoy, Cocentaina y Alcoy. La localización de la cuenca se presenta en la Figura. 6.1 y Figura. 6.2.



Figura. 6.1 Localización cuenca del Serpis dentro del ámbito de la Confederación Hidrográfica del Júcar y España

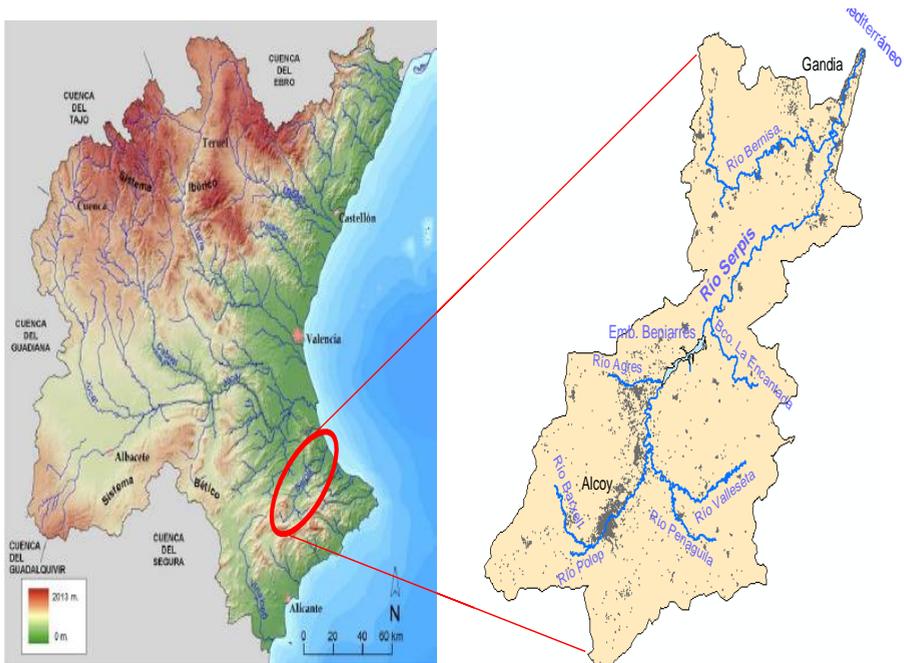


Figura. 6.2 Localización cuenca del Serpis y principales afluentes

- *Características de la cuenca y subcuencas*

Con el propósito de identificar los diferentes vertidos tanto en la cuenca principal, como en cada subcuenca, a continuación desde la Figura. 6.3 (ver anexo 1 numeral 2), se presentan los vertidos de los municipios (EDARs) en la respectiva subcuenca, incluyendo las concentraciones de DBO, P y el caudal vertido.

## Cuenca Hidrográfica Río Serpis

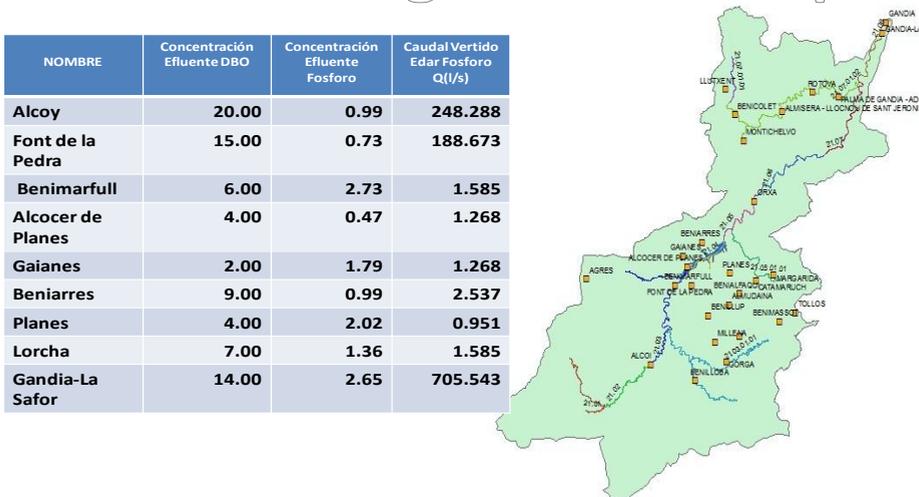


Figura. 6.3 Localización, concentración DBO y Fósforo (P), caudal vertido EDARs en el cauce principal del río Serpis

### Clima

El clima predominante en la zona es el litoral mediterráneo, especialmente en la cuenca media y baja; en la cuenca alta se presenta un clima mediterráneo continental templado hasta la vertiente al embalse de Beniarrés. Las precipitaciones aumentan progresivamente del litoral hacia la costa. Así, en Alcoy se registra una media anual cercana a los 500mm,

mientras que en Gandía se aproxima a los 700mm. La precipitación media de la cuenca se estima en 630mm. Las temperaturas adoptan un gradiente semejante, pasando de medias anuales de 14°C en el interior, a 17°C en el litoral. La temperatura media asignada es de 16.3°C.

### **Litología y Morfología**

El río Serpis se inicia en las estribaciones de la Sierra de Biscoy donde su cauce discurre principalmente sobre materiales margosos y lleva agua tan solo en la época lluviosa. Aguas arriba de Alcoy, se le une el río Barchell que drena parte del acuífero de Sierra Mariola; atraviesa la ciudad de Alcoy profundamente encajado en las margas tap. En Beniarrés se ubica el embalse del mismo nombre, con cerrada en calizas de la Sierra de Albureca y vaso en margas tap. A partir de Iorcha el río se encaja en los materiales carbonatados por el barranco del Infierno hasta Villalonga, a lo largo del cual se produce el drenaje del acuífero. La desembocadura actual del río Serpis tiene lugar junto al Grao de Gandía, después de atravesar los depósitos cuaternarios de la Plana de Gandía-Denia.

### **Población y usos del suelo**

La población total en la zona asciende a 205.414 habitantes, según datos del año 1991. Los núcleos urbanos con población superior a 15.000 habitantes son Alcoy y Gandía. En temporada estival y debido al flujo turístico, se registra un incremento de la población en torno al 50 % de la cifra anterior, siendo Gandía el de mayor incremento. En la Tabla 6.1 se presentan los principales usos del suelo en la cuenca del río Serpis.

Tabla 6.1 Usos del suelo del Sistema de Explotación Serpis

Uso	Área (ha)
Superficies Artificiales	3,102.87
Zonas Agrícolas	46,408.15
Zonas Forest. y seminatural.	48,091.91
Zonas Húmedas	273.28
Superficies de Aguas	577.60

### Características del sistema de explotación de agua

Los recursos hídricos tanto superficiales como subterráneos, asignados a la cuenca del Serpis se presentan en la Tabla 6.2.

Tabla 6.2 Recursos Superficiales y Subterráneos de la cuenca Serpis

CUENCA	APORTACIÓN NATURAL (Hm <sup>3</sup> )		
	ESCORRENTÍA SUPERFICIAL	DESCARGA ACUÍFEROS	TOTAL
Río Serpis hasta E. Beniarrés	15,69	25,75	41,44
Río Serpis entre E. Beniarrés y Villalonga	11,60	17,11	28,71
Río Bernisa	5,74	lp.	5,74
Río Serpis, resto de cuenca	lp.	10,00	10,00
<b>Río Serpis, total cuenca</b>	<b>33,0</b>	<b>52,86</b>	<b>85,89</b>

(PHJ-CHJ, 1999)

Los recursos regulados en el embalse de Beniarrés se estiman en 16.98 Hm<sup>3</sup>/año, mientras que los recursos subterráneos alcanzan la cifra de 105.0 Hm<sup>3</sup> incluyendo los acuíferos en sistema de explotación del Serpis con los ríos Beniopa y Jaraco, estos dos vierten directamente al mar Mediterráneo. Los retornos de riego suponen un volumen medio de 8.0 Hm<sup>3</sup>. Así, el volumen total de recursos disponibles en el sistema de explotación Serpis asciende a 129.89 Hm<sup>3</sup>. Se estima que deben mantenerse unas salidas de los acuíferos costeros al mar de 21 Hm<sup>3</sup>/año

para evitar avances del frente salino y se fija en 12 Hm<sup>3</sup> el volumen requerido para atender las necesidades medioambientales del Sistema. Respecto al uso de recursos no convencionales, se tiene proyectado en el Plan Hidrológico de cuenca (CHJ, 1999), la reutilización de aguas residuales estimados en 4.5 Hm<sup>3</sup>, correspondientes a las EDARs Alcoi, Font de La Pedra, mancomunada de Gandía, entre otros municipios.

### Hidrografía y aguas subterráneas

El río Serpis se encuentra en una zona situada entre los 1.245 m.s.n.m y el propio mar Mediterráneo. Sus afluentes principales son: cuenca alta: ríos Valleseta, Penaguila, Barchell, y Polop; cuenca media: río Agres y barranco de La Encantada; cuenca baja: río Bernisa. En la Tabla 6.3 y Tabla 6.4 se presentan algunas características y denominación dadas por la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ) para las diferentes masas de aguas superficiales y subterráneas en la cuenca del río Serpis.

**Tabla 6.3 Denominación de las masa de aguas superficiales en la cuenca del río Serpis**

Código Masa CHJ	Denominación Masa Superficial	Longitud (km)	Categoría Masa	Categoría 2 Masa	Código Ecotipo*
21.01	Río Serpis: Cabecera - Pont Set Llunes	8.35	Río		9
21.02	Río Serpis: Pont Set Llunes - EDAR Alcoy	8.05	Río		9
21.03	Río Serpis: EDAR Alcoy - E. Beniarrús	19.89	Río		9
21.03.01.01	Río Vallaseta	23.59	Río		9
21.04	E. Beniarrés	6.36	Río Modificado	Embalse	1000
21.05	Río Serpis: E. Beniarrés - Lorcha	8.07	Río	Bajo embalse	9
21.05.01.01	Bco. Encantada	10.21	Río		9
21.06	Río Serpis: Lorcha - Reprimala	10.22	Río		9
21.07	Río Serpis: Reprimala - Bco. Murta	10.43	Río		9
21.07.01.01	Río Bernisa: Cabecera - Bco. Llutxent	5.11	Río		18
21.07.01.02	Río Bernisa: Bco. Llutxent - Río Serpis	24.53	Río		18
21.08	Río Serpis: Bco. Murta - Mar	8.17	Río Modificado	Morfología	9

\*Ecotipo 9: Ríos mineralizados de media-baja montaña mediterránea

\*Ecotipo 18: Ríos costeros mediterráneos

Tabla 6.4 Denominación de las masa de agua subterránea en la cuenca del río Serpis

<b>Código Masa</b>	<b>Denominación Masa Subterránea</b>	<b>Superficie (Km2)</b>
080.042	Sierra de las Agujas	229.33
080.043	Barig	58.30
080.044	Plana de Jaraco	73.74
080.045	Plana de Gandía	68.32
080.046	Marchuquera - Falconera	114.01
080.047	Sierra de Ador	37.44
080.048	Valle de Albaida	431.17
080.049	Sierra Grossa	205.13
080.053	Villena - Benejama	427.49
080.054	Almirante Mustalla	213.06
080.058	Alfaro - Mediodía - Segaria	223.01
080.059	Muro de Alcoy	25.85
080.060	Sierra Mariola	262.50
080.065	Barrancones - Carrasqueta	220.55
080.066	Sierra Aitana	184.95
080.067	Serrella - Aixorta - Algar	186.04
080.922	Impermeable o acuífero de interés local 22	223.22

Las diferentes masas de aguas superficiales y subterráneas, unidades hidrogeológicas, núcleos urbanos y depuradoras para la cuenca del Serpis se presentan en la Figura. 6.4.

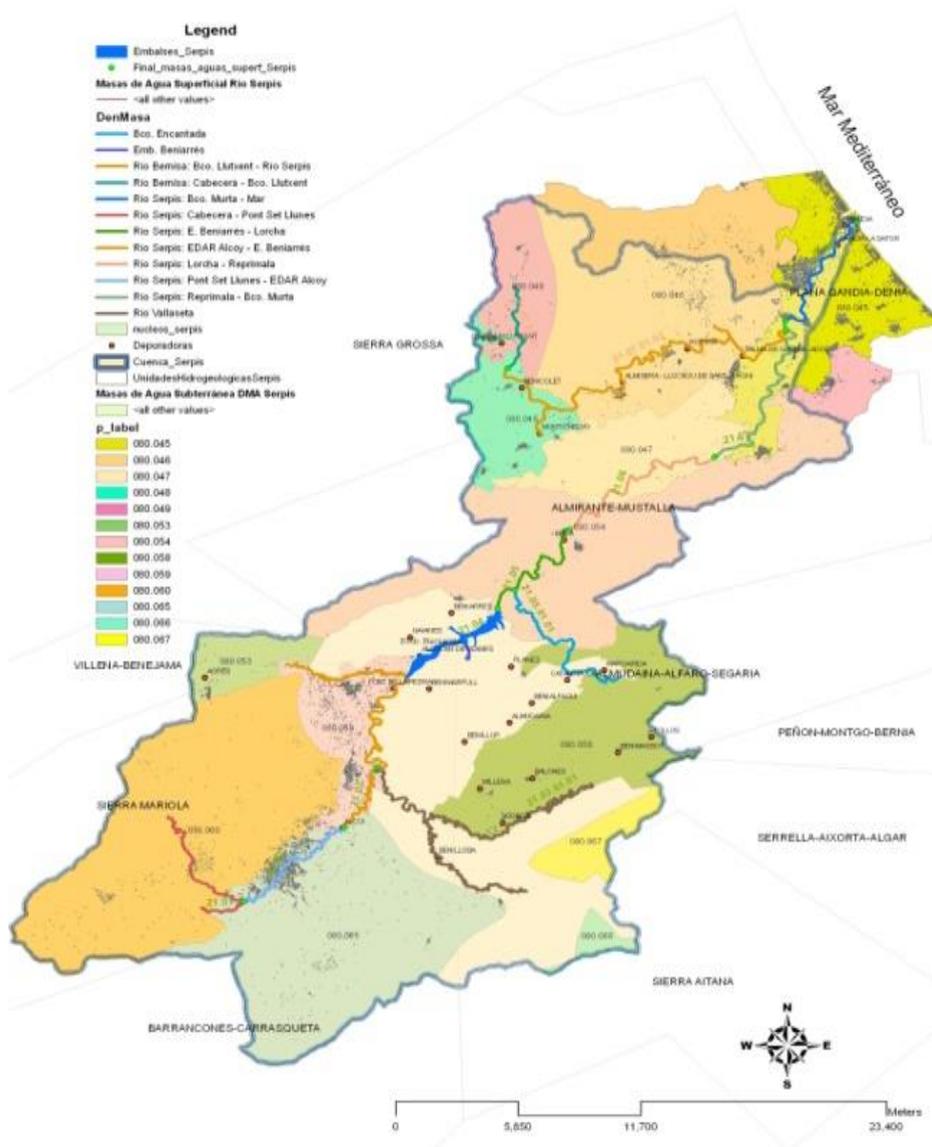


Figura. 6.4 Masas de agua superficiales y subterráneas en la cuenca del Río Serpis

### 6.1.2 Identificación de los problemas ETI

Han sido definidos por la Confederación Hidrográfica del Júcar los denominados Esquemas de Temas Importantes (ETI)<sup>7</sup>. Éstos se pueden agrupar en cuatro categorías:

- Aspectos medioambientales.
- Atención a las demandas y racionalidad del uso.
- Seguridad frente a fenómenos meteorológicos extremos.
- Conocimiento y gobernanza.
- *Aspectos medioambientales*

Como se ha indicado en el capítulo anterior la Directiva Marco del Agua, establece como objetivo asegurar el buen estado o el buen potencial ecológico de las masas de agua para el 2015. En el presente proyecto, se va a trabajar en la mejora de los sistemas de depuración, buscando la solución óptima.

- *Atención de las demandas y racionalidad del uso*

Dentro de este grupo se consideran todas aquellas cuestiones que puedan afectar a la atención sostenible de las demandas y su relación con el objetivo de alcanzar el buen estado cuantitativo de las masas de agua subterránea.

---

<sup>7</sup> Disponible en web de CHJ: [www.chj.es](http://www.chj.es)

- *Seguridad frente a fenómenos extremos*

Se consideran en este grupo las cuestiones relacionadas con el riesgo de daños humanos y materiales generados por las inundaciones, con los problemas generados por las sequías y con los temporales y efecto del cambio climático en la costa, como pueden ser el deterioro de la calidad de las aguas.

- *Conocimiento y gobernanza*

Se hace referencia a aquellos temas que denotan una ausencia de conocimiento o de herramientas de gestión para resolver problemas importantes en la Demarcación.

### **6.1.3 Presiones e Impactos**

El procedimiento seguido por las Confederaciones Hidrográficas es:

- Identificación de las presiones.
- Evaluación del impacto.
- Evaluación de las masas en riesgo de incumplir los objetivos medioambientales de la DMA.

A continuación se hace una síntesis de las presiones e impactos identificadas en la cuenca del río Serpis, de acuerdo con lo publicado en el documento de Presiones e Impactos y la base de datos GESHIDRO,

preparados por la CHJ y EPTISA en el año 2005 para el Informe de los art. 5 y 6 de la DMA.

- *Identificación de las presiones*

Las presiones sobre las masas de agua se deben básicamente a la acción antrópica. Ésta, queda caracterizada fundamentalmente por: la población, la agricultura (de regadío o secano), la actividad industrial y la producción de energía hidroeléctrica. A estos factores se les conoce como fuerzas motrices y son la causa de las distintas presiones (Ver Tabla 6.5).

**Tabla 6.5 Identificación de las presiones e impactos**

<b>Actividad o Fuerza Motriz</b>	<b>Presión</b>	<b>Posible cambio de estado o impacto</b>
Urbana	Emisiones a masas de agua superficiales.	Sustancias peligrosas, incremento de solidos suspendidos, alteraciones orgánicas y de oxigenación, nutrientes y modificaciones en los ecosistemas.
Industrial	Emisiones a masas de agua superficiales	Como el anterior
Piscifactorías	Materia orgánica, escapes de peces y medicamentos.	Nutrientes, desechos, productos veterinarios, poblaciones no autóctonas de peces, modificaciones en la cadena trófica.

En la Figura. 6.5 se presentan las presiones identificadas en las que se incluyen los 7 grupos que establece el Anexo II de la Directiva 2000/60/CE.

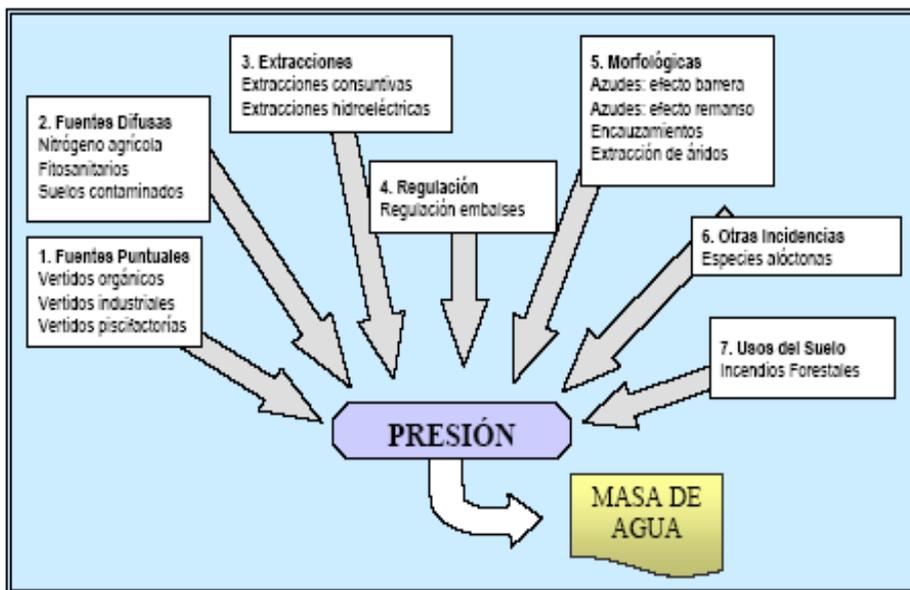


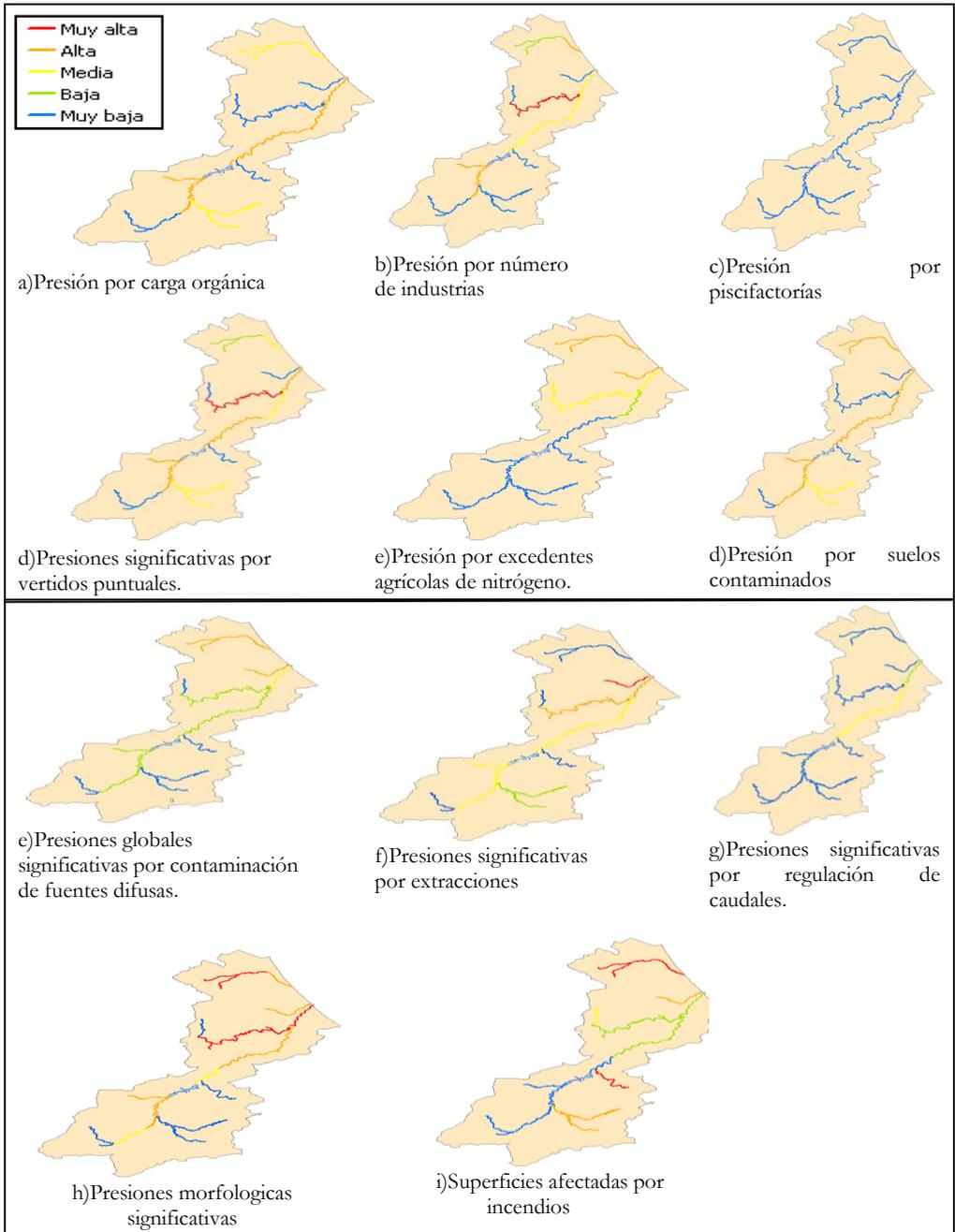
Figura. 6.5 Identificación de las presiones por grupos  
(Fuente: CHJ, 2005)

Una vez identificadas las presiones, el paso siguiente es definir cuáles de ellas son significativas, entendiendo por presión significativa aquella que puede contribuir a que un impacto no alcance alguno de los objetivos medioambientales de la Directiva Marco.

Uno por uno, los resultados en la cuenca del Serpis son:

- Contaminación debido a fuentes puntuales:

El mapa de presión global debido a fuentes puntuales de contaminación se ha obtenido combinando de forma ponderada la presión por carga orgánica, la presión por número de industrias y la presión por piscifactorías (ver Figura. 6.6)



**Figura. 6.6 Presiones por fuentes de contaminación en el río Serpis**

Fuente (CHJ, 2005)

Así como el mapa de presiones, también se presenta el mapa de alteraciones morfológicas en la cuenca del río Serpis (Ver Figura. 6.7), las cuales impactan el estado de calidad del río.

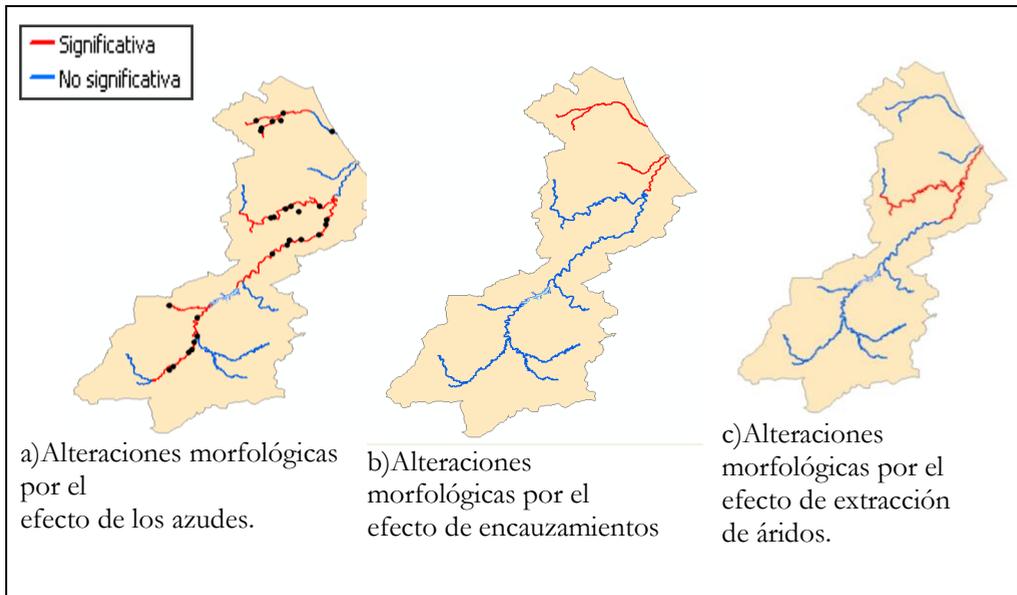


Figura. 6.7 Alteraciones morfológicas en la cuenca del río Serpis

Fuente (CHJ, 2005)

- *Evaluación del impacto*

En el documento “Informe para la Comisión Europea sobre los artículos 5 y 6 de la Directiva Marco del Agua” (CHJ, 2005) se distingue entre impacto comprobado e impacto probable. Un impacto comprobado se produce cuando una masa de agua no cumple los requisitos fijados por la legislación vigente actual. Mientras que un impacto probable se da cuando se prevea que no se alcancen los objetivos medioambientales fijados por la DMA.

- *Impacto comprobado*

El estado de las masas de agua se determina en función del peor de los estados químico y ecológico, por tanto, para alcanzar el buen estado una masa de agua debe alcanzar un estado químico y ecológico que sean *bueno* como mínimo.

Las masas de agua con impacto comprobado son las masas que actualmente incumplen alguna de las normas o criterios vigentes, por lo tanto, existe alta probabilidad de que no se cumplan los OMA de la DMA en el 2015.

Puesto que en la legislación actual sólo se incluyen parámetros físico-químicos, la determinación del impacto comprobado sólo se basa en el estado químico. En la Tabla 6.6 se recogen los criterios que se deben considerar:

Tabla 6.6 Valoración del impacto comprobado

Diagnostico	Valoración OMA	Explicación	Criterio
Impacto Comprobado	Estado Químico: no alcanza el buen estado.	Se detectan sustancias peligrosas a C > NCA	[Lista I] > NCA [Lista II Preferente] > NCA
	Zona Protegida: Calidad inadecuada al uso	Zona pre-potable de baja calidad	Pre-potables Aguas A3 o Aguas < A3
		Zona de baño no apta	Baño incumplen
		Zona de peces que incumplen la calidad asignada	Peces incumplen

- *Impacto probable*

Masas de agua con impacto probable son aquellas en las que en función de los datos de las redes de control y vigilancia es previsible que el estado que alcancen en el 2015 sea inferior al bueno. Los criterios que

se siguen para determinar las masas de agua con impacto probable quedan esquematizados a continuación en la Tabla 6.7.

**Tabla 6.7 Criterios para determinar las masas de agua con impacto probable**

Diagnostico	Valoración	Explicación		Criterio
Impacto Probable	Estado Ecológico: posible deterioro respecto a sus condiciones naturales	Biológicos	Los índices biológicos indican deterioro del medio respecto a sus condiciones naturales	Índices biológicos < buena
			Posible alteración en la composición taxonómica	Alteraciones en la comunidad (ausencia, dominio, reducción de un taxón.
			Bloom de algas aparentemente antropogénico	Bloom de algas
			Posible alteración en la comunidad piscícola	Anomalías en los peces
		Fisicoquímicos	Posible deficiencia de oxígeno	[O2] < 4 mg/l
			Posible salinización	[Cl max] > 860 mg/l de Cl [Cl med] > 230 mg/l de Cl
			Posible eutrofia según criterios de OCDE	[Chlorofila a] > 0,008 mgChl a/L; Secchi < 3m; [P toatl] > 0,035 mg P/L.
			Presencia de contaminante sintéticos a concentración significativa	[Contaminante] > NCA
			Presencia de biocidas a concentraciones significativas (> 0,1 ug/L)	[Biocidas] > 0,1 ug/L
		Hidromorfológicos	Alteración del caudal ambiental	Q real < Q ambiental semestre
			Alteración del caudal en régimen natural	2 < Q real/Q natural semestre < 0,6
			Alteración de las condiciones morfológicas	Índice de calidad de la vegetación de ribera (QBR) < 70

(Continuación Tabla 6.7)

Diagnostico	Valoración	Explicación	Criterio
Impacto Probable	Estado Químico: posible deterioro respecto a sus condiciones naturales	Presencia de sustancias prioritarias a concentración superior a la NCA propuesta	[Lista prioritaria] > NCA propuesto
	Zona Protegida: con calidad posiblemente inadecuada al uso	Zona sensible con [NO3] > 25 mg/L	Zona Sensible [NO3] > 25 mg/L
		Calidad de agua deficiente	Red Natura 2000: La conservación del espacio depende de la masa de agua y ésta presenta una calidad manifiestamente inadecuada.

- *Masas de agua superficiales muy modificadas (embalses)*

Para evaluar el impacto probable de las masas de aguas muy modificadas “ríos que cambian de naturaleza (embalses)” se ha utilizado únicamente el indicador biológico “Clorofila a”, asumiéndose que se produce el impacto probable cuando el estado es inferior al buen potencial, es decir a una concentración mayor de 15 mg/m<sup>3</sup> de clorofila-a (Ver Tabla 6.8).

No se han considerado los parámetros físico-químicos de profundidad de visión del disco de Secchi o el fósforo total ya que se dispone de menos información y ésta es menos fiable.

Tabla 6.8 Indicador para evaluación del impacto probable en masas de agua muy modificadas (embalses)

Indicador	Elemento	Parámetro	Óptimo potencial	Buen potencial
Biológico	Fitoplancton	Clorofila a (mg/m <sup>3</sup> )	0-5	5-15

Los resultados para el Embalse de Beniarrés se presentan en la Tabla 6.9 :

**Tabla 6.9 Resultados para el embalse Beniarrés**

Denominación	Clorofila-a (mg/m <sup>3</sup> )	Secchi (m)	Fósforo (mg/m <sup>3</sup> )	Impacto Probable
Beniarrés	173,2	0,8	555	Si

Combinación de impactos:

Para calcular el riesgo, cada masa de agua superficial debe clasificarse en una de las siguientes categorías:

- Masas de agua con impacto comprobado
- Masas de agua con impacto probable
- Masas de agua sin impacto
- Masas de agua sin datos

Para ello, se combinan los resultados del análisis de impactos según la Tabla 6.10:

**Tabla 6.10 Criterio general de combinación de impactos para masas de aguas superficiales**

	Impacto comprobado: SÍ	Impacto comprobado: NO	Impacto comprobado: sin Datos
Impacto comprobado: SÍ	Impacto comprobado	Impacto Probable	Impacto Probable
Impacto comprobado: NO	Impacto comprobado	Sin Impactos	Sin Datos
Impacto comprobado: sin Datos	Impacto comprobado	Sin Datos	Sin Datos

- *Evaluación de las masas en riesgo de incumplir los objetivos medioambientales de la DMA*

Para identificar las masas de agua que están en riesgo, se ha realizado una combinación de las presiones e impactos.

### Identificación de las Masas de Agua Superficial en riesgo:

La metodología empleada para identificar las masas de agua en riesgo de no alcanzar los objetivos medioambientales definidos por la DMA ha dependido de la categoría de masa de agua superficial analizada.

### Masas de agua superficial: ríos

Mediante la combinación de los niveles de presión y de impacto a los que están sometidas las masas de agua, se calcula el nivel de riesgo correspondiente a cada masa de agua, siguiendo con carácter general los criterios de combinación reflejados en el *Manual para la identificación de las presiones y análisis del impacto en aguas superficiales* (MIMAM, 2005), según muestra en la Tabla 6.11.

**Tabla 6.11 Combinación de los niveles de presión y de impacto en aguas superficiales**

RIESGO		IMPACTO			
		COMPROBADO	PROBABLE	SIN IMPACTO	SIN DATOS
PRESION	SIGNIFICATIVA	ALTO	ALTO	BAJO	MEDIO
	NO SIGNIFICATIVA		MEDIO	NULO	BAJO
	SIN DATOS			BAJO	NO SE PERMITE

El resultado de la combinación de los niveles de presión y de impacto para las aguas superficiales de la cuenca del río Serpis se presentan en la Figura. 6.8:

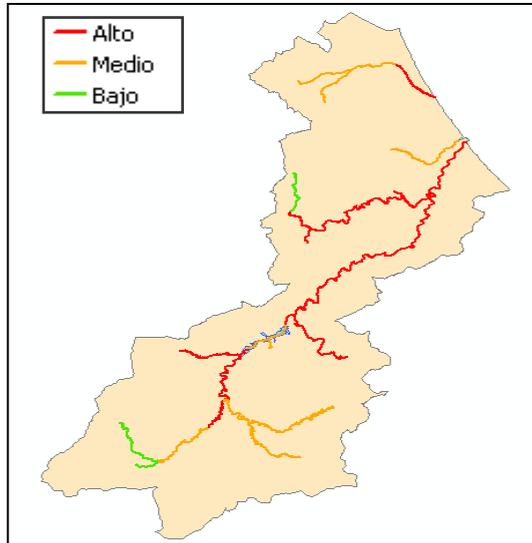


Figura. 6.8 Combinación de niveles de presión e impactos para el río Serpis

Por último se ha evaluado el riesgo utilizando las clases definidas en las fichas requeridas por la Comisión Europea, siguiendo los criterios de combinación establecidos por la Dirección General del Agua que vienen reflejados en la Tabla 6.12.

Tabla 6.12 Clases de riesgo definidas por la Comisión Europea

RIESGO		IMPACTO			
		COMPROBADO	PROBABLE	SIN IMPACTO	SIN DATOS
PRESION	SIGNIFICATIVA	RIESGO SEGURO	RIESGO SEGURO	RIESGO NULO	RIESGO EN ESTUDIO
	NO SIGNIFICATIVA		RIESGO EN ESTUDIO		
	SIN DATOS		---		

Donde se entiende por:

- ✓ Riesgo Seguro (RS): Masa de agua superficial en riesgo de incumplir alguno de los OMA de la DMA como consecuencia de la presión indicada.
- ✓ Riesgo en Estudio: Masa de agua superficial en la que no se puede caracterizar el riesgo por falta de datos. Es preciso una caracterización adicional y/o datos de vigilancia sobre el estado de las aguas.

Para la cuenca del río Serpis las clases de riesgo definidas por la Comisión Europea se presentan en la Figura. 6.9.

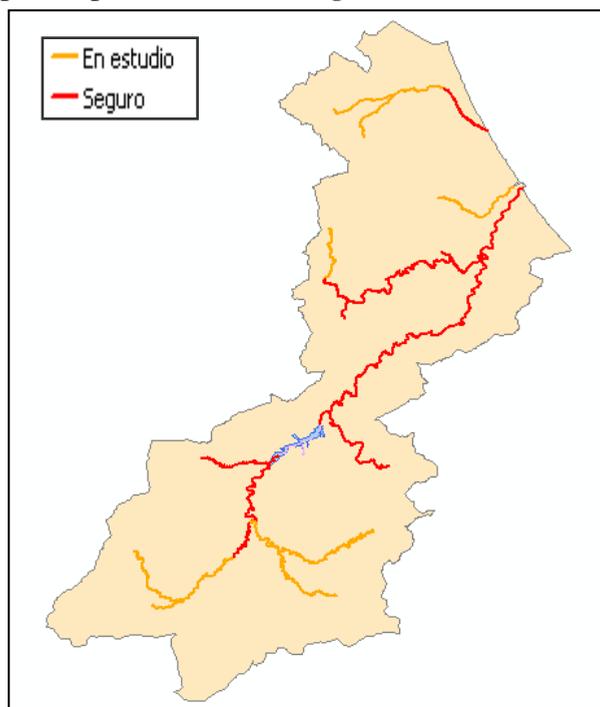


Figura. 6.9 Clases de riesgo en la cuenca del río Serpis

Masas de agua superficial muy modificadas: ríos que cambian de naturaleza (embalses)

Para evaluar el riesgo del embalse de Beniarrés se ha tenido en cuenta únicamente el análisis de impacto comprobado e impacto probable. El indicador de presión global no se ha considerado ya que en el caso de embalses no tiene sentido considerar muchas de las presiones analizadas (Tabla 6.13).

Se ha asumido que existe un riesgo alto de no alcanzar los objetivos medioambientales de la Directiva cuando se produce un impacto comprobado, que existe un riesgo medio cuando se produce un impacto probable y que existe un riesgo bajo cuando la masa de agua se ha calificado como “sin impacto”.

Tabla 6.13 Riesgo evaluado para el embalse de Beniarrés

Denominación	Impacto Comprobado	Impacto Probable	Impacto	Riesgo
Beniarrés	Sin Datos	Si	Impacto Probable	Medio

Masas de agua superficial muy modificadas: lagos

En el caso de los lagos modificados el análisis de riesgo se ha hecho aplicando el criterio de experto (Tabla 6.14 y Figura. 6.10).

Tabla 6.14 Evaluación del riesgo para lagos

Denominación	Riesgo
Ullals y Bassots de la Marjal de la Safor	Medio

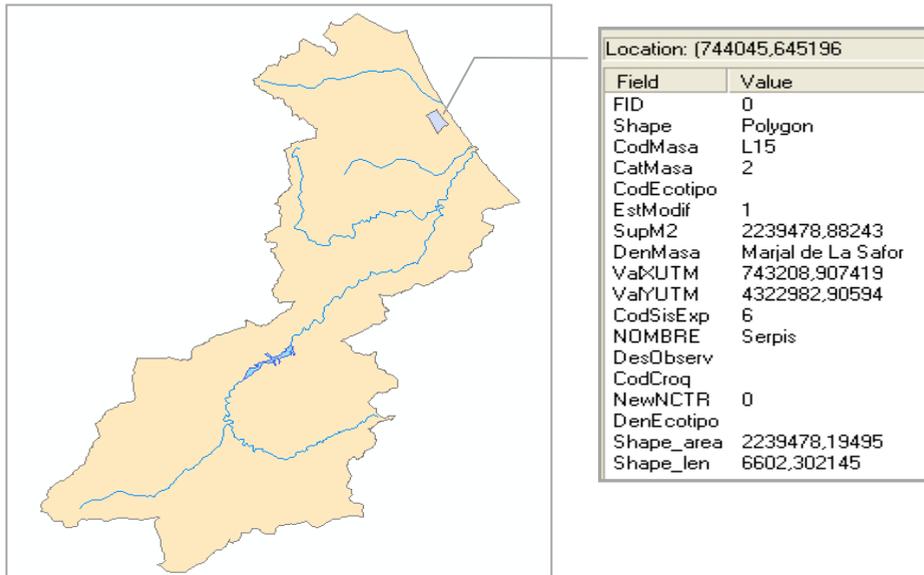


Figura. 6.10 Evaluación del riego en lagos de la cuenca del río Serpis

## 6.2 IMPLEMENTACIÓN DE MODELOS HIDRO-ECONÓMICOS

Para el caso de estudio de la cuenca del río Serpis, a continuación se presentan los Modelos HidroEconómicos (MHE) implementados para los parámetros de la DBO y el Fósforo (P). Estos MHE, permiten alcanzar los objetivos medioambientales del agua, mediante la activación de medidas distribuidas espacialmente en la cuenca de Serpis. Asimismo, los diferentes componentes del MHE, se han mencionado en el Capítulo 5 y Anejo B, incluidos los detalles como la topología y las ecuaciones de modelación.

## 6.2.1 Modelo Hidro-Económico para DBO

- *Resultados de caudales*

Los caudales circulantes en los diferentes tramos y masas del cauce principal del río Serpis han sido simulados con el módulo SIMGES del sistema de apoyo a la decisión AQUATOOL (Andreu *et. al*, 1996). Estos caudales circulantes han sido incorporados al MHE como Escenarios Hidrológicos Equiprobables (EHE) y corresponden a los caudales al final de cada tramo en cada masa de la cuenca en estudio. En la Figura. 6.11 se presentan dichos caudales representados como la media mensual multianual del periodo analizado (1995-2005). Este periodo representa 120 meses con una amplia variabilidad en el régimen hidrológico, el cual sirve de base para la generación de igual suma de los EHE.

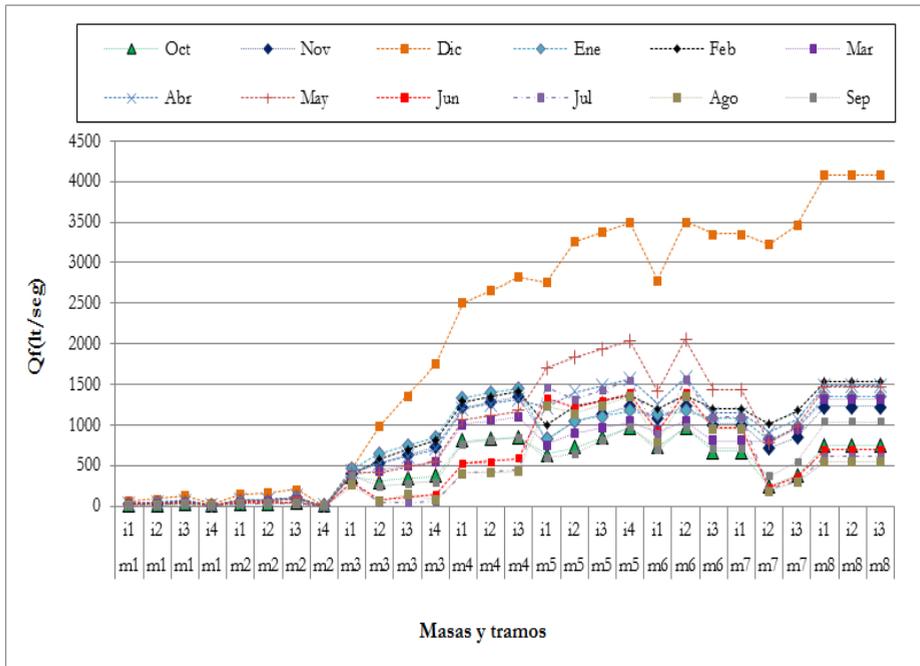


Figura. 6.11 Caudales circulantes al final de los tramos “i” en las masas “m” del cauce principal del río Serpis

En la Figura. 6.11 se observan para las masas y sus respectivos tramos iniciales en la cuenca alta ( $m_1$  y  $m_2$ ), caudales circulantes muy bajos, los cuales se incrementan a partir de la masa  $m_3$  con los aportes de los vertidos de la ciudad de Alcoi. En la masa 4 se ubica el embalse de Beniarrés, que ejerce una regulación de los caudales circulantes aguas abajo del mismo. En general se observa un comportamiento del régimen hídrico que varía entre los 500 y 1500 l/s a partir de la masa 3, con una variación muy baja a escala mensual, excepto para el mes de Diciembre, el cual presenta un comportamiento creciente de caudales circulantes que llega alrededor de los 4000 l/s.

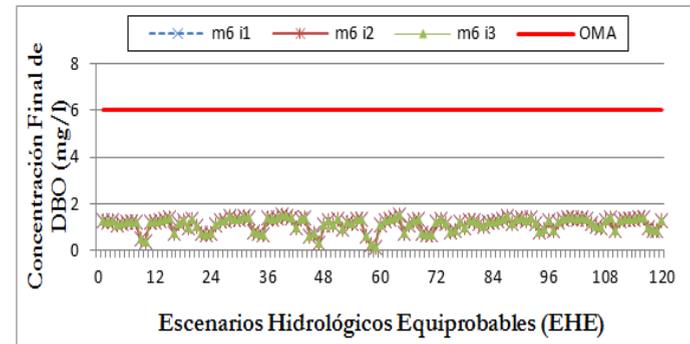
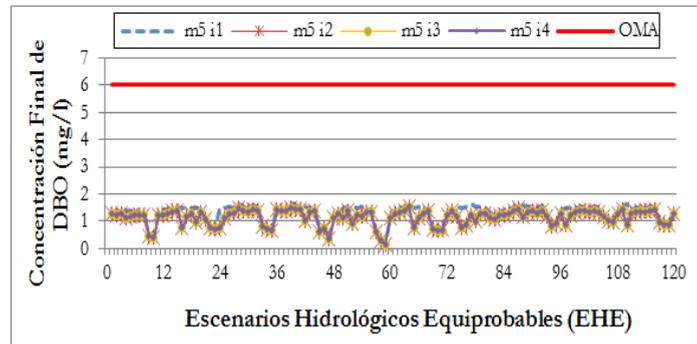
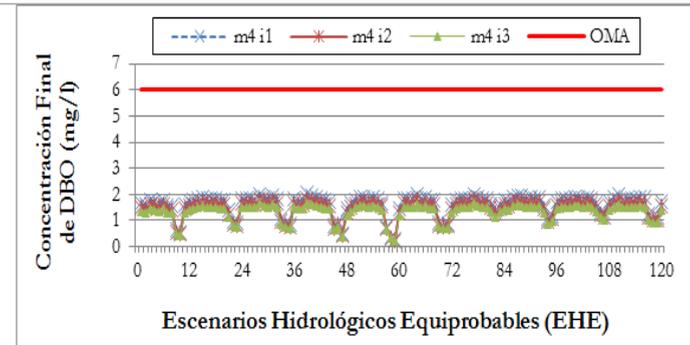
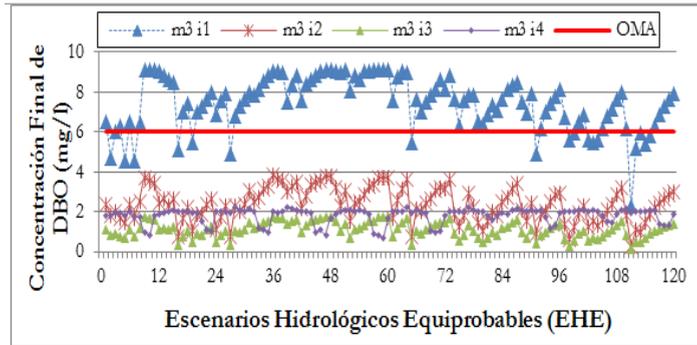
- *Análisis de resultados de calidad del agua (Escenarios Equiprobables)*

La calidad del agua es simulada en el Modelo HidroEconomico (MHE) mediante el uso de ecuaciones simplificadas de Streeter & Phelps, 1925 considerando una cinética de primer orden,, para parámetros no conservativos como la DBO. se presenta la concentración final de DBO para cada tramo de las diferentes masas del cauce principal del río Serpis, a una escala temporal representada con la media mensual multianual de los diferentes Escenarios Hidrológicos Equiprobables (120 EHE), tomando el periodo analizado entre los años 1995 y 2005. Así mismo, en esta figura se incluye el objetivo Medioambiental (OMA) para la DBO, la cual se ha fijado en un valor igual o menor de 6.0 mg/l ( $OMA \leq 6.0$  mg/l). En esta figura en el literal a) se puede observar como en el tramo 1 de la masa 3 ( $m_3$  i1), localizado en el nudo 8, no se alcanza el objetivo medio ambiental (OMA). Esta situación puede asociarse a los vertidos de aguas residuales industriales de Alcoy, provenientes de las industrias textiles en la zona, a parte de los vertidos domésticos del sector. En general, en el resto de los tramos y masas del cauce principal, se cumple con el objetivo medioambiental (OMA) ampliamente presentando valores del orden de

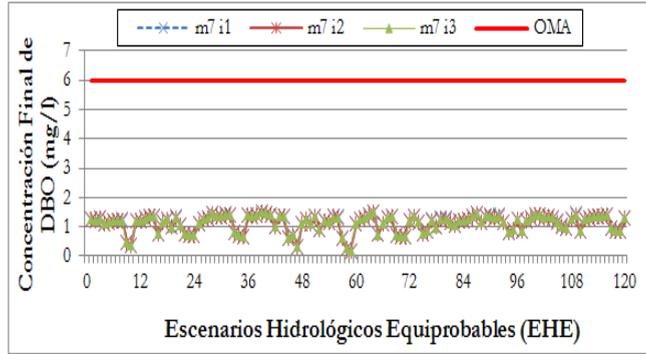
1.0 mg/l. Los meses con menor concentración de DBO son Junio, Julio y Agosto, aguas abajo del Embalse de Beniarrés (sistema regulado), mientras que para estos mismos meses la DBO es mayor en la masa 3 que se localiza aguas arriba del embalse, especialmente la masa 3 tramo 1, que como se mencionó es el único tramo que no cumple el OMA a lo largo de los diferentes meses del año. Las masas 1 y 2 (m1, m2) no presentan una concentración de DBO significativa, por lo cual no se incluyen en dicha Figura, estando estas masas localizadas por encima de la cota donde se presentan los vertidos en la cuenca. Es de resaltar que en este tipo de figuras se presenta tanto la variabilidad espacial representada en cada una de las masas con sus respectivos tramos del cauce principal, como la variable temporal representada en los Escenarios Hidrológicos Equiprobables (EHE).

Una representación a escala de media mensual multianual de la DBO, se presenta en la Figura. 6.13 para las masas y tramos del cauce principal del río Serpis. En la Figura. 6.14, se resalta la calidad del agua específicamente para la masa 3 con sus respectivos tramos, considerando que esta es la única masa que no alcanza los OMA en términos de DBO, para la mayoría de los 120 Escenarios Hidrológicos Equiprobables (EHE).

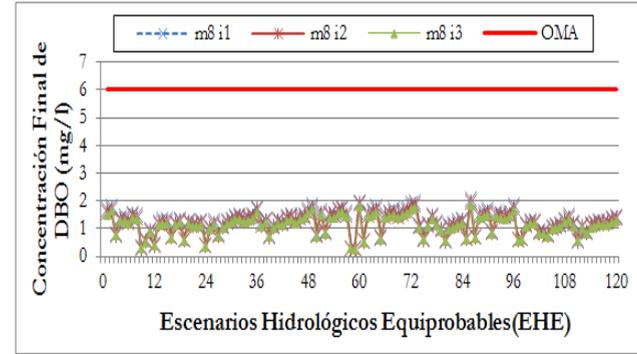
Figura. 6.12 Concentración final de DBO, OMA en las masas y los tramos del cauce principal del río Serpis (1995-2005).



(Continuación Figura 6.12)

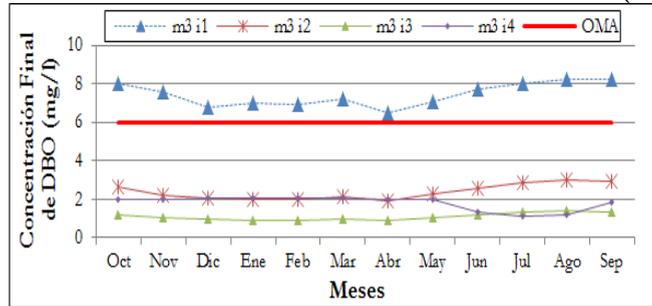


e) Masa 7

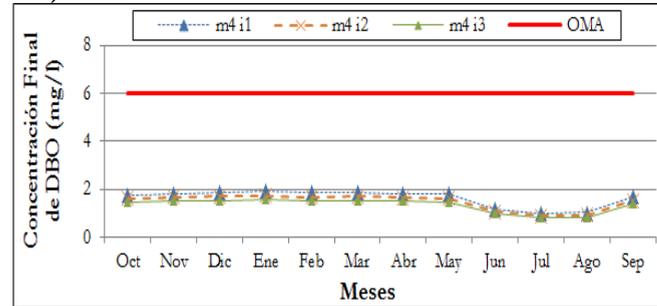


f) Masa 8

Figura. 6.13 Concentración final de DBO, OMA en las masas y los tramos del cauce principal del Río Serpis, media mensual multianual (1995-2005)

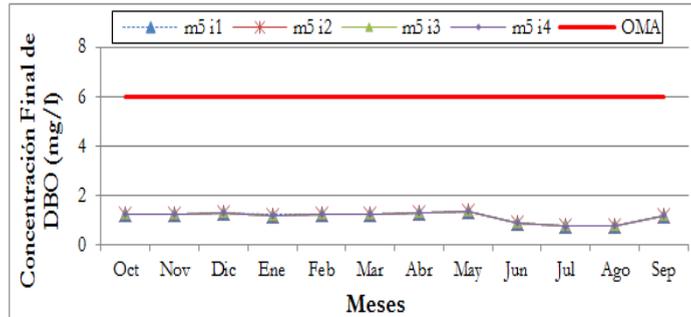


a) Masa 3

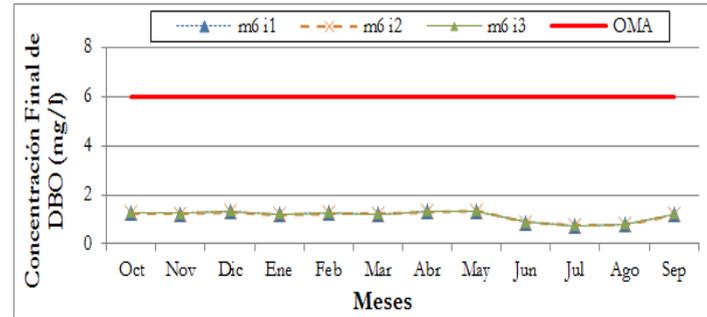


b) Masa 4

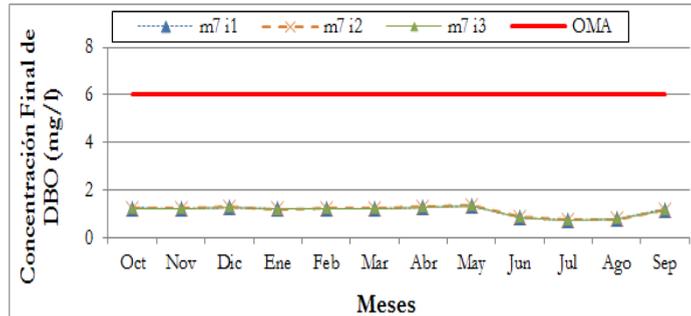
(Continuación Figura 6.13)



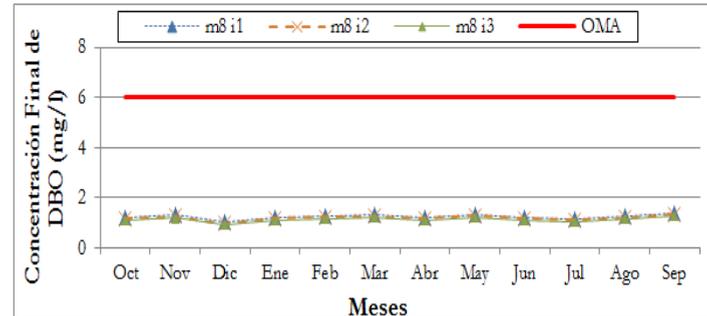
c) Masa 5



d) Masa 6



e) Masa 7



f) Masa 8

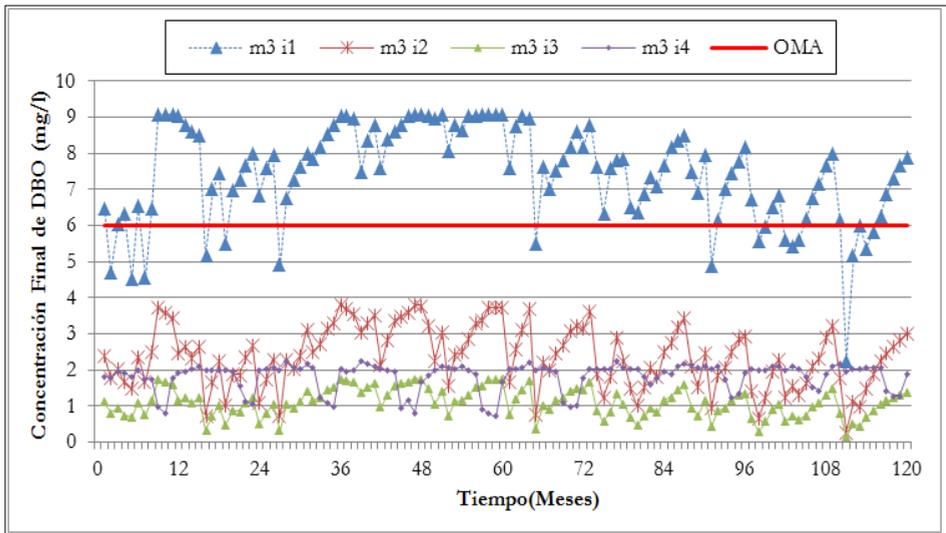


Figura. 6.14 Perfil de la DBO para la masa 3 (EHE)

En la Figura. 6.15 se presenta el valor medio mensual multianual de la concentración final del parámetro DBO, al igual que el OMA para cada uno de los tramos que conforman las diferentes masas de agua analizadas en el río Serpis. Como se puede observar, para los diferentes meses del año el tramo que presenta problemas de calidad del agua en relación con la DBO es el tramo 1 de la masa 3, en el cual no se está cumpliendo con el OMA propuesto para el cauce principal del río Serpis.

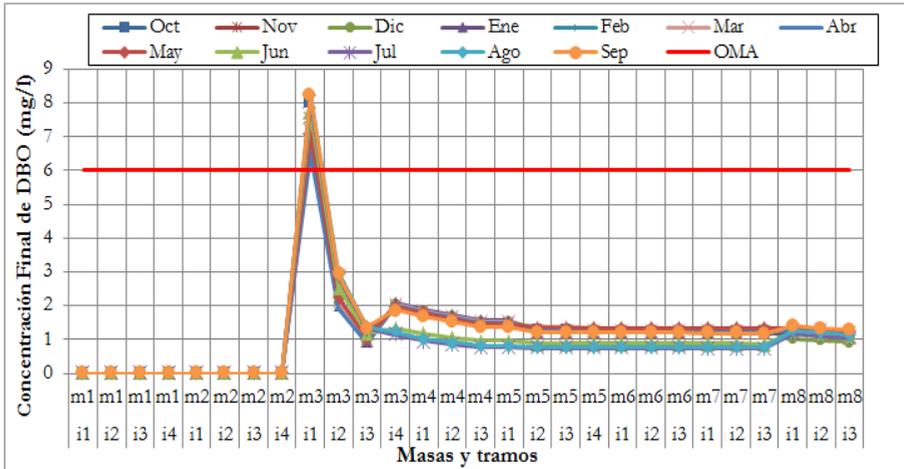


Figura. 6.15 Concentración final de DBO, OMA en masas y tramos del cauce principal del Río Serpis, media mensual multianual (1995-2005)

La Figura. 6.14 y Figura. 6.15 presentan las medidas que se deben activar en la cuenca del río Serpis para alcanzar el objetivo medioambiental ( $DBO < 6.0$  mg/L). En la Figura. 6.16, se presenta la localización de la medida de la EDAR Alcoi que se activa para cumplir con el OMA. Esta medida se encuentra en la cuenca alta e influye de manera significativa sobre la calidad del agua en términos de DBO aguas abajo de este vertido. En cuanto a la variable temporal, se requiere que dicha medida se active en la mayoría de los meses del periodo analizado, excepto en los meses t3, t111 y t113, los cuales corresponden a meses con caudales circulantes altos en el río Serpis aguas abajo de Alcoi, y favorecen la dilución de la concentración de DBO, como consecuencia de estos caudales altos se tiene que para estos meses no se active la medida en el modelo hidro-económico, reduciéndose los costes en dichos meses. Las demás medidas, las cuales se presentan en la Figura. 6.17, no requieren ser activadas en la cuenca para cumplir con el OMA de la DBO.

En la Figura. 6.17 se presenta la variación de la concentración final de la DBO con respecto a los caudales circulantes, los cuales han sido clasificados como bajos, medios y altos, en cada uno de los tramos de las masas de agua. Se puede apreciar que para el cumplimiento del OMA en la masa 3 tramo 1, en condiciones de caudales medios y bajos (condición crítica), es necesaria la activación de la medida de Alcoi. Cuando se presentan condiciones de caudales altos no es necesaria la activación de esta medida debido a la gran capacidad de dilución que producen estos caudales.

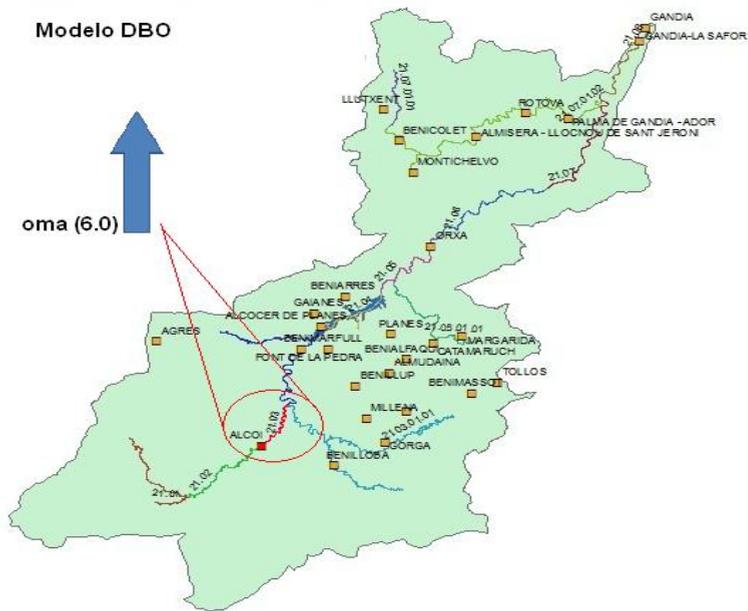


Figura. 6.16 Activación de medida “EDAR Alcoi” para alcanzar OMA DBO en el cauce principal del río Serpis

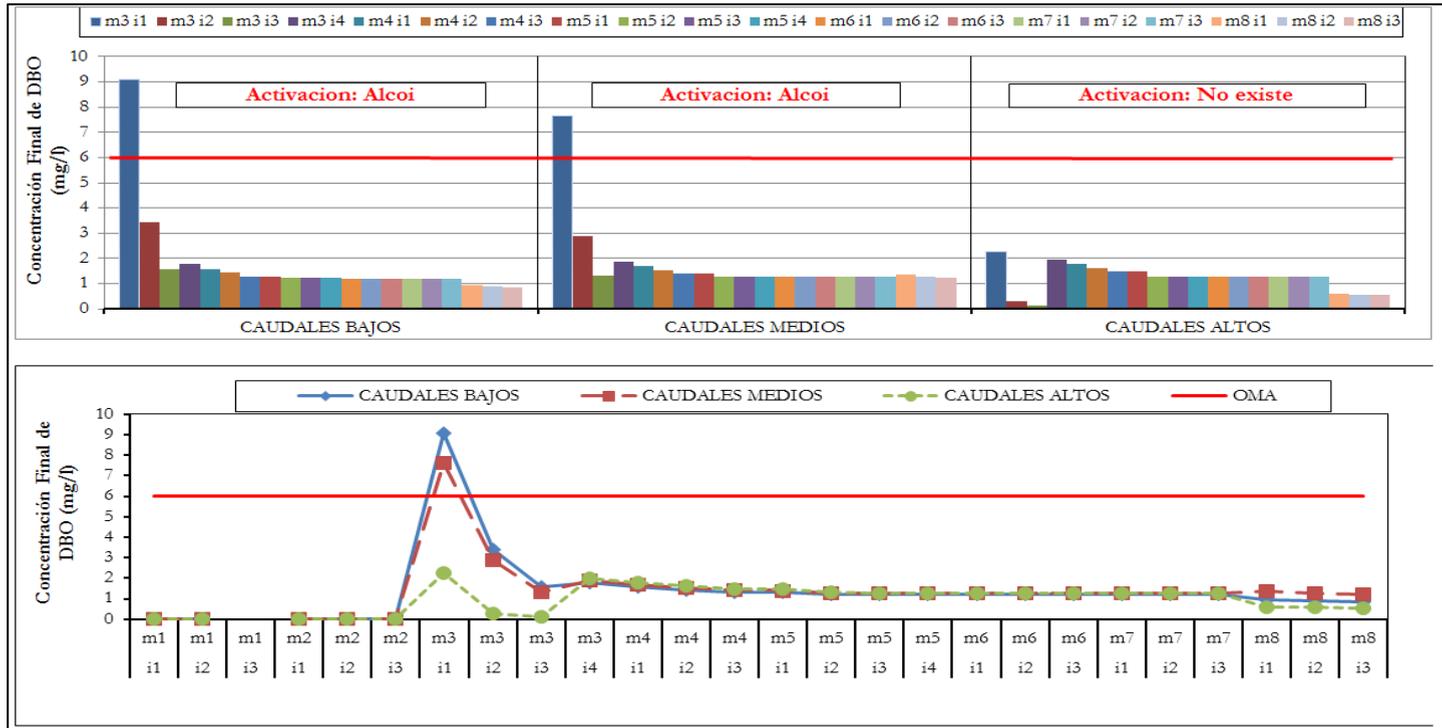


Figura. 6.17 Concentración final de DBO para caudales circulantes bajos, medios y altos en el cauce principal del río Serpis

**Tabla 6.15 Medidas implementadas en la cuenca del río Serpis**

Medidas de la Cuenca (Edar)		Tecnología	Población Servida (Hab-Eq)
md1	Alcoy	Fangos Activos	136004
md2	Font de la Pedra	Aireación prolongada	72971
md3	Benimarfull	Aireación prolongada	590
md4	Alcocer de Planes	Aireación prolongada	491
md5	Gaianes	Aireación prolongada	353
md6	Beniarres	Aireación prolongada	1872
md7	Planes	Aireación prolongada	492
md8	Lorcha	Aireación prolongada	570
md9	Gandia-La Safor	Fangos Activos	181662
mdsA1	Tollos	Aireación prolongada	65
mdsA2	Benimassot	Aireación prolongada	368
mdsA3	Balones	Aireación prolongada	567
mdsA4	Gorga	Aireación prolongada	400
mdsA5	Millena	Aireación prolongada	416
mdsAp1	Benilloba	Aireación prolongada	1492
mdsB1	Agres	Aireación prolongada	502
mdsC1	Margarida	Lecho bacteriano	174
mdsD1	Llutxent	Aireación prolongada	3653
mdsD2	Benicolet	Lecho bacteriano	362
mdsD3	Montichelvo	Aireación prolongada	1226
mdsD4	Almisera	Lecho bacteriano	786
mdsD5	Rotova	Aireación prolongada	1460
mdsD6	Palma de Gandia-Ador	Aireación prolongada	3963

Una vez implementado el Modelo HidroEconómico para la DBO en la cuenca del río Serpis, se obtiene para los Escenarios Hidrológicos Equiprobables (EHE) los resultados de la Tabla 6.16, donde se muestra para cada uno de los EHE, las medidas activadas y el coste mínimo de activación de la medida representado en el Coste Anual Equivalente (CAE). Como ya se demostró, para cumplir con el OMA en cuanto al parámetro de la DBO en el río Serpis específicamente en la masa 3 - tramo 1 (m3 i1), es necesaria la activación de la medida Alcoi (md1), la cual según los resultados de la modelación tiene un coste mínimo de activación que oscila entre € 2.248.363 y € 2.248.482 ( $€ 2.248.363 \leq CAE \leq € 2.248.482$ ), dando como promedio para los diferentes EHE un valor de € 2.248.422.

**Tabla 6.16 Coste mínimo de activación de medidas para alcanzar el OMA en DBO para las masas de agua de la cuenca del río Serpis**

EHE	Activación de medidas	Coste Mínimo (Euros) CAE	EHE	Activación de medidas	Coste Mínimo (Euros) CAE	EHE	Activación de medidas	Coste Mínimo (Euros) CAE
E1	Alcoy(md1)	€ 2.248.363	E41	Alcoy(md1)	€ 2.248.403	E81	Alcoy(md1)	€ 2.248.443
E2	Alcoy(md1)	€ 2.248.364	E42	Alcoy(md1)	€ 2.248.404	E82	Alcoy(md1)	€ 2.248.444
E3			E43	Alcoy(md1)	€ 2.248.405	E83	Alcoy(md1)	€ 2.248.445
E4	Alcoy(md1)	€ 2.248.366	E44	Alcoy(md1)	€ 2.248.406	E84	Alcoy(md1)	€ 2.248.446
E5	Alcoy(md1)	€ 2.248.367	E45	Alcoy(md1)	€ 2.248.407	E85	Alcoy(md1)	€ 2.248.447
E6	Alcoy(md1)	€ 2.248.368	E46	Alcoy(md1)	€ 2.248.408	E86	Alcoy(md1)	€ 2.248.448
E7	Alcoy(md1)	€ 2.248.369	E47	Alcoy(md1)	€ 2.248.409	E87	Alcoy(md1)	€ 2.248.449
E8	Alcoy(md1)	€ 2.248.370	E48	Alcoy(md1)	€ 2.248.410	E88	Alcoy(md1)	€ 2.248.450

(Continuación Tabla 6.16)

EHE	Activación de medidas	Coste Mínimo (Euros) CAE	EHE	Activación de medidas	Coste Mínimo (Euros) CAE	EHE	Activación de medidas	Coste Mínimo (Euros) CAE
E9	Alcoy(md1)	€ 2.248.371	E49	Alcoy(md1)	€ 2.248.411	E89	Alcoy(md1)	€ 2.248.451
E10	Alcoy(md1)	€ 2.248.372	E50	Alcoy(md1)	€ 2.248.412	E90	Alcoy(md1)	€ 2.248.452
E11	Alcoy(md1)	€ 2.248.373	E51	Alcoy(md1)	€ 2.248.413	E91	Alcoy(md1)	€ 2.248.453
E12	Alcoy(md1)	€ 2.248.374	E52	Alcoy(md1)	€ 2.248.414	E92	Alcoy(md1)	€ 2.248.454
E13	Alcoy(md1)	€ 2.248.375	E53	Alcoy(md1)	€ 2.248.415	E93	Alcoy(md1)	€ 2.248.455
E14	Alcoy(md1)	€ 2.248.376	E54	Alcoy(md1)	€ 2.248.416	E94	Alcoy(md1)	€ 2.248.456
E15	Alcoy(md1)	€ 2.248.377	E55	Alcoy(md1)	€ 2.248.417	E95	Alcoy(md1)	€ 2.248.457
E16	Alcoy(md1)	€ 2.248.378	E56	Alcoy(md1)	€ 2.248.418	E96	Alcoy(md1)	€ 2.248.458
E17	Alcoy(md1)	€ 2.248.379	E57	Alcoy(md1)	€ 2.248.419	E97	Alcoy(md1)	€ 2.248.459
E18	Alcoy(md1)	€ 2.248.380	E58	Alcoy(md1)	€ 2.248.420	E98	Alcoy(md1)	€ 2.248.460
E19	Alcoy(md1)	€ 2.248.381	E59	Alcoy(md1)	€ 2.248.421	E99	Alcoy(md1)	€ 2.248.461
E20	Alcoy(md1)	€ 2.248.382	E60	Alcoy(md1)	€ 2.248.422	E100	Alcoy(md1)	€ 2.248.462
E21	Alcoy(md1)	€ 2.248.383	E61	Alcoy(md1)	€ 2.248.423	E101	Alcoy(md1)	€ 2.248.463
E22	Alcoy(md1)	€ 2.248.384	E62	Alcoy(md1)	€ 2.248.424	E102	Alcoy(md1)	€ 2.248.464
E23	Alcoy(md1)	€ 2.248.385	E63	Alcoy(md1)	€ 2.248.425	E103	Alcoy(md1)	€ 2.248.465
E24	Alcoy(md1)	€ 2.248.386	E64	Alcoy(md1)	€ 2.248.426	E104	Alcoy(md1)	€ 2.248.466
E25	Alcoy(md1)	€ 2.248.387	E65	Alcoy(md1)	€ 2.248.427	E105	Alcoy(md1)	€ 2.248.467
E26	Alcoy(md1)	€ 2.248.388	E66	Alcoy(md1)	€ 2.248.428	E106	Alcoy(md1)	€ 2.248.468
E27	Alcoy(md1)	€ 2.248.389	E67	Alcoy(md1)	€ 2.248.429	E107	Alcoy(md1)	€ 2.248.469

(Continuación Tabla 6.16)

EHE	Activación de medidas	Coste Mínimo (Euros) CAE	EHE	Activación de medidas	Coste Mínimo (Euros) CAE	EHE	Activación de medidas	Coste Mínimo (Euros) CAE
E28	Alcoy(md1)	€ 2.248.390	E68	Alcoy(md1)	€ 2.248.430	E108	Alcoy(md1)	€ 2.248.470
E29	Alcoy(md1)	€ 2.248.391	E69	Alcoy(md1)	€ 2.248.431	E109	Alcoy(md1)	€ 2.248.471
E30	Alcoy(md1)	€ 2.248.392	E70	Alcoy(md1)	€ 2.248.432	E110	Alcoy(md1)	€ 2.248.472
E31	Alcoy(md1)	€ 2.248.393	E71	Alcoy(md1)	€ 2.248.433	E111		
E32	Alcoy(md1)	€ 2.248.394	E72	Alcoy(md1)	€ 2.248.434	E112	Alcoy(md1)	€ 2.248.474
E33	Alcoy(md1)	€ 2.248.395	E73	Alcoy(md1)	€ 2.248.435	E113		
E34	Alcoy(md1)	€ 2.248.396	E74	Alcoy(md1)	€ 2.248.436	E114	Alcoy(md1)	€ 2.248.476
E35	Alcoy(md1)	€ 2.248.397	E75	Alcoy(md1)	€ 2.248.437	E115	Alcoy(md1)	€ 2.248.477
E36	Alcoy(md1)	€ 2.248.398	E76	Alcoy(md1)	€ 2.248.438	E116	Alcoy(md1)	€ 2.248.478
E37	Alcoy(md1)	€ 2.248.399	E77	Alcoy(md1)	€ 2.248.439	E117	Alcoy(md1)	€ 2.248.479
E38	Alcoy(md1)	€ 2.248.400	E78	Alcoy(md1)	€ 2.248.440	E118	Alcoy(md1)	€ 2.248.480
E39	Alcoy(md1)	€ 2.248.401	E79	Alcoy(md1)	€ 2.248.441	E119	Alcoy(md1)	€ 2.248.481
E40	Alcoy(md1)	€ 2.248.402	E80	Alcoy(md1)	€ 2.248.442	E120	Alcoy(md1)	€ 2.248.482

A continuación en la Figura. 6.18, se presentan los costes de las variables de activación de la medida Alcoi (md1) relacionados con el Coste Anual Equivalente (CAE) DE Inversión, Operación y Mantenimiento y para alcanzar el OMA en DBO para la cuenca del río Serpis.

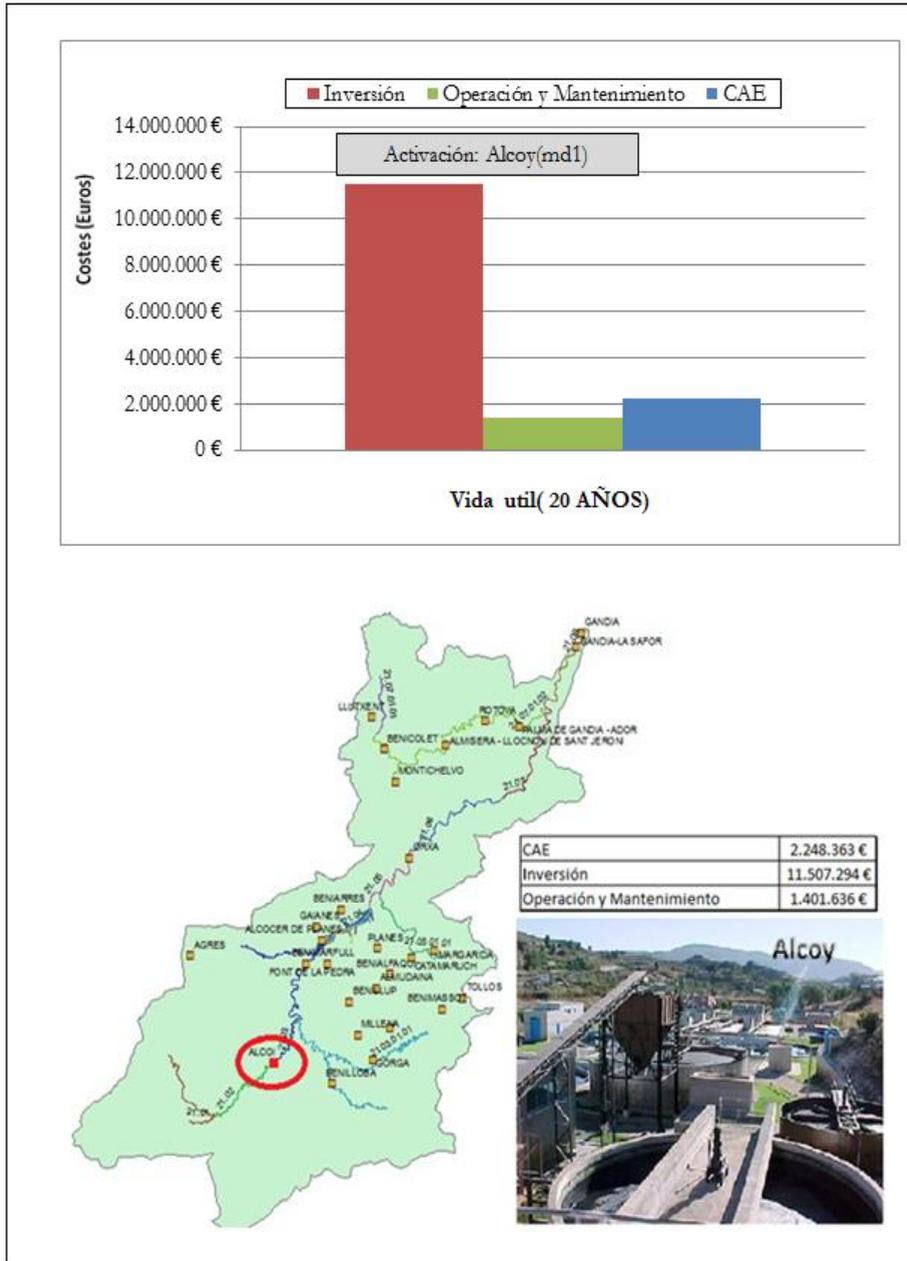


Figura. 6.18 Costes de las Variables de Activación de las medidas para alcanzar OMA en DBO en la cuenca del río Serpis.

## **6.2.2 Aplicación de Medidas Complementarias de Reducción de Vertido. Modelo hidro-económico para la reutilización de aguas regeneradas (Parámetro DBO)**

Este modelo permite alcanzar los objetivos medioambientales (OMA) en aquellas masas donde dada la alta contaminación de DBO (mayor a 6.0 mg/L) no se ha logrado alcanzar dicho OMA con el modelo hidro-económico general de DBO expuesto anteriormente. En el caso particular de la cuenca del río Serpis, debido a la alta contaminación en la masa 3 tramo 1 (vertido EDAR Alcoi) siendo este el único tramo que no alcanza los OMA, se hace necesario implementar el modelo hidro-económico de DBO con reutilización de las aguas residuales regeneradas.

La medida de reutilización es considerada como medida complementaria dentro de la Directiva Marco Europea del Agua y permite el uso de aguas regeneradas en usos con fines agrícolas, lavado de calles, riego de jardines, entre otros usos, siendo una estrategia importante en la gestión integral del recurso hídrico en una cuenca, dado que de una parte permite reducir la presión en parte de las aguas residuales vertidas a los ríos, mejorando el estado ecológico del río y de otro lado, reduce las demandas de agua en el sistema de recursos hídricos, lo cual permite que se incrementen los caudales circulantes en los ríos donde se implementan medidas con reutilización de aguas regeneradas.

Para el caso de estudio de la cuenca del Serpis, se aplicará la medida de reutilización de las aguas regeneradas en la EDAR Alcoi, debido a que el vertido de estas aguas al cauce principal del río como se ha mencionado no alcanza el OMA para la DBO en la masa 3 tramo 1. En el resto de masas de la cuenca, se cumplen los OMAs para DBO. En la Figura. 6.19 se presenta la EDAR Alcoi.



**Figura. 6.19 Panorámica de la EDAR de Alcoi**  
(Fuente: imagen Google Earth, 2011)

En la Figura. 6.20 se presenta el sistema de reutilización de las aguas regeneradas de la EDAR Alcoi, el cual incluye los siguientes elementos:

- Conducción en tubería PVC D=8", Longitud= 2.100 mts.
- Sistema de Bombeo: altura 150 mts por encima de la EDAR Alcoi
- Balsa con capacidad de 437.312,5 m<sup>3</sup> (15 días).



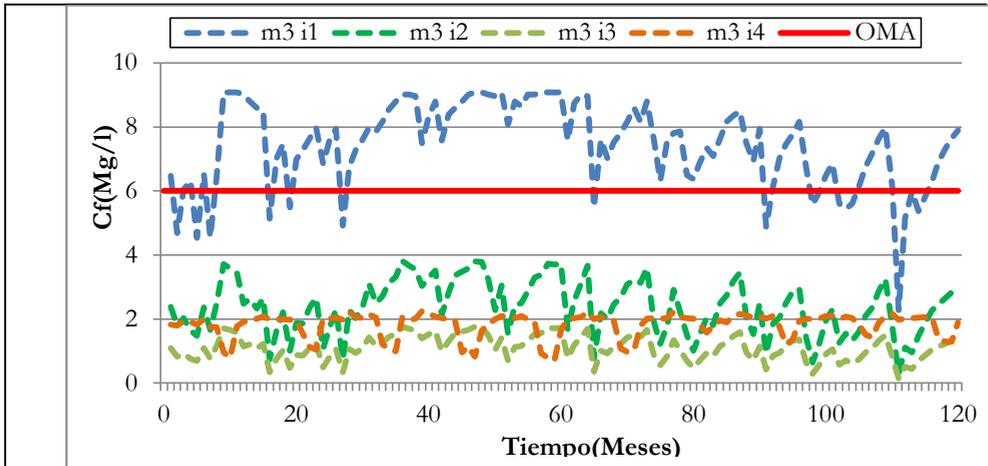
**Figura. 6.20 Sistema de reutilización de aguas regeneradas de la EDAR de Alcoi**  
(Fuente: imagen Google Earth, 2011)

De acuerdo a un prediseño del sistema de reutilización de las aguas regeneradas, se podría hacer el reuso para los sistemas de baja presión de las ciudades de Alcoi, Cocentaina y Muro de Alcoi, poblaciones cercanas a la ubicación de la Balsa; adicionalmente se podría reutilizar esta agua para el riego de la Huerta de estas poblaciones, tal como se puede observar en la Figura. 6.21.

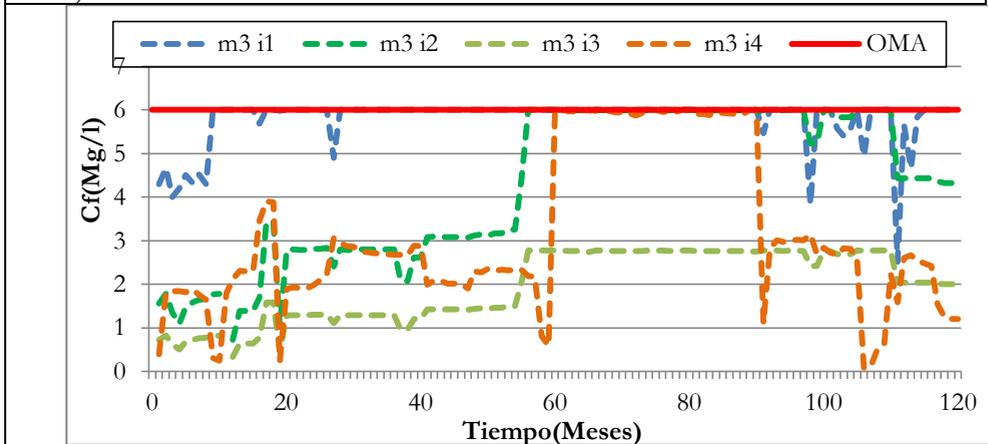


**Figura. 6.21 Poblaciones y huerta en el área de influencia del sistema de reutilización de aguas regeneradas**

(Fuente: imagen Google Earth, 2011)



a) Modelo Hidro-Económico General de DBO



b) Modelo Hidro-Económico DBO con reutilización

Figura. 6.22 Concentración Final de DBO para la masa 3 y los tramos del cauce principal del Serpis con Modelos Hidro-Económico General de DBO y Modelo con reutilización

En la Figura. 6.22 se observa el comportamiento de la Concentración final de DBO en los tramos de la masa 3 del cauce principal del río Serpis, donde en la Figura. 6.22 a), se observa que con la aplicación del MHE General de DBO los tramos de la masa 3 cumplen con los OMA, excepto la del tramo 1 localizado aguas abajo de Alcoi; mientras que en

la Figura. 6.22 b), con la aplicación del MHE de DBO con Reutilización se alcanza el OMA para este tramo 1 de la masa 3.

De otro lado y si se observa el comportamiento de la concentración final de DBO en ambos modelos hidro-económicos, en el MHE con reutilización se presenta un ligero incremento de la DBO en los demás tramos y masas diferentes a la masa m<sup>3</sup> tramo i1 con respecto al MHE General de DBO, incrementándose del orden de 1.0 mg/L en los diferentes meses del periodo analizado en el MHE con Reutilización. Esta situación tiene su explicación teniendo en cuenta que al extraer un porcentaje de agua regenerada en la cuenca alta, más precisamente en la EDAR de Alcoi, el factor de dilución de los caudales circulantes aguas abajo de la EDAR Alcoi se reducen, por lo tanto se presenta dicho incremento en la DBO en el resto de tramos aguas abajo de dicha reutilización de aguas regeneradas, Sin embargo, el incremento de la DBO en estas masas y tramos es muy inferior al OMA establecido para la corriente hídrica (OMA=6.0 mg/L), por lo cual se sigue cumpliendo con dicho OMA.

En la Figura. 6.23, se presentan los Costes totales de la medida para alcanzar los OMA de DBO en la cuenca del río Serpis, donde se observa un incremento del 26.5% en los costes de la medida de Alcoi con reutilización de aguas regeneradas en la cuenca.

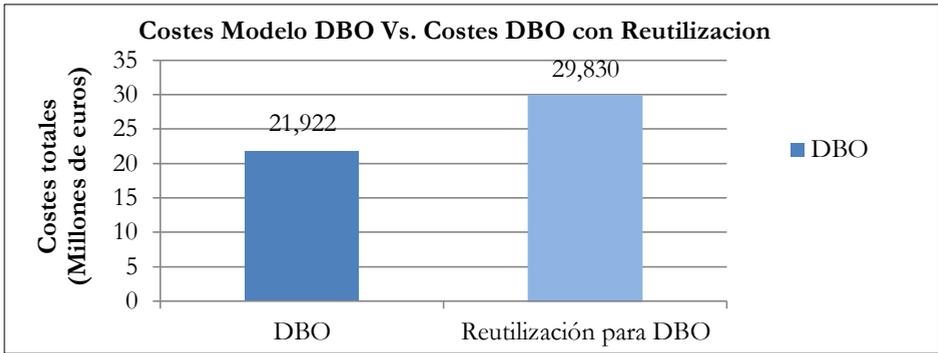


Figura. 6.23 Costes totales del modelo hidro-económico general Vs modelo hidro-económico con Reutilización para alcanzar OMA en DBO cuenca Serpis (1995-2005)

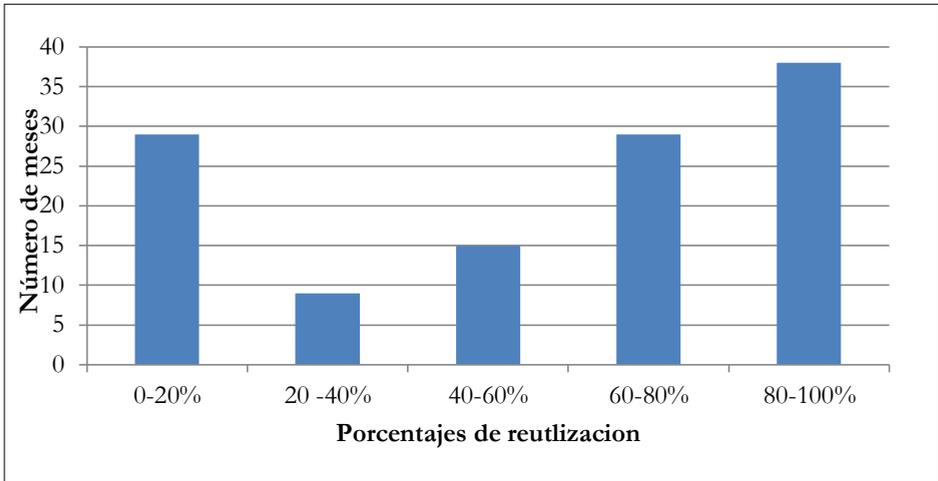


Figura. 6.24 Distribución porcentajes de reutilización de aguas regeneradas en la EDAR Alcoi para OMA en DBO

En la Figura. 6.24, se puede apreciar el número de meses que hay reutilización de aguas regeneradas en la EDAR de Alcoi dentro de los EHE para cumplir con los OMA en la cuenca del río Serpis. Para tener un mayor detalle de la reutilización del agua, se han generado intervalos de clases donde se relaciona el porcentaje de agua reutilizada con el

número de meses en que se activa la medida; se definen 5 intervalos de clases para el porcentaje de agua reutilizada con una amplitud del 20% para lo cual se tienen los siguientes rangos: 0-20%, 20-40%, 40-60%, 60-80% y 80-100%. Se observa que la medida de la reutilización del agua regenerada en la EDAR Alcoi se activa en un gran número de meses principalmente cuando los porcentajes de reutilización se encuentran en los rangos de 0-20% (29 meses), 60-80% (29 meses) y 80-100% (38 meses). Esta variación de porcentajes de reutilización de las aguas regeneradas de Alcoi, permite analizar las externalidades que la medida de una EDAR (p.e: Alcoi) localizada en la cuenca alta genera en la calidad de las aguas en el río, y que están directamente relacionadas con los caudales circulantes en cada uno de los meses analizados. En ese sentido los rangos de porcentajes de reutilización donde la activación de la medida es baja indican que estos son meses con caudales circulantes altos en el cauce del río, que hacen que el factor de dilución sea beneficioso para cumplir con los objetivos medioambientales en este caso de la DBO.

De otro lado, el que se requieran de porcentajes altos de reutilización de aguas regeneradas en la EDAR Alcoi, implica mayor capacidad de almacenamiento en la Balsadel orden de 230.000 m<sup>3</sup>, considerando un tiempo de retención de 8 días. Este gran volumen de agua regenerada como se mencionó anteriormente, puede servir de reuso para las poblaciones de Alcoi, Cocentaina, Muro de Alcoi y para comunidades de regantes de Alcoi-Comtat en la cuenca media del Serpis.

- *Análisis de Escenarios Sintéticos para DBO*

Debido a los bajos niveles de contaminación en la DBO para la cuenca hidrográfica del río Serpis, y con el propósito de evaluar la bondad del modelo Hidro-económico desarrollado, se han formulado

unos escenarios sintéticos donde se suponen condiciones que incrementan hipotéticamente la contaminación de la cuenca en términos de DBO.

- *Incremento DBO (30% Efluentes)*

Este escenario consiste en incrementar hipotéticamente la concentración de la DBO en un 30 % en los vertidos en la cuenca. El incremento de DBO se podría dar en el caso de que los centros poblados incrementen sus cargas contaminantes, o se asienten otros usos en la cuenca que generen mayor contaminación.

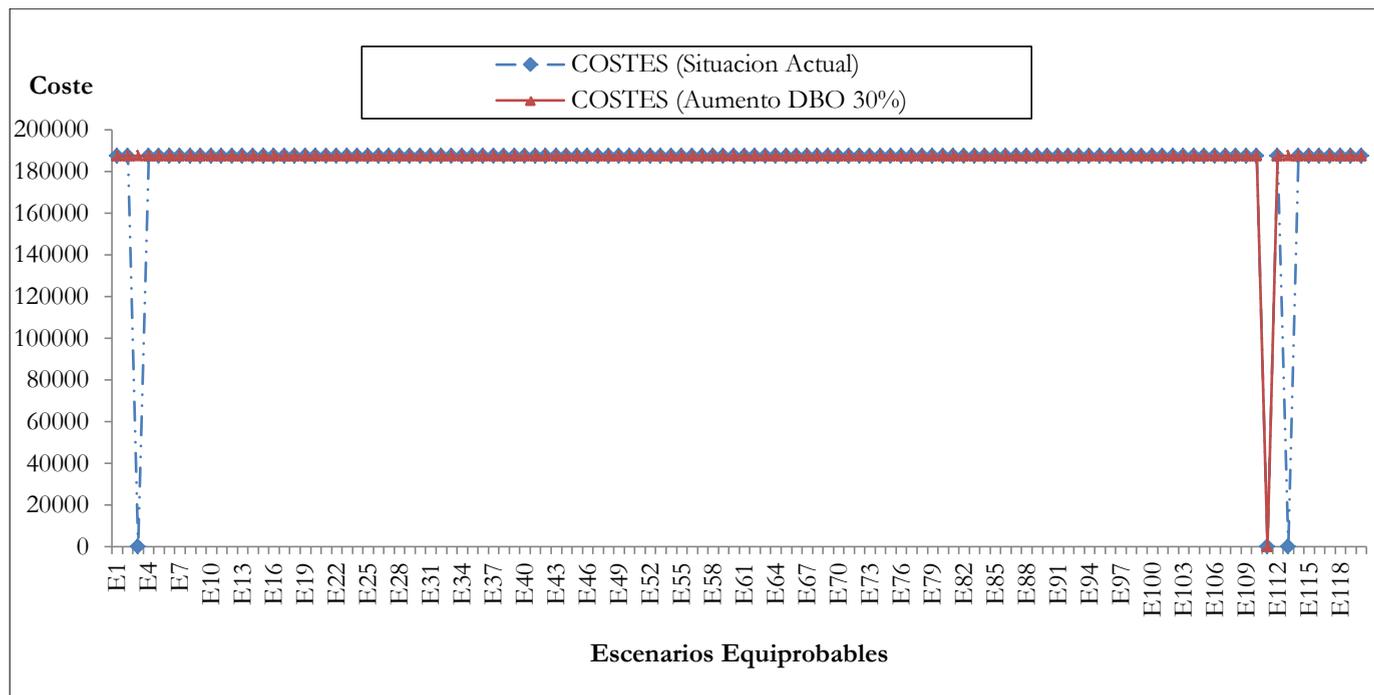


Figura. 6.25 Costes del Escenario sintético: Incremento del 30% en la DBO (Vertidos)

En la Figura. 6.25, se hace un análisis comparativo entre los costes obtenidos para los Escenarios Hidrológicos Equiprobables (EHE) en la condición actual, y los costes obtenidos para el escenario sintético donde se supone un incremento del 30% en la concentración de la DBO para los efluentes de la cuenca hidrográfica. Este incremento de la contaminación en DBO implica que la medida de la EDAR Alcoi (md1), se active en dos EHE adicionales (E3 y el E113), los cuales no se activaron en la condición normal. Esta activación adicional de la medida en los EHE citados implica necesariamente un incremento de los costes.

Aunque en el escenario de incrementar en un 30% la concentración de DBO en los vertidos de la cuenca, se esperaría una mayor activación especialmente de otras medidas a parte de la medida md1 (Alcoi), se debe resaltar que en el cauce principal y en general en las cuatro subcuencas del río Serpis, las concentraciones de DBO en los tramos y masas diferente al tramo 1 de la masa 3 (Aguas abajo vertido de Alcoi) están con valores de DBO muy bajos (2.0 – 3.0 mg/L), lo que permite un gran margen con respecto al objetivo medioambiental de DBO (6.0 mg/L) que hace que las demás medidas en la cuenca sigan sin activarse.

Mientras que en el escenario base los costes acumulados de la medida md1 (Alcoi) en los diferentes meses donde se activa (117 meses de los 120 analizados), es del orden de 263.058.443 Euros; el escenario sintético presenta un costo acumulado de 267.555.169 Euros, tal como se observa en la Figura. 6.26.

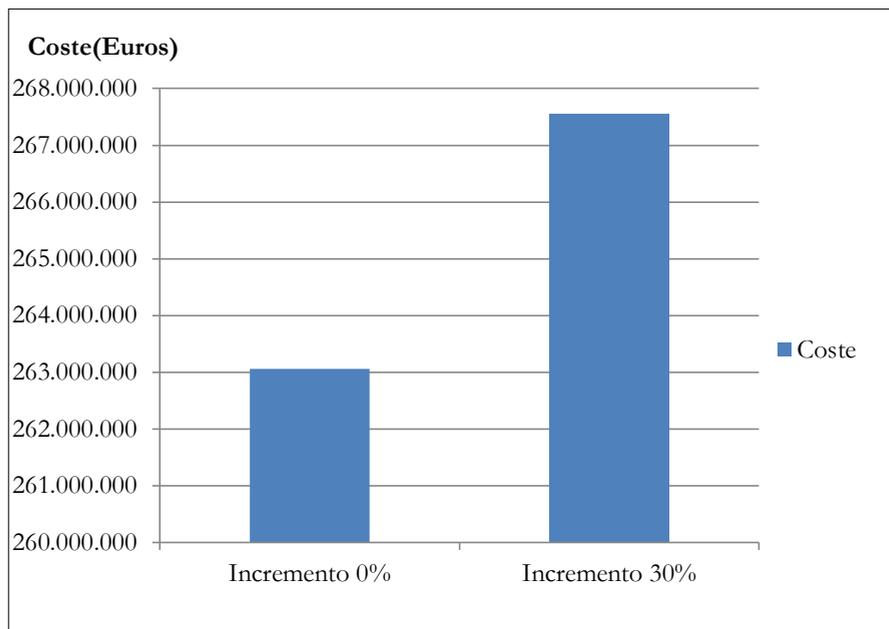


Figura. 6.26 Costes acumulados del Escenario Base Vs. Sintético (incremento DBO 30%)

- *Análisis de Sensibilidad para DBO*

Con el propósito de evaluar la sensibilidad del modelo Hidro-Económico para la DBO, se han variado los objetivos medioambientales (OMA) empleando restricciones de calidad del agua bien sea más de forma más estricta, o bien de forma menos estricta, es decir en esta última relajando el OMA para la DBO. En la Figura 6.27 se puede observar la correlación ya sea en reducción o incremento de los costes para la cuenca del Serpis con respecto a la variación de los objetivos medioambientales. En este caso, inicialmente se ha incrementado el OMA con valores de 7,0 y 8,0 mg/l, siendo estas dos situaciones menos exigentes con respecto a el OMA fijado por la autoridad ambiental (OMA= 6.0 mg/L). Así mismo, se ha restringido el OMA con valores

inferiores a 4.0 y 5.0 respectivamente, siendo estas últimas situaciones hipotéticas donde se hace más riguroso el OMA y por ende se espera un incremento económico en la ejecución del modelo hidro-económico durante un espacio temporal de 120 meses (1995 - 2005).

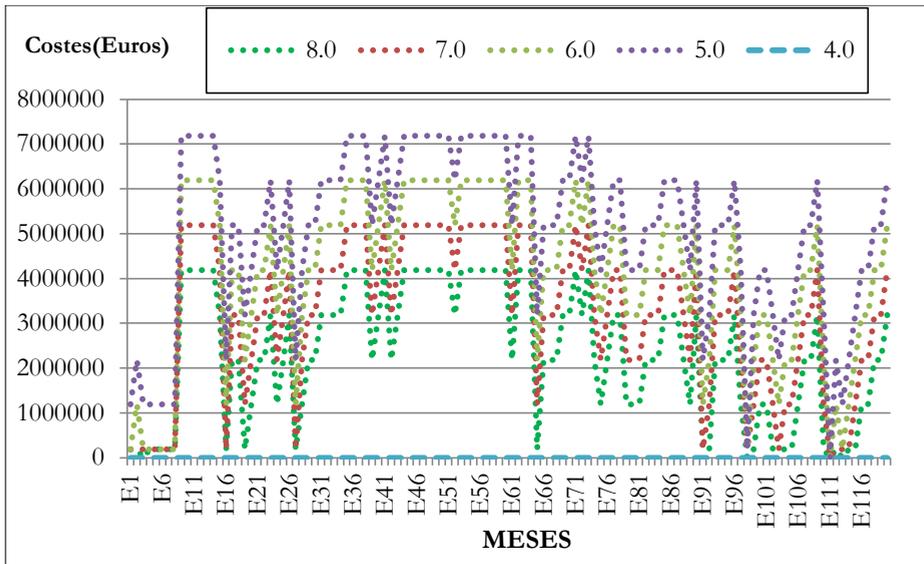


Figura. 6.27 Variación de Objetivos Medioambientales (OMA) y costes para la DBO cuenca Serpis

En la Figura. 6.27, se aprecia como a medida que el OMA se relaja ( $DBO \geq 6,0$  mg/l) los costes de activación de medidas disminuyen; caso contrario sucede cuando el OMA se hace más estricto ( $DBO \leq 6,0$  mg/l) donde el coste de activación de las medidas aumenta. En este análisis de sensibilidad se puede observar que si en el modelo se restringe el OMA a 4,0 mg/l no se encuentra una solución óptima para este escenario, de esta manera el OMA más estricto y factible es el valor de 5,0 mg/l (OMA = 5,0 mg/l), para este OMA se observa un incremento

en costes del orden de € 2.000.000 de euros con respecto al OMA establecido en 6.0 mg/L, durante el periodo analizado. Se resalta que la variación de los OMA corresponde a una condición hipotética en el caso de que la autoridad ambiental decidiera ampliar o reducir el umbral de objetivos medioambientales especialmente en masas de agua donde no hay mucha presión de impactos.

En la Figura. 6.28, se presenta la sumatoria total de los costes para cada uno de los OMA propuestos en el análisis de sensibilidad, se observa como a medida que el objetivo de calidad se hace más estricto el costo aumenta y para el caso hipotético que se planteara un OMA equivalente a 4 mg/l, el modelo HidroEconómico no encuentra una solución óptima para éste.

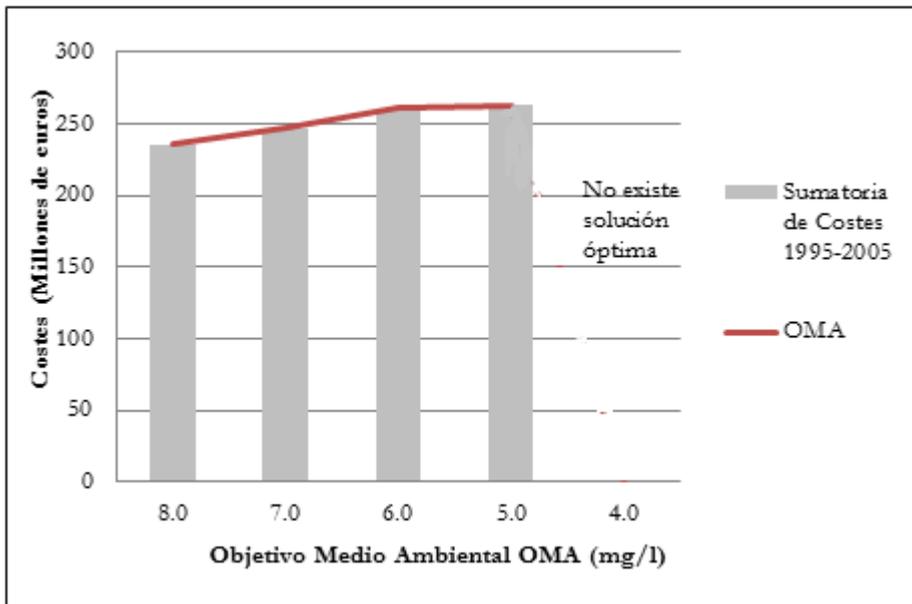


Figura. 6.28 Análisis de la sumatoria de costes Vs. OMA durante 1995-2005 para la DBO

### 6.2.3 Modelo Hidro-Económico para Fósforo (P)

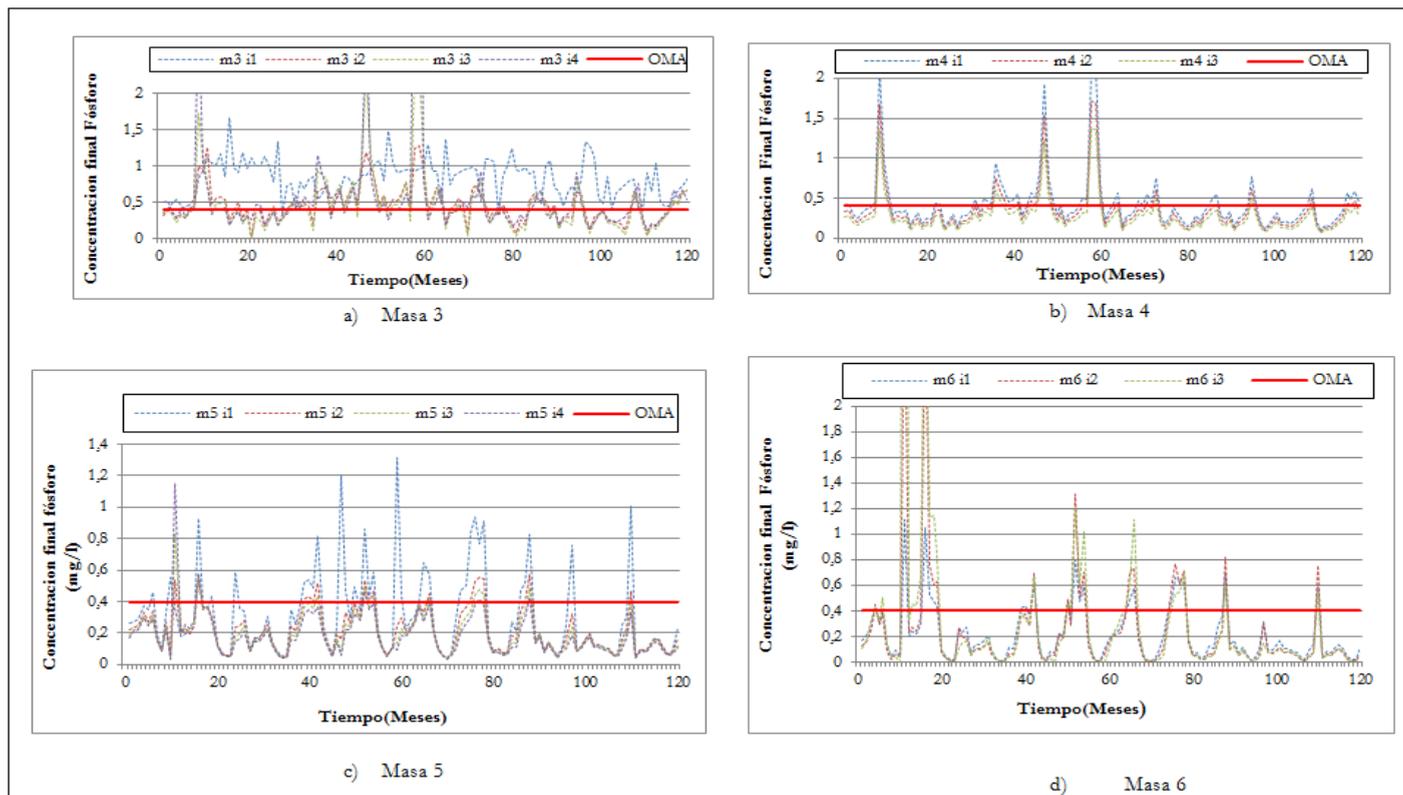
- *Análisis de resultados modelización calidad del agua (Escenarios Hidrológicos Equiprobables)*

En la Figura. 6.29, se presenta la concentración final del parámetro fósforo (P) y el OMA de las masas y tramos de del cauce principal del río Serpis a una escala temporal como la media mensual de los diferentes Escenarios Hidrológicos Equiprobables (EHE), al igual que en la DBO se ha analizado un periodo de 120 EHE entre Octubre de 1995 y Septiembre del 2005. En términos generales se observa que para algunos EHE no se está cumpliendo con el objetivo de calidad propuesto ( $P \leq 0,40$  mg/l) en las diferentes masas de agua analizadas, gráficamente se aprecia que la masa menos impactada en cuanto al parámetro del fósforo (P) es la masa 8 y la masa con mayor impacto en la concentración de este parámetro es la masa 3, presentándose valores altos de concentración en el tramo 1.

En la Figura. 6.30, se presenta el perfil de concentración del parámetro fósforo (P) para cada uno de los meses del año, representados como la media mensual multianual para cauce principal del río Serpis detallado a nivel de tramos y masas de agua. Realizando un análisis por masas y tramos se puede apreciar que para la masa 3 tramo 1 (m3 i1) ninguno de los meses cumple con el OMA. Igualmente se observa que el mes donde se presenta mayor contaminación por el parámetro analizado (P) es Agosto, en el cual se presentan los valores más altos de (P) principalmente en los tramos de las masa 3 y 4, en el tramo 3 de la masa 6 (m6 i3) y en los tramos 1 y 2 de la masa 7 (m7 i1, m7 i2).

El incumplimiento del OMA en las diferentes masas y tramos de agua del río Serpis, hace que sea necesaria la activación de medidas que ayuden a reducir o eliminar la concentración de fósforo (P) y de esta manera mitigar el impacto sobre el cauce principal del río. Con la implementación del modelo HidroEconómico para el parámetro analizado se obtiene el resultado de Tabla 6.17, en la cual se presentan las medidas que se han activado y el coste mínimo de activación de cada una de ellas para reducir la concentración del fósforo y de esta manera cumplir con OMA ( $P \leq 0,40$  mg/l) definido para el río Serpis.

Figura. 6.29 Concentración final de Fósforo (P), OMA en masas y tramos del cauce principal del río Serpis (1995-2005).



(Continuación Figura 6.29)

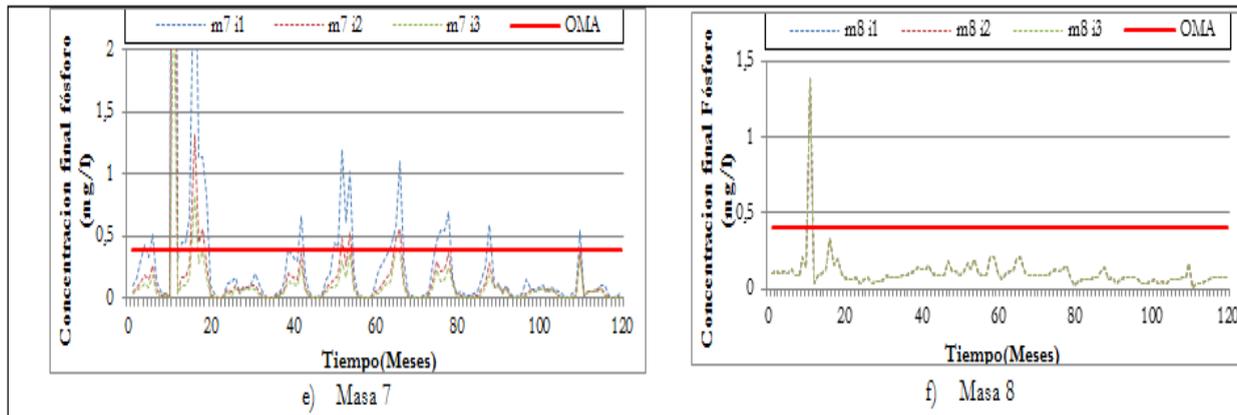
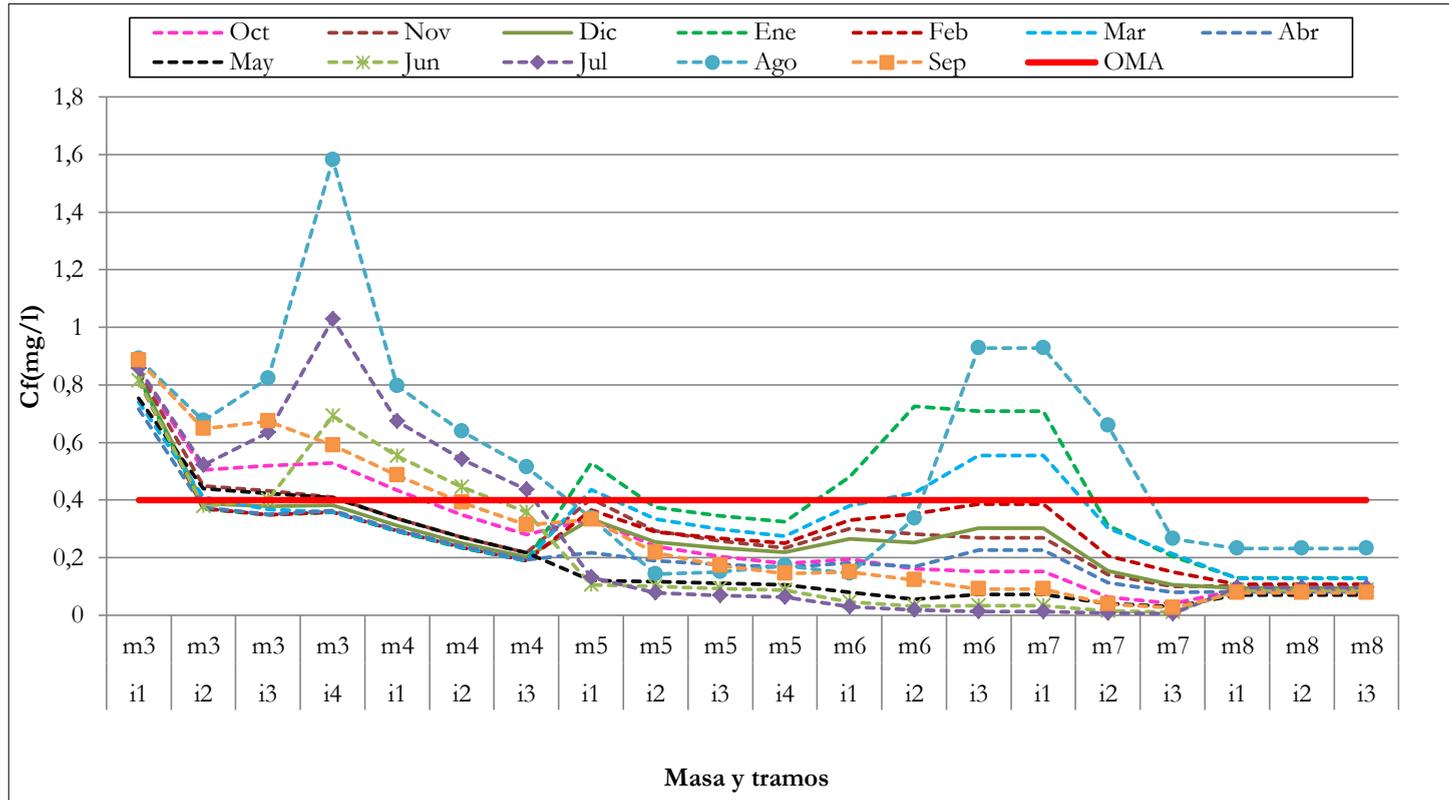


Figura. 6.30 Concentración Final Fósforo, OMA en masas y tramos del cauce principal del río Serpis Media mensual multianual (1995 – 2005)



**Tabla 6.17 Coste mínimo de la activación de las medidas para alcanzar el OMA en fósforo (P) para las masas de agua de la cuenca del río Serpis**

<b>EH E</b>	<b>Activación de medidas</b>	<b>Coste Mínimo (Euros) CAE</b>	<b>EHE</b>	<b>Activación de medidas</b>	<b>Coste Mínimo (Euros) CAE</b>	<b>EH E</b>	<b>Activación de medidas</b>	<b>Coste Mínimo (Euros) CAE</b>
E1	Margarida (mdsC1)	€ 827	E41	Margarida (mdsC1)	€ 827	E81		
E2	Margarida (mdsC1)	€ 827	E42			E82		
E3	Margarida (mdsC1)	€ 827	E43	Margarida (mdsC1)	€ 827	E83		
E4			E44	Margarida (mdsC1)	€ 827	E84		
E5	Margarida (mdsC1)	€ 827	E45	Margarida (mdsC1)	€ 827	E85	Margarida (mdsC1)	€ 827
E6	Margarida (mdsC1)	€ 827	E46	Margarida (mdsC1)	€ 827	E86	Margarida (mdsC1)	€ 827
E7	Margarida (mdsC1)	€ 827	E47	Margarida (mdsC1)	€ 827	E87	Margarida (mdsC1)	€ 827
E8	Margarida (mdsC1)	€ 827	E48	Margarida (mdsC1)	€ 827	E88		
E9	Margarida (mdsC1)	€ 827	E49	Margarida (mdsC1)	€ 827	E89		
E10	Margarida (mdsC1)	€ 827	E50			E90		
E11	Benimarfull (md3) Margarida (mdsC1) Benicolet (mdsD2) Almiseira (mdsD4)	€ 125.852	E51	Margarida (mdsC1)	€ 827	E91		
E12			E52			E92		
E13			E53			E93		
E14	Margarida (mdsC1)	€ 827	E54			E94	Margarida (mdsC1)	€ 827

(Continuación Tabla 6.17)

EHE	Activación de medidas	Coste Mínimo (Euros) CAE	EHE	Activación de medidas	Coste Mínimo (Euros) CAE	EHE	Activación de medidas	Coste Mínimo (Euros) CAE
E15	Margarida (mdsC1)	€ 827	E55	Margarida (mdsC1)	€ 827	E95	Margarida (mdsC1)	€ 827
E16			E56	Margarida (mdsC1)	€ 827	E96	Margarida (mdsC1)	€ 827
E17			E57	Margarida (mdsC1)	€ 827	E97		
E18			E58	Benifarmull (md3) Margarida (mdsC1)	€ 121.212	E98		
E19			E59	Margarida (mdsC1)	€ 827	E99		
E20			E60	Margarida (mdsC1)	€ 827	E100		
E21			E61			E101		
E22	Margarida (mdsC1)	€ 827	E62	Margarida (mdsC1)	€ 827	E102		
E23	Margarida (mdsC1)	€ 827	E63	Margarida (mdsC1)	€ 827	E103		
E24			E64	Margarida (mdsC1)	€ 827	E104		
E25			E65			E105		
E26			E66			E106		
E27			E67			E107	Margarida (mdsC1)	€ 827
E28			E68	Margarida (mdsC1)	€ 827	E108	Margarida (mdsC1)	€ 827
E29			E69	Margarida (mdsC1)	€ 827	E109	Margarida (mdsC1)	€ 827
E30			E70	Margarida (mdsC1)	€ 827	E110		
E31	Margarida (mdsC1)	€ 827	E71	Margarida (mdsC1)	€ 827	E111		

(Continuación Tabla 6.17)

EHE	Activación de medidas	Coste Mínimo (Euros) CAE	EHE	Activación de medidas	Coste Mínimo (Euros) CAE	EHE	Activación de medidas	Coste Mínimo (Euros) CAE
E32			E72	Margarida (mdsC1)	€ 827	E112		
E33	Margarida (mdsC1)	€ 827	E73	Margarida (mdsC1)	€ 827	E113		
E34	Margarida (mdsC1)	€ 827	E74			E114		
E35	Margarida (mdsC1)	€ 827	E75			E115		
E36	Margarida (mdsC1)	€ 827	E76			E116		
E37	Margarida (mdsC1)	€ 827	E77			E117	Margarida (mdsC1)	€ 827
E38	Margarida (mdsC1)	€ 827	E78			E118	Margarida (mdsC1)	€ 827
E39	Margarida (mdsC1)	€ 827	E79			E119	Margarida (mdsC1)	€ 827
E40	Margarida (mdsC1)	€ 827	E80			E120	Margarida (mdsC1)	€ 827

En la Tabla 6.17, se aprecia que la EDAR con mayor número de activaciones para aportar al alcance de los OMA es la EDAR Margarida (mdsC1) la cual se activa en un 50% de los EHE. Esta EDAR se encuentra localizada en la subcuenca Bco. La Encantada cuyo cauce desemboca sobre el tramo xx de la masa y del cauce principal del río Serpis. Otras medidas que se activan con el fin de cumplir el OMA son Benimarfull (EHE 11 y 58), Benicolet (EHE 11), Almisera (EHE 11). En este orden de ideas se puede concluir que el EHE más crítico es el EHE 11, el cual corresponde a una condición de caudales mínimos, razón por la cual es necesaria la activación de las medidas citadas.

En algunos casos se presentó que para el parámetro analizado (P) se identificaron los caudales bajos como el escenario más críticos debido a las activaciones de las EDAR Benimarfull, Margarida, Benicolet y Almisera las cuales deben de tener prioridad para alcanzar el OMA para Fósforo en la cuenca y que se encuentran espacialmente en diferentes sitios de la cuenca y subcuencas del río Serpis. A continuación en la Tabla 6.18, se presentan los costes para cada una de las medidas:

**Tabla 6.18 Costes de la activación de las medidas para alcanzar OMA del parámetro Fósforo (P)**

	<b>Benimarfull (cauce principal)</b>	<b>Margarida (subcuenca Bco. La Encantada)</b>	<b>Benicolet (subcuenca Bernisa)</b>	<b>Almisera (subcuenca Bernisa)</b>	<b>Total</b>
<b>Población Servida (Hab-Eq)</b>	590	174	362	786	1912
<b>CAE</b>	120.385 €	827 €	1.565 €	3.075 €	125.852 €
<b>Inversión</b>	440.033 €	3.021 €	5.720 €	11.241 €	460.016 €
<b>Operación y Mantenimiento</b>	88.007 €	604 €	1.144 €	2.248 €	92.003€

La Figura. 6.31, muestra la sumatoria de los Costes Anuales Equivalentes (CAE), Inversión, Operación y Mantenimiento, para la Activación de las medidas para alcanzar el OMA para el Fósforo en el cauce principal y subcuencas del río Serpis.

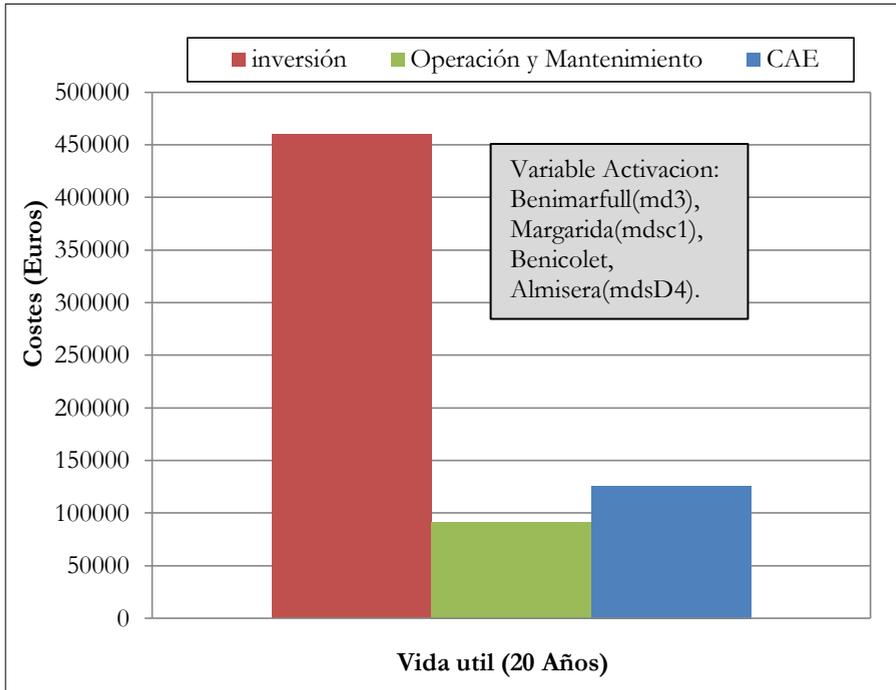


Figura. 6.31 Costes de las Variables de Activación de las medidas para alcanzar OMA en Fósforo cuenca Serpis

En la Figura. 6.32, se presenta la localización y la tecnología de las diferentes EDARs que se activan para alcanzar el OMA en la cuenca del río Serpis. Para la EDAR Margarida a pesar de ser la medida que más veces se activa dentro de los EHE presenta los costes más bajos (ver Tabla 6.18) en cuanto inversión, operación y mantenimiento, y CAE, debido a la poca población servida (140 Hab.-Eq); por lo tanto no se necesita una infraestructura robusta para el control de la contaminación del Fósforo (P). Para la EDAR Benimarfull se presentan los costes más altos, este coste se incrementa debido a que la tecnología implementada es **Aireación prolongada**, la población servida por esta EDAR es de 590 (Hab. Eq). Finalmente si se analiza la EDAR Almisera, la cual tiene una población servida de 786 (Hab.-Eq) la cual es mayor que la EDAR

Benimarfull pero presenta unos costes de activación menores, esto se debe a que la EDAR Almiserà implementa la tecnología de **Lecho Bacteriano** la cual es mucho más Coste-Económica.

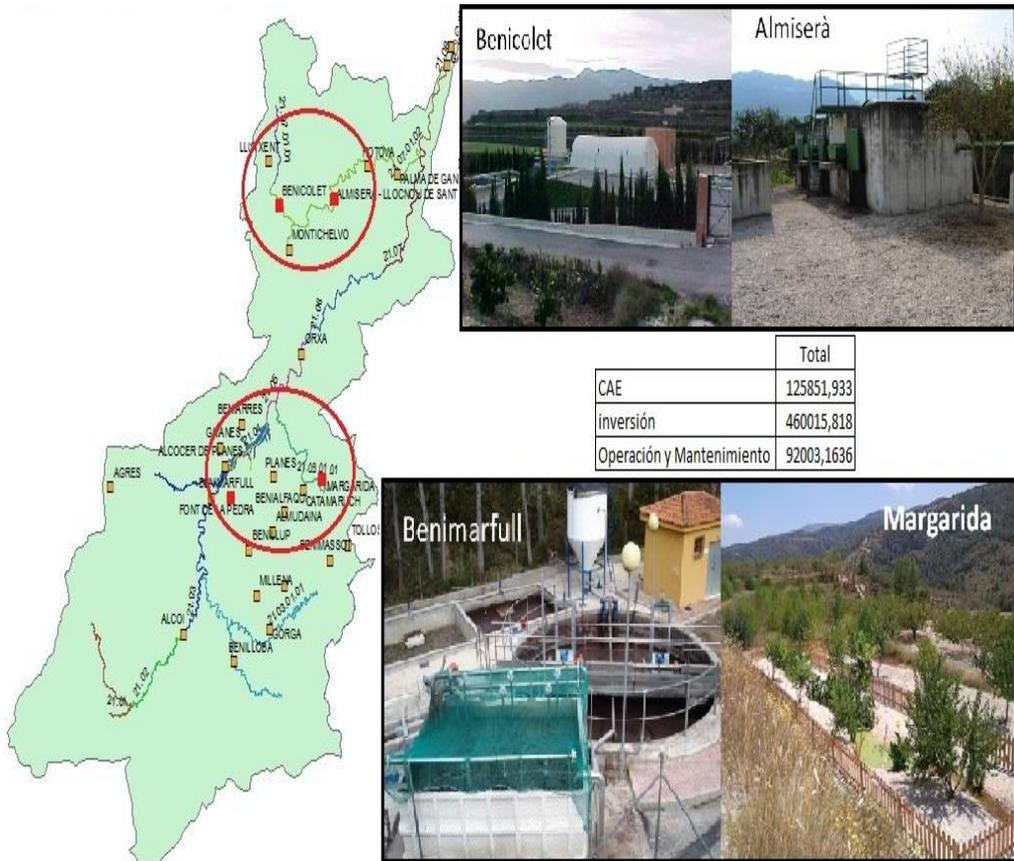


Figura. 6.32 Localización y tecnología de EDARs activadas para alcanzar el OMA del Fósforo en la cuenca del río Serpis

(Fuente: [www.epsar.gva.es](http://www.epsar.gva.es))

- *Análisis de Escenarios Sintéticos para Fósforo (P)*

Debido a los bajos niveles de contaminación en el fósforo (P) para la cuenca hidrográfica del río Serpis, y con el propósito de evaluar la bondad del modelo Hidro-económico desarrollado, se han generado unos escenarios sintéticos donde se ha supuesto condiciones que incrementan hipotéticamente la contaminación producida por el parámetro Fósforo (P) en la cuenca. Se formulan dos escenarios hipotéticos en los cuales se presume un incremento del 30% en los efluentes de las EDARs, este incremento se supone sería por el crecimiento poblacional e industrial en la zona.

- *Incremento del Fósforo (P) (30% Efluentes)*

En este escenario hipotético se propuso simular un incremento del 30% en la concentración del parámetro fósforo (P) en los efluentes de las EDARs, a partir del Escenario Base (condiciones actuales de la Cuenca), teniendo en cuenta 120 Escenarios Hidrológicos Equiprobables EHE); los resultados de esta hipótesis se presentan en la Figura. 6.33.

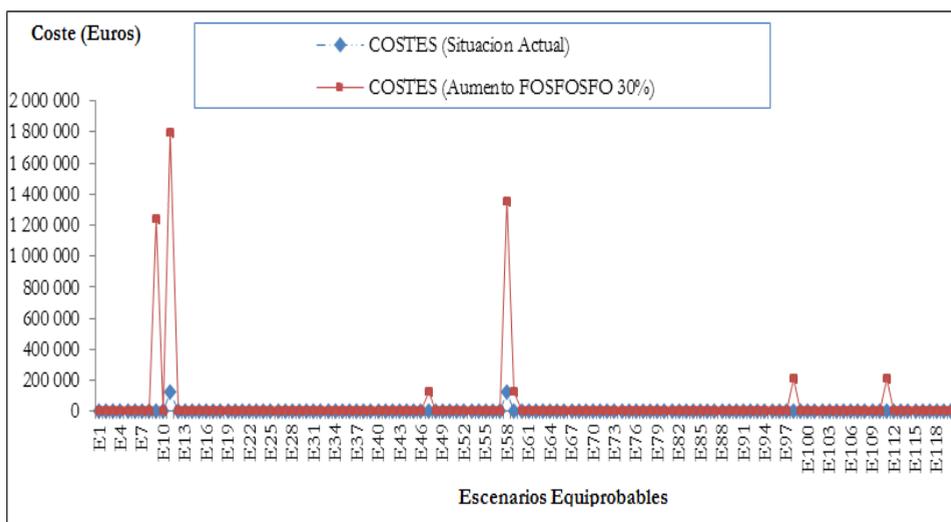


Figura. 6.33 Curva de costes escenario base y escenario hipotético (aumento 30% concentración del Fósforo) efluente de las EDAR cuenca del río Serpis

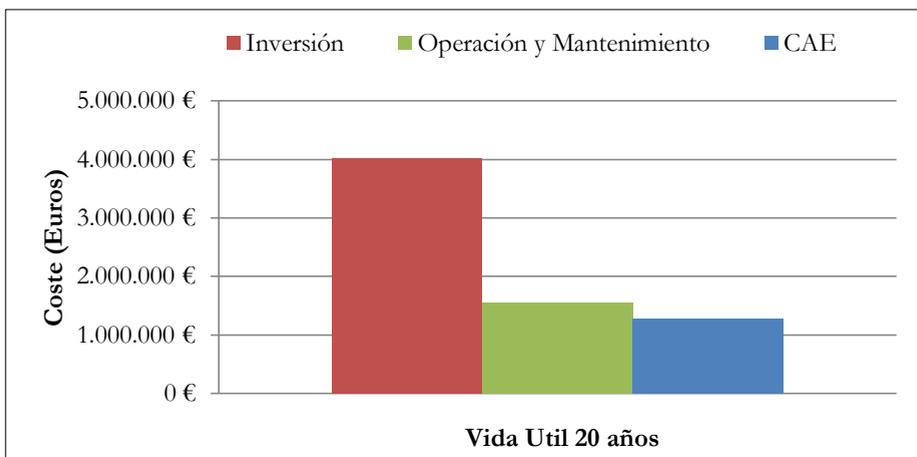
En la Figura. 6.33, se observa que si se incrementa la concentración del Fósforo en un 30%, simultáneamente se activan medidas adicionales necesarias para cumplir con el OMA propuesto, lo cual implica un aumento en los costes de activación. Se ha podido identificar que las medidas que se activan con este incremento en la concentración del P son las que se muestran en la Tabla 6.19, donde adicionalmente se presentan los costos de activación de las mismas representados en Inversión, Operación y Mantenimiento y el Coste Anual Equivalente; igualmente en esta tabla se presenta el total de la población servida por cada una de las medidas activadas. Finalmente se observa en dicha figura que los EHE en los cuales hay mayor activación de medidas son el E9, E11 y el E58.

Tabla 6.19 Coste de medidas activadas con un incremento del 30% en la concentración del Fósforo

EDAR	Alcoy(md1)	Benimarfull (md3)	Gaianes (md5)	Planes (md7)	Balones (mdsA3)	Gorga (mdsA4)
Poblacion Servida (Hab-Eq)	136004	590	353	492	567	400
CAE	€ 274,136	€ 120,385	€ 88,089	€ 107,796	€ 117,509	€ 95,045
Inversión	€ 1,002,028	€ 440,033	€ 321,982	€ 394,016	€ 85,904	€ 69,482
Operación y Mantenimiento	€ 200,405	€ 88,007	€ 64,396	€ 78,803	€ 429,521	€ 347,411
EDAR	Millena (mdsA5)	Margarida (mdscl)	Llutxent (mdsD1)	Benicolet (mdsD2)	Almisera (mdsD4)	Total
Población Servida (Hab-Eq)	416	174	3653	362	786	143797
CAE	€ 97,339	€ 827	€ 364,808	€ 1,565	€ 3,075	€ 1,270,574
Inversión	€ 355,796	€ 3,021	€ 1,333,453	€ 5,720	€ 11,241	€ 4,022,676
Operación y Mantenimiento	€ 71,159	€ 604	€ 266,691	€ 1,144	€ 2,248	€ 1,550,389

Al incrementar el parámetro Fósforo en un 30% se puede apreciar un incremento bastante considerable en la activación de las medidas respecto al escenario base, este incremento se debe a que en esta condición hipotética se activaría la medida Alcoi (md1) la cual tiene unos costes de inversión, operación y mantenimiento, y CAE bastante elevados en comparación con las otras medidas activadas, estos costes elevados se deben a que la comunidad de Alcoi tiene una población atendida de 136.004 Hab.-Eq. Lo cual hace necesario la implementación de un sistema de tratamiento más robusto y complejo que las demás medidas implementadas.

En la Figura. 6.34, se presenta el acumulado total de los costes de activación de las medidas presentada en la Tabla 6.19, correspondientes a un incremento del 30% en la concentración del Fósforo. El mayor coste de las variables de activación corresponde a la inversión el cual equivale a unos € 4.022.676; la Operación y Mantenimiento es del orden de € 1.550.389 y finalmente el CAE acumulado suma € 1.270.574. Estando estos costes muy por encima de los costes estimados en la condición base.



**Figura. 6.34** Costes de las variables de Activación de las medidas para alcanzar OMA en Fósforo aumentando 30% de la concentración en la cuenca del río Serpis

Finalmente en la Figura. 6.35, se presenta la localización de las medidas activadas en la cuenca del río Serpis con la implementación de este escenario hipotético.

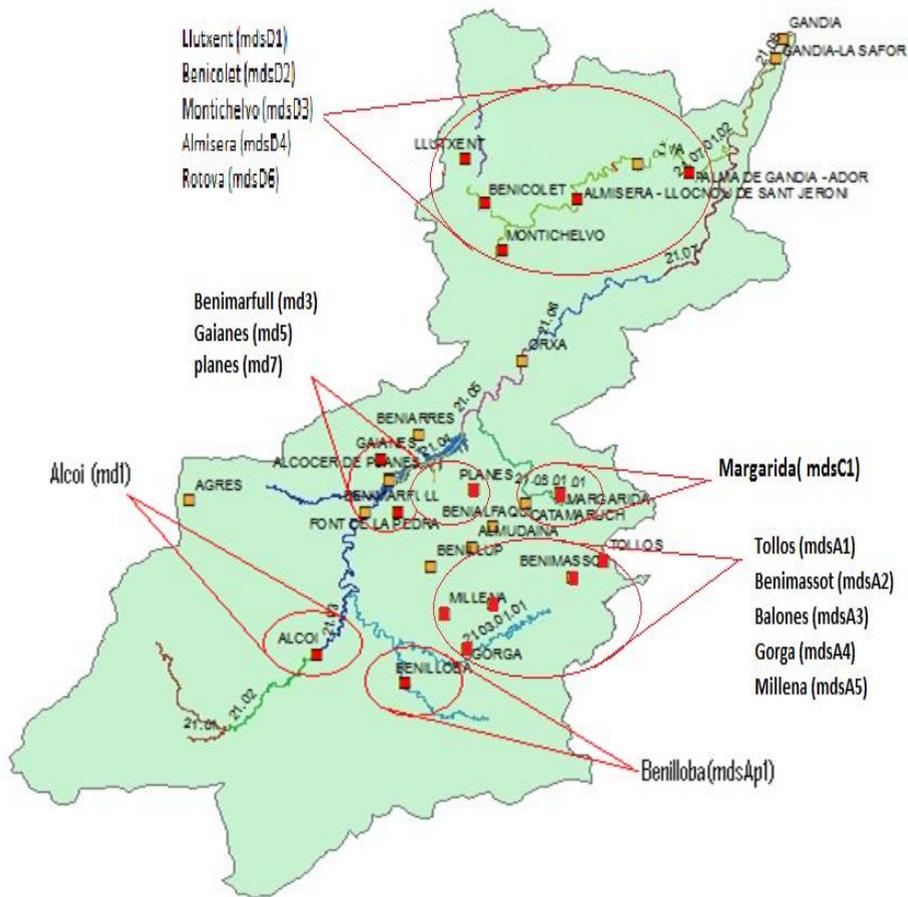


Figura. 6.35 Localización de la activación de las EDARs para el aumento del fósforo en un 30% en la cuenca del río Serpis

- *Análisis de sensibilidad para Fósforo (P)*

Con el propósito de evaluar la sensibilidad del modelo hidro-económico para fósforo (P), se han variado los objetivos medioambientales (OMA), empleando restricciones de calidad del agua bien sea más estricta o menos estricta, donde se puede apreciar la correlación ya sea en reducción o incremento de los costes para la cuenca del Serpis.

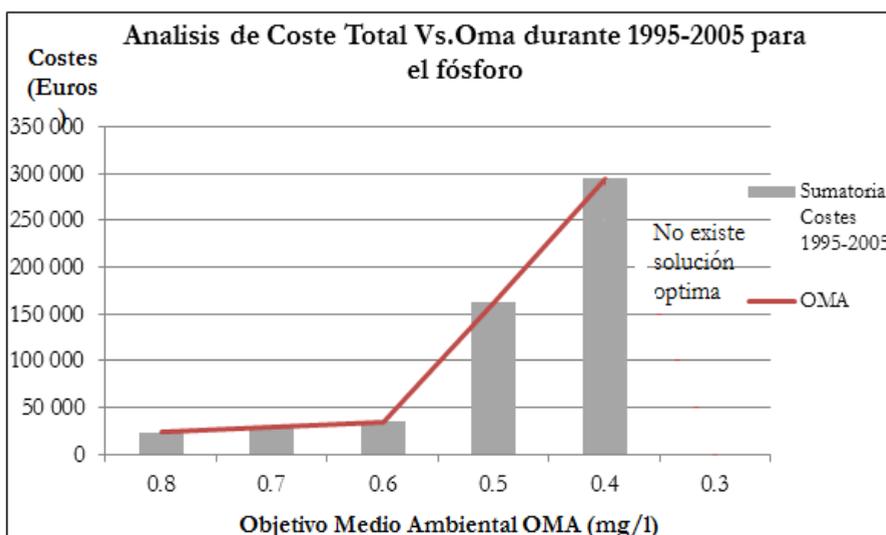


Figura. 6.36 Costes totales de activación de medidas para diferentes OMA del parámetro Fósforo (P) en la cuenca del río Serpis

En la Figura. 6.36, se puede apreciar como varían los costes totales de la activación de las medidas para cumplir con el OMA en Fósforo para la cuenca del río Serpis. Para el análisis de sensibilidad se varió el OMA del Fósforo entre un rango de 0,3 mg/l y 0,8 mg/l, con una amplitud de la variación de 0,1 mg/l obteniéndose OMA equivalentes a: 0,3 mg/l, 0,4 mg/l, 0,5 mg/l, 0,6 mg/l, 0,7 mg/l y 8,0 mg/l. como se observa en la figura entre más relajado el OMA ( $P > 0,4$  mg/l) los costes disminuyen, caso contrario sucede cuando el OMA se hace más estricto ( $P < 0,4$  mg/l) donde el coste aumenta hasta el punto en el que modelo no encuentra una solución óptima que cumpla con el OMA propuesto, este caso se presenta cuando se propone un OMA equivalente a  $P = 0,3$  mg/l, esta situación hace que el OMA más estricto en cuanto al parámetro fósforo que se puede dar en la cuenca del río Serpis es  $P = 0,4$  mg/l.

## 6.2.4 Restricciones Probabilísticas para DBO y Fósforo (P)

Como parte de los análisis posteriores a la implementación de los modelos hidro-económicos para la DBO y el P, a continuación se realizan un análisis de restricciones probabilísticas para los parámetros de DBO y P.

- *Planteamiento de las restricciones para DBO y Fósforo (P)*

Consiste en permitir una probabilidad de fallo de no alcanzar el objetivo medioambiental en un porcentaje del tiempo del periodo optimizado, relajando el cumplimiento de dichos OMA en un porcentaje del total del periodo. Esta probabilidad de fallo permite una reducción de costes en un número determinado de meses dentro del periodo analizado, representada en una relajación económica, de tal forma que se seleccionan cierto número de meses de fallo, los cuales presentan los costes más bajos y que son restados al coste total.

Para el caso de aplicación de las restricciones probabilísticas en la cuenca del Serpis, para diferentes periodos (12, 48, 72 y 120 meses) se ha adoptado una probabilidad de fallo del 10% del periodo, siendo equivalente a permitir que no se alcancen los objetivos medioambientales en una décima parte del tiempo analizado. Para este 10% del tiempo, dado que se presentan otros meses donde tampoco se alcanza los OMA, se ha adoptado tomar los primeros meses menores, los cuales se han restado del coste total en el periodo optimizado, produciendo una relajación en términos de la calidad del agua en los diferentes tramos y masas de la cuenca que no cumplen con los OMA, y adicionalmente representa una reducción en los costes totales de cumplir con dichos objetivos medioambientales.

A continuación desde la Figura. 6.37 hasta la Figura. 6.40 se presenta la comparación de los costes de activación de medidas, donde se tiene el coste total y el coste reducido producto de la restricción probabilística del 10% de fallo para los periodos de 12, 48, 72 y 120 meses, para cada uno de los parámetros analizados (DBO y Fósforo). En estas figuras se observa que para el periodo de 12 meses (Figura. 6.37) aplicando la restricción de probabilidad de fallo se tiene una reducción en el coste de 4.35% en la DBO y 0.62% en el parámetro Fósforo. Para el periodo de 48 meses (Figura. 6.38) la reducción que se obtiene es de 0,75% para la DBO y 0,55% para el Fósforo. Si se observa la Figura. 6.39 donde se analiza un periodo de 72 meses los costes se reducen en 0,47% para la DBO y 0,29% para el Fósforo. Finalmente si se analiza la restricción de probabilidades para el periodo de 120 meses (Figura. 6.40) la reducción de los costes equivale a 0,91% en la DBO y 0,18% en el Fósforo.

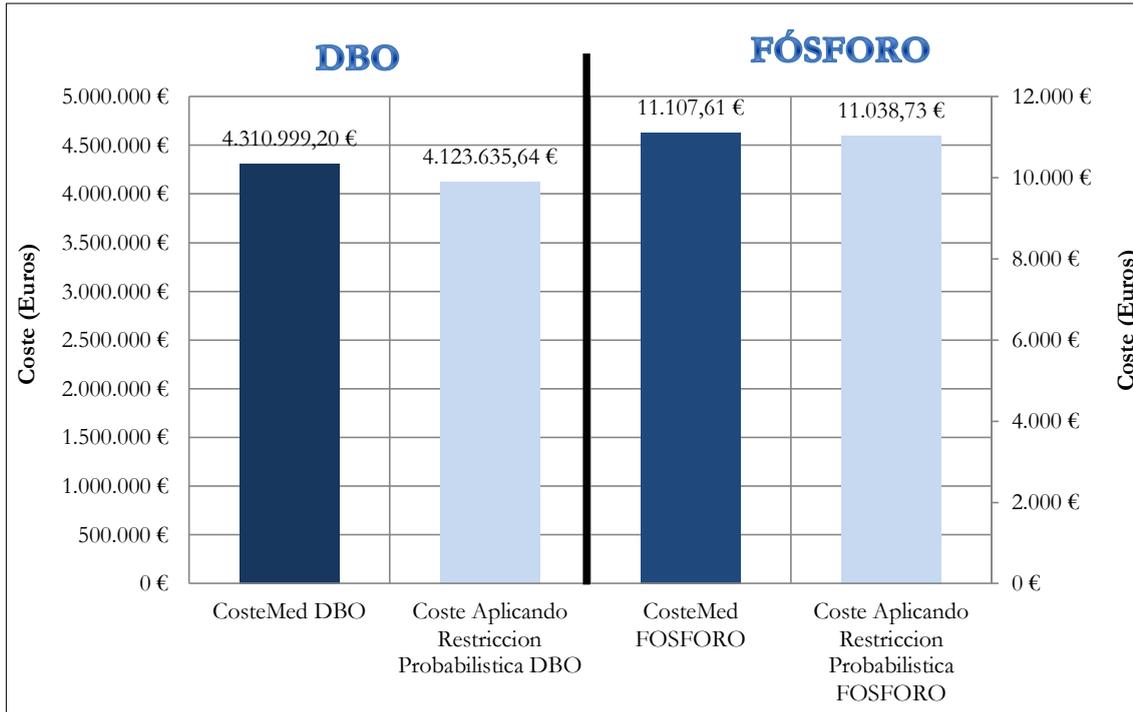


Figura. 6.37 Coste de las medidas Vs. Coste con restricción probabilística para un periodo de 12 meses para DBO y FÓSFORO

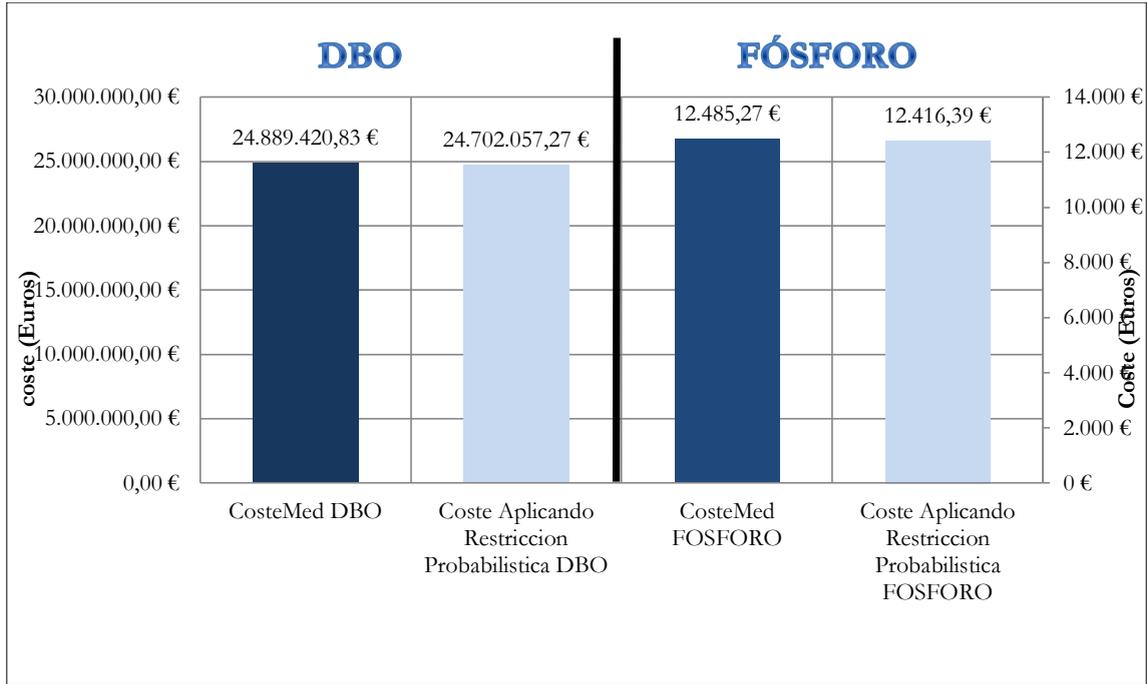


Figura. 6.38 Coste de las medidas Vs. Coste con restricción probabilística para un periodo de 48 meses para DBO y Fósforo

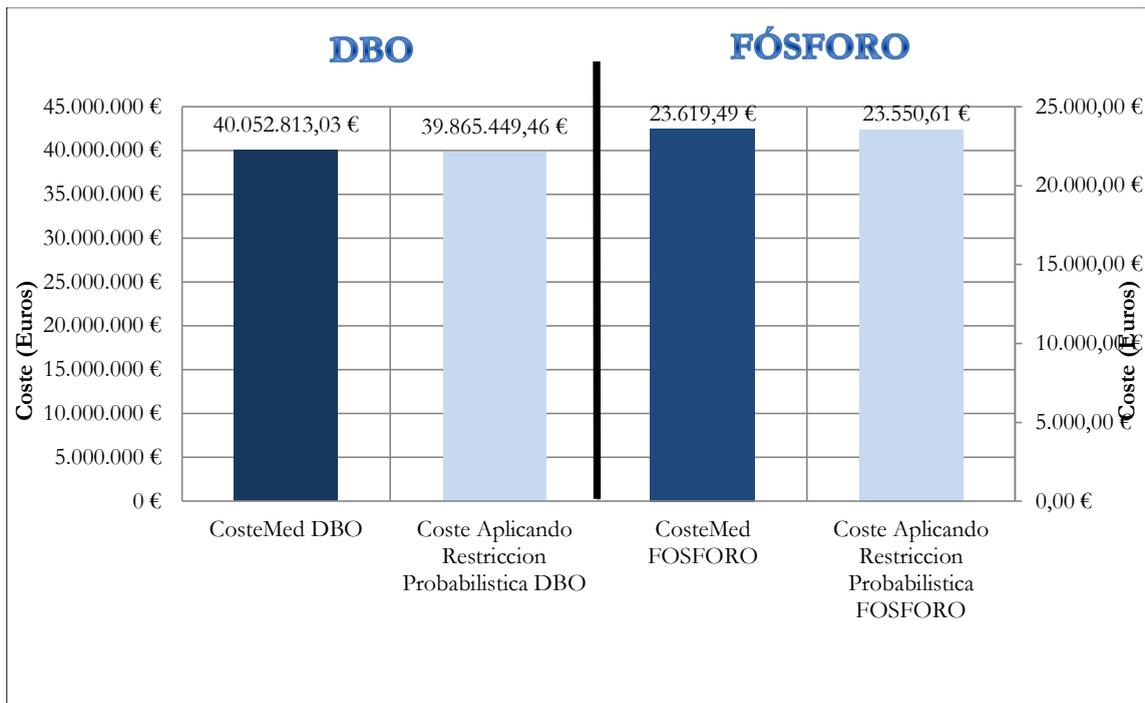


Figura. 6.39 Coste de las medidas Vs. Coste con restriccción probabilística para un periodo de 72 meses para Fósforo y DBO

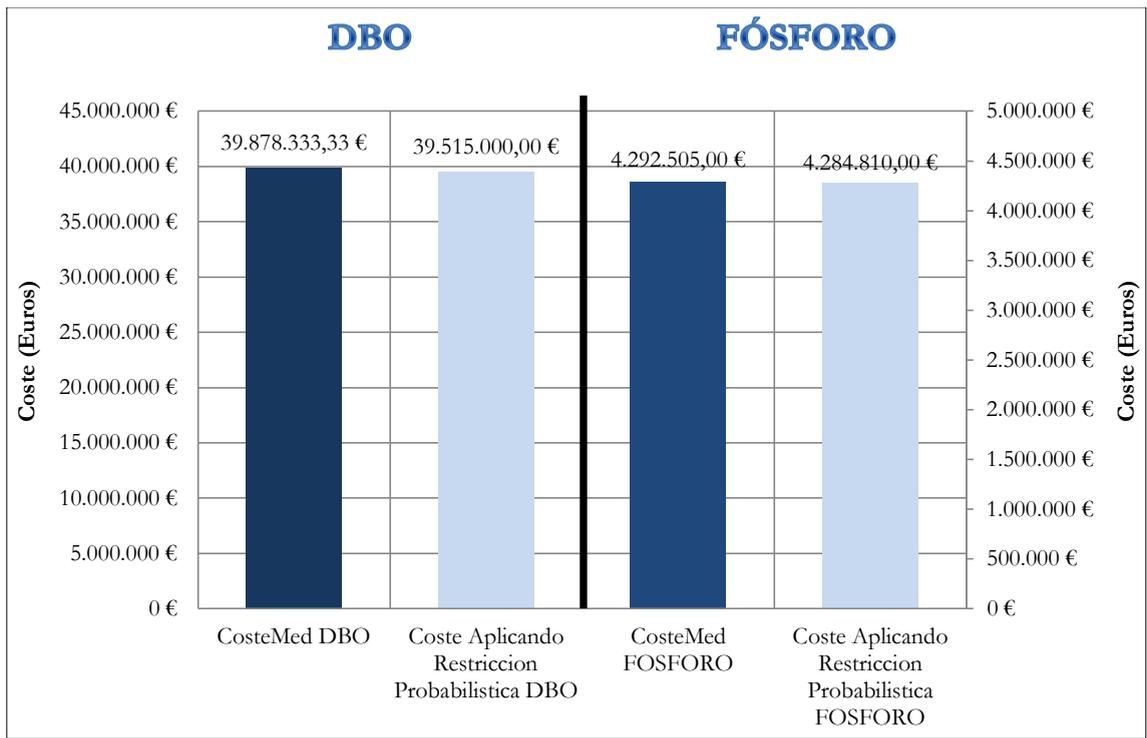


Figura. 6.40 Coste de medidas Vs. Coste con restricción probabilística para un periodo de 120 meses para DBO y FÓSFORO

### 6.2.5 Sensibilidad de los resultados a los estándares de calidad

Los precios duales o precios sombra para el modelo Hidro-Económico de la cuenca Serpis indican la mejora en el valor de la función objetivo si se "relaja" la restricción de calidad OMA o el empeoramiento si se la restringe, es decir es la cantidad en la cual variara el valor óptimo del coste de las medidas.

- *Precios sombra modelo Hidro-Económico DBO*

Por ejemplo, si se relaja la parte derecha de la restricción  $EqCcRest1\_DBO(m) \cdot (Cc\_DBO(m) - Vhm\_DBO(m)) = L = 6.0$ ; a un objetivo medioambiental de 5.0 mg/l encontramos que si restringe el objetivo medio ambiental a una DIFERENCIA de 1.0 mg/l de restricción costaría € 187.363 Euros. En la Figura. 6.41, se muestra los costes para los objetivos 5.0 y 6.0 mg/l y el precio sombra durante un coste total de 120 meses.

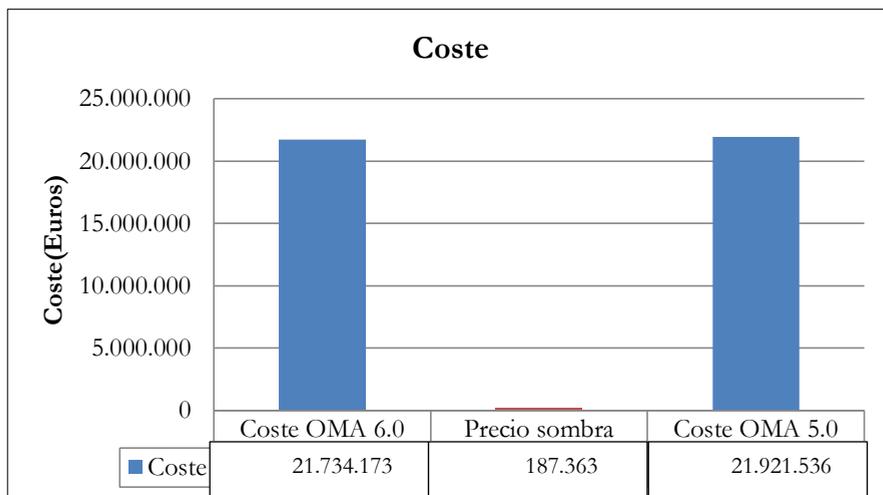


Figura. 6.41 Coste de la activación de las medidas y el precio sombra para OMA de 5(mg/l) y 6 (mg/l) en DBO (120 meses)

Durante el espacio temporal de 120 meses se puede observar en la Figura. 6.41 que el precio sombra es de € 187.363 Euros que corresponde a la activación de EDAR Alcoy en el Escenario Hidrológico Equiprobable (EHE) E98 por consiguiente se puede deducir que entre 1995-2005 el cambio del objetivo medio ambiental a 5.0 ml/l solo produciría la activación del EDAR Alcoy para mes de julio comprendido en el año hidrológico de 1999-2000 (ver Figura. 6.42). Igualmente se puede concluir que entre más estricto sea el OMA mayor será el coste de activación de las medidas ya que estas tendrán que activarse en EHE adicionales, y de esta forma cumplir con el OMA propuesto.

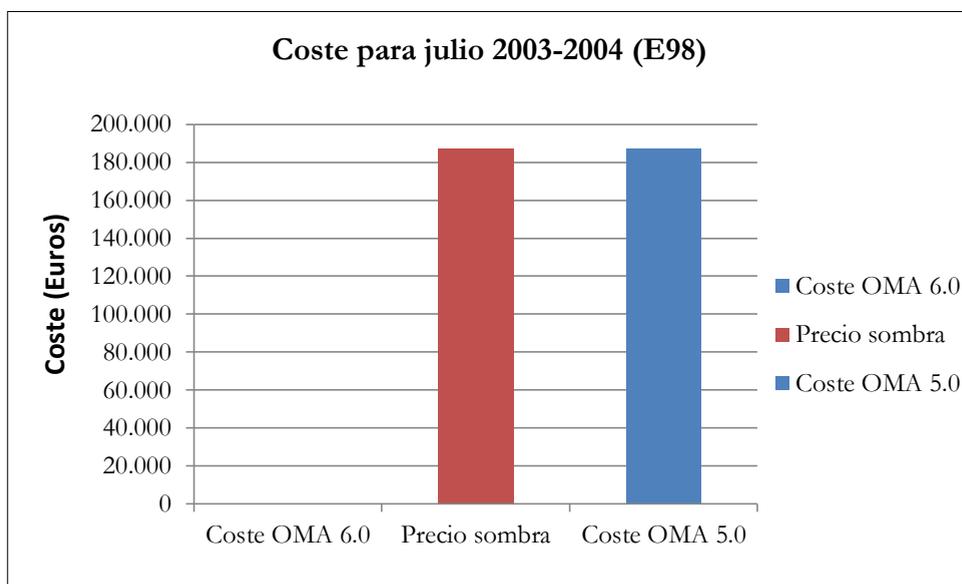
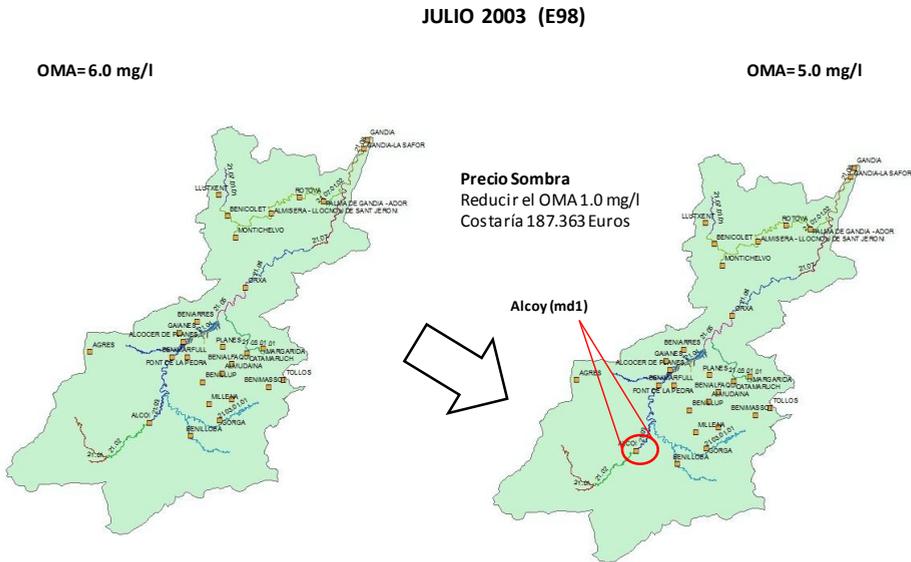


Figura. 6.42 Coste de la activación de la medida Alcoy mes de Julio (2003-2004) al reducir el OMA a 5,0 (mg/l) en DBO

Al realizar el cambio del OMA de la DBO, en este caso haciéndolo más estricto pasando de una DBO=6,0 mg/l a una DBO=5,0 mg/l se activa la medida Alcoy en el tramo 1 de la masa 3 (m3 i1) para el mes de

Julio del año 2003-2004; la localización de esta activación se presenta en la Figura. 6.43:



**Figura. 6.43 Localización de la activación de la medida Alcoy mes de Julio (2003-2004) al reducir el OMA a 5 (mg/l) en DBO**

Una vez estimado el precio sombra para la condición en la cual se hace más estricto el OMA, se procede a estimar el mismo pero planteando la relajación de la parte derecha de la restricción de calidad, proponiendo relajar el OMA a 7.0 mg/l y 8.0 mg/l en DBO. Al plantear esta relajación en el OMA en la restricción de la función objetivo se puede apreciar en la Figura 7.48 una reducción en los costes de las medidas y un aumento del precio sombra al reducir en 1.0 mg/l y mucho más si se disminuye la restricción de calidad en 2.0 mg/l.

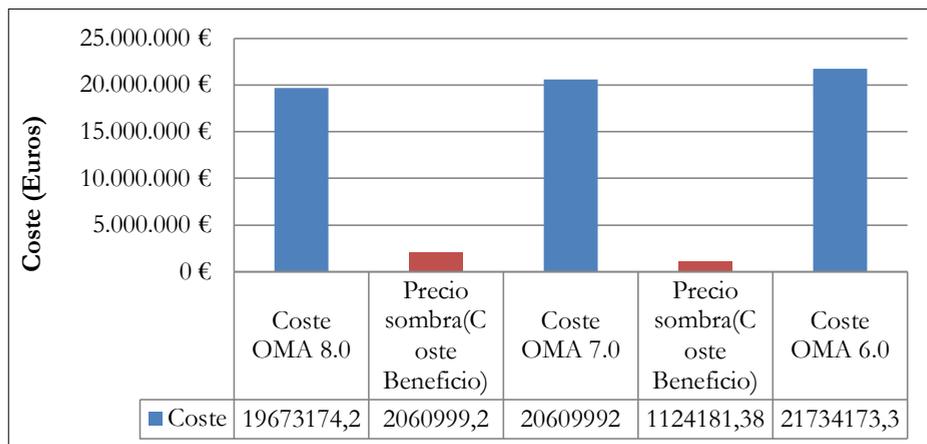


Figura. 6.44 Precio sombra para la relajación del OMA de la DBO a 7 (mg/l) y 8(mg/l)

En la Figura. 6.44, se puede observar el relajamiento y el coste beneficio si se aumentara en 1.0 mg/l o 2.0 mg/l el objetivo medio ambiental de la DBO para un espacio temporal de 120 meses (1995-2005), por lo tanto en la función objetivo, Coste de la medidas representaría el beneficio económico agregado del uso del agua, por ejemplo, si la directiva marco del agua aumentara el OMA de la DBO a 7.0 mg/l el costo beneficio sería de € 1.124.181 igualmente si decidiera aumentar la restricción del OMA a un 8.0 mg/l se tendría un coste beneficio de € 2.060.999 Euros, lo cual implicaría una relajación mucho mayor en la restricción de la calidad del agua en la cuenca del río Serpis.

- *Precios sombra Modelo Hidro-Económico para Fósforo*

Con relación al parámetro fósforo (P) si se restringe el lado derecho de la función objetivo ( $EqCcRest1\_p(m) \cdot (Cc\_p(m) - Vhm\_p(m)) = L = 0.4$ ); y se hace más estricto planteando una concentración de fósforo igual a 0.3 mg/l se observa que la condición del OMA de la Directiva Marco del Agua, se hace más complejo e inviable económicamente al punto de

no obtener una solución óptima, por lo tanto al reducir el OMA del Fósforo a 0,3 mg/l no existe coste beneficio alguno (Figura. 6.45).

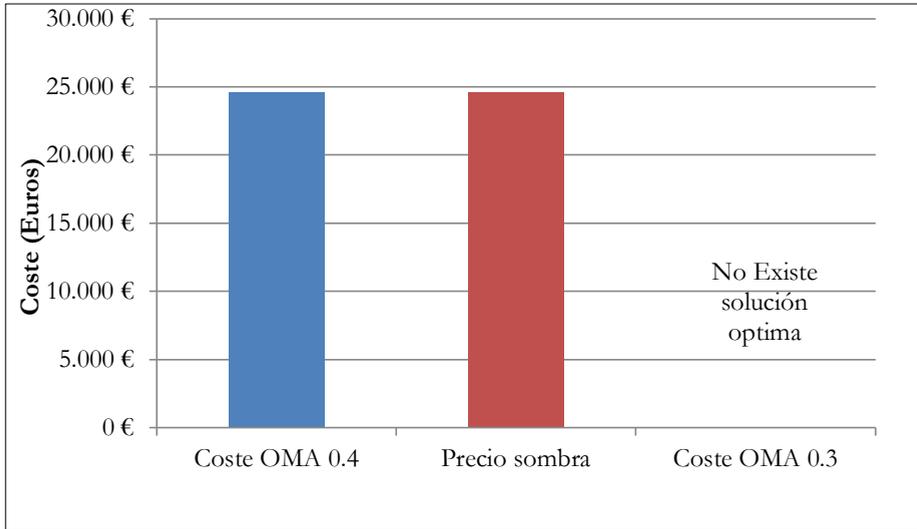


Figura. 6.45 Precio Sombra al reducir el OMA del Fósforo a 0,3 (mg/l) en la cuenca del río Serpis

Realizando el ejercicio inverso en el cual se propone relajar el OMA del parámetro Fósforo, incrementando en 0.1 mg/l y 0.2 mg/l la parte derecha de la restricción, se puede observar en la Figura. 6.46 como disminuye el coste de la activación de las medidas, e incrementan los precios sombra, partiendo del escenario base donde se planteó un objetivo de 0.4 (mg/l)

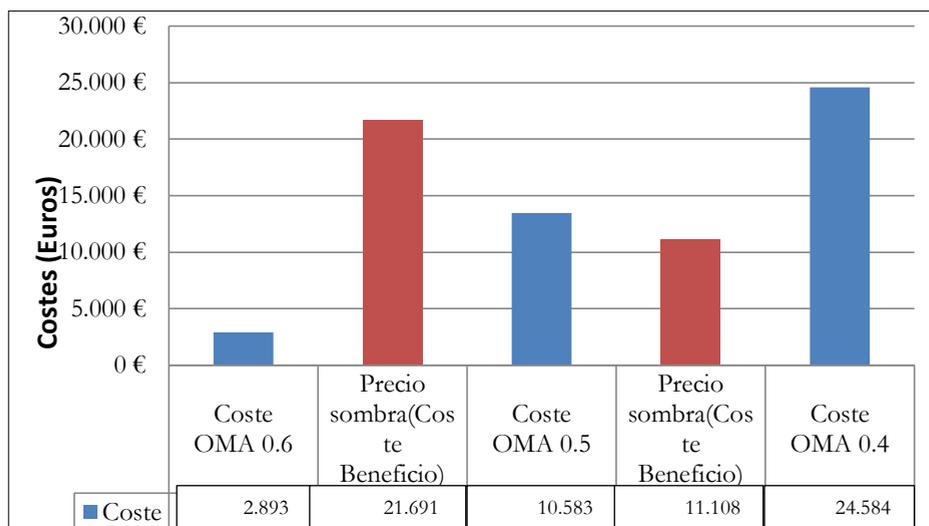
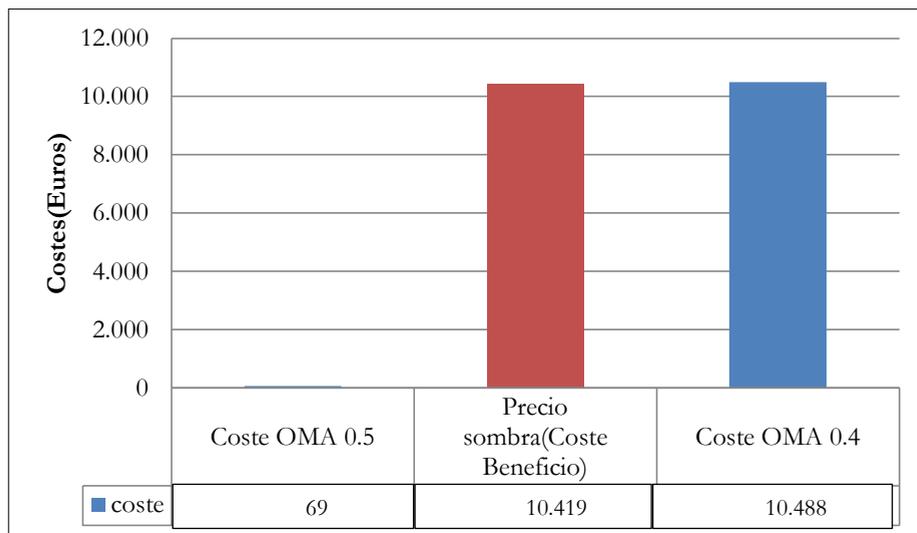


Figura. 6.46 Precios sombra para la relajación del OMA del Fósforo a (0,5 mg/l) y (0,6 mg/l)

Se aprecia en la Figura. 6.46 que si el OMA en fósforo es igual a 0,5 mg/l (incremento de 0,1 mg/l) el precio sombra obtenido equivale a € 11.108 Euros. Si se plantea que el OMA es igual a 0,6 mg/l (incremento de 0,2 mg/l) el precio sombra obtenido equivale a € 21.691 Euros, lo cual refleja un mayor coste beneficio, pero implica una relajación demasiado alta de la restricción del OMA del Fósforo en la cuenca del río Serpis.

A continuación teniendo en cuenta los resultados obtenidos en la modelación HidroEconómica del parámetro Fósforo (Apartado 6.2.3) específicamente el EHE E11, el cual corresponde al mes de mayo del año hidrológico 1995-1996, y que representa la condición más crítica debido a la activación de las EDARs Benimarfull, Margarida, Benicolet y Almisera; a manera de ejemplo se propone estimar el precio sombra de este EHE (E11) relajando el OMA del Fósforo a 0,5 mg/l. los resultados de este análisis se presentan en la Figura. 6.47.



**Figura. 6.47 Precio sombra para la relajación del OMA del Fósforo a 0,5 (mg/l) en el EHE E11 de la cuenca del río Serpis**

Se puede observar en la Figura. 6.47 que en el escenario base, donde se plantea un OMA de 0.4 mg/l, el coste total es de € 10.487 Euros (1995-1996), el cual se debe a activación de las EDARs Benicolet (mdsD2), almiseria (mdsD4), Benifarfull (md3) y margarida (mdsC1). Al relajar el objetivo en 0,1 mg/l, pasando a un OMA equivalente a 0.5 mg/l, el coste total de activación de medidas sería de € 69 Euros, el cual se debe solo a la activación de la EDAR almiseria (mdsD4). Por lo tanto, esta relajación del OMA del fósforo a 0,5 mg/l representa un precio sombra de 10.419 Euros, el cual representa un mayor coste beneficio.

A continuación en la Figura. 6.48, se puede observar gráficamente la activación de las medias tanto para el OMA del fósforo de 0,4 mg/l y 0,5 mg/l en el EHE (E11). Como ya se dijo se observa que al relajar el OMA a 0,5mg/l solo se activa la media almiseria (mdsD4).



## CAPÍTULO 7

### CASO DE ESTUDIO CUENCA DEL RÍO JUCAR

#### 7.1 DESCRIPCIÓN GENERAL

A continuación se implementan en la cuenca del río Júcar los Modelos Hidro-Económicos para DBO y P planteados anteriormente en la cuenca del río Serpis en España. En este caso específico se realiza la simulación de la línea base y diferentes escenarios sintéticos del río Júcar y sus principales subcuencas, en los escenarios sintéticos se suponen variaciones del caudal circulante (aumento y disminución) en las corrientes hídricas. Igualmente se realiza un análisis de sensibilidad donde se supone la variación de los OMA en la cuenca del Júcar. Tanto la simulación de los escenarios sintéticos como el análisis de sensibilidad de los OMA permiten apreciar como a medida que cambian las condiciones tanto de caudal como de calidad del agua con respecto a los parámetros analizados (DBO y P) en las subcuencas del Júcar, se activan o desactivan las diferentes medidas que permitan alcanzar los OMA, esta variación en la activación de la medidas se refleja directamente en los costes de activación de las mismas. Mediante la simulación de los escenarios sintéticos como del análisis de sensibilidad de los OMA, se puede apreciar la bondad y la capacidad del modelo Hidro-Económico en diferentes cuencas hidrográficas, convirtiéndose así en una herramienta de apoyo para la toma de decisiones.

## 7.1.1 Características Generales<sup>8</sup>

- *Localización*

El sistema Júcar se encuentra dentro del ámbito de la Confederación hidrográfica del Júcar (CHJ), la cual está constituida por 9 sistemas de explotación: Cenia-Maestrazgo, Mijares-Plana de Castellón, Palancia-Los Valles, Turia, Júcar, Serpis, Marina Alta, Marina Baja y Vinalopó-Alacantí (Ver Figura. 7.1).



Figura. 7.1 Demarcación Hidrográfica del Júcar

(Fuente: CHJ, 1999)

---

<sup>8</sup> Información Plan Hidrológico Júcar, 1999, y web de CHJ.

- *Características de la cuenca y subcuencas*

El Sistema Júcar comprende la totalidad de la cuenca del río Júcar, además del área y servicios efectivamente atendidos por el Canal Júcar-Turía y las subcuencas litorales comprendidas entre la Gola de El Saler y el límite de los términos municipales de Cullera y Tavernes de Valldigna. Tiene una extensión de 22378,51 km<sup>2</sup>.

La red hidrográfica está constituida por el río Júcar y sus afluentes, entre los que destacan los ríos Cabriel, Valdemembra, Arquillo, Magro, Albaida, Reconque y Sellent.

- *Clima*

En el sistema Júcar se diferencian tres zonas geográficas climatológicamente distintas: las cuencas del Alto Júcar, incluyendo la Mancha Oriental, y el río Cabriel, hasta su confluencia en el embalse de Embarcaderos, de clima continental, que se acentúa o suaviza según predominen o no las condiciones del interior; las zonas de los ríos Magro, Albaida y Sellent, y la cuenca del río Júcar entre los embalses de Embarcaderos y Tous, con un clima intermedio entre los tipos continental y litoral, con importantes fluctuaciones tanto pluviométricas como termométricas en sentido Este-Oeste; por último, la zona localizada aguas abajo del embalse de Tous, caracterizada por un clima de tipo litoral mediterráneo. La precipitación media anual de la cuenca es de 510 mm., siendo la temperatura media de 13,6 °C, aunque las diferencias entre las distintas zonas geográficas son grandes: la pluviometría media en el Alto Júcar es de 630 mm/año, mientras que en la cuenca intermedia la pluviometría desciende hasta valores medios de 450 mm/año; por su parte, la temperatura media anual en el Alto Júcar

es de 11,6 °C, mientras en la zona litoral se eleva hasta un valor medio de 17 °C.

- *Litología y Morfología*

Fisiográficamente se describe como una zona interior montañosa, con puntos de mayor altitud y una zona litoral costera, constituida por llanuras conocidas comúnmente como Planas, entre las que destacan las de Oropesa-Torreblanca, Castellón-Sagunto, Valencia-La Ribera, Favara-Gandía-Denia. Su cota máxima, Peñarroya, está localizada en el Sistema Ibérico, con una altitud de 2.024 metros sobre el nivel del mar, aunque se destacan así mismo otras cotas geográficas elevadas como Javalambre (2.020 m), Caimodorro (1.921 m) y Peñagolosa (1.813 m).

- *Caracterización del sistema de explotación del agua<sup>9</sup>*

Para caracterizar la demanda consuntiva del agua, se hace una subdivisión de la misma en urbana, agraria, industrial y recreativa. En el caso del sistema Júcar, se obtienen los siguientes valores (CHJ, 2009):

- Demanda urbana: 222Hm<sup>3</sup>.
- Demanda agraria: 1405.26 Hm<sup>3</sup>.
- Demanda industrial: 49.85 Hm<sup>3</sup>.
- Demanda recreativa: 1.59 Hm<sup>3</sup>.
- Demanda total: 1678.92 Hm<sup>3</sup>.

---

<sup>9</sup> Información de “Metodología y Resultados de estimación de Demandas” (CHJ, 2009) y “Plan Hidrológico del Júcar (CHJ, 1999).

Se deduce de los datos anteriores, que la demanda principal es la agraria. Ésta representa un 83.70 % de la demanda total, va seguida de la demanda urbana, la cual representa un 13.23 % de la demanda total. La demanda del sistema de explotación Júcar, constituye un 53 % respecto de la total de la CHJ. Seguidamente se detallan las demandas (CHJ, 2009) según su origen:

- Superficial: 904.15 Hm<sup>3</sup>.
- Subterráneo: 768.22 Hm<sup>3</sup>.
- Reutilización: 12.38 Hm<sup>3</sup>.
- Desalación: 0 Hm<sup>3</sup>.
- Transferencia: 0 Hm<sup>3</sup>.
- Total: 1684.75 Hm<sup>3</sup>.

Se deduce de los datos anteriores, que la parte de demanda que es satisfecha con agua superficial y subterránea está muy igualada: 53.67% y 45,60 % respectivamente. Por otro lado, en lo que hace referencia a los recursos no convencionales, concretamente a la desalación, poco a poco van incrementando su uso en otros sistemas de la Demarcación: Turia, Marina Baja y Vinalopó-Alicantí, aunque no en el sistema Júcar.

El sistema de explotación Júcar tiene adscrito 28 UDAS, de las que 16 satisfacen la demanda con origen superficial, 1 con origen subterráneo y 11 con origen mixto.

La superficie total cultivada asciende a 1063260 hectáreas, de las cuales 158500 hectáreas (15%) corresponden a regadíos, mientras que el resto son de secano.

Dentro de los regadíos se encuentran:

- Alto Júcar: Regadíos Alto Júcar.
- Mancha Oriental: Canal de Albacete y Manchuela, Riegos Albacete y Pequeños regadíos.
- Júcar Medio: Riegos de Almansa y Pequeños regadíos.
- Sellent y Albaida: Regadíos del Sellent, Riegos de Albaida y Zona de Cãñoles.
- Magro: Zona del canal del Magro, Hoya de Buñol y Riegos del Alto Magro.
- Bajo Júcar: Riegos tradicionales, Canal Júcar-Turia y Resto zona Canal Júcar-Turia.

En el Plan Hidrológico del Júcar de 1999 se establecen unos órdenes de prioridad para asegurar los diferentes usos del agua:

- Abastecimiento a poblaciones.
- Agrarios.
- Hidroeléctricos.
- Refrigeración energética.
- Industriales, distinto de los dos anteriores.
- Acuicultura.
- Recreativos.
- Otros usos no clasificados.

En el caso de refrigeración de la central nuclear de Cofrentes, se concederá preferencia de uso sobre el uso agrícola.

- *Identificación de zonas sensibles*

Según IPH serán zonas protegidas aquellas zonas que hayan sido declaradas sensibles en aplicación de las normas sobre tratamiento de las aguas residuales urbanas. En el ámbito de aplicación de la IPH, cuando ocurra lo que en el sistema Júcar, es decir que se trate de cuencas intercomunitarias, las zonas sensibles serán aquellas declaradas por el Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino mediante resolución 10 julio de 2006, de la Secretaría General para el Territorio y la Biodiversidad. En aguas de transición y costeras son las declaradas de forma oficial por las diferentes comunidades. Las zonas sensibles del sistema de explotación Júcar se detallan en la Figura. 7.2.



Figura. 7.2 Identificación de las zonas sensibles.

(Fuente: elaboración propia con bases de datos OPH-CHJ)

- *Hidrografía y aguas subterráneas*<sup>10</sup>

De acuerdo con la Instrucción de Planificación Hidrológica, (MARM, 2008), en adelante IPH, para describir la demarcación hidrográfica hay que incluir, entre otros aspectos, mapas con los límites y localización de las masas de agua superficial y de las masas de agua subterránea. Entendiendo por masa superficial, de acuerdo con el artículo 2 de la DMA, una parte diferenciada y significativa de agua superficial, como un lago, un embalse, una corriente, río o canal, unas aguas de transición o un tramo de aguas costeras; y por masa subterránea, de acuerdo con el artículo 2 de la DMA, un volumen claramente diferenciado de aguas subterráneas en un acuífero o acuíferos.

En el documento técnico de referencia “Identificación y delimitación de masas de agua superficial y subterránea” (CHJ, 2009), se delimitan las masas de agua superficiales y subterráneas. La definición de la red hidrográfica básica la realizó el CEDEX. Se siguieron los siguientes criterios: en cualquier punto de la red debe existir un área de cuenca vertiente mayor de 10 km<sup>2</sup> y una aportación media anual en régimen natural mayor de 0,1  $\frac{m^3}{s}$ . Se empleó un modelo digital del terreno de resolución de 500m x 500m.

Para exponer los criterios que siguieron en las Confederaciones Hidrográficas para la identificación de las masas de agua superficial (que son con las que se va a trabajar en el presente estudio de caso), hay que tener en cuenta su clasificación, que según la IPH comprende: Ríos, Lagos, Aguas de transición y Aguas costeras.

---

<sup>10</sup> Información de Instrucción de Planificación Hidrológica (2008) y CHJ (2009).

Para las masas de agua tipo río, se siguen los siguientes criterios:

- Los cambios en la hidromorfología del cauce tanto naturales como producidos por la actividad antrópica, supone un límite entre masas de agua.
- La existencia de presiones significativas que suponen un cambio de riesgo de alcanzaron objetivos medioambientales, como vertidos, derivaciones, etc.
- Los cambios en el indicador de calidad de vegetación de ribera (QBR).
- La presencia de espacios de la red NATURA 2000: LIC (lugares de interés comunitario) y ZEPA (zona de especial protección de aves).
- Las confluencias de ríos con aportaciones importantes.
- La existencia de zonas protegidas por ser de uso prepotable, piscícola o de baño.

El sistema de explotación Júcar está constituido por 134 masas de agua superficiales tal como se muestra en la Figura. 7.3.



**Tabla 7.1 Ecotipos en el Júcar**

Número	Denominación
5	Ríos Manchegos
9	Ríos mineralizados de baja montaña mediterránea
10	Ríos mediterráneos con influencia cárstica
12	Ríos de montaña mediterránea calcárea
13	Ríos mediterráneos muy mineralizados
14	Ejes mediterráneos de baja altitud
16	Ejes mediterráneo-continentales mineralizados
17	Grandes ejes en ambiente mediterráneo
18	Ríos costeros mediterráneos

(Fuente: CHJ, 2005)

En referencia a las masas de agua subterránea, se adscriben (*según Anejo 4 PHJ, 1999*) al Sistema de Explotación Júcar, no necesariamente de manera exclusiva (Tabla 7.2)

**Tabla 7.2 Masas de Agua Subterránea**

Código	Nombre	Área (km <sup>2</sup> )	Tipo	Litología	Dependencia con ecosistema acuático	Ecosistemas acuáticos dependientes (ríos y zonas húmedas)
080014	Montes Universales	1266.57	Libre	Carbona-tado	Si	Río Cabriel Río Ebrón
080015	Serranía de Cuenca	4216.46	Mixto	Carbona-tado	Si	Río Júcar
080016	Vallanca	459.69	Mixto	Carbona-tado	No	-----
080025	Las Serranías	917.32	Mixto	Carbona-tado	Si	Río Turia o Guadalaviar
080029	Mancha Oriental	6289.04	Mixto	Carbona-tado	Si	Río Júcar
080030	Lezuza-El Jardín	972.73	Mixto	Carbona-tado	Si	Río Arquillo
080034	Buñol-Cheste	689.86	Mixto	Mixto	No	----- -
080036	Plana de Valencia Sur	636.25	Mixto	Detrítico	Si	Río Júcar
080039	Almansa	209.73	Mixto	Carbona-tado	No	----- --

(Continuación Tabla 7.2)

Código	Nombre	Área (km <sup>2</sup> )	Tipo	Litología	Dependencia con ecosistema acuático	Ecosistemas acuáticos dependientes (ríos y zonas húmedas)
080042	Sierra de las Agujas	299.33	Mixto	Carbona-tado	Si	Río Albaida
080049	Sierra Grossa	205.13	Libre	Carbona-tado	Si	Río Albaida
080050	Sierra de la Oliva	265.93	Mixto	Carbona-tado	No	----- ---
080054	Mustalla	213.06	Mixto	Carbona-tado	Si	Río Serpis Y Marjal Pego-Oliva
080060	Sierra Mariola	262.50	Mixto	Carbona-tado	Si	Río Vinalopó

(Fuente: CHJ, 2005)

### 7.1.2 Identificación de los Problemas ETI

Han sido definidos por la Confederación Hidrográfica del Júcar los denominados Esquemas de Temas Importantes (ETI)<sup>11</sup>. Éstos se pueden agrupar en cuatro categorías:

- Aspectos medioambientales.
- Atención a las demandas y racionalidad del uso.
- Seguridad frente a fenómenos meteorológicos extremos.
- Conocimiento y gobernanza.

---

<sup>11</sup> Disponible en web de CHJ: [www.chj.es](http://www.chj.es)

- *Aspectos medioambientales*

Como se ha indicado la Directiva Marco del Agua, establece como objetivo asegurar el buen estado o el buen potencial ecológico de las masas de agua para el 2015.

En el presente proyecto, se va a trabajar en la mejora de los sistemas de depuración, buscando la solución óptima.

- *Atención de las demandas y racionalidad del uso*

Dentro de este grupo se consideran todas aquellas cuestiones que puedan afectar a la atención sostenible de las demandas y su relación con el objetivo de alcanzar el buen estado cuantitativo de las masas de agua subterránea.

- *Seguridad frente a fenómenos extremos*

Se consideran en este grupo las cuestiones relacionadas con el riesgo de daños humanos y materiales generados por las inundaciones, con los problemas generados por las sequías y con los temporales y efecto del cambio climático en la costa, como pueden ser el deterioro de la calidad de las aguas.

- *Conocimiento y gobernanza*

Se hace referencia a aquellos temas que denotan una ausencia de conocimiento o de herramientas de gestión para resolver problemas importantes en la Demarcación.

### 7.1.3 Presiones e Impactos

El procedimiento seguido por las Confederaciones Hidrográficas es:

- Identificación de las presiones.
- Evaluación del impacto.
- Evaluación de las masas en riesgo de incumplir los objetivos medioambientales de la DMA.
- *Identificación de las presiones*

La identificación de las presiones para el río Júcar se realizó de manera similar al río Serpis (Numeral *identificación de las presiones*) donde se identifica la actividad o fuerza motriz que genera la presión sobre el recurso hídrico. Estas presiones son acordes los grupos establecidos por la Directiva Marco Europea del agua en el Anexo II (ver Figura. 7.4)

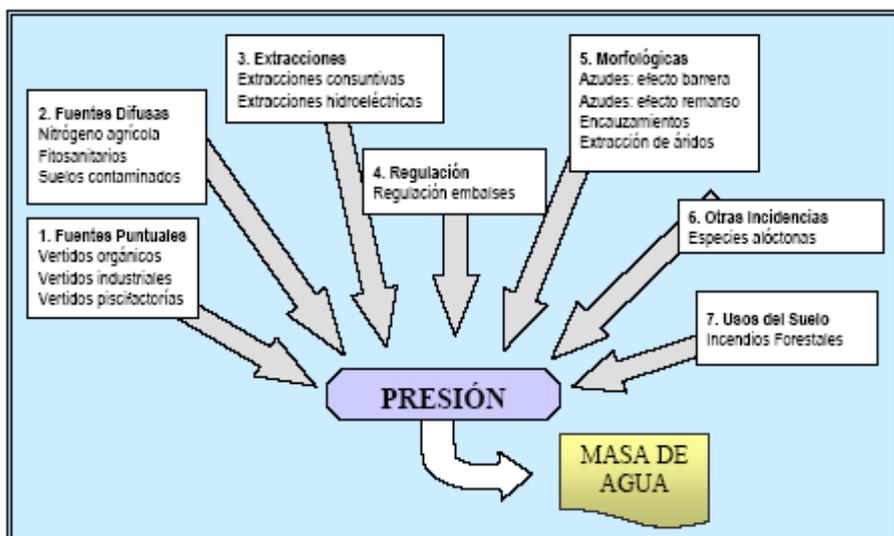
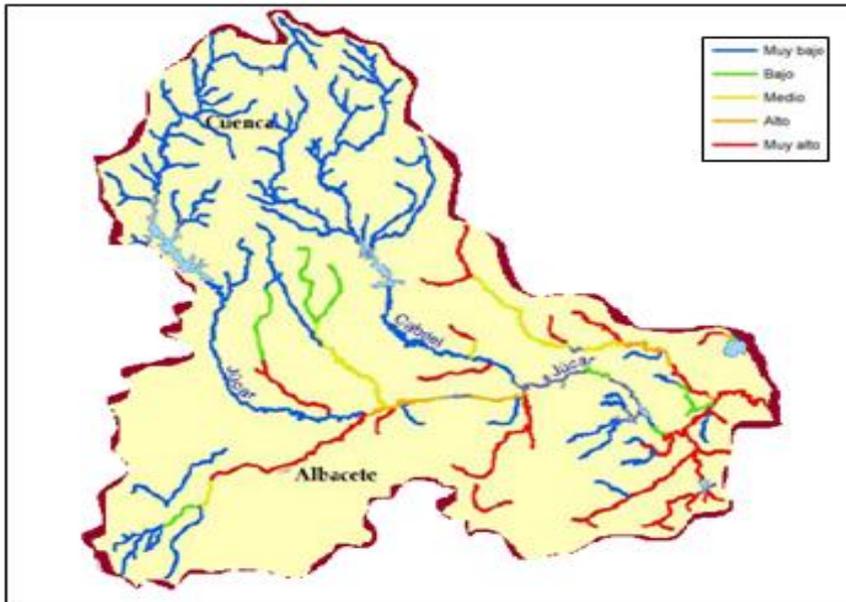


Figura. 7.4 Identificación de las presiones por grupos

(Fuente: CHJ, 2005)

A continuación en la Figura. 7.5 y la Figura. 7.6 se presentan las presiones generadas sobre cada uno de las masas de agua del río Júcar; presiones producidas principalmente por fuentes puntuales y fuentes difusas.



**Figura. 7.5 Presiones por fuentes puntuales en la cuenca del río Júcar**  
(Fuente: Adaptado de CHJ, 2005)

En la Figura. 7.5 Presiones por fuentes puntuales en la cuenca del río Júcar, se aprecia que hay 39 masas que presentan un nivel muy alto de presiones generadas por fuentes de contaminación puntual.

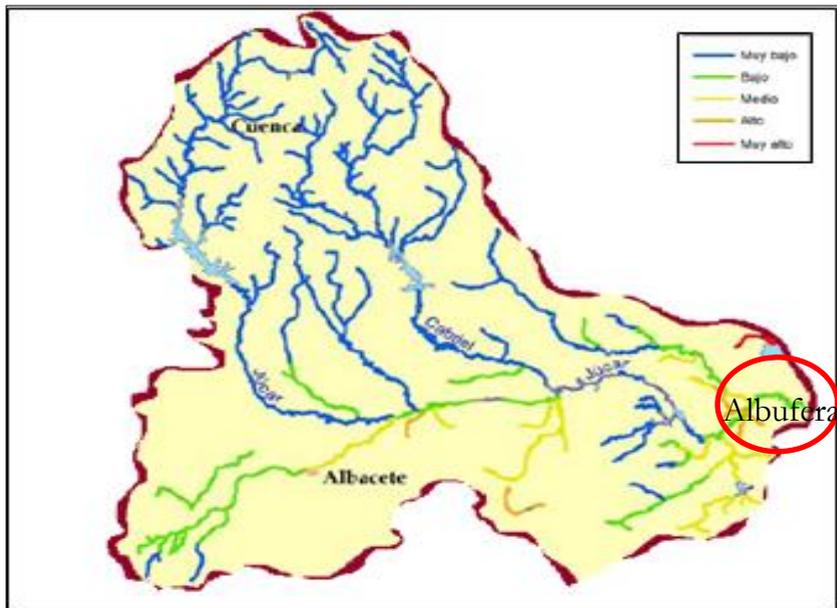


Figura. 7.6 Presiones por fuentes difusas en la cuenca del río Júcar  
(Fuente: Adaptado de CHJ, 2005)

Como se deduce de la Figura. 7.6, la única zona que presenta una presión muy alta por fuentes de contaminación difusas es la zona correspondiente a Albufera.

A las presiones puntuales y difusas se añaden las debidas a las extracciones, las regulaciones de caudal, las alteraciones morfológicas y otras.

- *Evaluación del impacto*

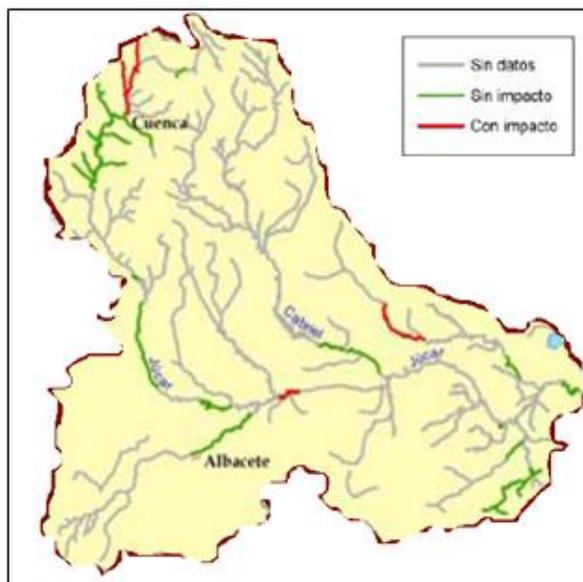
En el documento “Informe para la Comisión Europea sobre los artículos 5 y 6 de la Directiva Marco del Agua” (CHJ, 2005) se distingue entre impacto comprobado e impacto probable. Un impacto comprobado se produce cuando una masa de agua no cumple los

requisitos fijados por la legislación vigente actual. Mientras que un impacto probable se da cuando se prevea que no se alcancen los objetivos medioambientales fijados por la DMA.

- *Impacto comprobado*

Como ya se ha indicado, las masas de agua sometidas a impacto comprobado son aquellas que incumplen los objetivos medioambientales definidos en la legislación actual y son las que en la actualidad presentan mayor riesgo de no alcanzar los objetivos medioambientales de la DMA en el año 2015.

Tras la realización del análisis para determinar el impacto comprobado (véase Figura. 7.7), para el río Júcar se obtuvieron que en tan sólo 19 masas de agua se dispone de información para determinar si existe impacto comprobado, entre estas 19 masas se tienen 3 masas con impacto comprobado (masas de color rojo) y 16 masas de agua que no presentan impacto comprobado (masas de color verde).



**Figura. 7.7** Impacto comprobado en la cuenca del río Júcar.

(Fuente: Adaptado de CHJ, 2005)

También se ha realizado el mismo análisis para los diferentes embalses que se encuentran en la cuenca del río Júcar. Los resultados se presentan en la Tabla 7.3.

**Tabla 7.3 Valoración del impacto comprobado en los embalses**

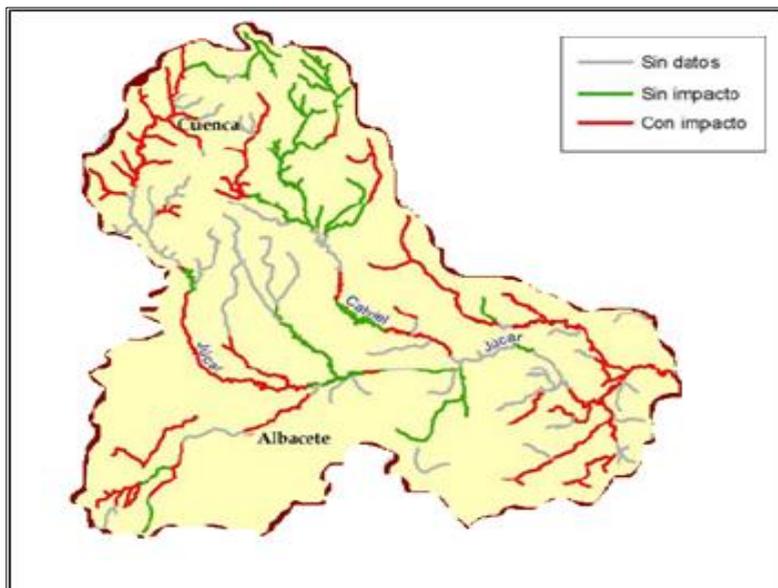
Denominación masa	Impacto comprobado
E. Alarcón	No Datos
E. Bellús	No
E. Contreras	No Datos
E. Cortes II	No Datos
E. El Molinar	No Datos
E. El Naranjero	No Datos
E. Embarcaderos	No Datos
E. Forata	No Datos
E. La Toba	No
E. Tous	No Datos
E. Escalona	No Datos

(Fuente: CHJ, 2005)

- *Impacto probable*

En el caso de las masas que sufren impacto probable, nos referimos a masas que no cumplen los objetivos medioambientales previstos por la DMA.

En el caso del sistema de explotación del río Júcar se obtuvieron los resultados presentados a continuación en la Figura. 7.8.



**Figura. 7.8 Impacto probable**

Fuente: Adaptado de CHJ, 2005)

En este caso y como se observa en la Figura. 7.8, se tienen 60 masas con impacto probable, 27 masas sin impacto probable y 41 masas sin datos.

También se ha realizado el análisis para los diferentes embalses, obteniéndose los resultados mostrados en la Tabla 7.4.

**Tabla 7.4 Valoración del impacto probable en embalses**

Denominación masa	Impacto probable
E. Alarcón	No
E. Bellús	Si
E. Contreras	No
E. Cortes II	No
E. El Molinar	No
E. El Naranjero	No

(Continuación Tabla 7.4)

Denominación masa	Impacto probable
E. Embarcaderos	No
E. Forata	Si
E. La Toba	No
E. Tous	No
E. Escalona	No

(Fuente: CHJ, 2005)

Si son comparados los resultados de impactos probables y comprobados para masas de agua superficiales (excluidos los embalses), se obtiene:

- Se tienen **3** masas con **impacto comprobado** frente a **60** masas con **impacto probable**.
- Se tienen **16** masas **sin impacto comprobado** frente a **27** masas **sin impacto probable**.
- Se tienen **111** masas **sin datos** en el caso de **análisis de impacto comprobado** frente a **41** masas **sin datos** en el caso de **análisis de impacto probable**.
- *Evaluación de las masas en riesgo de incumplir los objetivos medioambientales de la DMA*

Para identificar las masas de agua que están en riesgo, han realizado una combinación de las presiones e impactos Aplicando los criterios presentados en la Tabla 7.5.

Tabla 7.5 Combinación de los niveles de presión y de impacto en aguas superficiales

RIESGO		IMPACTO			
		COMPROBADO	PROBABLE	SIN IMPACTO	SIN DATOS
PRESION	SIGNIFICATIVA	ALTO	ALTO	BAJO	MEDIO
	NO SIGNIFICATIVA		NULO	BAJO	
	SIN DATOS	MEDIO	BAJO	NO SE PERMITE	

Realizada la combinación de los niveles de presión e impacto para el sistema de explotación del río Júcar se obtienen los resultados presentados en la Figura. 7.9.

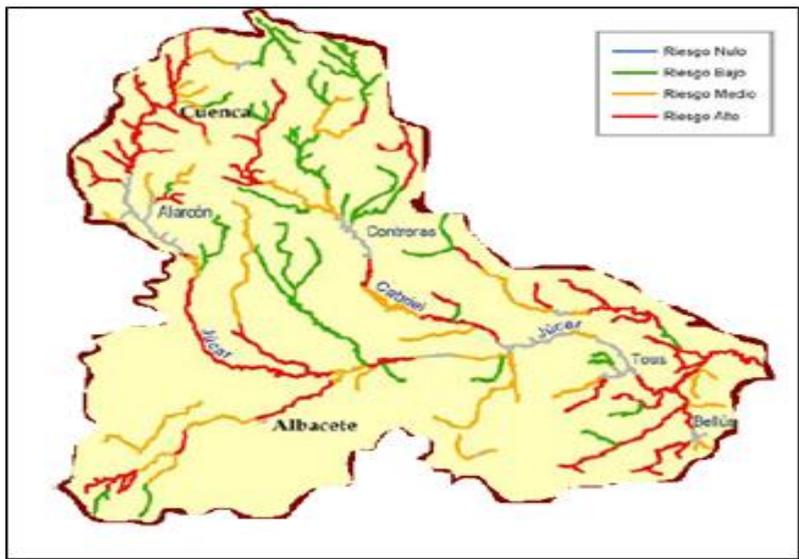


Figura. 7.9 Masas en riesgo en la cuenca del río Júcar.  
(Fuente: Adaptado de CHJ, 2005)

## 7.2 APLICACIÓN DE MODELOS HIDRO-ECONÓMICOS

### 7.2.1 Modelo Hidro-Económico para DBO

- *Análisis de resultados Modelización de Caudales*

A continuación desde la Figura. 7.10, hasta la Figura. 7.12, se presenta el caudal circulante en cada una de las subcuencas principales del río Júcar (Albaida, Arquillo, Magro). Estos caudales corresponden al caudal inicial en los diferentes nodos de control ubicados a lo largo de la corriente hídrica, estos caudales han sido obtenidos de la Confederación Hidrográfica del Júcar.

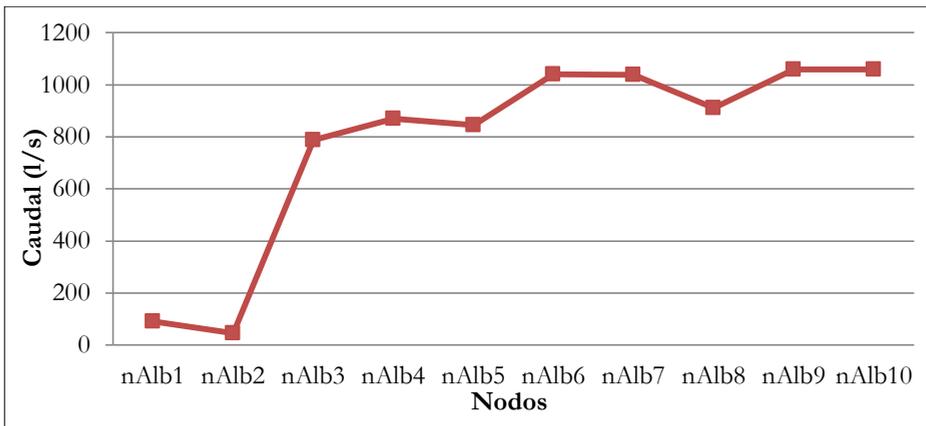


Figura. 7.10 Caudal circulante en los nodos de la subcuenca Albaida

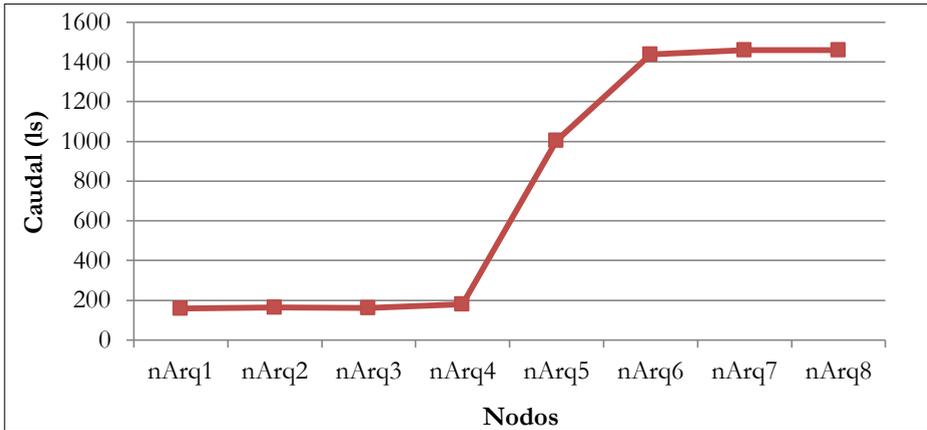


Figura. 7.11 Caudal circulante en los nodos de la subcuenca Arquillo

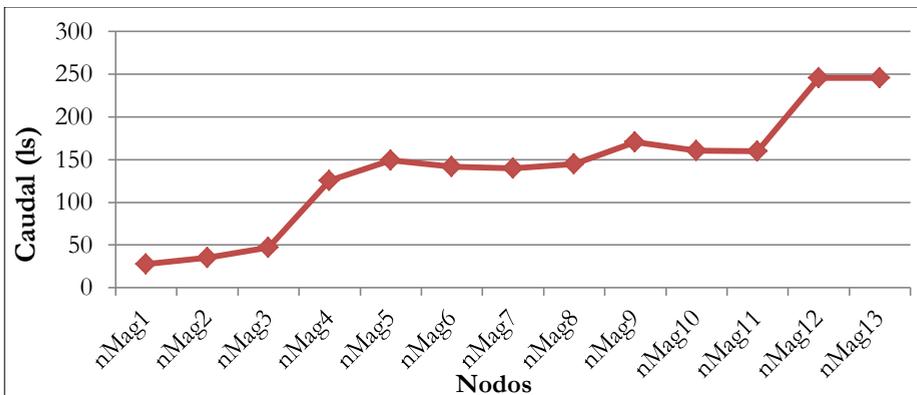


Figura. 7.12 Caudal circulante en los nodos de la subcuenca Magro

- *Análisis de resultados Modelización de Calidad del Agua (Escenario Base y Sintéticos)*

A continuación en la Figura. 7.13, se presenta la variación de los costes de activación de las medidas para el escenario base y diferentes escenarios sintéticos supuestos con el fin de analizar el cumplimiento del OMA en DBO para la cuenca del río Júcar. Estos escenarios sintéticos

corresponden principalmente a la variación de los caudales circulantes, tanto en aumento como en disminución de los mismos.

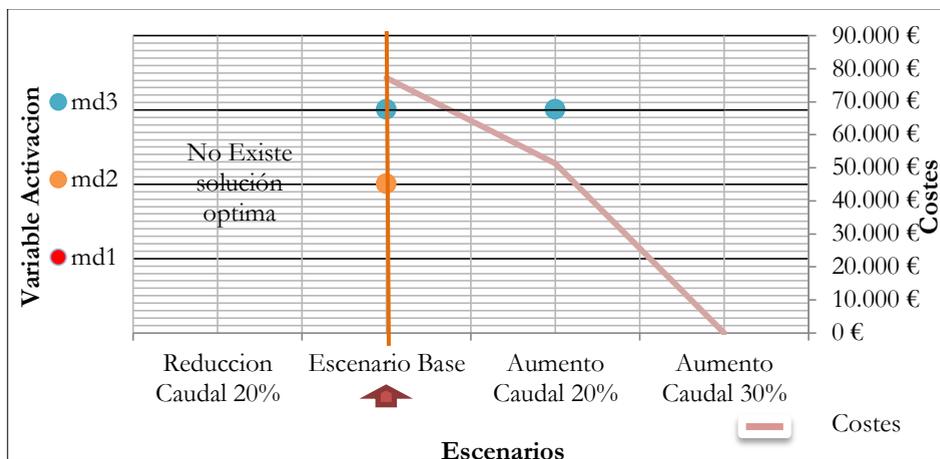


Figura. 7.13 Análisis de los Escenarios sintéticos para alcanzar el OMA de DBO en la cuenca del río Júcar (Variables de Activación Vs Costes)

En la Figura. 7.13, se observa que para las condiciones del escenario base se activan las medidas md2 y md3 cuyo costo en conjunto asciende a los € 77.160 Euros. Ejecutando los escenarios sintéticos se aprecia que si reduce el caudal circulante en un 20%, el modelo Hidro-Económico no obtiene una solución óptima para cumplir con el OMA de la DBO. Si se supone un aumento del 20% del caudal circulante se puede ver que solo se activa la medida md3 y que el costo de activación es de € 51.320 Euros. Finalmente al simular un incremento del 30% en el caudal circulante se observa que no se activa ninguna de las medidas y que por lo tanto los costos se hacen nulos. La simulación de estos escenarios confirma que a mayor caudal circulante, mayor es la capacidad de autodepuración del río y se incurre en menores costos de implementación de las medias. Por otro lado, a menor caudal circulante,

económicamente se hace inviable cumplir con el OMA lo que hace que el modelo Hidro-Económico no encuentre una solución óptima para alcanzar el OMA.

- *Análisis de sensibilidad*

En este apartado se realiza un análisis de sensibilidad de la implementación del modelo Hidro-Económico para el parámetro DBO en la cuenca hidrográfica del río Júcar. Este análisis consiste en la variación del OMA en un rango que está comprendido entre 5 mg/l y 8 mg/l de DBO (OMA= 5 mg/l, 6 mg/l, 7 mg/l y 8 mg/l), en el análisis de sensibilidad se obtiene el coste total de la activación de las medidas necesarias para cumplir con el OMA.

En la En la Figura. 7.14, se puede apreciar como al relajar el OMA, el coste de activación de las medidas disminuye de manera significativa. Si se analizan los valores extremos se puede apreciar que cuando el OMA equivale a 8 mg/l el coste de las medidas se hace nulo (cero), esto indica que para cumplir con el OMA de 8 mg/l no es necesaria la activación de las medidas de saneamiento de la cuenca del río Júcar. Analizando el otro valor extremo DBO=5 mg/l se aprecia en esta misma figura que el modelo Hidro-Económico no encuentra una solución óptima para alcanzar el OMA, esto quiere decir que para alcanzar un OMA en DBO=5 mg/l los costes de activación de las medidas son desproporcionados. En este orden de ideas se puede concluir que el OMA más estricto que podría aplicarse en la cuenca del río Júcar y para el cual existiría una solución viable económicamente sería para una DBO equivalente a 6 mg/l.

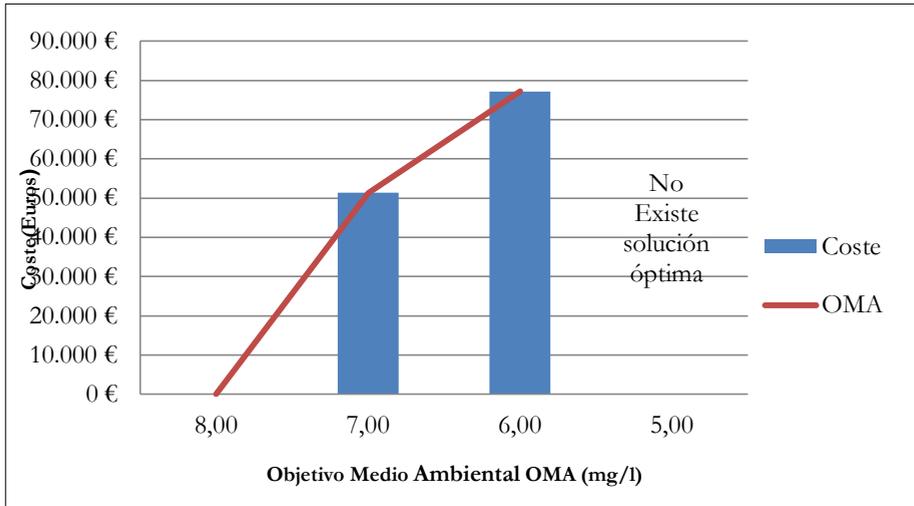


Figura. 7.14 Análisis de sensibilidad para el parámetro DBO en la cuenca del río Júcar (OMA Vs Costes)

## 7.2.2 Modelo Hidro-Económico para Fósforo (P)

- *Análisis de resultados Modelización de Calidad del Agua (Escenario Base y Sintéticos)*

En la Figura. 7.15, se observa para la subcuenca Albaida, que en la condición de línea base se activan las medidas mdsAlb1 y mdsAlb2 con el fin de cumplir el OMA del parámetro fósforo, la activación de estas medidas tiene un coste de € 195.530 Euros. Suponiendo varios escenarios sintéticos entre los cuales se supone una reducción del 20% en el caudal circulante, se aprecia en esta misma figura que el modelo Hidro-Económico no encuentra una solución óptima a esta condición, quiere decir esto que los costes para alcanzar los OMA sería desproporcionados; por otro lado al suponer un aumento en los caudales circulantes del 20% y 30% se observa que para cumplir con el OMA es necesaria la activación de la medida mdsAlb1 cuyo costo de activación es

de € 119.261 Euros. Se aprecia como al aumentar los caudales hay una reducción de activación de medidas, lo cual se refleja en la disminución de los costes para alcanzar el OMA del parámetro fósforo en esta subcuenca.

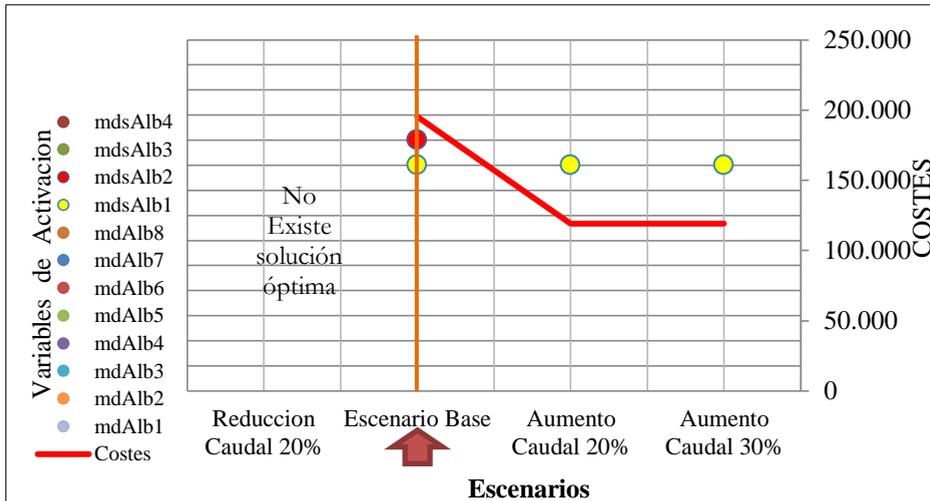
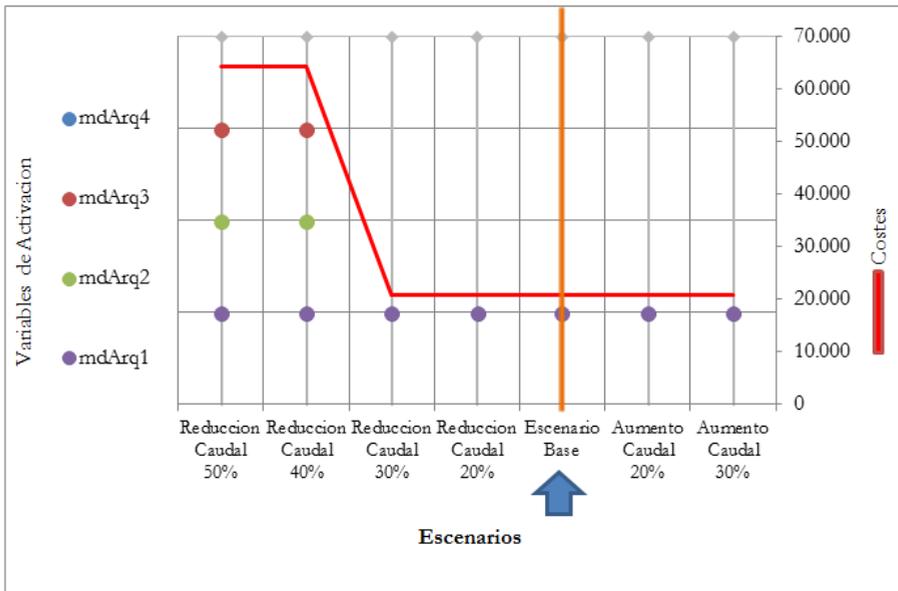


Figura. 7.15 Análisis de los Escenarios sintéticos para alcanzar el OMA de Fósforo en la subcuenca del río Albaida (Variables de Activación Vs Costes)

A continuación en la Figura. 7. 16, se presenta la variación de costes de activación de medidas para cumplir con el OMA del parámetro fósforo en la subcuenca del río Arquillo para diferentes escenarios sintéticos.



**Figura. 7. 16 Análisis de Escenarios sintéticos para alcanzar el OMA de Fósforo en la subcuenca del río Arquillo (Variables de Activación Vs Costes)**

Se observa en la figura que para cumplir con el OMA del Fósforo en la subcuenca Arquillo en el escenario base como en los escenarios sintéticos donde se supone un aumento y una reducción del 20% y 30% del caudal circulante en el río, solo se activa la medida mdArq1 la cual tiene un coste de activación de € 20.721 Euros. Para la condición más crítica donde se supone una reducción del 40% y del 50 % en los caudales circulantes del río, se observa que para cumplir con el OMA bajo estas condiciones es necesaria la activación de las medidas mdArq1, mdArq2, mdArq3, cuya activación en conjunto alcanza un coste de € 64.305 Euros.

Finalmente se realiza el análisis de diferentes escenarios sintéticos para la subcuenca del río Magro, los resultados de este análisis se

presentan en la Figura. 7.17 los escenarios sintéticos proponen variaciones del caudal circulante tanto en aumento como reducción, se supone un aumento del caudal del 20% y 30%, igualmente en cuanto a la reducción de caudal se suponen escenarios con valores correspondientes al 20%, 30%, 40% y 50%.

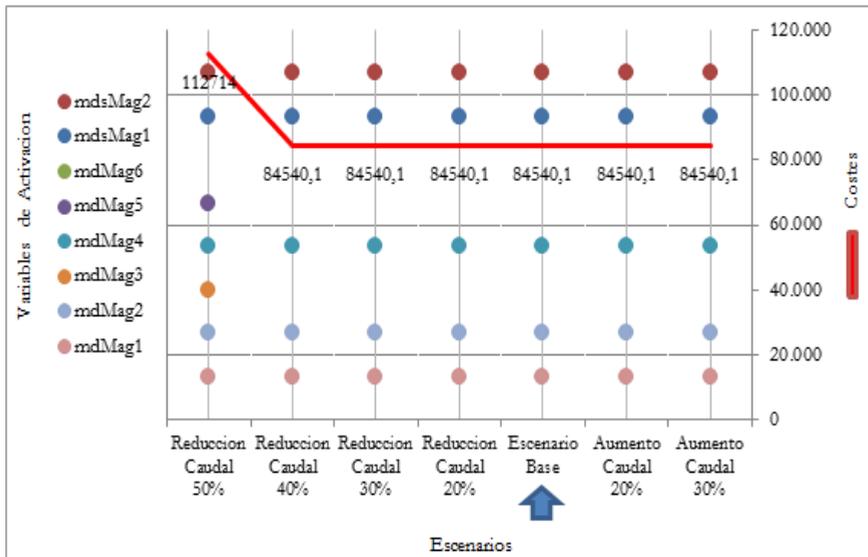


Figura. 7.17 Análisis de Escenarios sintéticos para alcanzar el OMA de Fósforo en la subcuenca del río Magro (Variables de Activación Vs Costes)

En la Figura. 7.17, se observa como para el escenario base, los escenarios sintéticos que suponen aumento del caudal en 20% y 30% y los escenarios sintéticos donde se supone una reducción de caudal del 20%, 30% y 40% se activan en total cinco (5) medidas con el fin de cumplir el OMA en cuanto al parámetro fósforo. Estas medidas son: mdMag1, mdMag2, mdMag4, mdsMag1 y mdsMag2, cuyo coste en conjunto alcanza la suma de € 84.540 Euros. Para el escenario sintético donde se supone una reducción del 50% en el caudal circulante, se

aprecia la activación adicional de las medidas mdMag3 y mdMag5, en total para este escenario se activan siete (7) medidas las cuales para alcanzar el OMA del parámetro fósforo tienen un coste en conjunto que suma € 112.714 Euros. Según el número de medidas activadas y el coste de activación para alcanzar el OMA se puede concluir que la subcuenca del río Magro, es la subcuenca más impactada en cuanto a contaminación causada por fósforo.

- *Análisis de sensibilidad*

Al igual que para la DBO se ha realizado un análisis de sensibilidad para el parámetro fósforo (P), principalmente en las subcuencas Albaida, Arquillo, Magro; siendo estas las que presentan los mayores problemas en cuanto al cumplimiento del OMA. Los resultados de este análisis se presentan a continuación.

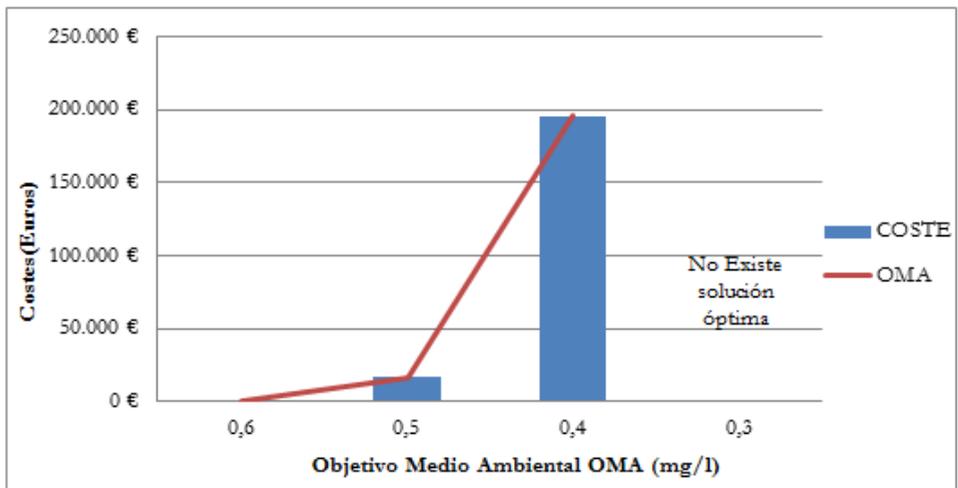


Figura. 7.18 Análisis de sensibilidad para el parámetro Fósforo (P) en la subcuenca Albaida - río Júcar (OMA Vs Costes)

En la Figura. 7.18, se presenta el análisis de sensibilidad para el parámetro fósforo (P) en la subcuenca Albaida del río Júcar. Se puede apreciar en esta figura como a medida que el OMA se hace menos estricto el coste de implementación de medidas se reduce considerablemente. Cuando se propone en OMA de 0,6 mg/l se observa que el coste se hace igual a cero indicando esto que no es necesario la activación de medidas para alcanzar dicho OMA. Caso contrario sucede a medida que el OMA se hace más estricto, lo cual conlleva a que los costes aumenten. Cuando se propone un OMA de 0,3 mg/l se observa que el modelo Hidro-Económico no encuentra una solución óptima que permita cumplir con dicho OMA. Por lo tanto el OMA más estricto en cuanto al parámetro del Fósforo que se puede dar en la subcuenca Albaida es  $P=0,4$  mg/l, para el cual se tiene un coste de implementación equivalente a € 195.530 Euros.

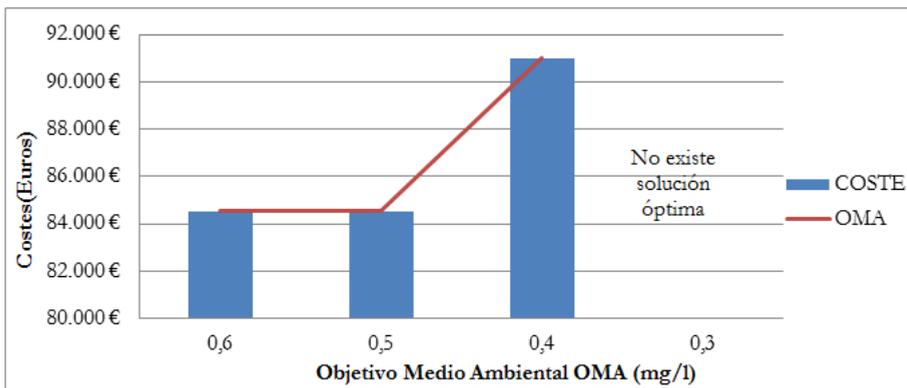


Figura.7.19 Análisis de sensibilidad para el parámetro Fósforo (P) en la subcuenca Arquillo - río Júcar (OMA Vs Costes)

En la Figura.7.19, se presenta el análisis de sensibilidad en cuanto al fósforo para la subcuenca Arquillo del río Júcar, observamos que si se relaja en OMA a 0,5 mg/l y 0,6 mg/l el coste de activación de las

medidas equivale a € 84.540 Euros para ambos casos, lo cual indica que en el supuesto que se implementen estos OMA se activaran igual número de medidas. Si el OMA se hace más estricto en coste aumenta, para el caso en el cual el OMA es de 0,4 mg/l se tiene un coste de activación en las medidas de € 90.991 Euros. Finalmente en el caso más extremo donde se plantea un OMA de 0,3 mg/l, el modelo Hidro-Económico no encuentra una solución óptima que permita alcanzar dicho OMA. En este orden de idea el OMA más estricto que se puede dar en la subcuenca de Arquillo es  $P=0,4$  mg/l.

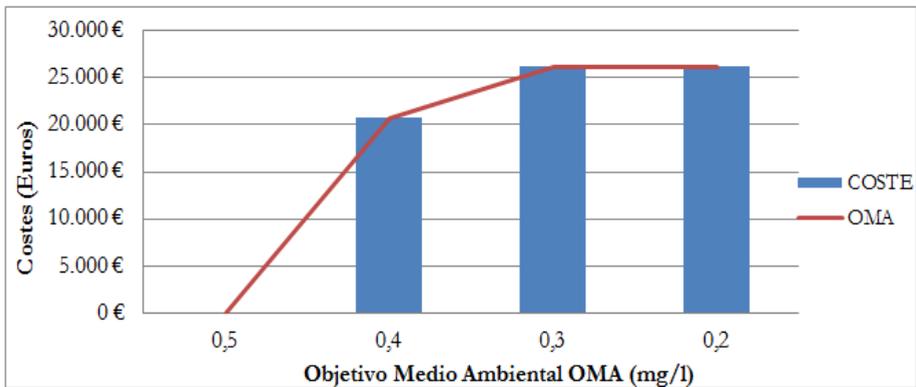


Figura. 7.20 Análisis de sensibilidad para el parámetro Fósforo (P) en la subcuenca Magro - río Júcar (OMA Vs Costes)

Finalmente dentro del análisis de sensibilidad en la Figura. 7.20, se presentan los resultados para la subcuenca Magro del río Júcar, en esta figura se observa que al relajar el OMA los costes de activación de medidas disminuyen, cuando el OMA es de 0,5 mg/l el coste de activación de las medidas es igual a cero, esto indica que para cumplir con dicho OMA no es necesaria la activación de medidas. Para el caso en el que se hace más estricto el OMA los costes de activación de las medidas aumentan; cuando el OMA es de 0,4 mg/l los costes de activación de medidas son del orden de € 20.722 Euros; cuando se supone un OMA de 0,3 mg/l y 0,2 mg/l los costes de la activación de las medidas es el

mismo en ambos casos (€ 26.134 Euros), lo cual indica que para cumplir con cualquiera de estos dos OMA se activaran el mismo número de medidas. En este orden de ideas se puede decir que el OMA más estricto que se puede dar en la subcuenca Magro es  $P= 0,2 \text{ mg/l}$ , sin embargo para la subcuenca del río Júcar se ha definido como OMA en cuanto el Fósforo el valor de  $P= 0,4 \text{ mg/l}$ .



## CAPÍTULO 8

### CONCLUSIONES Y LÍNEAS FUTURAS DE INVESTIGACIÓN

El objetivo principal de esta Tesis Doctoral es desarrollar una metodología y las herramientas hidro-económicas necesarias para facilitar la selección y combinación de medidas que permitan alcanzar los OMA en una cuenca hidrográfica. El enfoque de la investigación incluye una gestión integrada considerando la cantidad, la calidad y los costes de las medidas para alcanzar los objetivos medioambientales. Se sigue para ello un enfoque coste-eficacia, como se requiere mediante la DMA, pero en vez del procedimiento clásico de cálculo de indicadores y ranking de medidas, se lleva a cabo este procedimiento mediante optimización a escala de cuenca para seleccionar la combinación de medidas de menor coste que permite cumplir con los estándares de calidad en las masas de agua. Para ello se consideran dos parámetros de calidad representativos para los casos de estudio (Júcar y Serpis): uno no conservativo, la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO), y otro conservativo, el fósforo (total). A continuación se dividen las conclusiones entre aquellas relativas a la metodología desarrollada, las relativas a las aplicación a los dos casos es estudio (Júcar y Serpis), y finalmente, líneas futuras de investigación.

#### 8.1. Conclusiones respecto a la Metodología

Previo a la modelación hidro-económica, se hace un estudio detallado de las presiones e impactos y ETI de las masas de agua en la cuenca, donde se identifican las masas más contaminadas y que deban de

aplicarse diferentes medidas tales como: Medidas Básicas (MB), Medidas de Reutilización para atender Demandas Consuntivas (MRDC) y Medidas Complementarias (MC), esto con el fin de que dichas masas alcancen los OMA fijados por la DMA.

Esta metodología dado su enfoque integral, también permite realizar otros análisis económicos e hidrológicos que pueden incluir el estudio de precios sombra, objetivos múltiples, análisis de bondad de las restricciones de calidad, análisis de incertidumbre con múltiples Escenarios Hidrológicos Equiprobables (EHE), y estudiar las externalidades aguas abajo que se presentan en las diferentes masas en una cuenca, entre otros; fortaleciendo el enfoque de una metodología de Gestión Integrada de Recursos Hídricos (GIRH), contribuyendo a la implementación de la Directiva Marco europea del Agua (DMA). Dicha metodología ha sido implementada en diferentes cuencas y subcuencas de la Demarcación Hidrográfica del Júcar en España (Serpis, Júcar, Magro, Arquillo, Albaida), obteniendo muy buenos resultados, donde efectivamente se alcanzan los OMA al menor coste posible.

Respecto a la metodología y la implementación de los MHEs, estos tienen una aplicación secuencial desde la optimización de medidas básicas incluidas la reutilización de aguas regeneradas, hasta una nueva optimización y post-optimización con medidas complementarias (MC) en aquellas masas de agua en la cuenca que no alcanzan los OMA con las medidas básicas (MB). La principal fortaleza de estos MHEs y el ACE es que permiten identificar las medidas prioritarias que se deben activar en la cuenca para alcanzar los OMA, optimizando los recursos en los programas de descontaminación en cuencas. La principal debilidad de estos MHE y ACE es precisamente la robustez en sus procesos para alcanzar los OMA en DBO y Fósforo, mediante la selección de un

programa de medidas a escala de cuenca incluida la variabilidad espacial y temporal.

Se han desarrollado varios modelos hidro-económicos como herramienta metodológica y de apoyo a la decisión para el control de la contaminación aplicados en la cuenca del Serpis y en algunas subcuencas en particular que no han alcanzado los objetivos medioambientales en la cuenca del Júcar, con criterios de eficiencia económica y dentro de los objetivos de calidad de las masas del agua propuestas por la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ). Dichos modelos hidro-económicos incluyen una optimización económica de medidas para alcanzar los objetivos medioambientales (OMA) de parámetros de calidad del agua considerando aspectos de variabilidad espacial (a escala de cuenca) y/o temporal (series de tiempo).

En los presentes modelos hidro-económicos se utiliza la programación matemática para optimizar a escala de cuenca hidrográfica, medidas para alcanzar los objetivos medioambientales (OMA) en términos de parámetros de DBO (Demanda Bioquímica de Oxígeno) y P (Fósforo), incorporando la variabilidad temporal para el respectivo análisis en un periodo de tiempo dado. Para optimizar el parámetro de Fósforo y DBO, se utiliza programación matemática entera mixta (MIP) y programación matemática no lineal (NLP), utilizando variables de activación y de holgura para la selección óptima de la combinación de medidas. Las herramientas de programación matemática usadas han sido GAMS® (General Algebraic Modeling System), y para el manejo de la información de entrada y salida de los modelos hidro-económicos (matrices), se ha utilizado la hoja de cálculo EXCEL®. El Análisis Coste-Eficacia (ACE) integrado con Modelo Hidro-Económico (MHE), incluye principalmente medidas de control de contaminación puntual (Depuradoras), gestión del sistema (caudales, garantías de suministro,

control de demanda (modernización de regadíos) y reutilización de aguas regeneradas.

Respecto al análisis de sensibilidad de estos MHEs, se observa que cuando se implementan los Escenarios Hidrológicos Equiprobables (EHE), el modelo hidro-económico permite identificar los meses donde se deben activar las medidas espacialmente en la cuenca ante diferentes caudales circulantes en las masas de agua, resaltando una muy buena sensibilidad de estos MHEs ante incrementos o reducciones de concentraciones de DBO o P, relacionados con la variabilidad espacial (diferentes medidas en la cuenca) y temporal (diferentes EHE). Esta sensibilidad de los MHE en cuanto a lo espacial y temporal a escala de cuenca, constituye un factor importante como apoyo a la decisión para las autoridades ambientales como tomadores de decisión; incluso para probar no sólo las medidas que alcanzan los OMA en la cuenca, sino también poder establecer cuáles OMA en la cuenca pueden alcanzarse, esto último, especialmente, cuando en los análisis de sensibilidad, se encuentran OMA que matemáticamente no tienen solución óptima y según las condiciones de la cuenca a estudiar, no se lograría alcanzar valores de OMA muy restrictivos a escala de cuenca. La situación anterior, permite al tomador de decisión emplear restricciones de calidad del agua bien sea más de forma más estricta, o bien de forma menos estricta, es decir en esta última relajando los OMA.

Esta metodología y sus herramientas también pueden ser potencialmente aplicables a otros países diferentes a la Unión Europea, siendo especialmente útil en países en vía de desarrollo donde los recursos financieros son muy limitados e igualmente se requiere recuperar el buen estado ecológico de sus cuencas hidrográficas.

## 8.2 Conclusiones con respecto al Caso de Estudio en la cuenca del río Serpis

Se han implementado tres modelos hidro-económicos que han permitido alcanzar los objetivos medioambientales de las diferentes masas de agua, mediante la activación de medidas distribuidas espacialmente en la cuenca en estudio y sus respectivas subcuencas, de acuerdo a la Autoridad Ambiental (CHJ) y a los lineamientos de la Directiva Marco europea del Agua (DMA). La escala espacial incluye la cuenca o cauce principal del río Serpis y cuatro subcuencas (Río Valleseta, Bco. La encantada, río Agres y río Bernisa). Este análisis espacial a escala de subcuenca, permite un mayor grado de detalle en los modelos hidro-económicos, donde se incluyan todos los vertidos asociados a las masas de agua de la cuenca. La escala temporal para el período analizado es de 120 meses comprendidos entre octubre de 1995 y septiembre de 2004. Se han incorporado al MHE Escenarios Hidrológicos Equiprobables (EHE), que corresponden a caudales circulantes al final de cada tramo en cada masa de la cuenca en estudio en el periodo mencionado, permitiendo en estos 120 EHE una amplia variabilidad en el régimen hidrológico, sin embargo, para estos EHE no se han encontrado variaciones significativas a nivel de los costes.

El primer MHE implementado en la cuenca del río Serpis es un modelo general para la remoción de materia orgánica (DBO), en este, se obtiene para los Escenarios Hidrológicos Equiprobables (EHE) los resultados donde se presentan las medidas que deben ser activadas y el coste mínimo de activación de la medida representado en el Coste Anual Equivalente (CAE), para alcanzar el objetivo medioambiental (OMA). El segundo MHE permite realizar una post-optimización, para lo cual se emplea un MHE con reutilización de aguas regeneradas para la

remoción de materia orgánica (DBO), el cual garantiza el cumplimiento del OMA en  $DBO = 6.0 \text{ mg/l}$ , fijado para las diferentes masas en la cuenca. El tercer MHE implementado se centra en la remoción de nutrientes, específicamente de Fósforo (P), de igual forma alcanzando el OMA de  $P = 0.4 \text{ mg/l}$ , fijados por la autoridad ambiental. Estos MHEs, permiten validar los OMA fijados por las Autoridades Ambientales (CHJ) o gestores de recursos hídricos.

Para el caso en particular del Serpis la masa 3 tramo 1 no cumple con los OMA respecto a la DBO, en condiciones de caudales medios y bajos (condición crítica), por ello, es necesaria la activación de la medida de Alcoi (md1), la cual según los resultados de la modelación tiene un coste mínimo de activación que oscila entre  $€2.248.363 \leq CAE \leq €2.248.482$ , dando como promedio para los diferentes EHE un valor de  $€2.248.422$ . Cuando se presentan condiciones de caudales altos no es necesaria la activación de esta medida debido a la gran capacidad de dilución que producen estos caudales. Para este caso de estudio, es claro ver la importancia de la bondad del modelo hidro-económico, permitiendo identificar a la medida de EDAR de Alcoi (md1) como la estrictamente indispensable para alcanzar el OMA en el parámetro de la DBO en el cauce del río Serpis, exceptuando la masa 3 tramo 1 (m3 t1), donde se hace necesario adicionalmente implementar el modelo hidro-económico de DBO con reutilización de las aguas residuales regeneradas, como una aplicación de Medidas Básicas de Reducción de Vertido, siendo esta medida útil para alcanzar los OMA para DBO en la m3 t1 en el río Serpis. Con dicha medida de reducción de vertido en Alcoi, se presenta un incremento del 26.5% entre los costes de la medida básica de Alcoi y los costes con la medida de reutilización de aguas regeneradas en la cuenca. Lo anterior, permite usar el MHE para el análisis de externalidades en una cuenca hidrográfica, que para el caso de estudio en la cuenca del río Serpis, es claro el efecto positivo que tiene la

reutilización de aguas regeneradas de la EDAR de Alcoi localizada en la cuenca alta, sobre el resto de tramos aguas abajo en la cuenca. Este volumen de agua regenerada de Alcoi como se mencionó anteriormente, puede servir de reuso para las poblaciones de Alcoi, Cocentaina, Muro de Alcoi y para comunidades de regantes de Alcoi-Comtat en la cuenca media del Serpis.

Respecto al análisis de sensibilidad para el caso de estudio, se observa que cuando se implementan los Escenarios Hidrológicos Equiprobables (EHE), el modelo hidroeconómico permite identificar los meses donde se deben activar las medidas espacialmente en la cuenca, resaltando una muy buena sensibilidad del MHE ante incrementos o reducciones de concentraciones de DBO relacionado con la variabilidad espacial (diferentes medidas en la cuenca) y temporal (diferentes EHE). Para el caso de la cuenca del Serpis, se observa como para OMA muy restrictivos tales como OMA en DBO= 4.0 mg/l, no existe una solución óptima, es decir, que ante las condiciones de la cuenca dadas sus diferentes aportes de vertidos al cauce del río Serpis, pretender un OMA de 4.0 mg/l es matemáticamente inviable. Para los demás OMA propuestos en este análisis de sensibilidad mayores a 4.0 mg/l, si se encuentran soluciones óptimas al menor coste.

En cuanto a los MHEs para el parámetro Fósforo (P) en la cuenca del río Serpis, se han implementado, alcanzando el OMA en  $P \leq 0.4$  mg/l, donde se observa que para algunos EHE no se está cumpliendo con el objetivo de calidad propuesto en las diferentes masas de agua analizadas, especialmente en la masa 3 tramo 1 (masa crítica a lo largo de todos los EHE analizados). La masa menos impactada por el Fósforo corresponde a la masa 8 en la cuenca baja, dada su mayor capacidad de dilución por sus caudales circulantes. En algunos casos se presentó que para el parámetro analizado (P) se identificaron los caudales bajos como los

escenarios más críticos, debido a las activaciones de las EDAR Benimarfull, Margarida, Benicolet y Almisera las cuales deben de tener prioridad para alcanzar el OMA para Fósforo en la cuenca y que se encuentran espacialmente en diferentes sitios de la cuenca y subcuencas del río Serpis. El anterior resultado, muestra la bondad del MHE en cuanto su análisis espacial, identificando cuáles son las medidas que se deben priorizar en las diferentes subcuencas de la cuenca del río Serpis. En cuanto al análisis temporal para el MHE del parámetro fósforo, el EHE más crítico es el EHE11, el cual corresponde a una condición de caudales mínimos, razón por la cual es necesaria la activación de las medidas citadas. En el análisis de costes para alcanzar el OMA de P, se incluyen los Costes Anuales Equivalentes (CAE), Inversión, Operación y Mantenimiento, para la Activación de las medidas para alcanzar el OMA para el Fósforo en el cauce principal y subcuencas del río Serpis. De los anteriores costes, se encuentra que los mayores costes obedecen a la fase de inversión por encima de los 450.000 euros para las cinco EDARs a activar en un período de vida útil de 20 años, y la implementación de las tecnologías son, Aireación Prolongada principalmente (coste más alto) y Lecho Bacteriano. En un escenario de incremento del Fósforo (P) en un 30% en la cuenca, en una situación hipotética, se observa como el MHE responde activando otras medidas adicionales al escenario base o condición actual (Alcoy, Benimarfull, Gaianes, Planes, Balones y Gorga). Contrario a este escenario, un análisis potencial sería una reducción de las concentraciones de Fósforo en la cuenca, mediante estrategias y programas de buenas prácticas agrícolas a escala de cuenca, donde se reflejaría una mejora sustancial en el estado ecológico de las masas de agua de la cuenca y subcuenca del Serpis, sirviendo de soporte para el análisis los presentes MHEs desarrollados en esta Tesis.

El análisis de sensibilidad con una restricción mayor en el OMA para el Fósforo ( $P < 0,4$  mg/l) donde el coste aumenta hasta el punto en el que

el modelo no encuentra una solución óptima que cumpla con el OMA propuesto, este caso se presenta cuando se propone un OMA equivalente a  $P=0,3$  mg/l, esta situación hace que el OMA más estricto en cuanto al parámetro fósforo que se puede dar en la cuenca del río Serpis es  $P=0,4$  mg/l. El anterior análisis, valida el valor de OMA  $P=0,4$ mg/l, propuesto por la autoridad ambiental (CHJ) para la cuenca del río Serpis, y permite tener elementos de apoyo a la decisión por parte de los gestores del recurso hídrico, potencialmente soportados en los presentes MHEs. En este sentido, los presentes MHEs, permiten fijar los objetivos medioambientales (Objetivos de calidad del agua en otros países diferentes a la Unión Europea), soportados en formulaciones matemáticas de las condiciones actuales y futuras de las masas de agua aplicable a otras cuencas en la Unión Europea y en el resto del mundo, y que sin duda, potencialmente se pueden convertir en herramientas de apoyo a las decisiones de las autoridades ambientales.

Considerando que dentro de las políticas de aguas a escala de cuenca, el implementar un programa de medidas para alcanzar los OMA, resulta normalmente siendo una inversión económica, técnica y operacional muy importante, en el presente caso de estudio, se han incluido el análisis de las restricciones probabilísticas para los parámetros de DBO y Fósforo (P). Dichas restricciones, permiten una probabilidad de fallo de no alcanzar el objetivo medioambiental en un porcentaje del tiempo del periodo optimizado, relajando el cumplimiento de dichos OMA en un porcentaje del total del período. Esta probabilidad de fallo permite una reducción de costes en un número determinado de meses dentro del periodo analizado, representada en una relajación económica, de tal forma que se seleccionan cierto número de meses de fallo, los cuales presentan los costes más bajos y que son restados al coste total. En la cuenca del Serpis, para diferentes períodos (12, 48, 72 y 120 meses) se ha adoptado una probabilidad de fallo del 10% del periodo, siendo

equivalente a permitir que no se alcancen los objetivos medioambientales en una décima parte del tiempo analizado. Esta situación especial, se puede llegar a dar en alguna masa que una vez se apliquen las diferentes medidas tanto básicas (MB), como complementarias (MC), no llegasen a cumplir por ejemplo el OMA fijado por la autoridad ambiental. Para el caso del Serpis y con la probabilidad de fallo del 10% del periodo analizado, se observan reducciones en los costes entre el 4.35% al 0.47% para la DBO, y del 0.62% al 0.18% para el Fósforo (P), según sea el periodo analizado. Por lo anterior, se puede observar que si bien el porcentaje de restricción probabilístico asumido es bajo (10% del periodo), las reducciones en los costes para cada periodo analizado, no son tan significativas.

De otro lado, un análisis que permita variar el valor óptimo respecto a relajar o restringir el OMA, se realiza mediante la incorporación de los precios sombra. Para el caso de estudio de la cuenca del Serpis el precio sombra en los OMA se ha restringido a un valor de DBO= 5.0 mg/l, partiendo del OMA de referencia que para DBO es 6.0 mg/l, y se ha relajado el OMA a valores de DBO de 7.0 y 8.0 mg/l respectivamente para el periodo analizado de 120 meses. Para el caso de la restricción, se obtiene un precio sombra de € 187.363 Euros que corresponde a la activación de EDAR Alcoy en el Escenario Hidrológico Equiprobable (EHE) E98, por consiguiente se puede deducir que entre 1995-2005 el cambio del objetivo medio ambiental a 5.0 mg/l solo produciría la activación del EDAR Alcoy para mes de julio comprendido en el año hidrológico de 1999-2000. Igualmente se puede concluir que entre más estricto sea el OMA mayor será el coste de activación de las medidas. Este tipo de análisis de los precios sombra, puede servir como elemento para un Análisis Coste-Beneficio (ACB) en términos de restringir o relajar el valor adoptado del OMA en la cuenca.

Se ha probado la bondad de los modelos hidro-económicos a escala espacial y temporal para alcanzar OMA con respecto a la remoción de materia orgánica (DBO) y remoción de nutrientes (Fósforo) aplicados a la cuenca del río Serpis y sus subcuencas, incluyendo análisis de sensibilidad, análisis con escenarios sintéticos de incremento de contaminación, restricciones probabilísticas y precios sombra; todos estos análisis, contribuyen a la toma de decisiones por parte de las Autoridades Ambientales (CHJ) o gestores de recursos hídricos.

### **8.3 Conclusiones con respecto al Caso de Estudio en la cuenca del río Júcar**

Para el caso de estudio en la cuenca del río Júcar, se han implementado dos modelos hidro-económicos que han permitido alcanzar los objetivos medioambientales de las diferentes masas de agua, mediante la activación de medidas distribuidas espacialmente en las subcuencas, donde previamente se tenía identificado no se han alcanzado los OMA para la remoción de materia orgánica (DBO) y la remoción de nutrientes (Fósforo), de acuerdo a criterios fijados por la Autoridad Ambiental (CHJ) y lineamientos de la Directiva Marco del Agua (DMA). La escala espacial incluye las subcuencas de los ríos Albaida, Arquillo, Magro. Este análisis espacial a escala de subcuenca, permite un mayor grado de detalle en los modelos hidro-económicos. En este MHE no se ha incluido la escala temporal, y se ha utilizado para los caudales circulantes información suministrada por la autoridad ambiental CHJ. En este caso específico se realiza la simulación de la línea base y diferentes escenarios sintéticos del río Júcar y sus principales subcuencas, en los escenarios sintéticos se suponen variaciones del caudal circulante (aumento y disminución) en las corrientes hídricas. Tanto la simulación

de los escenarios sintéticos como el análisis de sensibilidad de los OMA permiten apreciar, como a medida que cambian las condiciones tanto de caudal como de calidad del agua con respecto a los parámetros analizados (DBO y P) en las subcuencas del Júcar, se activan o desactivan las diferentes medidas que permitan alcanzar los OMA, esta variación en la activación de la medidas se refleja directamente en los costes de activación de las mismas.

El primer MHE implementado en las subcuencas del río Júcar es un modelo general para la remoción de materia orgánica (DBO), en este, se obtiene los resultados donde se presentan las medidas que deben ser activadas y el coste mínimo de activación de la medida representado en el Coste Anual Equivalente (CAE), para alcanzar el objetivo medioambiental (OMA) para DBO= 6.0 mg/l, fijado para las diferentes masas en la cuenca. El segundo MHE implementado se centra en la remoción de nutrientes, específicamente de Fósforo (P), de igual forma alcanzando el OMA de P= 0.4 mg/l, fijados por la autoridad ambiental. De igual forma, estos MHEs permiten validar los OMA fijados por las autoridades ambientales o gestores de recursos hídricos.

Para el caso de la cuenca del río Júcar se presenta la variación de los costes de activación de las medidas para el escenario base y diferentes escenarios sintéticos supuestos con el fin de analizar el cumplimiento del OMA en DBO para la cuenca del río Júcar. Estos escenarios sintéticos corresponden principalmente a la variación de los caudales circulantes, tanto en aumento como en disminución de los mismos. En este análisis se observa que para las condiciones del escenario base se activan las medidas md2 y md3 cuyo costo en conjunto asciende a los € 77.160 Euros. Mientras que al usar un escenario sintético de reducción del caudal circulante en un 20%, el MHE no encuentra una solución óptima.

De otro lado, al aumentar en un 20% el caudal circulante, solo se activa la medida md3, reduciendo el coste de activación a € 51.320 Euros. Así mismo, al incrementar en un 30% los caudales circulantes se observa que no se activa ninguna de las medidas y que por lo tanto los costes se hacen nulos. La simulación de estos escenarios confirma que a mayor caudal circulante, mayor es la capacidad de autodepuración del río y se incurre en menores costes de implementación de las medidas. Por otro lado, a menor caudal circulante, económicamente se hace inviable cumplir con el OMA lo que hace que el modelo Hidro-Económico no encuentre una solución óptima para alcanzar el OMA. El mismo comportamiento se presenta en el MHE para el parámetro del Fósforo (P), resaltando que entre más se reduce el caudal circulante en el río o subcuenca de los ríos Albaida, Arquillo, Magro, mayor es el número de medidas que se activan y por ende el incremento en los costes de activación, resaltando que la subcuenca del río Magro, es la que presenta mayor impacto en cuanto a contaminación causada por fósforo.

Respecto al análisis de sensibilidad para la cuenca del Júcar, consiste en la variación del OMA en un rango que está comprendido entre 5mg/l y 8mg/l de DBO (OMA= 5mg/l, 6mg/l, 7mg/l y 8mg/l), en el análisis de sensibilidad se obtiene el coste total de la activación de las medidas necesarias para cumplir con el OMA. En este caso se confirma que cuando se relaja el OMA, se pueden llegar a costes de activación muy bajos o nulos, en tanto que cuando se restringe el OMA, normalmente no se encuentra una solución óptima. En este orden de ideas se puede concluir que el OMA más estricto que podría aplicarse en la cuenca del río Júcar y para el cual existiría una solución viable económicamente sería para una DBO equivalente a 6 mg/l, validando el OMA propuesto por la autoridad ambiental (CHJ). Para el caso del MHE para Fósforo (P), se presenta igual comportamiento mientras que se restringe el OMA, no se llega a una óptima solución, y cuando se

relaja el OMA para el P, se reducen los costes de activación de la medidas para las tres subcuencas en estudio, de igual forma validando el valor del OMA para  $P=0.4$  mg/l, como el OMA adecuado para dichas subcuencas, propuestos por la CHJ.

En este caso de estudio también se ha probado la bondad de los modelos hidro-económicos a escala espacial para alcanzar los OMA respecto a la remoción de materia orgánica (DBO) y remoción de nutrientes (Fósforo) aplicados a las subcuena del río Júcar (Albaida, Arquillo, Magro), incluyendo análisis de sensibilidad, análisis con escenarios sintéticos de incremento de contaminación; estos análisis, contribuyen a la toma de decisiones por parte de las Autoridades Ambientales o gestores de recursos hídricos.

#### **8.4 Líneas Futuras de Investigación**

La propuesta metodológica y modelos hidro-económicos desarrollados en esta tesis para alcanzar objetivos medioambientales en las masas de agua en cuencas hidrográficas con criterios de eficiencia económica, puede ampliarse investigando sobre los siguientes aspectos:

- Implementar los Modelos Hidro-Económicos para alcanzar OMA respecto a la remoción de la materia orgánica (DBO) y remoción de nutrientes (Fósforo) con modelos de calidad detallados que permitan un mayor acercamiento a las constantes de decaimiento espacialmente distribuidas en la cuenca y subcuencas de estudio.
- Estudiar el tema de la reutilización de aguas regeneradas y su implicación en los caudales ecológicos o ambientales, especialmente

cuando en el modelo hidro-económico de reutilización de aguas regeneradas, se deben aplicar porcentajes de reutilización altos en tramos de masas de agua con bajos caudales circulantes.

- Implementar en los Modelos Hidro-Económicos de DBO y P la variabilidad temporal, que permita tener un horizonte de planificación de las inversiones para el control de la contaminación en una cuenca hidrográfica.
- Ampliar a otros parámetros de calidad del agua los Modelos Hidro-Económicos para el control de la contaminación en cuencas hidrográficas.



## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Albiac J., Y. Martínez, and J. Tapia, 2006. *OECD Workshop on Agriculture and Water: Sustainability, Markets and Policies Session 2 - The Economics of Water and Agriculture*. Water quantity and quality issues in Mediterranean agriculture.
- Andreu, J., A. Solera, J. Capilla, y F. Polo, 2004. *Modelo SIMGES de Simulación de la Gestión de Recursos Hídricos, incluyendo Utilización Conjunta*. Manual de usuario. Universidad Politécnica de Valencia.
- Andreu, J., J. Capilla, y E. Sanchis, 1996. *AQUATOOL, a generalized decision support system for water resources planning and management*. Journal of Hydrology, n°. 177: 269-291.
- Antón, D. J., 1996. "Ciudades sedientas". *Agua y ambientes urbanos en América Latina*. Montevideo: Ediciones UNESCO-CIID-Nordan comunidad.
- Aras, E., V. Toğan, and B. Mehmet, 2007. *River water quality management model using genetic algorithm*. Environmental Fluid Mechanics. Springer. 1567-7419 (Print) 1573-1510 (Online) Netherlands. Volume 7, Number 5/October 2007.
- ARKI, 2002. GAMS/CONOPT. *ARKI Consulting Development in GAMS the Solver Manual*. Washington DC, U.S.A.: GAMS Development Corporation.

- Asafu-Adjaye, J., 2005. *Environmental economics for non-economics*. Techniques and Policies for sustainable development, 2nd edition 2007. World Scientific. Singapore.
- Azqueta, D., 2002. *Introducción a la economía ambiental*. Serie McGraw-Hill Profesional. ISBN: 84-481-3526-1. España 2002.
- Bateman, I.J., A. Lovett, and J. Brainard, 2003. *Applied environmental economics a GIS Approach to cost-benefit Analysis*. Cambridge University Press. New York 2003.
- Blanco, M., 2008. *Decision Support System to Assess Environmental and Socioeconomic Effects of Water Pricing Policies in Agriculture*. En Pulido et al. (Eds.): Hydro-economics models in Water Management: Applications to the EU Framework Directive. Springer, Environment and Policy series.
- Brooke, A., D. Kendrick, A. Meeraus, and R. Raman, 1998. *GAMS—A User's Guide, Gen. Algebraic Model*. Washington, D. C: Syst. Dev. Corp.
- Brouwer, R., 2004. *The concept of environmental and resource cost. Lessons learned from ECO2*. RIZA Working Paper 2004 112x. Environmental and Resource Cost and the Water Framework Directive. An overview of European practices. Amsterdam, Holland.
- Brouwer, R., and D. Pearce, 2005. *Cost-Benefit Analysis and Water Resources Management*. Edward Elgar Publishing Limited. Glensanda House Montpellier Parade. Cheltenham Glos GL 50 1UA. UK.

Brouwer R, Hofkes M, 2008. *Integrated hydro-economic modelling: approaches, key issues and future research directions*. Ecol Econ 66(1):16–22. doi:10.1016/j.ecolecon.2008.02.009

Cai, X., D.C. McKinney, and L.S. Lasdon, 2003. *Integrated hydrologic-agronomic-economic model for river basin management*. Journal of Water Resources Planning and Management 129, n°. 1: 4-17.

CCE, 1991. *Directiva 91/271/CEE sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas*. Consejo de la Comunidad Europea.

CCE, 2000. *Directiva 2000/60/CE Marco del Agua del Parlamento Europeo y del Consejo*. Consejo de la Comunidad Europea.

CEC, 2001. *Common implementation strategy for the Water. Framework Directive*. (2000/60/EC).

CEDEX, 2004. *Curso sobre Tratamientos de aguas residuales y explotación de estaciones depuradoras, Tomo I*. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas. Ministerio de Fomento España.

CEH-CEDEX, 1995. *Sistema Integrado de Precipitación Aportación (SIMPA)*. Centro de Estudios Hidrográficos del Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas. Ministerio de Fomento España.

Chin, D.A., 2006. *Water-Quality Engineering in Natural Systems*. John Wiley & Sons, Inc. New Jersey.

CHJ, 1999. *Plan Hidrológico de cuenca del Júcar*. Disponible en [www.chj.es](http://www.chj.es). Confederación Hidrográfica Júcar.

CHJ, 1999. *Plan Hidrológico del Júcar*, Anexo IV Sistemas de Explotación.

CHJ, 2005. *Informe para la Comisión Europea sobre artículos 5 y 6 de la Directiva Marco del Agua*. Disponible en [www.chj.es](http://www.chj.es). Confederación Hidrográfica Júcar.

CHJ, 2007. *Taller de GEOIMPRESS*. Confederación Hidrográfica Júcar.

CHJ, 2009. *Esquemas de Temas Importantes*. Disponible en [www.chj.es](http://www.chj.es). Confederación Hidrográfica Júcar.

CHJ, 2009. *Identificación y delimitación de masas de aguas superficial y subterránea*. Disponible en [www.chj.es](http://www.chj.es). Confederación Hidrográfica Júcar.

CHJ, 2009. *Metodología y resultados de la estimación de las Demandas*. Disponible en [www.chj.es](http://www.chj.es). Confederación Hidrográfica Júcar.

CHJ-UPV, 2008. *Elaboración de una metodología y herramientas para la determinación de un programa de medidas destinadas al cumplimiento de la DMA. Estudio Piloto de la Cuenca del río Serpis*. Confederación Hidrográfica Júcar-Universidad Politécnica de Valencia.

CHJ, 2004. Ministerio de Medio Ambiente España. *La Directiva Marco Europea del Agua. Una nueva perspectiva en política de aguas*. Cuenca Piloto del Júcar. Valencia.

CHJ, Universidad Politécnica de Valencia UPV y Universidad de Valencia UV, 2008. *Convenio para la elaboración de una metodología y herramientas para la determinación de un programa de medidas destinadas al cumplimiento de la Directiva Marco del Agua. Estudio Piloto de la cuenca del río Serpis*. Valencia.

Consejo de la UE, 2000. Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, 23 de octubre de 2000. *Actos Legislativos y otros instrumentos*. Bruselas, Bélgica: Parlamento Europeo, Julio 18.

CPTS, (Sin Fecha). *Costes de contabilidad ambiental (CCA)*. La Gestión Ambiental como una ventaja competitiva en [www.cpts.org/SeminEventos/herraGestAmbiental/8\\_ContabCostes%20Amb.pdf](http://www.cpts.org/SeminEventos/herraGestAmbiental/8_ContabCostes%20Amb.pdf). Visitada en enero de 2008.

De Melo, J.J., and A.S. Câmara, 1994. "*Models for the optimization of regional wastewater treatment systems*", *European Journal of Operational Research*, Elsevier, vol. 73(1), pages 1-16, February.

Defra, WAG, SE and DOENI, (2004). CEA and Developing a Methodology for Assessing Disproportionate Costs.

Deronzier, P., S. Feuillette, and P. Chegrani, 2005. *Environmental costs: from theory to practice in France*. Second international workshop on implementing analysis in the Water Framework Directive. Paris.

Dourojeanni R.A., 2001. *Water management at the river basin level: challenges in Latin America*. United Nations Publication. LC/L 1583-P. ISBN: 92-1-121321.1. Serie de Recursos Naturales No 29. Santiago de Chile.

Económicas On Line, 2005. *Costes Ambientales*. Enfoque Macroeconómico. En [www.economicas-online.com/contabil.htm](http://www.economicas-online.com/contabil.htm), visitada en diciembre de 2007.

Elorrieta, J.I., F. Alonso, J. Castiella, P. Martínez de Anguita, E. Castellano, y M. Pelletero, 2000. *Establecimiento de la metodología para determinar el valor económico de las transacciones de agua entre las subcuencas de*

*la comunidad foral de Navarra*. Memorias Cuarto Congreso de Economía de Navarra.

EPA, 2000c. *A prospective assessment of the costs of the Clean Water Act: 1972 to 1997*, Final Report.

Espinosa-Guerra, L.E., 2004. Una Visión Crítica sobre Desarrollo Sostenible. Universidad de Salamanca.

Estrela, T., 2004. *Water management and Water framework Directive: Issues and problems*. Jucar Basin Authority. Valencia.

European Environment Agency, 1999. *Guidelines for defining and documenting data on costs of possible environmental protection measures*, Technical Report no, 27.

European Parliament and of the council of the European Union, 2000. *Water Framework Directive. Directive 2000/60/ec*. Luxemburgo: Official Journal of the European Communities.

Eurorai, 2009,  
en [www.eurorai.org/PDF/pdf%20seminar%20Barcelona/Directiva%20marco%20del%20agua.pdf](http://www.eurorai.org/PDF/pdf%20seminar%20Barcelona/Directiva%20marco%20del%20agua.pdf), visitada en noviembre de 2009.

Freeman, A., 2003. *The Measurement of Environmental and Resource Value. Theory and Methods*. Second edition. Washington, DC.

Fundación Terram (a), (\_\_\_\_). *Valoración contingente*. Fundación Terram. Dirección General Bustamante 24 5to Piso Oficina i. Providencia, Santiago de Chile,

en [www.terram.cl/nuevo/.../storiesclase7valoracioncontingente.ppt](http://www.terram.cl/nuevo/.../storiesclase7valoracioncontingente.ppt), visitada en octubre de 2009.

Fundación Terram (b), (\_\_\_\_). Valoración contingente. Fundación Terram. Dirección General Bustamante 24 5to Piso Oficina i. Providencia, Santiago de Chile. En [www.terram.cl/nuevo/images/storiesclase9-costodeviaje.ppt](http://www.terram.cl/nuevo/images/storiesclase9-costodeviaje.ppt), visitada en octubre de 2009.

Generalitat valenciana, 2006-2010. *PIE*, Plan de Infraestructuras Estratégicas.

German Federal Ministry of the Environment, Nature conservation and Nuclear Safety, 2004. *Basis principles for selecting the most cost-effective combinations of measures for inclusion in the programme of measures as described in Article 11 of the Water Framework Directive*. HandBook. Research report 202 21 210 UBA-FB 000563/E. Berlin.

Girard, C., Rinaudo JD., Pulido-Velazquez M., 2015. *Index-Based Cost-Effectiveness Analysis vs. Least-Cost River Basin Optimization Model: Comparison in the Selection of a Programme of Measures at the River Basin Scale*. Water Resources Management, doi: 10.1007/s11269-015-1049-0

Gómez Gómez, C.M., y A. Garrido, 2003. *La directiva marco del agua y la recuperación de la calidad ecológica de las aguas: un análisis coste-eficacia*. Universidad Alcalá de Henares, Universidad Politécnica de Madrid. Madrid Instituto Nacional de Ecología México, 2003. Conceptos sobre Costes Ambientales. México D.F.

- GWP, 2000. Integración del Análisis Coste-Eficiencia en la Gestión de Calidad de Aguas. Superficiales en Cuencas Hidrográficas. Aplicación a la Directiva Marco del Agua. Cap. 2. Pag. 11.
- Harou, J. J., M. Pulido-Velazquez, D. E. Rosenberg, J. Medellín-Azuara, J.R. Lund, y R.E. Howitt, 2009. *Hydro-economic models: Concepts, design, applications, and future prospects*. Journal of Hydrology, 375: 627-643. doi:10.1016/j.jhydrol.2009.06.037.
- Harou, J.J., M. Pulido-Velasquez, J. Medellín-Azuara, D.E. Rosenberg, and J.R. Lund, 2008. *Hydro-Economic Models – Insights for Integrated Management and Adaptation to Climate Change*.
- Heinz, I., M. Pulido-Velázquez, J. R. Lund, y J. Andreu, 2007. *Hydro-economic Modeling in River Basin Management: Implications and Applications for the European Water Framework Directive*. Water Resources Management 21: 1103-1125. doi:10.1007/s11269-006-9101-8.
- Helmer, R., and I. Hespanhol, 1997. Water Pollution Control: A guide to the use of water quality management principles. UNEP. WHO. E & FN Spon. London.
- IIAMA. Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente Universidad Politécnica de Valencia. *Software para el cálculo de la Precipitación-Aportación en Tramos de Red Integrados con Calidad del Agua -PATRICAL*.
- INE. Instituto Nacional de Ecología, 2005. *Instrumentos Económicos*. Coyoacán Mexico D.F, en [www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/libros/116/incec1.html](http://www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/libros/116/incec1.html), visitada mayo de 2008.

- Jeavons, D.L., and E.F. Harvey, 1999. *Instream flows: an economic perspective*. Proceedings American Water Resources Association (AWRA). Montana.
- Jiménez, B., 2008. *El agua en América Latina y el Caribe: Situación y Perspectivas*. Publicado en: Saneamiento básico y ambiental en América Latina. Latisan 2007. Cali: CAF-Cinara, Universidad del Valle.
- Jonch-Clausen, T., 2004. *Integrated Water Resources Management (IWRM) and Water Efficiency Plans by 2005. Why, What and How?*. Global Water Partnership. Sweden. ISSN: 1403-5324. ISBN: 91-974559-5-4.
- Kawachi T. K. Unami, S. Maeda, and J. Takeuchi, (\_\_\_\_). Management of water quality environment under uncertainty-mathematical modeling and computational optimization.
- Kletmeson, S.L., and W.J. Grenney, 1985. *Dynamic optimization of regional wastewater treatment system*. Journal (Water Pollution Control Federation) © 1985 Water Environment Federation
- Libro Blanco del Agua en España, 1998. Libro Blanco del Agua en España. Documento de síntesis.
- Loucks, D.P., and E. Van Beek, 2005. *Water resources systems planning and management, an introduction to methods, models and applications*. United Nations education, scientific and cultural organization.
- Lopez, N.A, 2010. *Comparativa de análisis coste eficacia y optimización para la determinación de un programa de medidas para el cumplimiento de los objetivos ambientales de la Directiva Marco del Agua*. Aplicación del sistema de

explotacion del rio Júcar. Proyecto final de Carrera. ETS de caminos. Universidad Politecnica de Valencia.

Lozano, G., M. Pulido-Velázquez, y J. Andreu, 2010. *Objetivos de Calidad del Agua en Cuencas Hidrográficas: Perspectivas, Desafíos e Instrumentos de Gestión*. Publicado en Libro: La Gestión Integrada del Recurso Hídrico frente al Cambio Climático. Edi. Universidad del Valle. Santiago de Cali.

Lozano, G.; M. Pulido-Velázquez, y J. Andreu, 2010. *Objetivos de Calidad del Agua en Cuencas Hidrográficas: Perspectivas, Desafíos e Instrumentos de Gestión*. Revista de Investigaciones Universidad del Quindío. Armenia.

Lund, J. R., y J.J. Harou, 2006. *Building a regional Hydrologic-Economic Model*.

Maceira Rozados, A., 2006. *Aspectos económicos de la Directiva 2000/60/CE*. Escola Galega de Administración Pública. Adantia. Santiago de Compostela. Octubre de 2006.

Machado, E.S., M. Conceição, M.C. Cunha, y M. Porto, 2006. *Otimização de sistemas regionais de sistemas de tratamento de efluentes e seu impacto na qualidade da água: uma revisão*. REGA – Vol. 3, no. 1, p. 57-71, jan./jun, 2006.

MARM, 2008. *Instrucción de Planificación Hidrológica*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.

MARM, 2009. *Guía Técnica para la caracterización de medidas (versión 3.0)*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.

- Martínez, Y., 2006. *Instrumentos económicos para el control de la Contaminación: aplicación a la cuenca del Ebro*.
- Martínez-Coll, J.C., 2001. "Los fallos del mercado" en *La Economía de Mercado, virtudes e inconvenientes*, en [www.eumed.net/cursecon/9/index.htm](http://www.eumed.net/cursecon/9/index.htm) edición del 22 de marzo de 2007. Visitada en mayo de 2008.
- Marzal, P., M. Martín, 2008. *Modelación de la Calidad del Agua*. SPUPV-154. Universidad Politécnica de Valencia.
- Massarutto, A., 2002. *An accounting model for assessing full-cost recovery of environmental public utilities Working Paper No. 06-01-eco*. Departamento de Ciencias Económicas. Universidad de Udine. Udine.
- McCarl, B.A., 2002. *GAMS User guide: 2003*. Developed in cooperation with GAMS Development Corporation, Diciembre.
- McGarity, 1997. *Modelo HidroEconomico para la gestión de calidad del agua*, Cap. 4, pag. 2.
- McKinney, D., X. Cai, M.W. Rosegrant, C. Ringler, and C.A. Scott, 1999. *Modeling Water Resources Management at the Basin Level: Review and Future Directions*. Technical Report. Colombo: International Water management Institute.
- MIMAN, 2002. *Análisis económico del plan de cuenca de Cidacos*. Ministerio de Medioambiente y Gobierno de Navarra.
- Ministerio de Medio Ambiente de España, 2000. *Libro Blanco del Agua en España*.

Ministerio de medio Ambiente España, 2004. *Manual para el análisis de presiones e impactos relacionados con la contaminación de las masas de agua superficiales*. Madrid.

Ministerio de Medio Ambiente España, Gobierno de Navarra, 2002. *Análisis económico del plan de cuenca del Cidacos. Aplicación de la guía de análisis económico*. Directiva Marco del Agua de la Unión Europea.2000.

Ministerio de Medio Ambiente España. Grupo de Análisis Económico de la DMA, 2004. *Informe de recuperación de costes de los servicios del agua en la demarcación hidrográfica del Júcar*. Artículo 5, Anejo III. Madrid.

Ministerio del Medio Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, MAVDT. Viceministerio de Ambiente República de Colombia, 2003. *Decreto 3100 de 2003*. Santafé de Bogotá.

MMA, 2007. *Reglamento de Planificación Hidrológica*. Ministerio de Medio Ambiente.

Ong S.L., and B.J. Adams, 1989. *A comparison of models for optimizing the expansion of a wastewater treatment facility* *International Journal of Environmental Studies*, Volume 32, Issue 4 January 1989 , pages 303 – 312.

OPH-CHJ. Oficina de Planificación Hidrológica Confederación Hidrográfica del Júcar. *Modelo de acumulación de presiones y simulación de impactos GEOIMPRESS*.

OPH, 2008. Convenio de Colaboración CHJ – UPV – UV. *Elaboración de una metodología y herramientas para la determinación de un programa de medidas destinadas al cumplimiento de la Directiva Marco del Agua*. Estudio Piloto de

la Cuenca del río Serpis. Reunion del cierre del convenio 25 de septiembre de 2008.

Peña-Haro, S., 2010. *A hydro-economic modeling framework for optimal management of groundwater nitrate pollution from agriculture*. Dissertation PhD Thesis. Universidad Politécnica de Valencia. Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente. IIAMA. Valencia.

Popoff, F., y D. Buzzelli, 1993. *Contabilidad de costes ambientales*, un nuevo paradigma para la industria.

PriceWaterhouse Coopers (PWC), BIPE, OIAgua, 2004. MEIF. *Evaluation methods for investments in the water sector forward-looking financial strategies and water pricing*. Recurso en Internet: [www.meif.org](http://www.meif.org).

Pulido -Velázquez, M., J. Andreu, G. Collazos, y M. A. Pérez, 2004. *Metodologías y herramientas para el análisis económico de sistemas de recursos hídricos*. Aplicación a la DMA. En . Tortosa, España, Diciembre 8.

Pulido-Velázquez, M., 2003. *Optimización Económica de la Gestión del Uso Conjunto de Aguas Superficiales y Subterráneas en un Sistema de Recursos Hídricos. Contribución al Análisis Económico propuesto en la Directiva Marco Europea del Agua*. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Valencia. Departamento de Ingeniería hidráulica y Medio Ambiente. Valencia.

Pulido-Velázquez, M., J. Andreu, y A. Sahuquillo, 2006. *Economic Optimization of Conjunctive Use of Surface Water and Groundwater at the basin Scale*. Journal of Water Resources Planning and Management 132, n°. 6: 454-467.

- Pulido-Velazquez M, Andreu J, Sahuquillo A, Pulido-Velazquez D, 2008. *Hydro-economic river basin modelling: the application of a holistic surface-groundwater model to assess opportunity costs of water use in Spain*. *Ecol Econ* 66:51–65
- Pulido-Velázquez, M., A. López-Nicolas, J. Andreu y G. Lozano. 2011 “*Determinación del Programa de Medidas para el cumplimiento de los objetivos ambientales de la Directiva Marco del Agua en el Sistema de Explotación del río Júcar*”. Informe Final. IIAMA de la Universidad Politécnica de Valencia.
- Red Latinoamericana de Cuencas hidrográficas, REDLACH, FAO y el Instituto Nacional de Recursos Naturales del Perú, INRENA, 2003. *Memorias III Congreso Latinoamericano de Manejo de Cuencas Hidrográfica*. Arequipa.
- Riera, P., 1994. *Manual de la valoración contingente*. Instituto de ciencias fiscales. Universidad Autónoma de Barcelona.
- Riera, P., y V. Farreras, 2004. *El método del coste de viaje en la valoración de daños ambientales, una aproximación para el país Vasco por el accidente del Prestige*. Universidad Autónoma de Barcelona. *Ekonomiaz* No 57 3er cuatrimestre, 2004.
- Ruiz J.M., 1999. *Modelo SIMPA: Simulación Precipitación-Aportación*. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Valencia.
- Santiago I., 2005. *Fundamentos de ARCGIS. Tutorial de lecturas*. Oficina de Gerencia y Presupuesto del Estado Libre asociado de Puerto Rico.

- Saz, S., (Sin fecha). *Coste del viaje*. Department of Applied Economics II University of Valencia. España.
- Senate of United States of America, 1972. *Clean Water Act*. Washington: Federal Water Pollution Control ACT.
- Shirakawa, N., and N. Tamai, 2003. *Use of economic measures for establishing environmental flow in upstream river basins*. Intl. Journal of River Basin Management. Vol 1, No. 1.
- Sieber J., D. Purkey, 2007. *WEAP Water Evaluation And Planning System. USER GUIDE for WEAP21*. Stockholm Environment Institute, U.S. Center 11 Curtis Avenue. Somerville, MA 02144 USA.
- Sierra Club, 2008. *The Clean Water Act*. Consultado Septiembre 14, 2009, en <http://www.sierraclub.org/>
- Sumpsi, J.M., A. Garrido, M. Blanco, C. Varela, y E. Iglesias, 1998. *Economía y Políticas de gestión del agua en la agricultura*. Mundi-Prensa, Madrid.
- Tietenberg, T., 1988. *Environmental and Natural Resource Economic*, 2nd edition. Scott, Foresman and Company, Glenview, IL.
- U.S. EPA, 1985. *Rates, Constants, and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling*.
- UNESCO-WWAP, 2003. *WATER FOR PEOPLE, WATER FOR LIFE*. Executive Summary of the UN World Water Development Report. First published by the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO), Paris, France.

Unión Europea, 2000. *Directiva Marco del Agua*, 2000/60/CE Parlamento Europeo. Luxemburgo.

United States Environmental Protection Agency EPA-US. Office of Water, 2009. *National Water Quality Inventory*: Report to Congress 2004. Washington: Reporting Cycle EPA 841-R-08-001.

Van der Veeren, R.J.H.M, 2002. *Economic analyses of nutrient abatement policies in the Rhine basin*. Ph.D. Thesis. ISBN 9064644594. Institute for environmental Studies, Vrije Universiteit.

Verfaillie Hendrik, A., and R. Bidwell, 2000. *World Business Council for Sustainable Development (WBCSD)*. Measuring eco-efficiency a guide to reporting company performance.

Walkenbach J., 2007. *La Biblia de Excel 2007*. Publicado por Anaya. 1027 páginas.

Ward, F.A., J.E. Booker, y A.M. Michelsen, 2006. *Integrated Economic, Hydrologic, and Institutional Analysis of Policy Responses to Mitigate Drought Impacts in Rio Grande Basin*. Journal of Water Resources Planning and Management 132, n°. 6: 488-502.

WATECO, (\_\_\_\_). *Economics and the Environment the Implementation Challenge Of The Water*. Framework Directive Policy Summary To The Guidance Document.

WATECO, 2003. *Economics and the Environment. The implementation challenge of the Water Framework Directive*. A Guidance Document. Working group for the economic studies of the WFD.

WATECO, 2003. *Guidance Document No.1: Economics and the Environment*. The implementation challenge of the Water Framework Directive. Guidance Document. Luxembourg, Junio.

WWF, 2003. *Water facts and figures*. Switzerland. March 2003

Wurbs, RA, 1996. *Modeling and Analysis of Reservoir System Operation*. Prentice Hall

Wynn R.W., V. Gaylord, and C.W. Skogerboe Robert, 1975. *Water Supply, Treatment, Distrubtion, And Reuse Optimization In Arid Urban Areas*. Paper No. 73172 of the Water Resources Bulletin. Discussions are open until April 1, 1975.

Young, R.A., 2005. Economic criteria for water allocation and valuation. *Roy Brouwer and David Pearce. Cost-Benefit Analysis and Water Resources Management. Edward Elgar Publishing Limited*. Glensanda House Montpellier Parade. Cheltenham Glos GL 50 1UA. UK.

Yurdusev, M.A, 2002. *Environmental Impacts in Water Resources Planning*. WIT Press. London.

Zeferino, J.A., A.P. Antunes, and M.C. Cunha, 2010. *Multi-objective model for regional wastewater systems planning*. Civil Engineering and Environmental Systems, 1029-0249, Volume 27, Issue 2, First published 2010, Pages 95 – 106.

\_\_\_\_\_, 2005. *Informe sobre los artículos 5 y 6 de la Directiva Marco del Agua*. Informe para la Comisión Europea sobre los artículos 5 y 6 de la Directiva Marco del Agua. Demarcación hidrográfica del Júcar. España: Confederación Hidrográfica del Júcar.



# ANEJOS

## ANEJO A. SIMULACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS (CANTIDAD Y CALIDAD) EN LA CUENCA DEL RIO SERPIS.

- Simulación del SIMGES (SSD AQUATOOL, UPV)

Figura A.1.

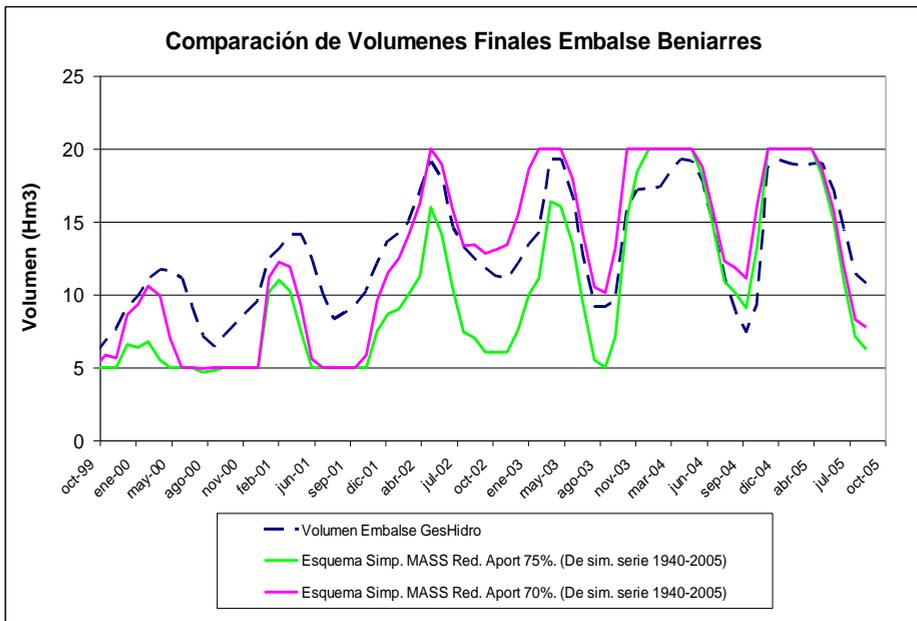


Figura A.2.

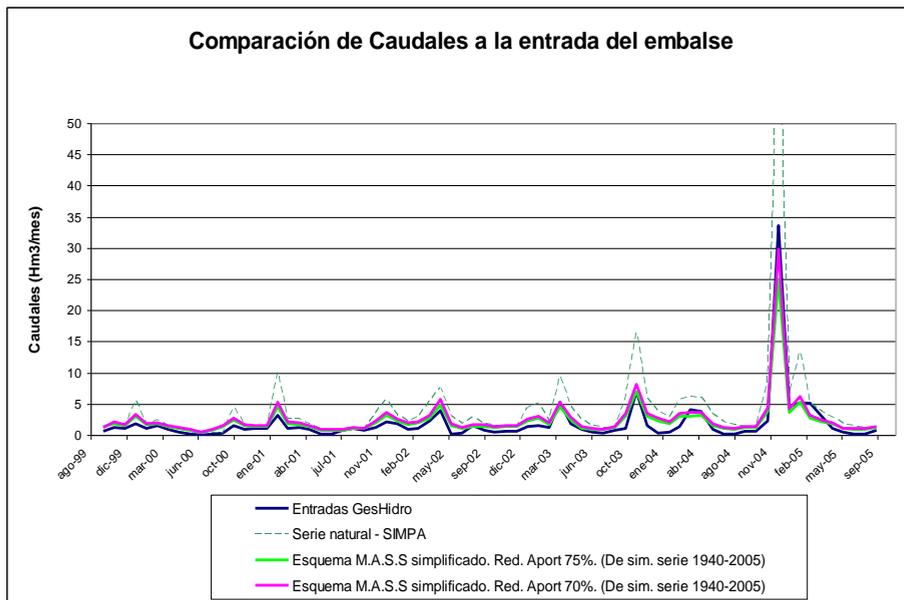


Figura A.3.

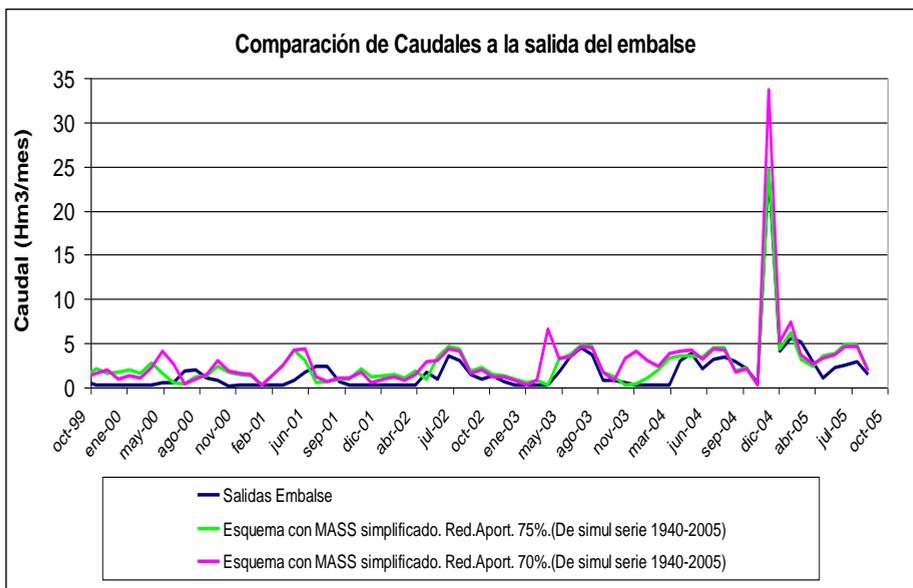


Figura A.4.

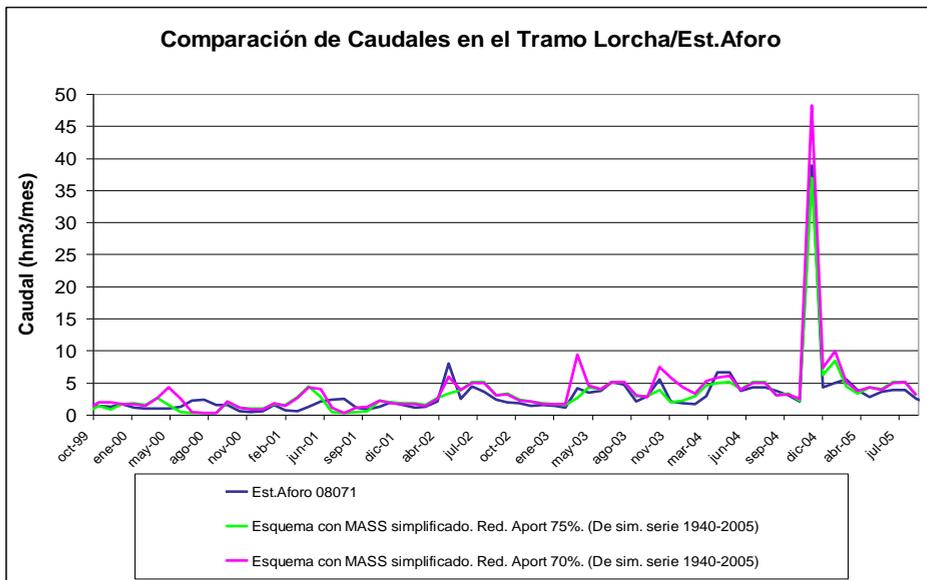


Figura A.5.

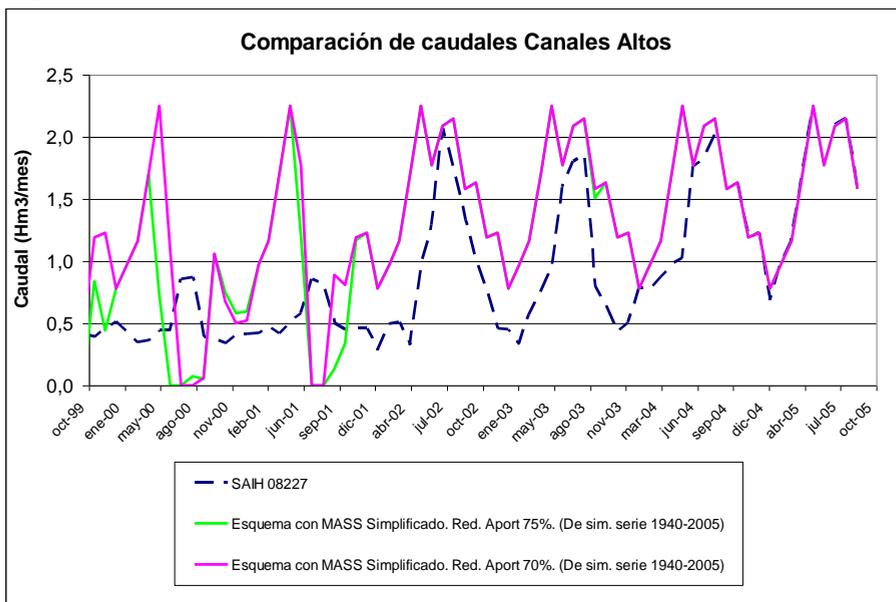
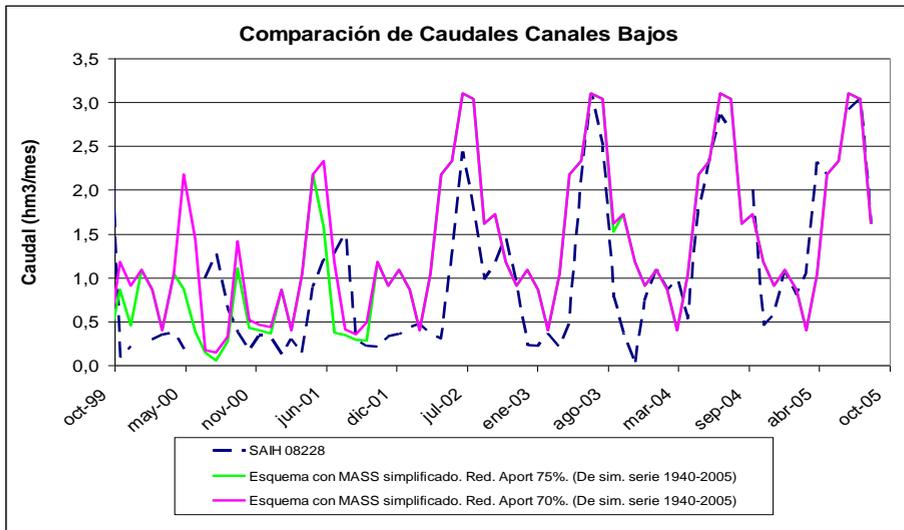


Figura A.6.



- Concentración DBO y Fósforo (P), de la cuenca y subcuencas del río Serpis

## Cuenca Hidrográfica Río Serpis

NOMBRE	Concentración Efluente DBO	Concentración Efluente Fosforo	Caudal Vertido Edar Fosforo Q(l/s)
Alcoy	20.00	0.99	248.288
Font de la Pedra	15.00	0.73	188.673
Benimarfull	6.00	2.73	1.585
Alcocer de Planes	4.00	0.47	1.268
Gaïanes	2.00	1.79	1.268
Beniarres	9.00	0.99	2.537
Planes	4.00	2.02	0.951
Lorcha	7.00	1.36	1.585
Gandia-La Safor	14.00	2.65	705.543



Figura A.7 Localización, concentración DBO y Fósforo (P), caudal Vertido EDARs en el cauce principal del río Serpis

## SUBCUENCA VALLESETA

NOMBRE	Concentración Efluente DBO (mg/l)	Concentración Efluente Fosforo (mg/l)	Caudal Vertido EDAR Q(l/s)
Tollos	19.00	1.88	0.525
Benimassot	4.00	1.95	1.028
Balones	6.00	2	1.001
Gorga	7.00	1.79	1.028
Millena	6.00	2	1.058
Benilloba	5.00	1.56	3.956



Figura A.8 Localización, concentración DBO y Fósforo (P), caudal vertido EDARs en la subcuenaValleseta

## SUBCUENCA AGRES

NOMBRE	Concentración Eficiente DBO (mg/l)	Concentración Eficiente Fósforo (mg/l)	Caudal Vertido EDAR Q(l/s)
Agres	5.00	1.09	0.080



Figura A.9 Localización, concentración DBO y Fósforo (P), caudal vertido de EDARs en la subcuenca Agres



## SUBCUENCA BERNISA

NOMBRE	Concentración Efuyente DBO (mg/l)	Concentración Efuyente Fosforo (mg/l)	Caudal Vertido EDAR Q(l/s)
Llutxent	9.00	3.35	7.293
Benicolet	12.00	6.02	1.268
Montichelvo	11.00	4.47	1.903
Almisera	35.00	7.14	1.903
Palma de Gandia	8.00	3.45	0.000
Rótova-Alfahuir	10.00	5.2	10.781



Figura A.11 Localización, concentración DBO y Fósforo (P), caudal vertido de EDARs en la subcuenca río Bernisa

## ANEJO B

### ANEJO B.1 MODELO HIDRO-ECONÓMICO PARA LA GESTIÓN DE CONTROL DE CONTAMINACIÓN DE LA DBO CON VARIABLES DE ACTIVACIÓN Y HOLGURA

#### B.1.1 Características del modelo

A continuación se presentan las principales características del modelo hidro-económico para el parámetro de la DBO.

##### *B.1.1.1 Descripción General MHE DBO*

Se presenta un Modelo Hidro-Económico (MHE) para la Gestión de Control de la Contaminación de la DBO en Cuencas Hidrográficas con medidas Básicas de la Directiva Marco Europea del Agua (DMA). Este modelo permite realizar una optimización económica para alcanzar objetivos medio Ambientales para la DBO al menor coste en una cuenca hidrográfica, incluyendo el Análisis Coste-Eficacia (ACE) para la DBO en cuencas y subcuencas hidrográficas con medidas Básicas DMA. En la Tabla B. 1, se presenta la descripción general del MHE.

**Tabla B. 1 Descripción general de modelo Hidro-Económico para DBO.**

Modelo Hidro-Económico para la Gestión de Control de la Contaminación de la DBO en Cuencas Hidrográficas con medidas Básicas DMA. Este modelo permite realizar una optimización económica para alcanzar objetivos medio Ambientales para el DBO al menor coste en una cuenca hidrográfica.
--

Modelo General de Análisis Coste-Eficacia (ACE) para la DBO en cuencas y subcuencas hidrográficas con medidas Básicas DMA

Grupo de Ingeniería de Recursos Hídricos

IIAMA, Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente

Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente

Universidad Politécnica de Valencia

Desarrollado por: Ing. Gabriel Lozano Sandoval; Ing. Antonio López Nicolás;

Dr. Manuel Pulido Velázquez; Dr. Joaquín Andreu Álvarez

#### B.1.1.2 *Topología del modelo*

Este bloque nos permite definir la topología de los diferentes elementos del modelo incluidas las medidas tanto para la cuenca principal del río en estudio, como para las subcuencas, tal como se presenta en las Tabla B. 2 y

Tabla B. 3, donde a manera de ejemplo se presenta la cuenca y las subcuencas de uno de los casos de estudio, el cual es la cuenca del río Serpis, caso que será presentado más adelante.

Tabla B. 2 Cuenca y subcuencas caso de estudio río Serpis.

Cuenca o Subcuenca	Descripción
Cuenca	Cauce principal del río Serpis
Subcuenca A	Río Valleseta
Subcuenca B	Río Agres
SubcuencaC	Barranco La Encantada
SubcuencaD	Río Bernisa

En la Tabla B. 2 se puede observar que en el MHE, espacialmente se pueden incluir tanto el cauce principal, como las diferentes subcuencas ó las más representativas en una cuenca. Esta característica le da al MHE una ventaja sobre modelos de optimización o simulación de calidad de aguas, donde solo se permite simular su cauce principal. De otro lado en la

Tabla B. 3, se observa la topología del MHE donde incluye diferentes conjuntos (Sets) para cada una de la cuenca principal y subcuencas, que incluyen las diferentes masas de agua (m), tramos de la masa de agua (i), nudos de la cuenca (n), medidas básicas de la DMA (md), otras medidas diferentes a las de la DMA (p), y la variable temporal (t). Dicha variable temporal, le permite al MHE mayor robustez en el análisis de series de tiempo, para los tomadores de decisión en el control de la contaminación de una cuenca.

**Tabla B. 3 Topología de la Cuenca y subcuencas caso de estudio río Serpis.**

```

*****Cuenca Serpis*****

SETS

*SETS CUENCA SERPIS
m masas de la cuenca /m1*m8/
i tramos de la masa en la cuenca /i1*i4/
n nudos de cuenca /n1*n28/
md medidas MBDMA de la cuenca /md1*md9/
p medidas sin MBDMA /p1*p10/
E Escenario Equiprobable /E1*E120/

*SET MEDIDA DE LA SUBCUENCA VALLESETA
mdsA medida subcuenca /mdsA1*mdsA5/
sA subcuenca /sA1/
msA masas de la subcuenca A /msA1/
isA tramos de la subcuenca A /isA1*isA3/
nsA nudos de la subcuenca /nsA1*nsA4/
psA medidas subcuenca sin MBDMA /psA1*psA6/

*SET MEDIDA DE LA SubCuenca Penaguila(SubCuenca de la SubCuenca Valleseta)
mdsAp medida subcuenca /mdsAp1/
sAp subcuenca /sAp1/
msAp masas de la subcuenca A /msAp1/
isAp tramos de la subcuenca A /isAp1/
nsAp nudos de la subcuenca /nsAp1*nsAp2/
psAp medidas subcuenca sin MBDMA /psAp1*psAp2/

*SET MEDIDA DE LA SUBCUENCA Agres
mdsB medida subcuenca B /mdsB1/
sB subcuenca /sB1/
msB masas de la subcuenca A /msB1/
isB tramos de la subcuenca A /isB1/
nsB nudos de la subcuenca /nsB1*nsB2/
psB medidas subcuenca B sin MBDMA /psB1/

*SET MEDIDA DE LA SUBCUENCA Bco. La Encantada
mdsC medida subcuenca C /mdsC1*mdsC2/
sC subcuenca /sC1/
msC masas de la subcuenca A /msC1/
isC tramos de la subcuenca A /isC1*isC3/
nsC nudos de la subcuenca /nsC1*nsC4/
psC medidas subcuenca B sin MBDMA /psC1*psC2/

*SET MEDIDA DE LA SUBCUENCA BERNISA
mdsD medida subcuenca D /mdsD1*mdsD6/
sD subcuenca /sD1/
msD masas de la subcuenca D /msD1*msD2/
isD tramos de la subcuenca A /isD1*isD5/
nsD nudos de la subcuenca /nsD1*nsD9/
psD medidas subcuenca D sin MBDMA /psD1*psD7/

```

A continuación se presenta el listado de la información de entrada del modelo hidro-económico, representada en matrices ó vectores que incluyen información sobre topología, localización, caudales circulantes de las masas de agua, concentraciones de los vertidos, coste de medidas e información de las estaciones de calidad de agua ICA. Para el ejemplo también se tomara el caso de estudio de la cuenca del río Serpis. Se resalta que por ser un modelo hidro-económico donde incluye la simulación de la cantidad y calidad del agua y además la optimización económica, se requiere de bastante información de entrada, tanto para la cuenca del río principal, como para las diferentes subcuencas en estudio.

### Información de entrada Cuenca

1. Tabla de conectividad inicial de nudos “n” en las masas “m” y tramos “i”.
2. Tabla de Conectividad Final de nudos “n” en las masas “m” y tramos “i”.
3. Tabla de localización de la medida “md” en los nudos “n”.
4. Tabla longitud de tramo (km).
5. Tabla de constante de decaimiento (1/día).
6. Tabla que identifica el nudo final de cada masa.
7. Parámetro Identifica masas en la que no hay red ICA en la cuenca.
8. Tabla de localización de la EDAR p sin MB en el nudo n.
9. Tabla caudal circulante inicial en el nudo n de la cuenca (lt/s).
10. Tabla caudal circulante Final en el tramo “i” de cada masa “m” en la cuenca.
11. Tabla de coste de la medida “md” en la cuenca (euros)

12. Tabla de concentración Efluente según la medida “md” en la cuenca (mg/l).
13. Tabla caudal vertido EDAR según medida MB en la cuenca (lt/s).
14. Tabla caudal vertido EDAR“p” sin medida MB en la cuenca (lt/s).
15. Tabla concentración efluente vertido Edar“p” sin medida MB en la cuenca (Lt/s).
16. Tabla Localización de la red ICA en el nudo “n” en la cuenca.
17. Tabla Localización de la red ICA en el tramo “i” en la cuenca.
18. Tabla Longitud localización ICA en el tramo “i” de la masa “m” en la cuenca.

Igualmente en las subcuencas se precisa de la siguiente información:

Información de entrada Subcuencas: (Ejemplo Subcuenca A)

1. Tabla de conectividad inicial de los nudos “nsA” en las masas “msA” y tramos “isA” en la Subcuenca.
2. Tabla de conectividad final de los nudos “nsA” en las masas “msA” y tramos “isA” en la Subcuenca.
3. Tabla de localización de la medida “msA” en el nudo “nsA” en la Subcuenca.
4. Tabla Longitud del tramo “isA” en la masa “msA” en la Subcuenca(km).
5. Tabla de constante de decaimiento en la Subcuenca (1/día).
6. Tabla que identifica el nudo final de cada masa en la subcuenca.

7. Tabla de localización de la EDAR “p” sin MB en el nudo “nsA” en la subcuenca.
8. Tabla Identificación del nudo de la cuenca al que vierte sus aguas la subcuenca.
9. Parámetrocaudal circulante final en laSubcuenca.
10. Parámetrocaudal circulante inicial en el nudo “nsA”en la subcuenca.
11. Tablacaudal circulante final en el tramo “isA” de cada masa “msA” de la subcuenca (l/s).
12. Tablacoste de las medidas de la subcuenca (euros).
13. Tabla caudal vertido EDAR según medida en la Subcuenca.
14. Tablaconcentración efluente según medida en la Subcuenca (mg/l).
15. Tabla caudal vertido EDAR p sin medida MB en la subCuenca.
16. Tabla concentración efluente vertido EDAR “psA” sin medida MB en la subcuenca (lt/s).
17. Tabla de localización del nudo aguas arriba donde se encuentra la estación de calidad del agua ICA.
18. Tabla identificación de masas que no tienen estación ICA en la subcuenca.
19. Tabla relaciona la red ICA con el tramo “isA” en la masa “msA” de la subcuenca.
20. Tabla longitud del tramo “isA” hasta donde se localiza la ICA en la masa “msA” de la Subcuenca (km).

En la Tabla B. 4 se presenta la información de entrada requerida para el modelo hidro-económico para la DBO, tanto en la cuenca, como para las subcuencas.

**Tabla B. 4 Información de entrada modelo Hidro-Económico para la DBO, caso de estudio cuenca río Serpis**

Numero	DESCRIPCION DE LA INFORMACION	CUENCA SERPIS	SUBCUENCA VALLESETA	SUBCUENCA AGRES	SUBCUENCA BARRANCO LA ENCANTADA	SUBCUENCA BERNISA
1	Tabla de conectividad inicial de los nudos y masas	X	X	X	X	X
2	Tabla de Conectividad Final de los nudos en la masas y tramos	X	X	X	X	X
3	Tabla de localización de la medida en los nodos	X	X	X	X	X
4	Tabla longitud de tramo	X	X	X	X	X
5	Tabla de constante de decaimiento	X	X	X	X	X
6	Tabla que identifica el nudo final de cada masa	X	X	X	X	X
7	Parámetro Identifica masas en la que no hay red ICA	X	X	X	X	X
8	Tabla de localización de la EDAR sin mbdma en el nudo	X	X	X	X	X
9	Tabla caudal circulante inicial en el nudo (l/s)	X	X	X	X	X
10	Tabla caudal circulante Final en el tramo de cada masa	X	X	X	X	X
11	Tabla de coste de la medida	X	X	X	X	X
12	Tabla de concentración Efluente según la medida	X	X	X	X	X
13	Tabla caudal vertido Edar según medida MBDMA	X	X	X	X	X
14	Tabla caudal vertido Edar sin medida MBDMA	X	X	X	X	X
15	Tabla concentración efluente vertido Edar sin medida MBDMA	X	X	X	X	X
16	Tabla Localización de la red ICA en el nudo	X	X	X	X	X
17	Tabla Localización de la red ICA en el tramo	X	X	X	X	X
18	Tabla Longitud localización ICA en el tramo de la masa	X	X	X	X	X
19	Tabla Identificación del nudo de la cuenca al que vierte sus agua la subcuenca		X	X	X	X
20	Parámetro Circulante Caudal final de la Subcuenca		x	x	x	x

### B.1.1.3 Variables del modelo

En el modelohidro-económico se han definido Variables Libres, Positivas, Binarias y Enteras para la solución matemática de las diferentes ecuaciones, tal como se describe a continuación:

*Variables Libres:* coste de las medidas, coste total, concentración de control para las masas.

Variables Positivas: concentración inicial y final de los parámetros de DBO ó P en los tramos de las masas de agua, concentración del efluente modificado EDAR.

Variables Binarias: variable de activación para las medidas en la cuenca y subcuencas.

Variables Enteras: variable de holgura para las masas.

A continuación en la Tabla B. 5 se presentan todas las variables para el modelo hidro-económico en una cuenca (Serpis) con cuatro subcuencas.

**Tabla B. 5 Variables del modelo hidro-económico para DBO**

VARIABLE	NOMBRE	DESCRIPCION
FREE	CosteMed_DBO(t)	coste de las medidas md para cada t
	Cost_DBO	coste total para todos los escenarios
	Cc_DBO(m,t)	concentracion de control para la masa m
	Cc_sA_DBO(msA,t)	concentracion de control para la masa msA
	Cc_sA_pen_DBO(msAp,t)	concentracion de control para la masa msAp
	Cc_sB_DBO(msB,t)	concentracion de control para la masa msB
	Cc_sC_DBO(msC,t)	concentracion de control para la masa msC
	Cc_sD_DBO(msD,t)	concentracion de control para la masa msD
	POSITIVE	Co_DBO(n,t)
Cf_DBO(m,i,t)		concentracion final de fosforo para el tramo i de la masa m
CEfIMod_DBO(md,t)		concentracion del efluente modificado de la medida md
DBOf_sA_DBO(sA,t)		concentracion final de DBO para en la Subcuenca valleseta
DBODSMod_sA_DBO(msA,t)		Concentracion efluente modificado EDAR msA en la Subcuenca valleseta
CSo_sA_DBO(nsA,t)		concentracion inicial de DBO para el tramo isA de la masa msA
CSf_sA_DBO(msA,isA,t)		concentracion final de DBO para el tramo isA de la masa msA
DBOf_sA_pen_DBO(sAp,t)		concentracion final de DBO para en la SubCuenca Penaguila
DBODSMod_sA_pen_DBO(msAp,t)		Concentracion efluente modificado EDAR msA_pen en la SubCuenca Penaguila
CSo_sA_pen_DBO(nsAp,t)		concentracion inicial de DBO para el tramo isAp de la masa msAp SubCuenca Penaguila
CSf_sA_pen_DBO(msAp,isAp,t)		concentracion final de DBO para el tramo isA_pen de la masa msA_pen SubCuenca Penaguila
DBOf_sB_DBO(sB,t)		concentracion final de DBO para en la Subcuenca AGRES
DBODSMod_sB_DBO(msB,t)		Concentracion efluente modificado EDAR msB en la Subcuenca AGRES
CSo_sB_DBO(nsB,t)		concentracion inicial de DBO para el tramo isB de la masa msB
CSf_sB_DBO(msB,isB,t)		concentracion final de DBO para el tramo isB de la masa msB
DBOf_sC_DBO(sC,t)		concentracion final de DBO para en la Subcuenca BCO. LA ENCANTADA
DBODSMod_sC_DBO(msC,t)		Concentracion efluente modificado EDAR msC en la Subcuenca BCO. LA ENCANTADA
CSo_sC_DBO(nsC,t)		concentracion inicial de DBO para el tramo i de la masa msC (Modelo DBO)
CSf_sC_DBO(msC,isC,t)		concentracion final de DBO para el tramo isC de la masa msC
DBOf_sD_DBO(sD,t)		concentracion final de DBO para en la Subcuenca BERNISA
DBODSMod_sD_DBO(msD,t)	Concentracion efluente modificado EDAR msD en la Subcuenca BERNISA	
CSo_sD_DBO(nsD,t)	concentracion inicial de DBO para el tramo isD de la masa msD	
CSf_sD_DBO(msD,isD,t)	concentracion final de DBO para el tramo isD de la masa msD	
BINARY	Act_DBO(md,t)	variable de activacion para la medida md
	sA_Act_DBO(msA,t)	variable de activacion para la medida msA en la Subcuenca Valleseta
	sA_pen_Act_DBO(msAp,t)	variable de activacion para la medida msA_pen en la SubCuenca Penaguila(SubCuenca de la SubCuenca Valleseta)
	sB_Act_DBO(msB,t)	variable de activacion para la medida msB en la Subcuenca AGRES
	sC_Act_DBO(msC,t)	variable de activacion para la medida msC en la Subcuenca BCO. LA ENCANTADA
	sD_Act_DBO(msD,t)	variable de activacion para la medida msD en la Subcuenca BERNISA
INTEGER	Vhm_DBO(m,t)	variable de holgura para la masa m

#### B.1.1.4 Ecuaciones del modelo

En el modelo hidro-económico se utilizan ecuaciones tanto para la simulación de la calidad, como para la optimización económica, las cuales se mencionan a continuación:

##### Ecuación objetivo:

Función objetivo: Minimizar el Coste de las medidas

##### Coste de las medidas:

Se ha de definir una variable que sea igual al coste total de las medidas aplicadas (*CosteMed*), dicha variable deberá ser función de las variables de activación:

$$CosteMed = \sum_{md=1}^l Coste(md) * Act(md) \quad (B.1)$$

Dónde:

*CosteMed*: coste total de las medidas (euros)

*md*: cada una de las medidas aplicadas

*Coste (md)*: coste de una medida “md” (euros)

*Act (md)*: variable de activación de la medida “md”

La ecuación (B.1) se va a definir como función objetivo.

Se hace necesaria la definición de variables de holgura, con el objetivo de que el modelo seleccione combinación de Medidas, aún cuando no cumpla las restricciones de alguna masa (restricciones “blandas”). Estas variables son de tipo binario y en el caso de que se activen penalizarán la función objetivo. Si las variables de holgura no incluyeran un coste

adicional en la función objetivo, el modelo no funcionaría correctamente porque siempre emplearía las variables de holgura que permitirían alcanzar los objetivos ambientales a coste nulo. En el presente estudio una variable de holgura activa penaliza a la función objetivo con el coste de 10<sup>6</sup>€. Por ello, la función objetivo quedará:

$$\text{CosteMed} = \sum_{md=1}^l \text{Coste}(md) * \text{Act}(md) + \sum_{m=1}^k \text{Vhm}(m) \cdot 10^6 \quad (\text{B.2})$$

Donde:

*CosteMed*: coste total de las medidas (euros).

*Coste (md)*: coste de una medida “md” (euros).

*Vhm(m)*: variable de holgura asociada a cada una de las masas “m”.

*k*: número de masas a analizar en la cuenca.

*l*: número de medidas aplicadas.

*Restricciones de control del modelo para DBO:*

En las ecuaciones B.3 y B.4 se presentan las ecuaciones de restricciones de control para alcanzar los objetivos medioambientales (OMA) tanto para el cauce principal, como para las subcuencas en estudio, en cada una de las masas y para cada uno de los periodos de tiempo.

*Restricciones DBO en la cuenca:*

$$Cc\_DBO(m,t) - Vhm\_DBO(m,t) \leq OMA \quad (\text{B.3})$$

Donde:

*Cc\_DBO (m,t)*: Concentración de control de la masa “m” en el tiempo “t” (mg/L).

$V_{hm\_DBO}(m,t)$ : variable de holgura para la masa “m” en el tiempo “t”.  
 $OMA$ : Objetivo medioambiental (6.0 mg/L DBO).

*Restricciones de DBO en la subcuenca:*

$$DBOf_{sA\_DBO}(sA,t) \leq OMA \quad (B.4)$$

Donde:  $DBOf_{sA\_DBO}(sA,t)$ : concentración final de DBO en la subcuenca “A” en el tiempo “t”(mg/L)

$OMA$ : objetivo medioambiental (6.0 mg/L DBO)

Concentración Efluente Modificado:

$$CEflMod = CEfl + v_{activación} \cdot (-CEfl + CEflmed) \quad (B.5)$$

Donde:

$CEflMod$ : Concentración del efluente modificado (mg/L)

$CEfl$ : Concentración del efluente sin aplicar medida (mg/L)

$V_{activación}$ : Variable de activación

$CEflmed$ : Concentración del efluente si se aplica la medida, en este modelo este valor es de 20 (mg/L)

Concentración de Control:

$$Cc(m) = \sum_{n=1}^j Co(n) * LocalNudo(m,n) * LocalControl(m) + \sum_{n=1}^j Co(n) * LocalNudoICA(m,n) \exp\left(\sum_{i=1}^j -LocalICA(m,i)\right) * K_{decaimiento}(m,i) * LongICA(m,i) \quad (B.6)$$

Donde:

$Cc(m)$ : concentración de control de calidad del agua en la masa “m” (mg/L)

$Co(n)$ : concentración inicial de DBO en los nudos “n” (mg/L)

$LocalNudo(m,n)$ : identifica el nudo final “n” de cada masa “m”

$LocalControl(m)$ : identifica masas “m” donde no hay red ICA

$LocalNudoICA(m,n)$ : localiza el nudo aguas arriba donde se localiza la estación de Calidad del agua ICA en la masa “m”

$LocalICA(m,i)$ : localiza la estación de calidad agua ICA en el tramo “i” de la masa “m”

$K_{decaimiento}(m,i)$ : constante de decaimiento de la masa “m” y tramo “i” (1/día)

$LongICA(m,i)$ : longitud localización de la estación de calidad de agua ICA en cada masa “m” y tramo “i” de la cuenca (kms).

Concentración inicial de DBO:

$$Co(n) = \frac{\sum_{m=1}^k \sum_{i=1}^z Cf(m,i) * Qf(m,i) * Conect_{f(m,i,n)} + \sum_{md=1}^l CEfMod(md) * qEdar(md) * LocalMed(md,n) + \sum_{sub=1}^s DBO_{f_{sub}(sub)} * Q_{f_{sub}(sub)} * localSub(sub,n) + \sum_{p=1}^w CEfEdarSinMB(p) * LocalEdar(p,n)}{\sum_{m=1}^k \sum_{i=1}^z Qf(m,i) * Conect(m,i,n) + \sum_{md=1}^l qEdar(md) * LocalMed(md,n) + \sum_{sub=1}^s Q_{f_{sub}(sub)} * LocalSub(sub,n) + \sum_{p=1}^w qEdarSinMB(p) * LocalEdar(p,n)}$$

(B.7)

Donde:

- Co (n):* concentración inicial de DBO en el nudo “n” de la cuenca (mg/L)  
*Cf (m,i):* concentración final de DBO en cada tramo “i” de la masa “m” en la cuenca (mg/L)  
*Qf (m,i):* caudal circulante final en cada tramo “i” de la masa “m” en la cuenca(Lt/s)  
*qEdar (md):* caudal de la medida EDAR “md”(Lt/s)  
*LocalMed (md,n):* localización de medida “md” en cada nudo “n”  
*DBOf\_sub:* concentración final de DBO en cada subcuenca “sub” (mg/L)  
*Qf\_Sub (sub):* caudal circulante final en cada subcuenca “sub” (Lt/s)  
*LocalSub (sub,n):* localización de la subcuenca “sub” en el nudo “n” de la cuenca

Concentración final de DBO:

$$Cf(m, i) = \sum_{n=1}^J Co(n) * conect_{o(m,i,n)} * \exp(-long_{Tramo(m,i)} * KDecaimiento(m, i)) \quad (B.8)$$

Donde:

$Cf(m, i)$ : concentración final de DBO en cada tramo “i” de la masa “m” en la cuenca (mg/L).

$Co(n)$ : concentración inicial de DBO en el nudo “n” de la cuenca (mg/L).

$conect_{o(m,i,n)}$ : matriz de conectividad inicial de los nudos “n” en las diferentes masas “m” y tramos “i” de la cuenca.

$Long_{Tramo(m,i)}$ : longitud de cada tramo “i” en las diferentes masas “m”.

$KDecaimiento(m, i)$ : constante de decaimiento de la DBO en cada tramo “i” de la masa “m” en la cuenca (1/día).

Las diferentes ecuaciones del modelo hidro-económico se presentan en la Tabla B. 6, las cuales se relacionan con la simulación de la calidad del agua con ecuaciones de primer orden del Modelo Streeter&Phelps (1925), ecuaciones de cantidad mediante Balances hídricos en los diferentes nudos del sistema y ecuaciones de optimización económica para encontrar la solución al menor coste posible.

**Tabla B. 6 Bloque de ecuaciones utilizadas en el modelo hidro-económico para la DBO en función de la variable temporal “t”.**

NOMBRE	DESCRIPCION
EqCo_DBO(n,E)	Concentracion inicial de DBO en el nudo n en la cuenca
EqCf_DBO(m,i,E)	Concentracion final de DBO tramo i de la masa m en la cuenca
EqCEfIMod_DBO(md,E)	Concentracion de DBO efluente EDAR modificado de la medida md
EqCc_DBO(m,E)	Concentracion de control de DBO de la masa m en la cuenca
EqCcRest1_DBO(m,E)	Restriccion de calidad de DBO en la cuenca
EqCosteMed_DBO (E)	Coste de las medidas para DBO en la cuenca
EqCost_DBO	Coste Total de las medidas para DBO en la cuenca
EqCSf_sA_DBO(msA,isA,E)	Concentracion final de DBO tramo isA masa msA en la subcuenca sA
EqCSo_sA_DBO(nsA,E)	Concentracion inicial de DBO en el nudo nsA en la subcuenca sA
EqDBof_sA_DBO(sA,E)	Concentracion de DBO al final de la subcuenca sA
EqCcRest_sA_DBO(sA,E)	Restriccion de calidad de DBO en la subcuenca sA
EqDBODSMod_sA_DBO(mdsA,E)	Concentracion de DBO efluente EDAR modificado en la subcuenca sA de la medida mdsA
EqCc_sA_DBO(msA,E)	Concentracion de control de DBO de la masa msA en la subcuenca sA
EqCSf_sA_pen_DBO(msAp,isAp,E)	Concentracion final de DBO tramo isAp de la masa msAp en la subcuenca "pen" de la subcuenca sA
EqCSo_sA_pen_DBO(nsAp,E)	Concentracion inicial de DBO en el nudo nsAp de la subcuenca "pen" en la subcuenca sA
EqDBof_sA_pen_DBO(sAp,E)	Concentracion de DBO al final de la subcuenca "pen" en la subcuenca sA
EqCcRest_sA_pen_DBO(sAp,E)	Restriccion de calidad de DBO en la subcuenca "pen" en la subcuenca sA
EqDBODSMod_sAp_DBO(mdsAp,E)	Concentracion de DBO efluente EDAR modificado en la subcuenca "pen" en la subcuenca sA de la medida mdsA
EqCc_sA_pen_DBO(msAp,E)	Concentracion de control de DBO de la masa msA en la subcuenca "pen" en la subcuenca sA
EqCSf_sB_DBO(msB,isB,E)	Concentracion final de DBO tramo isB masa msB en la subcuenca sB
EqCSo_sB_DBO(nsB,E)	Concentracion inicial de DBO en el nudo nsB en la subcuenca sB
EqDBof_sB_DBO(sB,E)	Concentracion de DBO al final de la subcuenca sB
EqCcRest_sB_DBO(sB,E)	Restriccion de calidad de DBO en la subcuenca sB
EqDBODSMod_sB_DBO(mdsB,E)	Concentracion de DBO efluente EDAR modificado en la subcuenca sB de la medida mdsB
EqCc_sB_DBO(msB,E)	Concentracion de control de DBO de la masa msB en la subcuenca sB
EqCSf_sC_DBO(msC,isC,E)	Concentracion final de DBO tramo isC masa msC en la subcuenca sC
EqCSo_sC_DBO(nsC,E)	Concentracion inicial de DBO en el nudo nsC en la subcuenca sC
EqDBof_sC_DBO(sC,E)	Concentracion de DBO al final de la subcuenca sC
EqCcRest_sC_DBO(sC,E)	Restriccion de calidad de DBO en la subcuenca sC
EqDBODSMod_sC_DBO(mdsC,E)	Concentracion de DBO efluente EDAR modificado en la subcuenca sC de la medida mdsC
EqCc_sC_DBO(msC,E)	Concentracion de control de DBO de la masa msC en la subcuenca sC
EqCSf_sD_DBO(msD,isD,E)	Concentracion final de DBO tramo isD masa msD en la subcuenca sD
EqCSo_sD_DBO(nsD,E)	Concentracion inicial de DBO en el nudo nsD en la subcuenca sD
EqDBof_sD_DBO(sD,E)	Concentracion de DBO al final de la subcuenca sD
EqCcRest_sD_DBO(sD,E)	Restriccion de calidad de DBO en la subcuenca sD
EqDBODSMod_sD_DBO(mdsD,E)	Concentracion de DBO efluente EDAR modificado en la subcuenca sD de la medida mdsD
EqCc_sD_DBO(msD,E)	Concentracion de control de DBO de la masa msD en la subcuenca sD

#### B.1.1.5 Solución del modelo:

Para la solución del modelo se ha utilizado Programación Entera Mixta (MIP), en el cual se minimiza el coste de las medidas para alcanzar los objetivos medioambientales (OMA) fijados en la cuenca y sus subcuencas tributarias, tal como se presenta en la Tabla B. 7.

Tabla B. 7 Programación Entera Mixta (MIP) para la solución del modelo hidro-económico

```
MODEL ACE_DBO /ALL/;  
SOLVE ACE_DBO USING MIP MINIMIZING Cost_DBO;
```

### B.1.2 Modelo Hidro-Económico de Reutilización para DBO

Este modelo de reutilización de agua regenerada se utiliza en el caso en que algunos tramos o masas no hayan alcanzado el objetivo medio ambiental con el modelo hidro-económico para DBO con la combinación de medidas básicas. En este caso de reutilización, se deben implementar medidas complementarias que consisten en reutilizar un porcentaje del agua regenerada por la EDAR y llevarla a un sitio de almacenamiento y posterior reusó. En ese sentido, este modelo hidro-económico es complementario al modelo para alcanzar el objetivo medioambiental de DBO en una cuenca hidrográfica y puede ser considerado como una post-optimización en aquellos casos donde no se alcanzan dichos objetivos medioambientales con el primer modelo hidro-económico para DBO.

En cuanto al coste de este tipo de medidas, la reutilización requiere a parte de usar agua ya regenerada por una EDAR, algunas instalaciones adicionales como conducciones, balsa, y equipo de bombeo. Los costes

de estas medidas han sido mencionados en el capítulo de caracterización de estas medidas. En general, aunque incentivar la reutilización de las aguas regeneradas es una estrategia dentro de la Gestión Integral del recurso hídrico para una cuenca hidrográfica, es de resaltar, que su implementación resulta ser más de mayor coste a las otras medidas básicas de la Directiva Marco del Agua.

En la Figura B.1, se muestra el proceso de ejecución y análisis del Modelo Hidro-Económico con reutilización, para su optimización del parámetro de DBO. El lenguaje de programación matemática ha sido en GAMS, apoyado con la Hoja de cálculo Excel para las entradas y salidas de la información. El procedimiento para la aplicación de este modelo hidro-económico en sus primeras fases es similar al modelo general para la DBO, tal como se describió en dicho modelo. Como se ha mencionado, este modelo se utiliza en el caso de que algunos tramos o masas no cumplan con los OMA. En este caso, para la optimización del modelo con reutilización de aguas regeneradas, se emplea Programación No Lineal (NLP), donde se busca encontrar los porcentajes de agua a reutilizar que serán extraídos del río, masa o tramo en estudio, de tal forma que se alcance con los objetivos medioambientales para la DBO en dicha cuenca.

Los análisis posteriores a la solución óptima tales como: Análisis de objetivos de calidad (concentración final en los diferentes tramos de las masas), análisis de sensibilidad, análisis de escenarios sintéticos, restricciones probabilísticas y precios sombra; no dependen del modelo de reutilización, sino, del modelo hidro-económico general para la DBO.

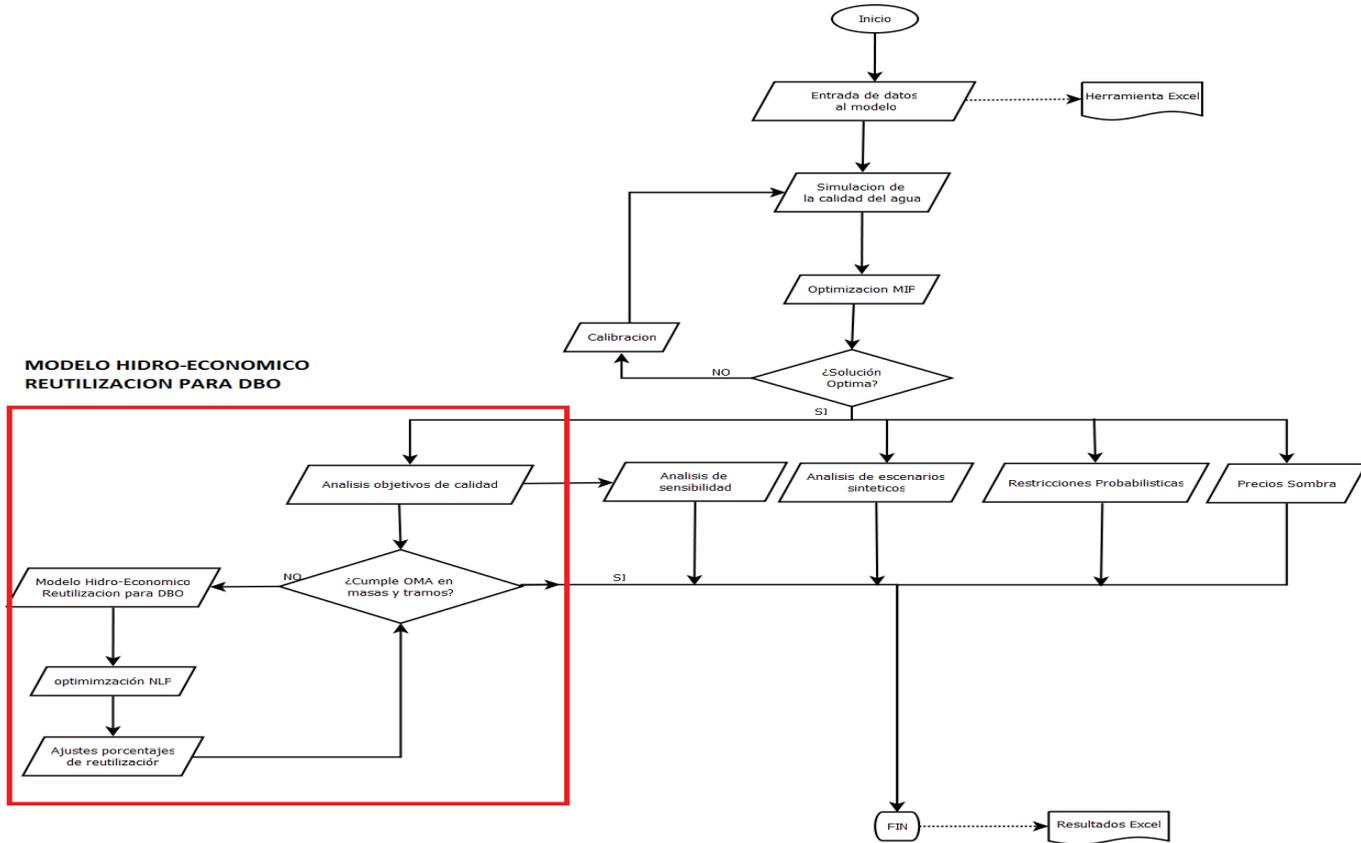


Figura B.1 Diagrama de flujo, proceso de ejecución y análisis del Modelo Hidro-Económico con reutilización.

B.1.2.1 Variables del modelo:

A parte de las variables para el modelo hidro-económico general de DBO, en el modelo de reutilización se han definido Variables Libres, Positivas, para la solución matemática, como aparece en la Tabla B. 8.

**Tabla B. 8 Variables del modelo hidro-económico para DBO con Reutilización**

VARIABLE	NOMBRE	DESCRIPCION
FREE	CosteTotal	coste de las medidas “md” para cada “t”
POSITIVE	Co_RDBO (n,E)	concentración inicial de fósforo para el tramo “i” de la masa “m”
	Cf_RDBO (m,i,E)	concentración final de fósforo para el tramo “i” de la masa “m”
	CEfMod_RDBO (md,E)	concentración del efluente modificado de la medida “md”
	Reut_RDBO (md)	Porcentaje de reutilización del caudal de la EDAR para la medida complementaria en la cuenca
	X_RDBO (md)	capacidad de la Balsa para medida complementaria “md”
	CostRegIns_RDBO (md)	Costes de Regeneración Instalación(euros/m3/día)
	CostBalIns_RDBO (md)	Costes de Balsas Instalación (Millones de euros)
	CostCondIns_RDBO (md)	Costes de Conducciones Instalación (euros/MI tubería)

(Continuación Tabla B.8)

VARIABLE	NOMBRE	DESCRIPCION
POSITIVE	CostBombIns_RDBO (md)	Costes de Equipos de Bombeo Instalación(Millones de euros)
	CostRegOM_RDBO(m d)	Costes de Regeneración Operación y Mantenimiento(euros/m3)
	CostBalOM_RDBO (md)	Costes de Balsas Operación y Mantenimiento (Millones de euros)
	CostCondOM_RDBO (md)	Costes de Conducciones Operación y Mantenimiento (Millones de euros)
	CostBombOM_RDBO (md)	Costes de Equipos de Bombeo Operación y Mantenimiento (Millones de euros)
	VANReg_RDBO (md)	VAN Regeneración (euros/año)
	VANBal_RDBO (md)	VAN Balsa (Millones de euros al año)
	VANCond_RDBO (md)	VAN Conducciones (Millones de euros al año)
	VANBomb_RDBO (md)	VAN Equipos de Bombeo (Millones de euros al año)

### B.1.2.2 Ecuaciones del modelo:

Adicional al modelo hidro-económico general para DBO en este modelo que incluye reutilización se utilizan otras ecuaciones que permiten alcanzar el objetivo medio ambiental en aquellas masas o tramos en las que no se hayan alcanzado aplicando el modelo general para DBO.

Para la solución de cada ecuación se empleara la programación no lineal (NLP). Para la resolución del problema se requiere de una función objetivo y de variables de decisión.

En este caso no hay variables binarias, ni tan poco se va a emplear la variable de activación previamente definida. Se va a definir la variable “%Reutilización” (Reut), la cual tomará valores comprendidos entre 0 y 1. Por ejemplo si toma el valor 0.5 quiere decir que del volumen regenerado, que en el presente estudio será el 100% del volumen tratado, se estará reutilizando el 50%.

Se debe expresar en función del porcentaje de reutilización, tanto la concentración (B.9) como el volumen del vertido de la EDAR (B.10):

$$C' = (Si \%Reutilización = 0; C_0; v_{parámetro}) \quad (B.9)$$

Donde:

$C'$ : valor de la concentración del parámetro en el efluente en el modelo

$C_0$ : valor de la concentración del parámetro en el efluente sin aplicar medida

$v_{\text{parámetro}}$ : valor que tomará el parámetro en el efluente si %Reutilización no es nulo.

$$V' = (\text{Si } \% \text{Reutilización} = 0; V_0; (1 - \% \text{Reutilización}) \cdot V_0) \quad (B.10)$$

Donde:

$V_0$ : volumen vertido por la EDAR antes de aplicar la medida

$V'$ : volumen de vertido por la EDAR en el modelo.

En el caso de la concentración ocurre exactamente lo mismo que con las medidas del tipo Complementarias Mejora de Vertido, es decir si la concentración del efluente de la EDAR depende de los habitantes equivalentes, el valor  $v_{\text{parámetro}}$  debe de ser función de éstos.

Se recuerda que el tratamiento de reutilización, está compuesto de cuatro elementos: tratamiento de regeneración, balsa, instalación de bombeo y conducciones.

- El tratamiento de regeneración se aplicará siempre al 100% del volumen tratado por la EDAR, por ello este elemento no es función de la variable “% de reutilización”.
- El tamaño y número de balsas dependen del volumen de almacenaje. Por ello, la capacidad de la balsa tiene que estar en función de la variable “% de reutilización”.
- La instalación de bombeo será función de la altura neta de salto y del caudal de diseño. Por ello, el caudal de diseño deberá de quedar en función de la variable “% de reutilización”.

- Las conducciones. Para su valoración económica se han de estimar tanto su longitud como caudal de diseño. Éste deberá de quedar en función de la variable “% de reutilización”.

En las ecuaciones B.11, B.12, B.13 y B.14 se presentan respectivamente la Ecuación objetivo (coste), Concentración inicial con reutilización de aguas regeneradas, Concentración Final con reutilización, y Concentración de Control.

Ecuación objetivo: Minimizar costes

*Ecuación de costes:*

$$\mathbf{CosteTotal} = \sum_{md=1}^l (\text{VanReg}(md) + \text{VanBal}(md) + \text{VanBomb}(md) + \text{VanCond}(md)) * \text{FRC} \quad (\text{B.11})$$

Donde:

$\text{VanReg}(md)$  = Valor anual neto “VAN” de Regeneración de aguas residuales (Euros/año).

$\text{VanBal}(md)$  = Valor anual neto “VAN” Balsas para almacenar agua regenerada (Euros/año).

$\text{VanBomb}(md)$  = Valor anual neto “VAN” Bombeo aguas residuales regeneradas (Euros/año).

$\text{VanCond}(md)$  = Valor anual neto “VAN” Conducción aguas residuales regeneradas (Euros/año).

$\text{FRC}$  = Factor de Recuperación de Costes de Capital.

Ecuación Concentración Inicial de DBO con Reutilización:

$Co(n)$

$$\begin{aligned}
 & \sum_{m=1}^k \sum_{i=1}^z Cf(m,i) * \left( Qf(m,i) + \left( -\sum_{md=1}^j \frac{Reut(md)}{100} * Conect_{EdarMC(m,i,md)} * Act(md) \right) * Conect_{f(m,i,n)} + \sum_{md=1}^j CEfMod(md) * \left( qEdar(md) + \left( -qEdar(md) + \left( 1 - \left( \frac{Reut(md)}{100} \right) \right) * qEdar(md) \right) * Act(md) \right) * LocalMed(md,n) + \right. \\
 = & \left. \frac{\sum_{m=1}^k \sum_{i=1}^z Qf(m,i) + \left( \sum_{md=1}^n \left( \frac{Reut(md)}{100} \right) * qEdar(md) * Conect_{EdarMC(m,i,md)} * Act(md) \right) * Conect_{f(m,i,n)} + \sum_{md=1}^j qEdar(md) + \left( -qEdar(md) + \left( 1 - \left( \frac{Reut(md)}{100} \right) \right) * qEdar(md) \right) * Act(md) * localMed(md,n) +}{\sum_{sub=1}^n DBO_{f\_subCuenca(sub)} * Qf\_subCuenca * LocalSub\_SubCuenca(sub,n) + \sum_{p=1}^w CEfLEdarSinMB\_DBO * qEdarSinMB(p) * LocalEdar(p,n)} \right. \\
 & \left. \frac{\sum_{sub=1}^n Qf\_subCuenca(sub) * LocalSub\_SubCuenca(sub,n) + \sum_{p=1}^w qEdarSinMB(p) * LocalEdar(p,n)}{\sum_{sub=1}^n DBO_{f\_subCuenca(sub)} * Qf\_subCuenca * LocalSub\_SubCuenca(sub,n) + \sum_{p=1}^w CEfLEdarSinMB\_DBO * qEdarSinMB(p) * LocalEdar(p,n)} \right.
 \end{aligned}$$

(B.12)

Donde:

$Co(n)$ = concentración inicial de DBO en el nudo “n” de la cuenca (mg/L).

$Cf(m,i)$ = concentración final de DBO en cada tramo “i” de la masa “m” en la cuenca (mg/L).

$Qf(m,i)$ = caudal circulante final en cada tramo “i” de la masa “m” en la cuenca(Lt/s).

$Reut(md)$  = Porcentaje de Reutilización para la medidas “md”.

$ConectEdarMC(md)$  = Conectividad de las medidas complementarias “Md”  
“en las masas m y tramos “i” para conocer el efecto acumulado aguas  
abajo

$Act(md)$  = Variable de Activación para la medida “md”.

$Conect\_f(m,i,n)$  = Conectividad final para los nudos n, masas “m” y tramos  
“i”.

$CEflMod(md)$  = Concentración de efluente modificado en la medida  
“md”.

$qEdar(md)$  = Caudal de la medida EDAR “md” (Lt/s).

$LocalMed(md,n)$  = Localización de medida “md” en cada nudo “n”.

Ecuación Concentración final de DBO con Reutilización:

$$Cf(m,i) = \sum_{n=1}^j Co(n) * Conect_{o(m,i,n)} * \exp(-Long_{tramo(m,i)} * K_{Decaimiento(m,i)}) \quad (B.13)$$

Donde:

$Cf(m,i)$  = Concentración final de DBO en cada tramo “i” de la masa  
“m” en la cuenca (mg/L).

$Co(n)$  = Concentración inicial de DBO en el nudo “n” de la cuenca  
(mg/L).

$Conect_o(m,i,n)$ = Conectividad Inicial para los nudos n, masas “m” y tramos “i”.

$Longtramo(m,i)$ = Longitud de tramo para las masas “m” y los tramos “i”.

$K\_Decaimiento(m,i)$ = constante de decaimiento de la DBO en cada tramo “i” de la masa “m” en la cuenca (1/día).

Concentración de Control de Calidad del Agua para DBO:

$$\begin{aligned}
 Cc(m) = & \sum_{n=1}^j Co(n) * LocalNudo(m,n) * LocalControl(m) \\
 & + \sum_{n=1}^j Co(n) * LocalNudo(m,n) \\
 & * \exp\left(\sum_{i=1}^z -LocalNudo(m,n) * K_{decaimiento}(m,i)\right) \\
 & * Long_{ICA}(m,i)
 \end{aligned}$$

(B.14)

Donde:

$Cc(m)$ :concentración de control de calidad del agua en la masa “m” (mg/L)

$Co(n)$ : concentración inicial de DBO en los nudos “n” (mg/L)

$LocalNudo(m,n)$ : identifica el nudo final “n” de cada masa “m”

$LocalControl(m)$ : identifica masas “m” donde no hay red ICA

$K_{decaimiento}(m,i)$ : constante de decaimiento de la masa “m” y tramo “i” (1/día)

$LongICA(m,i)$ : longitud localización de la estación de calidad de agua ICA en cada masa “m” y tramo “i” de la cuenca (kms).

A continuación se presentan en la Tabla B.9 el bloque de ecuaciones usadas en el modelo hidro-económico para DBO con Reutilización de aguas regeneradas.

**Tabla B. 9 Bloque de ecuaciones utilizadas en el modelo hidro-económico para DBO con Reutilización.**

Nombre	Descripción
EqCo_RDBO(n)	Concentración inicial en el nudo “n”
EqCf_RDBO(m,i)	Concentración al final de la masa m del tramo “i”
EqCEflMod_RDBO (md)	Concentración efluente modificado de la medida “md”
EqCc_RDBO(m)	concentración de control de la masa m en la cuenca
EqCcRest_RDBO (m)	Restricción masa “m”
EqCosteTotal_RDBO	Coste Total
EqCostRegIns_RDBO (md)	Costes de Regeneración Instalación(28-48 euros/m <sup>3</sup> /día) (el resultado viene en millones de euros)
EqCostBalIns_RDBO (md)	Costes de Balsas Instalación (Millones de euros)
EqX_RDBO(md)	Volumen balsa (m <sup>3</sup> para 15 días de almacenamiento)
EqCostCondIns_RDBO (md)	Costes de Conducciones Instalación(Millones de euros \MI tubería)
EqCostBombIns_RDBO (md)	Costes de Equipos de Bombeo Instalación(Millones de euros)

(Continuación Tabla B.9)

Nombre	Descripción
EqCostRegOM_RDBO (md)	Costes de Regeneración Operación y Mantenimiento (0.08 - 0.11 Millones euros \m3)
EqCostBalOM_RDBO (md)	Costes de Balsas Operación y Mantenimiento (Millones de euros)
EqCostCondOM_RDBO (md)	Costes de Conducciones Operación y Mantenimiento (Millones de euros)
EqCostBombOM_RDBO (md)	Costes de Equipos de Bombeo Operación y Mantenimiento (Millones de euros)
EqVANReg_RDBO(md)	VAN Regeneración (Millones de euros/año)
EqVANBal_RDBO(md)	VAN Balsa (Millones de euros al año)
EqVANCond_RDBO(md)	VAN Conducciones (Millones de euros al año)
EqVANBomb_RDBO(md)	VAN Equipos de Bombeo (Millones de euros al año)

## **B.2 MODELO HIDRO-ECONÓMICO PARA LA GESTIÓN DE CONTROL DE CONTAMINACIÓN DEL FÓSFORO (P) CON VARIABLES DE ACTIVACIÓN Y HOLGURA**

### **B.2.1 Características del modelo**

A continuación se presentan las principales características del modelo hidro- económico para el parámetro fósforo (P).

### *B.2.1.1 Descripción General MHE P*

Se presenta un Modelo Hidro-Económico(MHE) para la gestión de control de contaminación del fósforo (P) en Cuenca Hidrográficas con medidas Básicas de la directiva Marco Europea del Agua (DMA). Este modelo permite realizar una optimización económica para alcanzar objetivos medio Ambientales para el fósforo (P) al menor coste en una cuenca hidrográfica, incluyendo el Análisis Coste-Eficacia (ACE) para el fósforo en cuencas y subcuencas hidrográficas con medidas Básicas DMA. En la Tabla B. 10, se presenta la descripción general del MHE.

**Tabla B. 10 Descripción general de modelo hidro-económico para P.**

Modelo Hidro-Económico para la Gestión de Control de la Contaminación del Fósforo en Cuencas Hidrográficas. Este modelo permite realizar una optimización económica para alcanzar objetivos medio ambientales para el Fósforo al menor coste en una cuenca hidrográfica.

Grupo de Ingeniería de Recursos Hídricos

IIAMA, Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente

Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente

Universidad Politécnica de Valencia

Desarrollado por: Ing. Gabriel Lozano Sandoval; Ing. Antonio López Nicolás;

Dr. Manuel Pulido Velázquez; Dr. Joaquín Andreu Álvarez

### *B.2.1.2 Topología del modelo:*

Este bloque nos permite definir la topología de los diferentes elementos del modelo incluidas las medidas tanto para la cuenca principal Río en estudio, como para las subCuencas, tal como se presentan en las Tabla B. 11 y Tabla B. 12, donde a manera de ejemplo

se presentan la cuenca y las subcuencas de uno de los casos de estudio, el cual es la cuenca del río Serpis.

**Tabla B. 11 Cuenca y subcuencas caso de estudio río Serpis.**

Cuenca o Subcuenca	Descripción
Cuenca	Cauce principal del río Serpis
Subcuenca A	Río Valleseta
Subcuenca B	Río Agres
SubcuencaC	Barranco La Encantada
SubcuencaD	Río Bernisa

En la Tabla B. 11 se puede observar que en el MHE, espacialmente se pueden incluir tanto el cauce principal, como las diferentes subcuencas ó las más representativas en una cuenca. Esta característica le da al MHE una ventaja sobre modelos de optimización o simulación de calidad de aguas, donde solo se permite simular su cauce principal. De otro lado en la Tabla B. 12, se observa la topología del MHE donde incluye diferentes conjuntos (Sets) para cada una de la cuenca principal y subcuencas, que incluyen las diferentes masas de agua (m), tramos de la masa de agua (i), nudos de la cuenca (n), medidas básicas de la DMA (md), otras medidas diferentes a las de la DMA (p), y la variable temporal (t). Dicha variable temporal, le permite al MHE mayor robustez en el análisis de series de tiempo, para los tomadores de decisión en el control de la contaminación de una cuenca.

Tabla B. 12 Topología de la Cuenca y subcuencas caso de estudio río Serpis

```

*****Cuenca Serpis*****
SETS
*SETS CUENCA SERPIS
m masas de la cuenca /m1*m8/
i tramos de la masa en la cuenca /i1*i4/
n nudos de cuenca /n1*n28/
md medidas MBDMA de la cuenca /md1*md9/
p medidas sin MBDMA /p1*p10/
E Escenario Equiprobable /E1*E120/

*SET MEDIDA DE LA SUBCUENCA VALLESETA
mdsA medida subcuenca /mdsA1*mdsA5/
sA subcuenca /sA1/
msA masas de la subcuenca A/msA1/
isA tramos de la subcuenca A /isA1*isA3/
nsA nudos de la subcuenca/nsA1*nsA4/
psA medidas subcuenca sin MBDMA /psA1*psA6/

*SET MEDIDA DE LA SUBCUENCA Agres
mdsB medida subcuenca B /mdsB1/
sB subcuenca /sB1/
msB masas de la subcuenca A/msB1/
isB tramos de la subcuenca A /isB1/
nsB nudos de la subcuenca/nsB1*nsB2/
psB medidas subcuenca B sin MBDMA/psB1/

*SET MEDIDA DE LA SUBCUENCA Bco. La Encantada
mdsC medida subcuenca C /mdsC1*mdsC2/
sC subcuenca /sC1/
msC masas de la subcuenca A/msC1/
isC tramos de la subcuenca A /isC1*isC3/
nsC nudos de la subcuenca/nsC1*nsC4/
psC medidas subcuenca B sin MBDMA/psC1*psC2/

*SET MEDIDA DE LA SUBCUENCA BERNISA
mdsD medida subcuenca D /mdsD1*mdsD6/
sD subcuenca /sD1/
msD masas de la subcuenca D/msD1*msD2/
isD tramos de la subcuenca A /isD1*isD5/
nsD nudos de la subcuenca/nsD1*nsD9/
psD medidas subcuenca D sin MBDMA/psD1*psD7/

*SET MEDIDA DE LA SubCuenca Penaguila(SubCuenca de la SubCuenca Valleseta
mdsAp medida subcuenca /mdsAp1/
sAp subcuenca /sAp1/
msAp masas de la subcuenca A/msAp1/
isAp tramos de la subcuenca A /isAp1/
nsAp nudos de la subcuenca/nsAp1*nsAp2/
psAp medidas subcuenca sin MBDMA /psAp1*psAp2/

```

### B.2.1.3 Inputs del modelo:

A continuación se presenta el listado de la información de entrada del modelo hidro-económico, representada en matrices ó vectores que incluyen información sobre topología, localización, caudales circulantes de las masas de agua, concentraciones de los vertidos, coste de medidas e información de las estaciones de Calidad de Agua ICA. Para el ejemplo también se tomara el caso de estudio de la cuenca del río Serpis. Se resaltara que por ser un modelo hidro-económico donde incluye la simulación de la calidad del agua y además la optimización económica, se requiere de bastante información de entrada, tanto para la cuenca del río principal, como para las diferentes subcuencas en estudio.

Información de entrada Cuenca Serpis:

1. Tabla de conectividad inicial de nudos “n” en la masas “m” y tramos “i”
2. Tabla de Conectividad Final de nudos “n” en las masas “m” y tramos “i”.
3. Tabla de localización de la medida “md” en los nudos “n”.
4. Tabla longitud de tramo (Km).
5. Tabla de constante de decaimiento (1/día).
6. Tabla que identifica los tramos que son embalses.
7. Tabla que identifica el nudo final de cada masa “m”.
8. Tabla de localización del nudo de aguas arriba que tiene la ICA.
9. Tabla de los caudales de la RED ICA.
10. Tabla Identifica masas en la que no hay red ICA en la cuenca.
11. Tabla Identificación de los tramos que NO son embalses.
12. Tabla de localización del Nudo final “n” de la masa “m”.
13. Tabla de localización de la EDAR p sin MB en el nudo “n”.
14. Tabla caudal circulante inicial en el nudo “n” de la cuenca (l/s).
15. Tabla caudal circulante Final en el tramo “i” de cada masa “m” en la cuenca.
16. Tabla de coste de la medida en la cuenca (euros).
17. Tabla de concentración Efluente según la medida en la cuenca (mg/l).
18. Tabla caudal vertido Edar según medida MB en la cuenca (lt\s).
19. Tabla caudal vertido Edar “p” sin medida MB en la cuenca (lt\s).
20. Tabla concentración efluente vertido Edar “p” sin medida MB en la cuenca (lt\s)
21. Tabla de Habitantes Equivalentes tratados por la medida “md”.

Igualmente en las subcuencas se precisa de la siguiente información:

Información de entrada Subcuencas: (Ejemplo Subcuenca A)

1. Tabla de conectividad inicial de los nudos “nsA” en las masas “msA” y tramos “isA” en la “Subcuenca”.
2. Tabla Matriz de conectividad final de los nudos “nsA” en las masas “msA” y tramos “isA” en la Subcuenca.
3. Tabla de localización de la medida “msA” en el nudo “nsA” en la subcuenca.
4. Tabla de localización de la EDAR “p” sin MB en el nudo “nsA” en la subcuenca.
5. Tabla identificación Nudo final en la subcuenca
6. Tabla concentración efluente vertido EDAR p sin medida MB en la subcuenca(lt\s)
7. Tabla caudal vertido EDAR “psA” sin medida MB en la subcuenca (lt\s)
8. TABLA Identificación del nudo de la cuenca al que vierte sus aguas en la subcuenca.
9. Parámetro Circulante Caudal final en la Subcuenca.
10. Parámetro Caudal circulante inicial en el nudo “nsA” en la subcuenca.
11. Tabla de los caudales de la RED ICA en la subcuenca.
12. Tabla Caudal circulante final en el tramo “isA” de cada masa “msA” en la subcuenca(l\s)
13. Tabla Coste de las medidas en la subcuenca (euros)
14. Tabla caudal vertido EDAR según medida en la Subcuenca
15. Tabla Concentración Efluente según medida en la Subcuenca (mg\l)
16. Tabla de localización del nudo de aguas arriba que tiene la ICA en la subcuenca.

17. Tabla Identificación de masa que no tiene Red ICA en la subcuenca.

18. Tabla Habitantes equivalentes tratados por cada EDAR en la subcuenca.

En la Tabla B. 13 se presenta la información de entrada requerida para el modelo hidro-económico para el P, tanto para la cuenca, como para las subcuencas.

**Tabla B. 13 Información de entrada modelo hidro-económico para el P, cuenca río Serpis**

Numero	DESCRIPCION DE LA INFORMACION	CUENCA SERPIS	SUBCUENCA VALLESETA	SUBCUENCA AGRES	SUBCUENCA BARRANCO LA ENCANTADA	SUBCUENCA BERNISA
1	Tabla de conectividad inicial de los nudos en las masas y tramos	X	X	X	X	X
2	Tabla de Conectividad Final de los nudos en las masas y tramos	X	X	X	X	X
3	Tabla de localización de la medida en los nudos	X	X	X	X	X
4	Tabla longitud de tramo	X				
5	Tabla de constante de decaimiento	X				
6	Tabla que identifica los tramos que son embalses.	X				
7	Tabla que identifica el nudo final de cada masa	X	X	X	X	X
8	Tabla de localización del nudo de aguas arriba que tiene la ICA	X	X	X	X	X
9	Tabla de los caudales de la RED ICA	X	X	X	X	X
10	Tabla identifica masas en la que no hay red ICA	X	X	X	X	X
11	Tabla identificación de los tramos que NO son embalses	X				
12	Tabla de localización del Nudo final de la masa	X				
13	Tabla de localización de la EDAR sin mbdma en el nudo	X	X	X	X	X
14	Tabla caudal circulante inicial en el nudo (l/s)	X	X	X	X	X
15	Tabla caudal circulante Final en el tramo i de cada masa	X	X	X	X	X
16	Tabla de coste de la medida (euros)	X	X	X	X	X
17	Tabla de concentración Efluente según la medida	X	X	X	X	X
18	Tabla caudal vertido Edar según medida MBDMA (lt/s)	X	X	X	X	X
19	Tabla caudal vertido Edar sin medida MBDMA (lt/s)	X	X	X	X	X
20	Tabla concentración efluente vertido Edar sin medida MBDMA (lt/s)	X	X	X	X	X
21	Tabla de Habitantes Equivalentes tratados por la medida md	X	X	X	X	X
22	Tabla identificación del nudo de la cuenca al que vierte sus agua la subcuenca		X	X	X	X
23	Parametro Circulante Caudal final de Subcuenca		X	X	X	X

#### *B.2.1.4 Variables del modelo:*

En el modelo hidro-económico se han definido Variables Libres, Positivas, Binarias y Enteras para la solución matemática de las diferentes ecuaciones, tal como se describe a continuación:

Variables Libres: costes de las medidas, coste total, concentración de control para las masas.

Variables Positivas: concentración inicial y final de los parámetros de  $p$  en los tramos de las masas de agua, concentración del efluente modificado EDAR.

Variables Binarias: Variable de activación para las medidas en la cuenca y subcuencas, variable de holgura para las masas.

**Tabla B. 14 Variables del modelo hidro-económico para P**

VARIABLE	NOMBRE	DESCRIPCION
FREE	CosteMed_p(E)	coste de las medidas md para cada t
	Cost_p	coste total para todos los escenarios
	Cc_p(m,E)	concentracion de control para la masa m
	Cc_sA_p(msA,E)	concentracion de control para la masa msA
	Cc_sA_pen_p(msAp,E)	concentracion de control para la masa msAp
	Cc_sB_p(msB,E)	concentracion de control para la masa msB
	Cc_sC_p(msC,E)	concentracion de control para la masa msC
	Cc_sD_p(msD,E)	concentracion de control para la masa msD
POSITIVE	Co_p(n,E)	concentracion inicial de fosforo para el tramo i de la masa m
	Cf_p(m,i,E)	concentracion final de fosforo para el tramo i de la masa m
	CEfIMod_p(md,E)	concentracion del efluente modificado de la medida md
	CSo_sA_p(msA,E)	concentracion inicial de FOSFORO para el tramo isA de la masa msA para la Subcuenca valleseta
	CSf_sA_p(msA,isA,E)	concentracion final de FOSFORO para el tramo isA de la masa msA para la subcuenca valleseta
	PfS_sA_p(sA,E)	concentracion final de FOSFORO para en la Subcuenca valleseta
	PDSMod_sA_p(mdsA,E)	Concentracion efluente modificado EDAR msA en la Subcuenca valleseta
	CSo_sA_pen_p(msAp,E)	concentracion inicial de FOSFORO para el tramo isA de la masa msA para la SubCuenca Penaguila
	CSf_sA_pen_p(msAp,isAp,E)	concentracion final de FOSFORO para el tramo isA de la masa msA para la SubCuenca Penaguila
	PfS_sA_pen_p(sAp,E)	concentracion final de FOSFORO para en la SubCuenca Penaguila
	PDSMod_sA_pen_p(mdsAp,E)	Concentracion efluente modificado EDAR msA en la SubCuenca Penaguila
	CSo_sB_p(msB,E)	concentracion inicial de FOSFORO para el tramo isB de la masa msB para la subcuenca Agres
	CSf_sB_p(msB,isB,E)	concentracion final de FOSFORO para el tramo isB de la masa msB para la subcuenca Agres
	PfS_sB_p(sB,E)	concentracion final de FOSFORO para en la Subcuenca Agres
	PDSMod_sB_p(mdsB,E)	Concentracion efluente modificado EDAR msB en la Subcuenca B para la subcuenca Agres
	CSo_sC_p(msC,E)	concentracion inicial de FOSFORO para el tramo isC de la masa msC para la subcuenca Barranco la encantada
	CSf_sC_p(msC,isC,E)	concentracion final de FOSFORO para el tramo isC de la masa msC para la subcuenca Barranco la encantada
	PfS_sC_p(sC,E)	concentracion final de FOSFORO para en la Subcuenca Barranco la encantada
	PDSMod_sC_p(mdsC,E)	Concentracion efluente modificado EDAR msC en la Subcuenca Barranco la encantada
	CSo_sD_p(msD,E)	concentracion inicial de FOSFORO para el tramo isD de la masa msD para la subcuenca Bemisa
CSf_sD_p(msD,isD,E)	concentracion final de FOSFORO para el tramo isD de la masa msD para la subcuenca Bemisa	
PfS_sD_p(sD,E)	concentracion final de FOSFORO para en la Subcuenca Bemisa	
PDSMod_sD_p(mdsD,E)	Concentracion efluente modificado EDAR msD en la Subcuenca Bemisa	
BINARY	Act_p(md,E)	variable de activacion para la medida md
	Vhm_p(m,E)	variable de holgura para la masa m
	sA_Act_p(mdsA,E)	variable de activacion para la medida mdsA en la Subcuenca Valleseta
	sA_pen_Act_p(mdsAp,E)	variable de activacion para la medida mdsAA en la SubCuenca Penaguila
	sB_Act_p(mdsB,E)	variable de activacion para la medida mdsB en la Subcuenca Agres
	sC_Act_p(mdsC,E)	variable de activacion para la medida mdsC en la Subcuenca Barranco la Encantada
	sD_Act_p(mdsD,E)	variable de activacion para la medida mdsD en la Subcuenca Bemisa

### B.2.1.5 Ecuaciones del modelo:

En el modelo hidro-económico se utilizan ecuaciones tanto para la simulación de la calidad, como para la optimización económica, las cuales se mencionan a continuación:

Ecuación objetivo: Función objetivo: Minimizar el coste de las medidas

Coste de las medidas: Se ha de definir una variable que sea igual al coste total de las medidas aplicadas (*CosteMed*), dicha variable deberá ser función de las variables de activación:

$$CosteMed = \sum_{md=1}^l Coste(md) * Act(md) \quad (B.15)$$

Donde:

- CosteMed*: coste total de las medidas (euros)
- md*: cada una de las medidas aplicadas
- Coste (md)*: coste de una medida “md” (euros)
- Act (md)*: variable de activación de la medida “md”

La ecuación (B.16) se va definir como función objetivo.

Se hace necesaria la definición de variables de holgura, con el objetivo de que el modelo seleccione combinación de Medidas Complementarias de Mejora de Vertido o Mejora Intensiva de Vertido, aún cuando no cumpla las restricciones de alguna masa (restricciones “blandas”). Estas variables son de tipo binario y en el caso de que se activen penalizarán la función objetivo. Si las variables de holgura no incluyeran un coste adicional en la función objetivo, el modelo no funcionaría correctamente porque siempre emplearía las variables de holgura que permitirían

alcanzar los objetivos ambientales a coste nulo. En el presente estudio una variable de holgura activa penaliza a la función objetivo con el coste de 10<sup>6</sup>€. Por ello, la función objetivo quedará:

$$CosteMed = \sum_{md=1}^l Coste(md) * Act(md) + \sum_{m=1}^k Vhm(m) \cdot 10^6 \quad (B.16)$$

Donde:

- CosteMed: coste total de las medidas (euros)  
*Coste (md)*: coste de una medida “md” (euros)  
*Vhm(m)*: variable de holgura asociada a cada una de las masas “m”  
*K*: número de masas a analizar en la cuenca  
*l*: número de medidas aplicadas

Restricciones de control del modelo para P:

En las ecuaciones B.17 y B.18 se presentan las ecuaciones de restricciones de control para alcanzar los objetivos medioambientales (OMA) tanto para el cauce principal, como para las subcuencas en estudio, en cada una de las masas y para cada uno de los periodos de tiempo.

Restricciones P en la cuenca:

$$Cc\_p(m,t) - Vhm\_p(m,t) \leq OMA \quad (B.17)$$

Donde:

*Cc\_p (m,t)*: concentración de control de la masa “m” en el tiempo “t” (mg/L).

$V_{hm\_p}(m,t)$ : variable de holgura para la masa “m” en el tiempo “t”.

OMA: objetivo medioambiental (0.4 mg/L P).

Restricciones de P en la subcuenca:

$$PfS\_sA\_p(sA,t) \leq OMA \quad (B.18)$$

Donde:

$PfS\_sA\_p(sA,t)$ : concentración final de P en la subcuenca “A” en el tiempo “t” (mg/L)

OMA: objetivo medioambiental (0.4 mg/L P)

Concentración Efluente Modificado

$$CEflMod = CEfl + v_{activación} \cdot (-CEfl + CEflmed) \quad (B.19)$$

Donde:

**CEflMod**: Concentración del efluente modificado (mg/L)

**CEfl**: Concentración del efluente sin aplicar medida (mg/L)

**Vactivación**: Variable de activación

**CEflmed**: Concentración del efluente si se aplica la medida, en este modelo este valor es de 1 (mg/L).

Concentración de Control

$$Cc(m) = \sum_{n=1}^j Co(n) * LocalNudo(m,n) * LocalControl(m) + \sum_{n=1}^j Co(n) * Qo(n) * \left( \frac{localNudoIca(m,n)}{Qica(m)} \right)$$

(B.20)

Concentración inicial de Fósforo

$$C_0(n) = \frac{\sum_{m=1}^k \sum_{i=1}^z C_f(m,i) * Q_f(m,i) * Conect_{i(m,i,n)} + \sum_{md=1}^l q_{Edar(md)} * LocalMed(md,n) + \sum_{sub=1}^n Q_{f\_sub(sub)} * LocalSub(sub,n) + \sum_{p=1}^w q_{EdarSinMB(p)} * LocalEdar(p,n)}{\sum_{m=1}^k \sum_{i=1}^z Q_f(m,i) * Conect(m,i,n) + \sum_{md=1}^l q_{Edar(md)} * LocalMed(md,n) + \sum_{sub=1}^n Q_{f\_sub(sub)} * LocalSub(sub,n) + \sum_{p=1}^w q_{EdarSinMB(p)} * LocalEdar(p,n)}$$

(B.21)

Donde:

$C_0(n)$ : concentración inicial de P en el nudo “n” de la cuenca (mg/L)

$C_f(m,i)$ : concentración final de P en cada tramo “i” de la masa “m” en la cuenca (mg/L)

$Q_f(m,i)$ : caudal circulante final en cada tramo “i” de la masa “m” en la cuenca(Lt/s)

$q_{Edar(md)}$ : caudal de la medida EDAR “md” (Lt/s)

$LocalMed(md,n)$ : localización de medida “md” en cada nudo “n”

$PDSMod\_sub$ : concentración final de P en cada subcuenca “sub” (mg/L)

$Q_{f\_Sub(sub)}$ : caudal circulante final en cada subcuenca “sub” (Lt/s)

$LocalSub(sub,n)$ : localización de la subcuenca “sub” en el nudo “n” de la cuenca

Concentración final de Fósforo

$$\begin{aligned}
 Cf(m, i) = & \sum_{n=1}^j \frac{Co(n) * Qo(n) * conect_o(m, i, n)}{Qf(m, i) * localDil(m, i)} \\
 & + \left( \sum_{n=1}^j Co(n) * conect_o(m, i, n) \right. \\
 & * \exp(-long_{Tramo(m, i)} * Kdecaimiento(m, i) \\
 & * localDec(m, i)) \left. \right)
 \end{aligned}
 \tag{B.22}$$

Donde:

$Cf(m, i)$ : concentración final de P en cada tramo “i” de la masa “m” en la cuenca (mg/L)

$Co(n)$ : concentración inicial de P en el nudo “n” de la cuenca (mg/L)

$conect_o(m, i, n)$ : matriz de conectividad inicial de los nudos “n” en las diferentes masas “m” y tramos “i” de la cuenca.

$Long_{Tramo(m, i)}$ : longitud de cada tramo “i” en las diferentes masas “m”.

$KDecaimiento(m, i)$ : constante de decaimiento de la P en cada tramo “i” de la masa “m” en la cuenca (1/día).

$long_{Tramo(m, i)}$ : Longitud de cada tramo en las diferentes masas.

$LocalDec(m, i)$ : Identifica las masas y tramos que son embalses.

En la ecuación B.22 se presenta la Concentración Final de Fósforo en las masas y tramos de la cuenca, resaltando que en la ecuación el primer término de la derecha corresponde al balance de masas o equilibrio para

el Fósforo y el segundo término de la derecha se incluye un decaimiento que no corresponde a un parámetro conservativo, pero que permite una aproximación al efecto de reducción de Fósforo que se presenta al final de un embalse por la decantación de este parámetro conservativo en un cuerpo de agua lenticó.

Las diferentes ecuaciones del modelo hidro-económico se presentan en la Tabla B. 15, las cuales se relacionan con la simulación de la calidad del agua con ecuaciones de Balances de Masas estableciendo “equilibrio en los nudos” del sistema; las ecuaciones de cantidad del agua mediante Balances hídricos en los diferentes nudos del sistema y ecuaciones de optimización económica para encontrar la solución al menor coste posible.

**Tabla B. 15** Bloque de ecuaciones utilizadas en el modelo hidro-económico para P en función de la Escenarios Equiprobables “E”.

NOMBRE	DESCRIPCION DE LA ECUACIÓN
EqCost_p	Coste total de las medidas de P en la cuenca
EqCo_p(n,E)	Concentracion inicial de P en el nudo n en la cuenca
EqCf_p(m,i,E)	Concentracion al final de P tramo i de la masa m en la cuenca
EqCc_p(m,E)	Concentracion de control de P de la masa m en la cuenca
EqCosteMed_p(E)	Coste de las medidas para P en la cuenca
EqCcRest1_p(m,E)	Restriccion de calidad de P en la cuenca
EqCSo_sA_p(nsA,E)	Concentracion inicial de P en el nudo nsA en la subcuenca sA
EqCSf_sA_p(msA,isA,E)	Concentracion final de P tramo isA masa msA en la subcuenca sA
EqPfs_sA_p(sA,E)	Concentracion de P al final de la subcuenca sA
EqCc_sA_p(msA,E)	Concentracion de control de P de la masa msA en la subcuenca sA
EqPDSMod_sA_p	Concentracion de P efluente EDAR modificado en la subcuenca sA de la medida mdsA
EqCcRest_sA_p(sA,E)	Restriccion de calidad de P en la subcuenca SA
EqCSo_sA_pen_p(nsAp,E)	Concentracion inicial de P en el nudo nsAp de la subcuenca "pen" en la subcuenca sA
EqCSf_sA_pen_p(msAp,isAp,E)	Concentracion final de DBO tramo isAp de la masa msAp en la subcuenca "pen" de la subcuenca sA
EqPfs_sA_pen_p(sAp,E)	Concentracion de P al final de la subcuenca "pen" en la subcuenca
EqCc_sA_pen_p(msAp,E)	Concentracion de control de P de la masa msA en la subcuenca "pen" en la subcuenca sA
EqPDSMod_sA_pen_p	Concentracion de P efluente EDAR modificado en la subcuenca "pen" en la subcuenca sA de la medida mdsA
EqCcRest_sA_pen_p(sAp,E)	Restriccion de calidad de P en la subcuenca "pen" en la subcuenca SA
EqCSo_sB_p(nsB,E)	Concentracion inicial de P en el nudo nsB en la subcuenca sB
EqCSf_sB_p(msB,isB,E)	Concentracion final de P tramo isB masa msB en la subcuenca sB
EqPfs_sB_p(sB,E)	Concentracion de P al final de la subcuenca sB
EqCc_sB_p(msB,E)	Concentracion de control de P de la masa msB en la subcuenca sB
EqPDSMod_sB_p	Concentracion de P efluente EDAR modificado en la subcuenca sB de la medida mdsB
EqCcRest_sB_p(sB,E)	Restriccion de calidad de P en la subcuenca SB
EqCSo_sC_p(nsC,E)	Concentracion inicial de P en el nudo nsC en la subcuenca SC
EqCSf_sC_p(msC,isC,E)	Concentracion final de P tramo isC masa msC en la subcuenca SC
EqPfs_sC_p(sC,E)	Concentracion de P al final de la subcuenca SC
EqCc_sC_p(msC,E)	Concentracion de control de P de la masa msC en la subcuenca SC
EqPDSMod_sC_p	Concentracion de P efluente EDAR modificado en la subcuenca SC de la medida mdsC
EqCcRest_sC_p(sC,E)	Restriccion de calidad de P en la subcuenca SC
EqCSo_sD_p(nsD,E)	Concentracion inicial de P en el nudo nsD en la subcuenca SD
EqCSf_sD_p(msD,isD,E)	Concentracion final de P tramo isD masa msD en la subcuenca SD
EqPfs_sD_p(sD,E)	Concentracion de P al final de la subcuenca SD
EqCc_sD_p(msD,E)	Concentracion de control de P de la masa msD en la subcuenca SD
EqPDSMod_sD_p	Concentracion de P efluente EDAR modificado en la subcuenca SD de la medida mdsD
EqCcRest_sD_p(sD,E)	Restriccion de calidad de P en la subcuenca SD

### B.2.1.6 Solución del Modelo:

Para la solución del modelo se ha utilizado Programación Entera Mixta (MIP), en el cual se minimiza el coste de las medidas para alcanzar los objetivos medioambientales (OMA) fijados en la cuenca y sus subcuencas tributarias, tal como se presenta en la Tabla B.16.

Tabla B. 16 Solución del modelo hidro-económico para Pcon Programación Entera Mixta (MIP)

<pre>MODEL ACE_FOSFORC /ALL/; SOLVE ACE_FOSFORC USING MIP MINIMIZING Cost p;</pre>
--