



AgEcon SEARCH
RESEARCH IN AGRICULTURAL & APPLIED ECONOMICS

The World's Largest Open Access Agricultural & Applied Economics Digital Library

This document is discoverable and free to researchers across the globe due to the work of AgEcon Search.

Help ensure our sustainability.

Give to AgEcon Search

AgEcon Search

<http://ageconsearch.umn.edu>

aesearch@umn.edu

*Papers downloaded from **AgEcon Search** may be used for non-commercial purposes and personal study only. No other use, including posting to another Internet site, is permitted without permission from the copyright owner (not AgEcon Search), or as allowed under the provisions of Fair Use, U.S. Copyright Act, Title 17 U.S.C.*

Establecimiento de un precio óptimo ambiental y social para el agua de riego mediante la internalización de los costes ambientales y el uso de matrices de contabilidad social. Aplicación a la Comunidad Foral de Navarra

J. I. ELORRIETA¹, E. CASTELLANO², P. MARTÍNEZ DE ANGUIA³, M. PELLITERO², C. REY².

¹Departamento de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio y Vivienda. Pamplona

²TRAGSATEC S.A. Conde Peñalver, 84, 5ª 28006 Madrid (España)

³ Instituto de Economía y Geografía, CSIC. Pinar, 25 28006 Madrid (España)

RESUMEN: Se propone una metodología para obtener un “precio social y ambiental óptimo” que pueda aplicarse al agua de riego en la Comunidad Foral de Navarra (CFN) de modo que maximice la internalización de los costes ambientales asociados al consumo no contemplados en el actual precio sin que el nivel general de la economía regional se resienta. Para ello se elabora un modelo económico sobre un Sistema de Información Geográfica (SIG) que permite cuantificar y valorar los costes ambientales en cada una de las subcuencas de la Comunidad. Para valorar íntegramente el agua, los elementos que se tienen en cuenta son: volumen, calidad y riesgo de afectar a los ecosistemas acuáticos y de ribera. Estos valores son estimados mediante métodos de valoración económico ambiental. Se construye una curva de demanda para los regantes y un modelo de matrices de cuentas sociales (MCS). A partir de estos elementos se estudia el impacto que sobre la economía de la región tendría un incremento en el precio del agua. Se establece un rango potencial de precios del agua de riego desde el que minimiza los impactos económicos negativos –precio social óptimo- hasta el que internaliza totalmente los costes ambientales del agua- precio ambiental óptimo-.

PALABRAS CLAVE: agua, precio óptimo social del agua, SIG, Matriz de Contabilidad Social (MCS), externalidades.

Códigos JEL: Q25, Q14

Environmental and social ideal price establishment for the irrigation water by means of the internalisation of the environmental costs and the use of social accounting matrix. Application to Navarre.

SUMMARY: This work develops a methodology to obtain a “social and environmental optimal price” for water in the Comunidad Foral de Navarra (CFN) in order to maximize the internalization of the water environmental cost generated by agricultural consumption without affecting the general level of the regional economy. The economical model is built over a Geographical Information System (GIS) that allows quantifying and valuing in economical terms environmental water costs in different basins. Elements that have been considered to describe the water resource value are volume, quality and hazard to affect aquatic and bank ecosystems. Values have been estimated with Environmental Economy methods. A demand curve for water is also built and a Social Accounting Matrix (SAM) is used to watch if regional economy supports a price that internalizes total water value. Potential water prices are established ranging from prices that minimize negative economic regional impacts –social optimal price- to those that internalize totally the environmental costs of water- environmental optimal price.

KEY WORDS: Water, social optimal price, GIS, Social Accounting Matrix (SAM), externalities.

1. Introducción

1.1 ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN

La Directiva comunitaria 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo por la que se establece un marco comunitario en materia de política de aguas, más conocida

como Directiva Marco del Agua (DMA), supone un paso muy importante para lograr un uso sostenible de los recursos hídricos, y en concreto para la gestión del agua. En su artículo 9, determina que los Estados miembros deben garantizar una política de aguas que proporcione los incentivos adecuados para que los usuarios utilicen de forma eficiente el recurso natural. Para ello, los Estados tendrán en cuenta el principio de “recuperación de los costes de los servicios relacionados con el agua”, incluidos los costes medioambientales y los relativos a los recursos, sin descuidar el Principio de “quien contamina paga”. Podrán tener en cuenta además los efectos sociales, económicos y medioambientales de la recuperación y condiciones de las regiones afectadas.

Los métodos tradicionalmente utilizados en la valoración del agua se han limitado, únicamente, a la agregación de los costes financieros de los servicios, sin tener en consideración los costes ambientales y los costes sociales del recurso. Esta aproximación tradicional considera que el valor intrínseco del recurso es cero, como si se tratara de un recurso inagotable. En consecuencia, se obtiene un precio del agua que es muy inferior al coste del recurso, lo que puede originar decisiones ineficientes.

Una vez que se toman en consideración las componentes sociales y ambientales del recurso —tradicionalmente consideradas como externalidades—, el valor intrínseco del mismo refleja una situación más cercana a la realidad. Así, si se quiere que los análisis económicos tengan en cuenta la sostenibilidad social y ambiental de la explotación del recurso, el precio del agua debe fijarse teniendo en consideración los costes totales ambientales y totales que genera su uso.

Pueden encontrarse diversos trabajos que tratan el valor económico del agua, pero éstos se refieren, principalmente, a aspectos parciales del valor del recurso tratando principalmente temas referidos a la calidad o a la gestión del agua, BERBEL VECINO, J.C., JIMÉNEZ BOLÍVAR, J.F., SALAS MÉNDEZ, A., y RODRÍGUEZ OCAÑA, A. (1999), CABALLER (1998). Otros trabajos hacen una aproximación a una valoración económica a través de técnicas de programación multicriterio, AZQUETA, D., y FERREIRO, A. (1994); VAN LEEUWEN, *et al* (2001), ERTUNGA y DUCKSTEIN (1996), LAKSHMINARAYAN *et al* (1996), LEE y WEN (1996).

En este trabajo se ha pretendido avanzar planteando una valoración económica integral del recurso agua que integra los aspectos económicos, sociales y ambientales, tal y como contempla la Directiva Marco del Agua. Éste se ha planteado para el agua en la Comunidad Foral de Navarra en el marco del proyecto Nínive¹.

Un problema importante a la hora de abordar la implantación de un precio de mercado que reconozca el valor social y ambiental del recurso es que éste puede ocasionar reducciones no deseadas del PIB de la Comunidad Foral. Se pretende por ello hallar un rango de “precios social y ambientalmente óptimos” desde el que internaliza el coste ambiental que genera el uso agrícola del agua, hasta el que minimiza el impacto negativo (o maximiza el impacto positivo) sobre la economía y el empleo regional navarro. Se pretende con ello dar al decisor un rango de precios justificados en función tanto de la internalización de los costes ambientales del agua como de las distintas políticas de recaudación y redistribución sobre los cuales fijar el precio definitivo del agua de riego en la Comunidad Foral.

La internalización de dichos costes totales ha de basarse sobre una teoría de valor del recurso agua, que fije los factores, hasta este momento externalidades, que deben tenerse en cuenta a la hora de valorarlo económicamente. Además, el método exige, que cada elemento que forme parte del valor total pueda cuantificarse y monetizarse.

Por otra parte, para conocer el efecto de las políticas recaudatorias y redistributivas es necesario relacionar los posibles escenarios de cantidad y precio del recurso agua con la economía regional teniendo en cuenta las interrelaciones entre los distintos sectores productivos. La cuantificación de este impacto es abordada de forma teórica y práctica desde el técnicas de análisis de Tablas *Input-Output* (TIO) y los multiplicadores derivados de éstas en LEONTIEF (1966), MILLER y BLAIR (1985), BERGSTROM *et al.* (1990), HENG y LOW (1990) y LOOMIS (1995) entre otros muchos.

Desgraciadamente, la información contenida en una tabla TIO convencional es, en general, incompleta como para ser utilizada directamente en el cálculo del rango de precios óptimos sociales, ya que no incorporan información sobre los efectos externos a

¹ Departamento de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio y Vivienda. Orden Foral 0676 de 8 de Junio de 2000 del Consejero de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio y Vivienda.

Recibido julio 2002. Aceptado en junio 2003

los procesos productivos de la economía, es decir, sobre la distribución y circulación de la renta entre los agentes económicos (THORBECKE 1985). Para superar esta situación autores como PYATT y ROUND (1985) o ATKINSON (1996) comenzaron a desarrollar una aproximación más completa basada en las Matrices de Contabilidad Social (MCS) o Social Accounting Matriz (SAM). A partir de ella KHAN *et al.* (1990) o MARTINEZ DE ANGUITA (1999) entre otros emplearon multiplicadores MCS que amplían el impacto de un cambio de uso en el recurso recogiendo todos los efectos económicos que provoca el proceso circular de la economía (FIELD 1997, PEARCE y TURNER 1989). A partir de los multiplicadores MCS es posible estimar de una forma más precisa no sólo los efectos directos e indirectos, sino también los inducidos a partir de las medidas adoptadas como son los impulsos y arrastres que se generan en la economía regional.

En España se han elaborado matrices de contabilidad nacionales (URIEL *et al.* 1998, KEHOE *et al.* 1988, POLO *et al.* 1990) y regionales en varias comunidades autónomas como Andalucía o Extremadura (CARDENETE 2000, 2001, 2002). En Navarra el Servicio de Estadística (GOBIERNO DE NAVARRA 1997) desarrolló las Tablas Input-Output (TIO-1996) de la Comunidad Foral. A partir de ellas fue posible construir la primera MCS para Navarra sobre la que basar este análisis.

La novedad fundamental que presenta el análisis MCS del recurso agua empleado es que permite conocer como cambia la riqueza de la región cuando cambia el precio del agua según se internalicen en éste las externalidades o costes ambientales del recurso. En este sentido, este estudio supone un primer paso para lograr una gestión del agua económicamente más eficaz y socialmente más justa.

1.2 OBJETIVOS

Los objetivos principales que plantea el estudio realizado fueron cuatro:

- Determinar el valor de las externalidades del agua como recurso natural, desglosando los elementos que le confieren valor.
- Establecer un rango de precios social y ambientalmente óptimos del agua de riego en la Comunidad Foral de Navarra, definiéndose este como una primera

aproximación al máximo precio que podría cobrarse a los agricultores sin deteriorar la economía de la región.

- Observar los efectos de las distintas políticas impositivas y redistributivas de los cánones del agua sobre el total de la economía navarra,
- A partir de los objetivos anteriores, determinar si la estructura de la economía en la Comunidad Foral de Navarra (CFN) es compatible con un precio del agua de riego que incorpore el valor del recurso de acuerdo con los principios que inspira la DMA.

2. Metodología

El presente trabajo estableció una función de demanda y otra de costes ambientales sobre el agua utilizable para el riego en Navarra.

Para el establecimiento de la función de costes ambientales del agua se construyó un modelo de escorrentía superficial elaborado sobre un Sistema de Información Geográfica (SIG) que permitiera adecuar la información a cada unidad del territorio objeto de estudio. Este modelo permitió conocer en función de las precipitaciones y las entradas de agua externas a la CFN la cantidad de agua disponible en cada subcuenca del territorio navarro. En cada una de estas subcuencas se determinó el “coste ambiental del agua” a partir de la internalización de valores considerados en una teoría de valor previamente definida. Esta definió el “coste ambiental del agua” como el valor integral de las externalidades generadas por el consumo y disponibilidad del recurso natural en cada unidad del territorio.

La función de demanda se estableció a partir de un modelo de simulación que permitió obtener la distribución óptima de cultivos en cada unidad del territorio ante diversos incrementos del precio del agua en la agricultura utilizando como base cartográfica el mismo SIG. Ésta fue elaborada a partir de los trabajos sobre obtención de curvas de demanda generadas por una hipotética política de tarifas de agua de CAÑAS *et al* (2000) y GÓMEZ-LIMÓN Y ARRAIZA (2000). Esta curva fue utilizada como base para un análisis de multiplicadores de Matrices de Cuentas Sociales a fin de determinar lo que se definió como un rango de “precio social óptimo” del agua a cobrar

en los regadíos para la Comunidad Foral de Navarra. Se muestra a continuación cada uno de estos elementos.

3. Modelo geográfico de escorrentía superficial

Tanto para la función de demanda en función de las reducciones de aportes de agua como para la estimación de los costes ambientales del agua se empleó un SIG para referenciar la información. Esta última estimación se elaboró a partir de un modelo de escorrentía montado sobre el SIG que permitía obtener una estimación -en volumen medio anual-, de aportaciones al régimen natural, demandas, consumos y retornos en las distintas unidades hidrológicas en las que se han dividido tanto el territorio navarro como las zonas exteriores que aportan agua a esta comunidad. El territorio se dividió en 132 unidades de acuerdo con el Banco de Datos Hidrológico (BDH). Éstas se agruparon en siete sistemas: Arga-Aragón, Ega, Ebro, Linares, Alhama, Queiles y Norte (mapa 1). La división de la red fluvial permitió distinguir la parte del territorio íntegramente navarro de las unidades que parcialmente pertenecen a la Comunidad Foral -consideradas como subcuencas mixtas, bien porque reciben agua de una unidad navarra, bien porque aporten agua al territorio foral-, y de las subcuencas íntegramente exteriores que vierten a Navarra. Estos últimos emisores de agua se agruparon como unidades por provincias. Así, por ejemplo, La Rioja se consideró como una única fuente emisora de agua.

Se partió de datos suministrados por el BDH, calculados mediante un modelo hidrológico tipo Sacramento (BURNASH *et al* 1973) para una serie de años 1940-1994. En cada una de estas unidades el modelo proporcionó estimaciones del volumen medio anual de aportaciones, el caudal ecológico, la función de distribución de las mismas, las demandas consumos y retornos ya fueran de la agricultura, de la industria o de los hogares. También proporcionó estimaciones del volumen de las unidades de destino de los excedentes y de los trasvases entre distintas unidades. Una vez estimadas estas variables, se obtuvo el balance de recursos hídricos en cada unidad. A partir de los balances se determinaron los excedentes —saldo entre aportaciones, descontando el caudal ecológico, y los consumos— que pasaban de un territorio a otro.

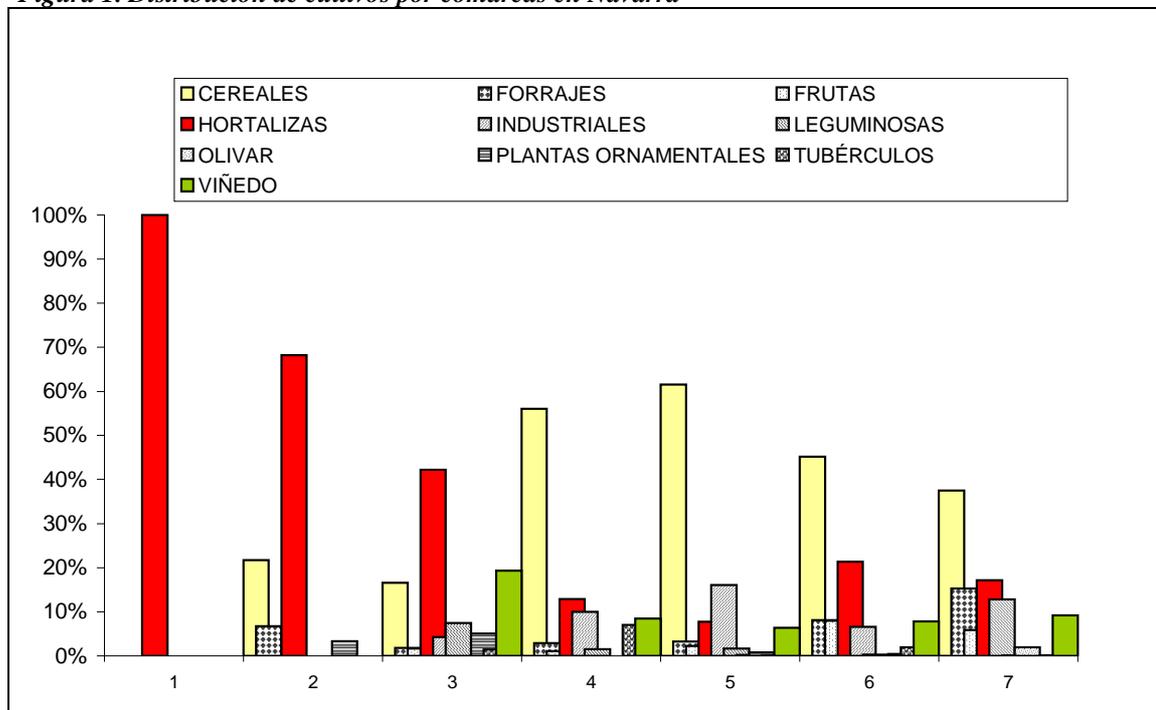
4. Establecimiento de la función de demanda

El principal demandante de agua es la agricultura —86,58 % del total de la demanda servida de agua en Navarra, según el modelo de Escorrentía—. Al mismo tiempo, los consumos urbanos e industriales se han considerado precio aceptantes —prácticamente inelásticos en el entorno del precio que puede soportar la agricultura—. Por tanto, para el cálculo de la función de demanda sólo se analizó el impacto del precio del agua en la agricultura.

La demanda de agua para la agricultura depende del precio del recurso, y además, de factores como el tipo de cultivo, las características del suelo, el clima, la época del año del cultivo, y la propia calidad el agua. Se parte del supuesto de que ante un hipotético incremento en el precio del agua el agricultor buscará optimizar su beneficio y minimizar el consumo de agua en una estrategia en la que combinará elementos como los cambios en la mezcla de especies y variedades cultivadas en regadío, y cambio en la proporción de regadío y secano (CAÑAS *et al* 2000, GÓMEZ-LIMÓN Y ARRAIZA 2000).

La función de demanda del agua se ha estimado mediante técnicas de programación multiobjetivo, utilizando una cuenta de resultados estándar por hectárea para diferentes cultivos aplicada a la superficie real de cada uno de ellos, corregida cada partida con un coeficiente para ajustarla al montante recogido en las TIO de 1996 de la Comunidad Foral, incluida la partida de mano de obra (ITGA, 2001). La función de demanda obtenida con la cuenta de resultados calculada por agregación sin ajustar con la TIO da mayor margen que la obtenida con el ajuste a la TIO. La hipótesis utilizada fue la más desfavorable, es decir, la segunda.

Figura 1. Distribución de cultivos por comarcas en Navarra



Fuente: declaración cultivos por municipios en formularios 1T. Ministerio Agricultura (1999)

Comarca nord-occidental 1, Pirineos 2, Cuenca Pamplona 3, Estella 4, Navarra Media 5, Ribera Alta 6, Ribera Baja 7.

El proceso seguido cubrió las siguientes etapas:

- establecimiento de la cuenta de resultados estándar de cada cultivo existente en Navarra a partir de las cuentas suministradas por el Instituto Técnico y de Gestión Agrícola, ITGA (2001), teniendo en cuenta las peculiaridades de cada zona de referencia², y adaptándose éstas para cada comarca³;
- establecimiento de la superficie de cada cultivo en cada uno de los sistemas en que el modelo de Escorrentía divide el territorio —agrupación de subcuencas en una cuenca mayor—, a partir de los datos suministrados sobre la superficie cultivada en cada municipio de la Comunidad Foral.

² Las zonas de referencia en que se halla dividido el territorio navarro son siete: zona cantábrica; zona de montaña; baja montaña; zona media; zona intermedia; zona semiárida y zona árida. La productividad en cada una de ellas es diferente, por esta razón pueden encontrarse Cuentas de Resultados diferentes para el mismo cultivo según se encuentre éste en una u otra zona de referencia.

³ Se ha utilizado la Comarcalización Agraria de Navarra que determina el Departamento de Agricultura, Ganadería y Alimentación del Gobierno de Navarra, se divide el territorio de la Comunidad Foral en 7 comarcas, estas son: Comarca nord-occidental (I); Pirineos (II); Cuenca Pamplona (III); Tierra Estella (IV); Navarra Media (V); Ribera Alto Aragón (VI) y Ribera Baja (VII).

Puede observarse la distribución inicial de los mismos para cada comarca en la Figura 1;

- estimación de la cuenta de resultados estándar de un secano promedio de cada sistema, y ajuste del consumo de agua de riego de cada cultivo en cada sistema según su dotación estándar —estimada en función de las dotaciones estándar de la cuenca del Ebro a cada cultivo y en cada región que determine la Confederación Hidrográfica del Ebro — a la dotación servida recogida en el modelo de Escorrentía en cada sistema.

El objetivo perseguido es determinar la combinación óptima de cultivos, en cada una de las unidades en las que se ha dividido el territorio navarro⁴ ante incrementos del precio del agua considerando simultáneamente el margen neto y el consumo de agua asociado a cada cultivo. Para ello fue necesario definir dos funciones objetivo: la maximización del margen neto y la minimización del consumo de agua.

Estas funciones estuvieron sujetas a una serie de restricciones:

- la superficie agrícola total cultivada siempre sería menor o igual a la actual;
- la superficie de cada cultivo en regadío es menor o igual a su superficie máxima histórica —el periodo revisado es 1987-96, (Gobierno de Navarra 1998a, 1998b)—. Esta es una restricción de mercado que reconoce la imposibilidad práctica de un monocultivo en regadío de la especie más rentable;
- determinados cultivos como el viñedo, tienen la imposibilidad de aumentar su superficie cultivada debido a restricciones legales;
- para el resto de los cultivos, se previó un incremento del 50% de la superficie cultivable sobre el máximo histórico. Esto se justifica por las previsiones del Plan Foral de Riegos que estima hasta un incremento del 65% de la superficie regable para el año 2015 —60.433 ha sobre 91.913 ha—.

⁴ Navarra se ha dividido en 7 comarcas, y además en 7 Sistemas que agrupan las cuencas que se encuentran en la Comunidad Foral. Por lo tanto, cada unidad estará comprendida por la intersección Comarca-Sistema que posea superficie agrícola, en total se encuentran 23 unidades.

Para resolver el problema a través de una técnica de programación lineal se utilizó el programa informático Solver ©, incluido en la aplicación Excel de Microsoft Office. Debido a sus limitaciones, este programa no permite optimizar simultáneamente dos objetivos en modelos lineales. Por esta razón, una de las funciones objetivo se transformó en una restricción para la otra. En este caso, se transformó el objetivo de minimizar el consumo de agua en una restricción a la hora de maximizar el beneficio. Esta restricción se corresponde con la dotación de agua inicial que determina el modelo de Escorrentía para cada unidad.

El análisis se realizó en cada unidad en las que se dividió el territorio. De esta forma se consideraron las particularidades propias de cada Comarca–Sistema. Esto permitió que un incremento del precio del agua no afectara de la misma manera a todas las regiones, sino que, dependiendo de las características de cada una, la distribución óptima de cultivos pudiera ser diferente.

Se optimizó la función objetivo de maximización del margen neto para cada una de las unidades a fin de obtener una combinación óptima de cultivos para cada incremento de precio en cada una de las siete unidades de territorio. Se optimizó el margen neto en términos de consumo de agua, de forma que ante dos cultivos que tuvieran la misma rentabilidad por hectárea, se prefirió aquel de los dos que consumiera menos agua. Se consideró así que se alcanzaban ambos objetivos, dando prioridad a la maximización del margen neto. Como el programa informático Solver © ante cultivos con igual margen neto resultaba indiferente –aún considerándose todas las restricciones- se estableció un orden de prioridades entre cultivos con los mismos beneficios, de modo que fueran ordenados según su rentabilidad en términos de consumo de agua, penalizando los cultivos que consumieran más. Esta penalización consistió en disminuir el margen neto por hectárea en 0,000001 euros en función de su incremento de consumo. De esta forma, cuando el programa realizaba la optimización prefería antes los cultivos con menor consumo de agua, ya que ahora los que consumían más agua iban a tener un margen neto ligeramente menor.

Se resolvió el problema a través de técnicas de programación lineal para cada incremento de precio de 1 céntimo de euro desde 0 hasta 30 sobre el canon existente en la actualidad — 0,0066 €/m³ servido—. El objetivo alcanzado fue identificar

alternativas óptimas para la asignación de cultivos en cada unidad del territorio, ante incrementos en el precio del agua, bajo un enfoque de dos objetivos.

El resultado de la primera optimización con un incremento nulo de precio en el agua provocó una reasignación de cultivos diferente a la actual. Ésta se explica debido a la aplicación de un modelo matemático con enormes limitaciones, y a que es posible que muchas restricciones del modelo no se hayan tenido en cuenta mientras que otras sólo se incorporaron parcialmente. El efecto medido en este paso se consideró un error del modelo que fue arrastrado en todos los supuestos de simulación. Por esta razón, dicho efecto se descontó en los resultados de la curva de demanda en todos los incrementos de precio analizados.

Estas soluciones permitieron observar los efectos de una subida en el precio del agua de riego sobre el sector de la agricultura en términos de margen neto de los agricultores y ahorro de agua. Dado que el objeto del trabajo era observar los efectos de las distintas políticas impositivas y redistributivas de los cánones del agua sobre el total de la economía navarra -no únicamente sobre la población agrícola-, la función de demanda no era por si sola capaz de dar una respuesta. Esta tenía que venir dada a través de un análisis de multiplicadores elaborados a partir de matrices de contabilidad social. Así se podrían cuantificar todos los efectos regionales no sólo sobre la agricultura, sino sobre el resto de sectores económicos afectados en la Comunidad Foral de Navarra.

5. Efectos de la demanda en la economía regional

5.1 LAS MATRICES DE CONTABILIDAD SOCIAL

Desde una perspectiva económica, la estructura de una economía regional puede ser descrita por su producción, la distribución de los ingresos, el consumo de bienes y servicios, el ahorro y las inversiones, y el comercio (WAGNER 1997). Una técnica para estimar el impacto económico regional consiste en el uso de modelos entrada-salida o tablas o modelos input-output, en adelante I-O (BERGSTROM *et al.* 1990, FLETCHER 1989, HENG Y LOW 1990; KHAN ET AL. 1990, LOOMIS 1995, PROPST 1985). Un modelo I-O, en su forma más básica, consiste en un sistema de ecuaciones lineales, cada una de las cuales describe la distribución de un producto de una industria a través de la economía (MILLER Y BLAIR, 1985). Una aproximación

alternativa consiste en usar las denominadas Matrices de Contabilidad Social o “Social Accounting Matrix”, en adelante (MCS) (BULMER-THOMAS 1982, PYATT y ROUND 1985). Una MCS en su forma más básica, representa una generalización de las relaciones entre productores de un modelo I-O de tal modo que incluya las relaciones pago/gasto desagregadas entre todas las instituciones o entidades relevantes que tengan los derechos legales de propiedad, y por lo tanto la capacidad y habilidad de ofrecer y adquirir servicios (ROSE *et al.* 1988). Las MCS han sido usadas tanto para examinar las estructuras de grandes regiones y de economías nacional (PYATT y ROUND, 1985) como para pequeños pueblos o comarcas (YÚNEZ NAUDE y TAYLOR 1999, BECERRIL *et al.* 1996)

El formato MCS no difiere mucho del modelo básico I-O excepto por la expansión de las entidades que lo constituyen. Así el MCS incluye a diferencia del modelo I-O instituciones socioeconómicas tales como hogares o el gobierno (ROSE *et al.* 1988). Mientras que un modelo MCS abarca los nexos entre la producción, la distribución de los ingresos, y la demanda, un modelo I-O se centra exclusivamente los aspectos de la producción. Un modelo I-O puede servir para desarrollar un análisis similar al de un MCS, si bien este último es una metodología de mayor alcance. De hecho, un modelo I-O es un subsistema de una MCS (WAGNER 1997).

Para WAGNER (1997), una MCS tiene tres ventajas. En primer lugar, describe la estructura de una economía en términos de nexos entre producción, distribución de los ingresos y demanda dentro de la economía regional (THORBECKE 1985). En segundo lugar, generalmente los datos económicos regionales que habitualmente son reunidos en diferentes formatos por las distintas agencias o institutos gubernamentales, y son posteriormente almacenados y ofrecidos diferentes formatos; sin embargo el uso de las MCS ofrece un marco metodológico conciso para sintetizar y homogeneizar dichos datos de la economía regional (THORBECKE 1985). En tercer lugar, permite el cálculo de multiplicadores económicos que permiten estimar impacto económico del uso de los recursos naturales no sólo en la producción de bienes, sino también en la distribución de los ingresos, y en la estructura de la demanda dada una estructura económica.

5.2 EFECTO MULTIPLICADOR DEL INCREMENTO DEL PRECIO DEL AGUA

Los impactos económicos sobre la economía regional pueden estimarse con los multiplicadores mediante tanto el análisis de las tablas I-O como el de los modelos MCS siendo este último más completo. El análisis de multiplicadores se usa para estimar los impactos económicos regionales que resultan a partir de los cambios en la demanda final de un bien o servicio o un grupo de ellos (ALWARD *et al.* 1993). También se pueden utilizar para estimar el recorte económico que supondrá una tasa o impuesto aplicando la teoría de los multiplicadores en sentido inverso (MILER y BLAIR 1985).

Para hallar el efecto multiplicador del incremento en el coste del agua se parte de las TIO de la Economía de Navarra de 1996 (GOBIERNO DE NAVARRA 1997). En ellas se agregaron aquellos sectores menos importantes en lo que a consumo de agua se refiere, y se desagregaron aquellos en los que la importancia del agua era mayor. En concreto, se agruparon los 24 sectores de las TIO de Navarra en 11, que son los siguientes: Agricultura, Ganadería, Silvicultura (incluyendo Caza y Pesca), Industria Agroalimentaria, Químico-Textil, Minero, Metalúrgico, Elementos de Transporte y sus piezas, Administración Pública, Servicios y Otros. Las tres primeras fueron desagregadas mientras que las restantes fueron agregadas.

Una vez establecidas las TIO con la nueva distribución sectorial, se construyó la MCS. La figura 2 muestra el formato MCS empleado a partir de MARTÍNEZ de ANGUIA (1999) y el origen de los datos para cada submatriz de la MCS. El cuadro 1 muestra los valores de la MCS Navarra elaborados a partir de la TIO96 de Navarra y los valores extrapolados de los valores de la economía española y la MCS nacional de URIEL *et al.* (1998).

CUADRO 1

Esquema de la Matriz de Contabilidad Social(MCS) o Social Accounting Matrix (SAM) para Navarra en 1996.

Fuente: elaboración propia a partir de las TIO 1996 de GOBIERNO DE NAVARRA

SAM 1.996	Producción agrícola	Producción ganadera	Caza, subcultura y pesca	ALIMENTACIÓN	QUÍMICA-TEXTIL	MINERA	METALURGIA	EL TRANSPORTE	OTRAS	ADMON.PUBLICA	SERVICIOS	Sueldos y Salarios Brutos	Contrataciones Sociales	Subvenciones	EBE	Consumo privado	Consumo público	Formación Bruta de Capital	Exportaciones al resto de España	Exportaciones al extranjero	TOTAL
	Producción agrícola	3.598,3	2.065,0	0,0	41.265,7	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5	2,9	122,6	0,0	0,0	0,0	0,0	899,6	12.132,5	0,0	32.521,1	8.691,4
Producción ganadera	2.249,6	91,4	0,0	8.962,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,9	464,9	0,0	0,0	0,0	0,0	1.161,4	3.861,5	1.182,3	39.741,4	4.084,3	61.802,7
Caza, subcultura y pesca	0,0	132,5	0,0	0,0	82,0	0,0	0,0	0,0	378,4	1,4	21,5	0,0	0,0	0,0	0,0	171,6	0,0	0,0	17.419,6	6.480,9	24.607,0
ALIMENTACIÓN	0,0	12.333,5	0,0	16.632,1	43,7	0,0	0,0	0,0	0,0	80,4	7.519,4	0,0	0,0	0,0	0,0	18.770,5	3.554,6	-1.118,7	231.949,4	41.761,4	331.546,3
QUÍMICA-TEXTIL	704,1	32,6	1,3	959,6	10.924,1	163,5	882,8	1.940,9	3.268,0	421,1	5.735,9	0,0	0,0	0,0	0,0	5.706,4	277,5	657,7	268.184,5	99.724,3	399.504,3
MINERA	8,7	2,8	0,0	177,7	14,0	5.975,0	123,5	3.568,0	24.658,5	23,6	232,6	0,0	0,0	0,0	0,0	226,0	165,5	570,7	37.954,3	10.878,6	84.579,5
METALURGIA	2,8	0,5	0,6	117,4	255,1	71,9	33.871,7	11.287,9	34.193,0	44,8	45,7	0,0	0,0	0,0	0,0	83,5	222,8	1.022,1	205.247,2	54.835,8	341.302,8
EL TRANSPORTE	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	19.029,8	0,0	0,0	178,0	0,0	0,0	0,0	0,0	451,3	383,0	-2.508,8	180.720,4	397.472,3	595.726,0
OTRAS	5.658,0	603,1	25,9	4.100,5	3.374,1	2.239,1	3.750,1	37.609,9	34.585,7	2.809,2	33.145,7	0,0	0,0	0,0	0,0	28.583,0	650,1	170.705,4	291.500,0	159.767,8	779.107,6
ADMON.PUBLICA	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	67.247,6	0,0	0,0	0,0	67.247,6
SERVICIOS	1.582,8	3.103,5	18,7	25.449,3	22.995,1	7.124,9	15.952,8	20.678,7	43.920,2	13.677,3	196.542,4	0,0	0,0	0,0	0,0	472.625,2	95.047,0	6.326,0	125.588,2	3.103,4	1.053.735,5
Sueldos y salarios brutos	2.865,0	1.210,8	195,0	23.191,6	32.517,1	11.491,0	29.245,7	34.299,2	78.033,1	43.246,5	200.374,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	456.669,2
Cotizaciones sociales	475,0	200,2	32,0	6.643,7	8.263,1	3.348,7	7.585,5	10.236,5	24.607,6	4.287,2	56.495,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	122.175,0
Impuestos	785,4	390,0	329,8	11.463,7	10.493,3	452,2	239,5	4.988,6	30.999,0	0,0	59.953,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	120.114,7
EBE	39.683,6	19.640,7	4.572,4	19.460,6	34.993,6	15.116,2	6.424,7	52.154,1	95.188,7	-732,1	293.111,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	579.614,0
Consumo Privado	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	310.094,2	0,0	0,0	483.137,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	793.231,8
Consumo Público	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	108.248,7	0,0	39.370,7	0,0	0,0	0,0	0,0	143.386,3	-88.623,3	202.302,1
Formación Bruta de Capital	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	38.326,3	0,0	0,0	65.052,5	0,0	0,0	0,0	203.011,7	-28.997,9	277.392,4
Importaciones del resto de España	33.709,8	13.775,8	13.625,3	140.639,5	193.837,2	30.071,6	203.688,5	190.840,2	299.186,9	3.344,7	191.794,7	0,0	122.175,0	9.550,7	0,0	246.020,1	18.840,0	66.124,0	0,0	0,0	1.777.224,1
Importaciones del resto del Mundo	9.977,6	8.200,3	5.886,8	32.482,0	81.791,9	8.525,4	39.518,0	209.092,2	110.087,0	37,6	7.997,7	0,0	0,0	71.193,8	31.423,9	18.333,2	0,0	34.431,7	0,0	0,0	669.179,0
TOTAL	101.300,7	61.002,7	24.607,0	331.546,3	399.504,3	84.579,5	341.302,8	595.726,0	779.107,6	67.247,6	1.053.735,5	456.669,2	122.175,0	120.114,7	579.614,0	793.231,8	202.302,1	277.392,4	1.777.224,1	669.179,0	

Figura 2. Esquema de la Matriz de Contabilidad Social(MCS) o Social Accounting Matrix (SAM).

	Producción	Factores o Valor Añadido	Instituciones	Resto del mundo	TOTAL
Producción	S_{11} TIO 1996 de la CFN	0	S_{13} TIO 1996 de la CFN	S_{14} TIO 1996 de la CFN	T_1
Factores o Valor Añadido	S_{21} TIO 1996 de la CFN	0	0	S_{24} Estimado = 0	T_2
Instituciones	S_{31} TIO 1996 de la CFN	S_{32} PMg Consumo y Ahorro de España. Cuentas Admon. Local	S_{33} Estimado = 0	S_{34} MCS de España	T_3
Resto del mundo	S_{41} TIO 1996 de la CFN	S_{42} MCS de España	S_{43} TIO 1996 de la CFN	S_{44} Estimado = 0	T_4
TOTAL	T_1	T_2	T_3	T_4	

PMg es la Propensión Marginal al Consumo o al ahorro nacional.

Fuente: Elaboración propia

Se consideraron exógenos, los siguientes vectores de la MCS: Sector Exterior, Excedente Bruto de Explotación sin Impuestos y Subvenciones a la Explotación (EBE) —Producción Final menos Consumos Intermedios menos Remuneraciones de la Mano de Obra—, y los Impuestos Netos — Impuestos Directos menos Subvenciones a la Explotación—. El EBE y los Impuestos Netos son las entradas que procedentes de la Función de Demanda alimentan el análisis.

Posteriormente, se calcularon los multiplicadores MCS⁵ tanto de tipo *Backward* como de tipo *Forward* obteniéndose los resultados contenidos en el cuadro 2:

- *Multiplicador Forward del Sector: Agricultura.* Se ha utilizado para capturar el efecto que el incremento del precio del agua tendría sobre el EBE de la Agricultura, y consecuentemente, en el Producto Interior Bruto Regional. Es decir, al incrementar el precio del m³ de agua, se reduce el EBE de los agricultores, y esta reducción provoca a su vez una contracción en el PIB de la región.

⁵ Los multiplicadores denominados “backward” proceden en la matriz de Leontief elaborada a partir de la MCS de los “coeficientes técnicos de producción”, mientras que como los “forward” proceden de “coeficientes técnicos de distribución”.

- *Multiplicadores Backward de todos los sectores.* Se han utilizado para recoger el efecto que tiene sobre el conjunto de la economía la reinversión del dinero recaudado por el incremento del precio del agua de riego.

En la tabla 2 se detalla y se cuantifica su valor y el peso de cada sector. Los multiplicadores tipo 1 o TIO recogen el efecto ínter industrial exclusivamente mientras que el multiplicador tipo 3 o MCS captura un efecto más amplio o regional incluyendo todo el ciclo circular de la economía.

CUADRO 2
Multiplicadores de los diferentes Sectores Productivos.

Sectores	Multiplicador <i>Forward (tipo 1)</i>	Multiplicador <i>Backward (tipo 1)</i>	Multiplicador <i>Forward (tipo 3)</i>	Multiplicador <i>Backward (tipo 3)</i>
Agricultura	1,54454	1,16906	1,64075	1,20403
Ganadería	1,23365	1,39510	1,30264	1,44131
Selvicultura	1,02991	1,00236	1,03712	1,00888
I. Agroalimentaria	1,13595	1,37107	1,18518	1,46005
Químico–Textil	1,07494	1,11671	1,09248	1,20137
Mínero	1,50934	1,23193	1,57040	1,38256
Metalúrgico	1,28379	1,19615	1,30506	1,29002
Elem. Transporte	1,03344	1,19416	1,03196	1,26466
Otros	1,20136	1,22416	1,37001	1,33972
admón.. Pública	1,00000	1,32507	1,55066	1,85286
Servicios	1,43807	1,29772	1,82746	1,50697

Fuente: Elaboración Propia

La relevancia e idoneidad de la utilización de los multiplicadores de tipo 3 o MCS tanto *backward* como *forward* queda plasmada en los cuadros 3 y 4. El cuadro 3 muestra como de no hacerse una análisis con multiplicadores en el propio sector agrícola quedaría recogido exclusivamente el efecto directo de una subvención, lo cual representa únicamente el 86,28% del efecto directo más indirecto que tendría dicha subvención en el sector, al cual habría además que sumarle el efecto inducido que tendría dicha subvención en el resto de los sectores y por lo tanto en el Producto Interior Bruto Regional. También se observa que en el caso del multiplicador MCS, el peso del efecto indirecto o del resto de sectores sube al 13,72% respecto al 11,19% que se obtiene por el análisis TIO, lo que implica que el efecto que recoge el multiplicador MCS es un 22,6% mayor que el que se obtiene mediante el multiplicador TIO. Por otra parte, en la tabla 4 queda patente como el incremento del peso de los diferentes sectores en el análisis MCS respecto a los multiplicadores de tipo 1 o procedentes del análisis TIO recoge el

efecto multiplicador de la totalidad del ciclo económico al tiempo que se observa también el peso real de la Administración Pública en relación con el resto de sectores cuando se considera su efecto regional. Se muestra cómo el sector transporte es únicamente relevante en el flujo interindustrial a diferencia del resto de los sectores y muy especialmente de la Administración Pública que adquiere su verdadera dimensión en el contexto regional total.

CUADRO 3
Distribución de pesos en la agricultura según el tipo de multiplicador utilizado

Sectores	Pesos en el Multiplicador <i>Backward (tipo 1)</i>	Pesos en el Multiplicador <i>Backward (tipo 3)</i>
Agricultura	88,81%	86,28%
Ganadería	1,99%	1,95%
Selvicultura	0,01%	0,01%
I. Agroalimentaria	0,44%	0,50%
Químico-Textil	0,67%	0,69%
Mínero	0,19%	0,21%
Metalúrgico	0,26%	0,29%
Elem. Transporte	0,00%	0,00%
Otros	5,31%	5,76%
Admón. Pública	0,00%	0,17%
Servicios	2,32%	4,15%

Fuente: Elaboración Propia

CUADRO 4
Peso total del resto de sectores según el tipo de multiplicador utilizado

Sectores	Pesos resto de sectores en el Multiplicador <i>Forward</i> (tipo 1)	Pesos resto de sectores en el Multiplicador <i>Forward</i> (tipo 3)	Variación Porcentual
Agricultura	32,78%	36,68%	11,90%
Ganadería	18,24%	22,54%	23,58%
Selvicultura	2,90%	3,58%	23,24%
I. Agroalimentaria	6,66%	10,29%	54,57%
Químico-Textil	4,31%	5,74%	33,12%
Mínero	28,63%	31,31%	9,35%
Metalúrgico	13,47%	14,77%	9,70%
Elem. Transporte	0,04%	-0,09%	-311,95%
Otros	12,54%	21,10%	68,28%
Admón. Pública	0,00%	33,00%	-
Servicios	14,20%	23,13%	62,95%

El cuadro 4 recoge el peso total que el resto de sectores tiene en cada uno de los multiplicadores forward de cada sector, bien sean tipo 1 o tipo 3.

Fuente: Elaboración Propia

6. Establecimiento de la función de costes del agua

El agua además de como recurso productivo, es utilizado como receptor de residuos a través de vertidos y desempeña una función vital como soporte de vida, siendo el

medio en el que se desarrollan biocenosis y ecosistemas. Por ello el uso del agua genera una serie de externalidades negativas de gran trascendencia:

- Escasez, las regiones que emplean el recurso disminuyen su disponibilidad a otras, lo que provoca la necesidad de desarrollar mecanismos de compensación
- Deterioro de la calidad cuando se supera la capacidad autodepuradora de los ríos
- Incremento del riesgo biológico, esto es, de afectación a los ecosistemas acuáticos y de ribera

El análisis de la demanda y del precio social óptimo podría cobrarse por el agua mediante el análisis MCS no muestra hasta qué punto se podrían internalizar los costes ambientales asociados al consumo de este recurso natural. Era necesario establecer por ello una función de costes que partiera de una valoración ambiental del recurso natural agua. Esta valoración consideró el coste total ambiental del agua internalizando las externalidades mencionadas.

El cálculo de los costes ambientales y sociales se aproximó a través de una teoría de valor que:

1. identificó todos los factores que confieren valor económico al agua
2. llevó a cabo una cuantificación de los factores que confieren valor al agua
3. procedió a monetizar dichos factores.

Todo el análisis se realizó para cada una de las subcuencas en las que está dividido el territorio navarro. El valor final obtenido o “precio ambiental óptimo” del agua se contrastó con el “precio óptimo social” obtenido a través del análisis de multiplicadores MCS para toda la Comunidad Foral de Navarra.

6.1 FACTORES QUE CONFIEREN VALOR ECONÓMICO AL AGUA

- *Volumen.* La cantidad total de recursos disponibles en un territorio es un elemento clave en el desarrollo social y económico del mismo. La cantidad de agua que no se consume en una cuenca, porque debe traspasarse, genera un coste de oportunidad para el territorio cedente—reducción de disponibilidad del recurso— y un beneficio económico para el territorio que la recibe. La cuenca que cede agua renuncia a la

utilidad que podría obtener del volumen de recurso por lo que el volumen de agua cedido es una externalidad que requiere compensación.

- *Calidad.* Los distintos usos del agua pueden llevar consigo vertidos que producen un deterioro de la calidad del recurso que los recibe. Esta pérdida de calidad afecta al territorio donde se producen los vertidos y también a los territorios aguas abajo: Aumenta los costes de los tratamientos necesarios, reduce la riqueza de los ecosistemas y los servicios que éstos prestan, e incluso puede aumentar los costes de provisión de los servicios si resultara necesario construir nuevas infraestructuras para acceder a otras fuentes de agua más limpia.
- *Riesgo Biológico.* La creciente demanda social de un medio ambiente más limpio exige que se cumpla que en los cauces de los ríos circule, al menos, un caudal mínimo —o ecológico— de agua para mantener el funcionamiento, composición y estructura del ecosistema fluvial que el cauce contiene en condiciones naturales, y con ello garantizar los servicios que éste presta. El hecho de extraer agua del río aumenta la posibilidad de alcanzar el caudal ecológico y con ello el riesgo de afectar a la salud de los ecosistemas, consecuentemente, se generan unos costes ambientales, en forma de incremento de probabilidad, que han de ser tenidos en consideración.

6.2 CUANTIFICACIÓN DE LOS FACTORES QUE CONFIEREN VALOR AL AGUA

Para internalizar las externalidades es necesario cuantificarlas, como paso previo a su monetización.

- *Volumen.* La determinación del volumen de recurso en la Comunidad Foral se establece a través del modelo de Escorrentía, que muestra los recursos de que dispone cada territorio. Permite identificar las cuencas excedentarias, que deberían ser compensadas por renunciar a la utilidad del agua, así como las cuencas deficitarias de agua, que deberían compensar a las anteriores.
- *Calidad.* La cuantificación de la calidad del agua se basó en un estimador que permite realizar una aproximación a los índices bióticos. Éste se calculó a partir de mediciones efectuadas en la Red de Estaciones de Calidad de la Comunidad Foral de Navarra, y en niveles de tratamiento estándar que es necesario llevar a cabo para lograr un nivel de calidad determinado, clasificado según sea la aptitud del recurso

para el abastecimiento. Los índices bióticos comprenden valores entre 0 y 200 —siendo 0 la calidad mínima y 200 la máxima—. El citado estimador se estableció utilizando un modelo de regresión que explicara la calidad del agua de una subcuenca en función de tres variables conocidas en todas ellas: la calidad del suelo en la subcuenca, los distintos consumos del recurso en la subcuenca y en los territorios que se encontraran aguas arriba hasta la cabecera. Este estimador permitió hallar un índice de Calidad incluso en las subcuencas en las que no se encontraba una estación de Calidad.

El índice de calidad estimado permite comparar la calidad del recurso que habría en la cuenca en régimen natural —sin consumos—, con la que existe con los consumos y vertidos actuales sobre el río. Puede determinarse así cuál es el deterioro de la calidad que se produce debido a la actuación humana sobre el territorio.

- *Riesgo Biológico*. Una vez proporcionados por el Modelo de Escorrentía el caudal ecológico y su función de distribución, se puede determinar en cada unidad territorial, cuál es la probabilidad de que con las aportaciones naturales el caudal del río sea menor que el caudal ecológico —años más secos—, y la probabilidad de que se alcance el mismo considerando la pérdida de recurso que ocasionan los consumos de agua existentes en cada territorio. La diferencia entre estas dos probabilidades en cada unidad se definió como el incremento del Riesgo Biológico producido por los consumos existentes en ella. Dado que se están buscando estados permanentes de déficit de agua en el vaso y que la mayor parte de los tramos están regulados por un embalse que pueden soslayar situaciones puntuales —los tramos no regulados tienen consumos poco significativos en relación con las aportaciones—, se emplearon datos anuales.

6.3 MONETIZACIÓN DE LOS FACTORES QUE CONFIEREN VALOR A LAS TRANSACCIONES DE AGUA

La monetización se realiza cuantificando y sumando los tres factores que le confieren valor al agua: volumen, calidad y riesgo biológico.

- *Volumen*. La monetización del volumen de recurso consumido, se realiza a través del coste de oportunidad medio de los regadíos actuales. Sin perjuicio de que existan usos del agua que puedan proporcionar más rentabilidad de la que se

obtiene con el regadío, estos usos no están, en general, condicionados por la falta de agua. Por esta razón se ha considerado como uso del agua, relevante en términos cuantitativos, la utilizada por los regadíos.

Si el uso genérico que puede hacerse del agua es el regadío, un m^3 de ésta vale como máximo la rentabilidad que puede obtenerse con él regando. Este valor se ha calculado como la diferencia entre la rentabilidad media entre el regadío y el secano de la superficie que puede regarse con un m^3 en cada unidad en que se ha dividido el territorio.

- *Calidad.* Los vertidos realizados por un territorio sobre un río producen un deterioro de la calidad. Este deterioro es cuantificable comparando la calidad del río deteriorado con la calidad en régimen natural, es decir con una situación en la que éstos no se hubieran producido. La monetización del cambio de calidad que produce un vertido se realiza por el Método de los Costes Evitados/Inducidos, asignando como valor perdido el coste de llevar el volumen de vertido a la calidad en régimen natural.

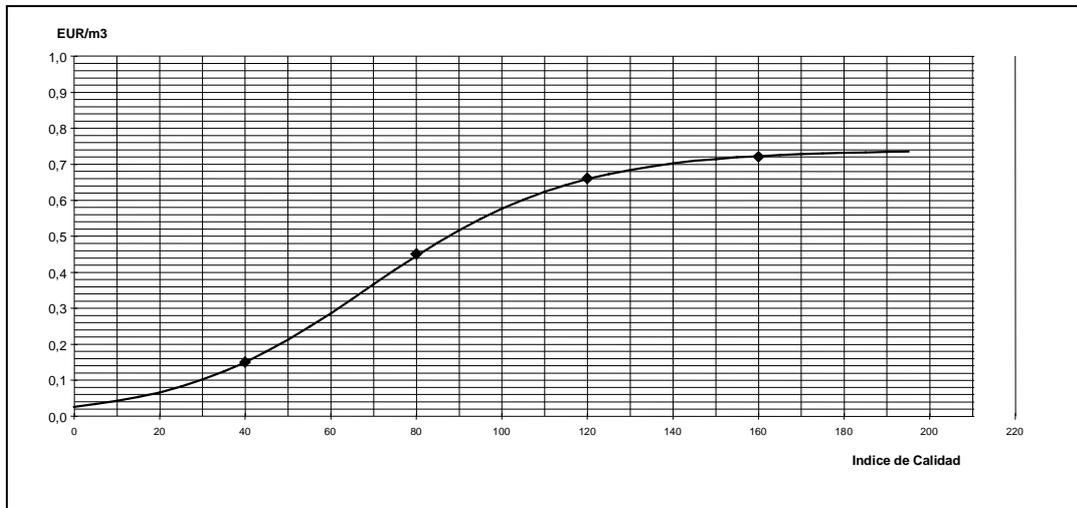
El método exige conocer los costes de depuración y potabilización del agua. En una depuradora⁶ pasar agua de categoría <A3 a A3 tiene un coste de 0,15 €/m³. En una potabilizadora⁷ pasar de A3 a A2 tiene un coste de 0,30 €/m³, pasar de A2 a A1 cuesta 0,21 €/m³, y finalmente, un proceso de cloración⁸ que permite pasar de A1 a A0 supone un coste de 0,06 €/m³.

⁶ Navarra de Infraestructuras Locales S.A. Cálculo coste m³ depurado. Presupuesto 2001

⁷ Wong, L. (2001). The Israeli-Palestinian Water Crisis.

⁸ Sanitec Ocene (2001). Costes de cloración del agua.

Figura 3. Función de Costes de recuperación de la calidad del agua.



Fuente: Elaboración Propia

En la figura 3 se muestra la curva logística ajustada a estos valores que es la que determina el coste de llevar un m^3 de calidad 0 hasta la calidad deseada. Aunque, como se ha comentado los incrementos de calidad se producen por saltos de forma escalonada, se ha supuesto una curva continua para recoger el hecho de que la calidad se deteriora de forma continua. Así se ajustó una logística a los puntos con coste de tratamiento conocido.

A través de esta función se puede obtener el coste que habría que asumir para que el volumen total de vertidos no deteriorara la calidad del río, es decir, para depurar el vertido hasta la calidad en régimen natural.

- *Riesgo Biológico*. El incremento de riesgo biológico generado por un consumo se puede monetizar calculando la esperanza matemática del daño que puede provocar. Esta se halla multiplicando la probabilidad de ocurrencia del suceso, por el valor añadido que podría ocasionarse si el suceso tiene lugar. En este caso el suceso es la pérdida de los ecosistemas acuáticos y de ribera. En la cuantificación de este factor ya se ha visto como se puede calcular el incremento de la probabilidad de alcanzar el caudal ecológico, aquí se describe cómo se puede monetizar el daño y posteriormente como hallar el valor de la esperanza matemática o valor del Riesgo Biológico.

Los activos que pueden verse afectados si se llega a un caudal inferior al biológico son los ecosistemas acuáticos y los de ribera. El valor de lo activos afectados puede

determinarse, inicialmente, de dos formas diferentes, según el daño percibido o según el coste para recuperarlo. El primer método exige una Valoración Contingente; este método de valoración pretende determinar el valor de no-uso que los navarros otorgan a los ecosistemas que conforman sus ríos. El segundo método exige calcular el Coste de Reposición, es decir tratar de determinar el coste que tendría recuperar los ecosistemas fluviales y de ribera de la Comunidad Foral. Ambos métodos han sido empleados y sus resultados comparados.

La valoración contingente del conjunto de los ecosistemas fluviales y de ribera se ha realizado a partir de una encuesta con formato binario realizada a 1.000 adultos residentes en la Comunidad, y este valor se ha repartido entre los diversos tramos en función del valor de no-uso de las celdas del Sistema Información Geográfico que contienen ecosistemas fluviales y de ribera calculado para el modelo de valoración de la biodiversidad existente en la Comunidad Foral de Navarra (ELORRIETA Y CASTELLANO, 2000). El método de valoración contingente tiene la ventaja de recoger todos los aspectos que confieren valor a los ecosistemas y el inconveniente de que su unidad mínima de referencia es la hectárea. La alternativa es utilizar como criterio de reparto el propio coste de reposición de los ecosistemas.

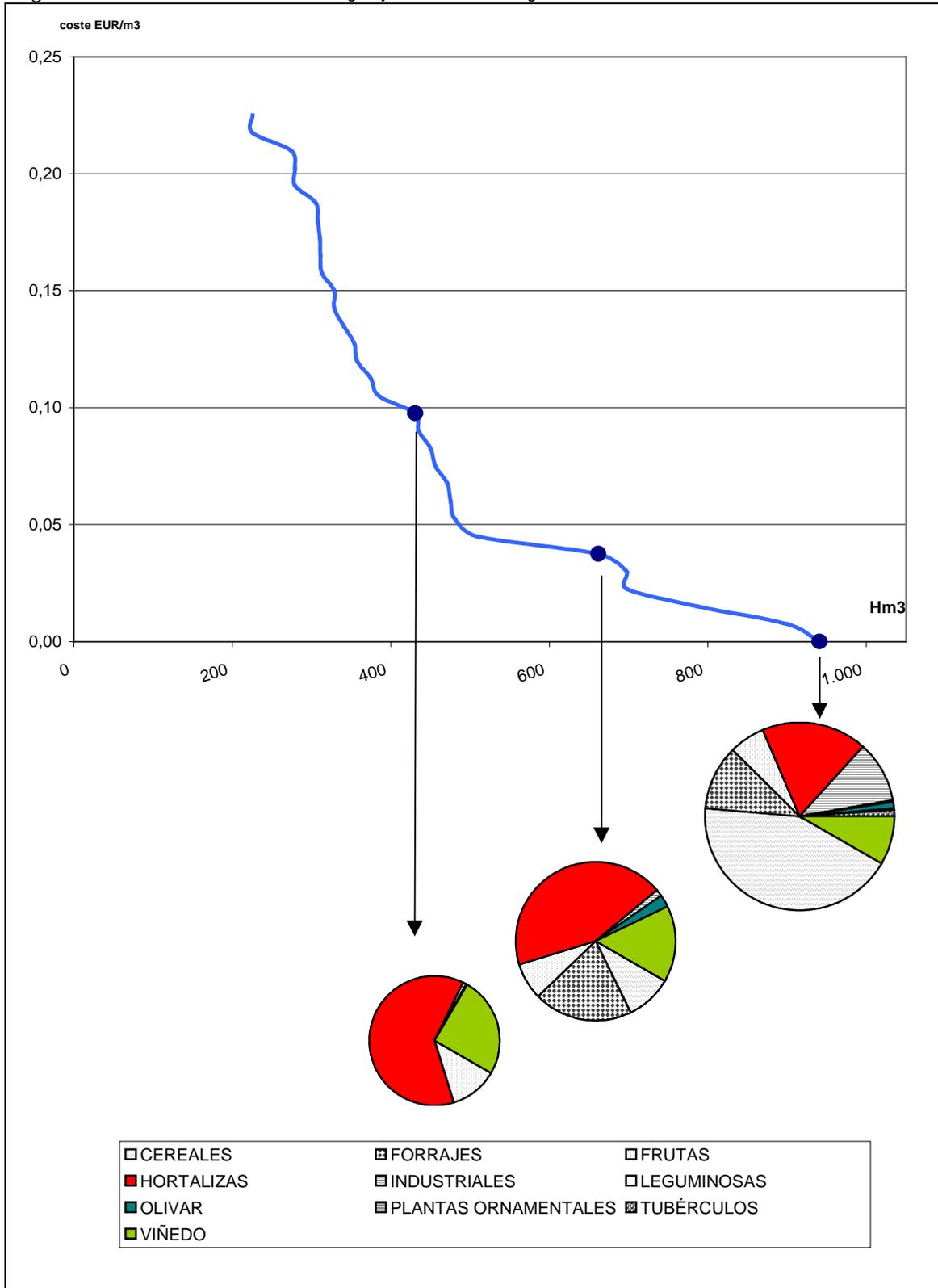
El coste de reposición se ha calculado a partir de costes históricos de recuperación de riberas habidos en la Comunidad Foral. Se han utilizado intensidades de tratamiento medias y se han considerado diferentes costes en función del ancho del vaso con información proporcionada por el Gobierno de Navarra.

Por otra parte, es importante considerar que ante la hipotética situación de perder los ecosistemas, se podría dejar de regar para garantizar un caudal en el río y evitar que se produzca daño. Por esta razón, los dos valores de recuperación anteriormente hallados fueron a su vez comparados con el coste que representa dejar de regar. Se halló que para todas las subcuencas de Navarra donde hubiera regadíos el valor que los navarros confieren a sus ecosistemas fluviales y de ribera afectados es mayor que el coste de dejar de regar en ellas. Valorado el riesgo biológico por el método de valoración contingente, el valor resultó ser de 321,6 MM€, a la salida de Navarra por el Ebro (el punto más desfavorable). Valorado mediante el método del coste de

reposición el valor fue de 110,7 MM€ en el mismo punto—. El coste de dejar de regar, por otro lado, se ha calculado suponiendo la pérdida total de los costes necesarios para obtener los regadíos. Este valor fue de 103,4 MM€ para todos los regadíos de Navarra, considerablemente inferior al valor hallado por el método contingente.

Debido a que se socialmente se prefiere perder los regadíos ante la posibilidad de hacerlo los ecosistemas acuáticos y de ribera, en cada subcuenca el valor del daño que finalmente se consideró fue el de perder los primeros. Este valor se multiplicó por el incremento de probabilidad de alcanzar el caudal ecológico debido a los consumo y se obtuvo así el valor del riesgo biológico como consecuencia de los consumos de agua.

Figura 4. Estimación de la demanda de agua y distribución de regadíos.



La función de demanda se obtuvo utilizando como variable independiente el precio y como dependiente el consumo, lo que justifica que a cada precio le corresponda un único punto de consumo pero no suceda lo mismo al contrario.

Fuente. Elaboración propia

7. Resultados y discusión

7.1 FUNCIÓN DE DEMANDA DEL AGUA

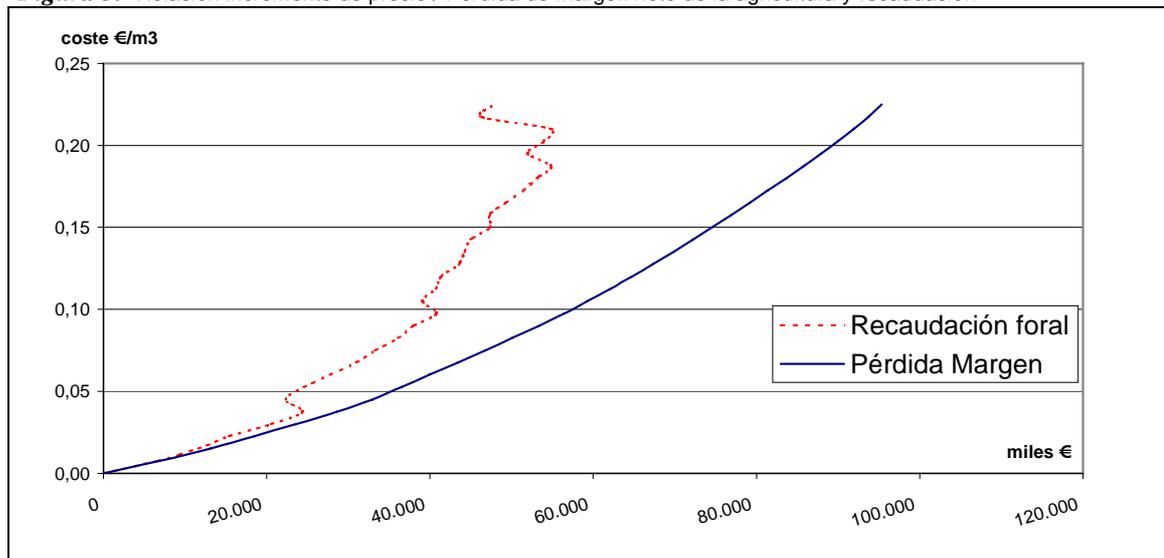
En la Figura 4, puede observarse un gráfico que recoge la relación del incremento de precio del agua de riego con la demanda servida de agua a la agricultura. Se observa como la demanda de agua se va reduciendo de forma continua a medida que va aumentando el precio del recurso. Así mismo va cambiando la distribución de los cultivos.

Con un incremento sobre el precio actual del agua de 0,0375 €/m³ se incentivaría un ahorro de agua que llevaría los 940 hm³ de demanda servida actual hasta los 661 hm³, lo que supone un 30%. Este punto se encuentra en un tramo caracterizado por la elasticidad de la curva, es decir, la alta influencia del precio del agua sobre el consumo hídrico, los cultivos de regadío menos rentables se han sustituido por otros más rentables, desaparecen los cultivos de leguminosas y tubérculos, y aumentan los cultivos de forrajes, hortalizas, olivar y viñedos. En esta parte de la curva se ha producido también una disminución progresiva de la superficie de regadíos que se transforman en cultivos de secano.

7.2 RECAUDACIONES Y PÉRDIDAS DE MARGEN DIRECTAS

La Figura 5 muestra una comparación entre la pérdida de margen neto para el agricultor y el margen de recaudación por parte de la Comunidad Foral de Navarra. A partir de este análisis, se podría deducir que todo incremento en el precio del agua resultaría negativo para el total de la economía navarra, ya que el valor añadido que genera el agua es siempre mayor al valor de su recaudación. Sin embargo este análisis estaría incompleto ya que no se estaría comparando el valor añadido que genera el agua con el valor que puede generar la recaudación de los impuestos del agua por una parte, ni con el valor de dejar el agua en los ríos. El primer problema puede superarse mediante el análisis de los efectos indirectos e inducidos sumados a los directos a partir de la matriz MCS estableciendo un precio social óptimo para el agua y el segundo, comparando dicho precio social óptimo con los costes ambientales o “precio ambiental óptimo” que internaliza las externalidades del uso del agua mediante la teoría de valor expuesta.

Figura 5. Relación incremento de precio / Pérdida de margen neto de la agricultura y recaudación



Fuente: Elaboración propia

La función de recaudación se obtuvo utilizando como variable independiente el precio y como dependiente la recaudación, lo que justifica que a cada precio le corresponda un único punto de recaudación pero no suceda lo mismo al contrario.

7.3 PRECIO DEL AGUA SOCIALMENTE ÓPTIMO

Mediante la combinación de los multiplicadores “*forward*” y “*backward*” de las tablas MCS se obtiene el efecto global que una política de incremento del precio del agua de riego tiene en la economía navarra. Ante un incremento sobre el precio actual de 0,0375 €/m³ el PIB regional alcanza su máximo valor y por lo tanto constituye el precio social óptimo del agua. Por otro lado, a partir de los 0,0375 €/m³ y hasta los 0,0975 €/m³ la variación del PIB permanece prácticamente constante y cercana a 0:

En la Figura se muestra la variación del PIB regional ante incrementos del precio del agua. Se contemplan cuatro escenarios diferentes. Tres consisten en la reinversión completa (en forma de subvenciones) en un determinado sector relevante. Estos sectores fueron la Silvicultura por su papel en el mantenimiento del ciclo hidrológico, la Agricultura a fin de reinvertir en dicho sector lo que se grava sobre el mismo, y el sector Administraciones Públicas por ser el que presenta mayor efecto multiplicador de tipo 3 *backward*. El cuarto escenario contempla la reinversión en todos los sectores de modo proporcional a su producción.

Del mismo modo, y en función de los multiplicadores de empleo, calculados para cada sector productivo, como la relación existente entre el EBE sectorial y el número de empleos, se muestra la variación del empleo regional según la decisión de reinversión

adoptada. En el cuadro 5 se detallan los valores de los multiplicadores de empleo de cada sector.

CUADRO 5
Proporción entre EBE y empleos por sectores (MM€/empleo)

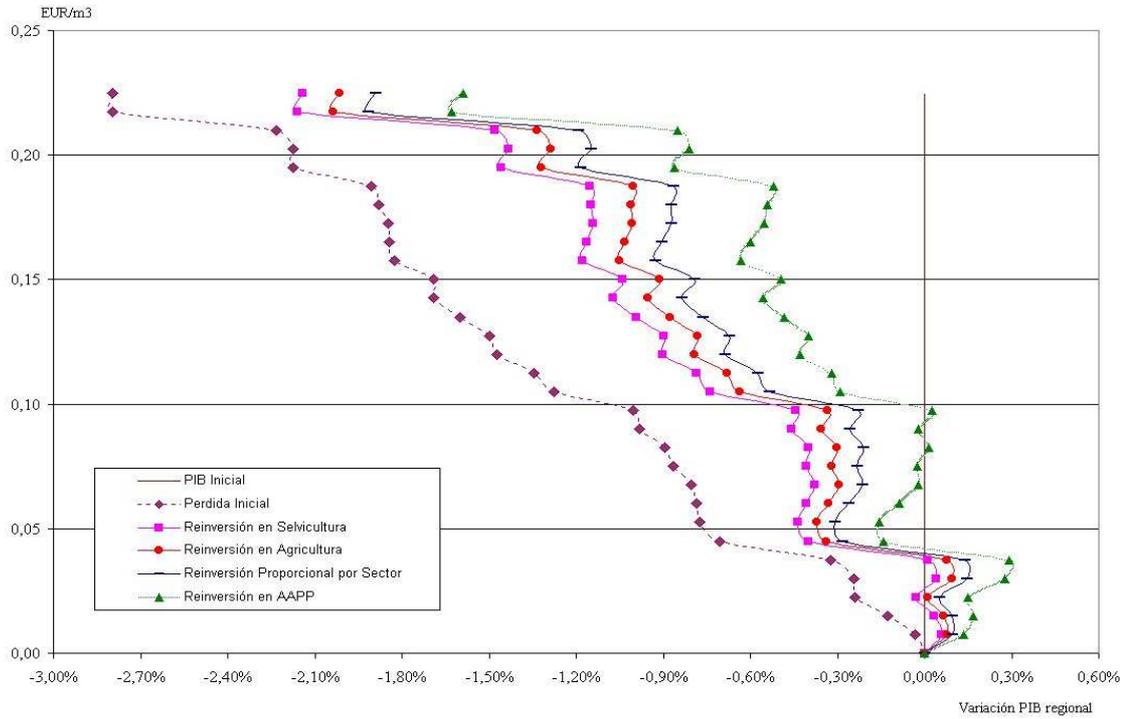
Sectores	Multiplicador	Sectores	Multiplicador
Agricultura	0,02221	Metalúrgico	0,01003
Ganadería	0,02221	Elem. Transporte	0,02284
Selvicultura	0,02221	Otros	0,02784
I. Agroalimentaria	0,01568	Admón. Pública	0,00556
Químico-Textil	0,01904	Servicios	0,01568
Minero	0,02532		

Fuente: Elaboración Propia

De este modo, se obtiene que para el punto $0,0375 \text{ €/m}^3$ las pérdidas de empleo producidas en la agricultura han sido compensadas por el resto de los sectores con lo que el efecto sobre el empleo es virtualmente nulo, pérdida de 29 empleos. Por otro lado, a partir de los $0,0375 \text{ €/m}^3$ y hasta los $0,0975 \text{ €/m}^3$ la pérdida de empleo permanece estable en el entorno de las 400 personas, como puede apreciarse en la Figura . En dicho análisis no se ha considerado el efecto de la reinversión de toda la recaudación en el sector Administración Pública ya que introduciría una distorsión en el modelo, al tratarse de un sector, que según aparece en el cuadro 5 tiene un alto multiplicador de empleo, teórico, pero en la práctica, su capacidad de generar empleo no responde a mecanismos de mercado sino que se encuentra sujeta a restricciones administrativas.

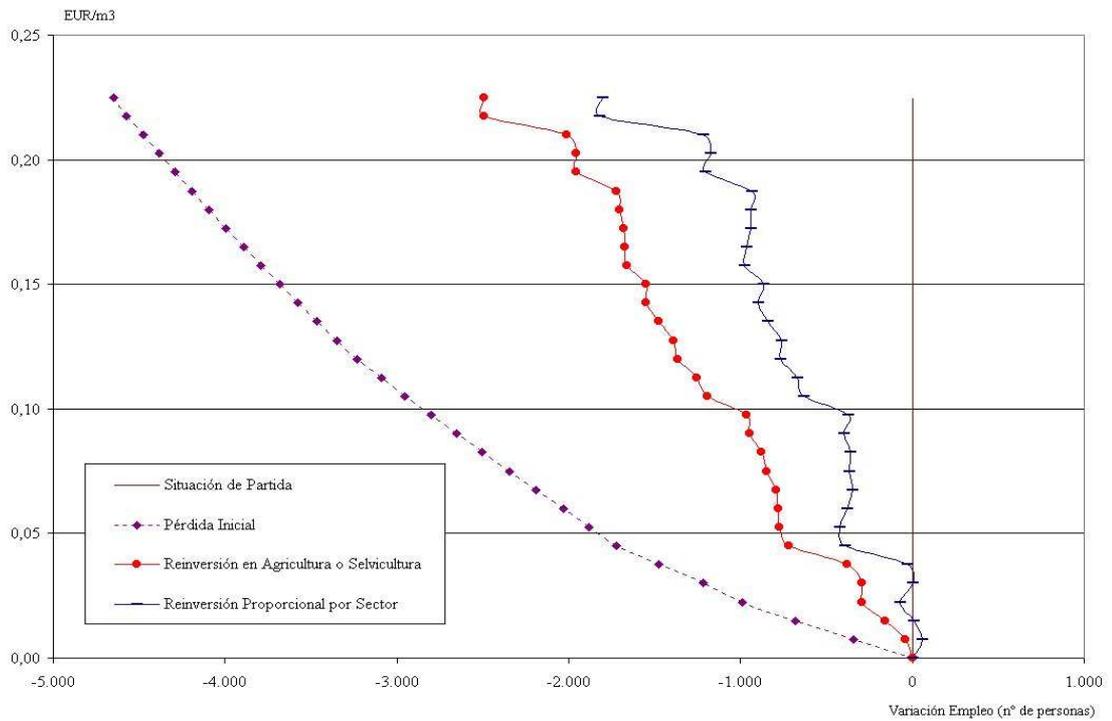
Por último reseñar que la interpretación de los resultados obtenidos tanto sobre el PIB y el empleo regional, debe de estar sujeta a las limitaciones convencionales de este tipo de modelos donde: (i) se considera que la estructura de las transacciones en la economía no se modifica; y (ii) los ajustes en el modelo se realizan exclusivamente vía cantidades, lo que implica que no existen restricciones de oferta en la economía y por lo tanto ninguna presión inflacionista

Figura 6. Variación del PIB regional ante incrementos del precio del agua de riego.



Fuente: Elaboración propia

Figura 7. Variación del empleo regional ante incrementos del precio del agua de riego.



Fuente: Elaboración propia

7.4 PRECIO DEL AGUA AMBIENTALMENTE ÓPTIMO

Los costes ambientales del agua fueron hallados introduciendo la cuantificación y monetización del recurso agua para cada subcuenca definida en el SIG. La distribución de los costes de volumen, calidad y riesgo biológico resultó muy desigual en las distintas subcuencas de la Comunidad Foral como puede observarse en la Figura 8. Las cuencas con mayores costes por volumen y por incremento del riesgo biológico que supone la actividad agrícola tienen sin embargo menores costes por mejora de la calidad de las aguas, ya que al estar situadas en territorios más abajo, el agua les llega menos limpia.

La agregación de la cuantificación y monetización por subcuencas de las externalidades que confieren valor económico al agua de acuerdo con la Teoría de Valor decidida permitió identificar el coste ambiental medio que internaliza el valor de todas las externalidades que genera el consumo de agua. Este valor o “precio ambientalmente óptimo” es de promedio: 0,0571 €/m³ servido a la agricultura. Puede observarse en el cuadro 6.

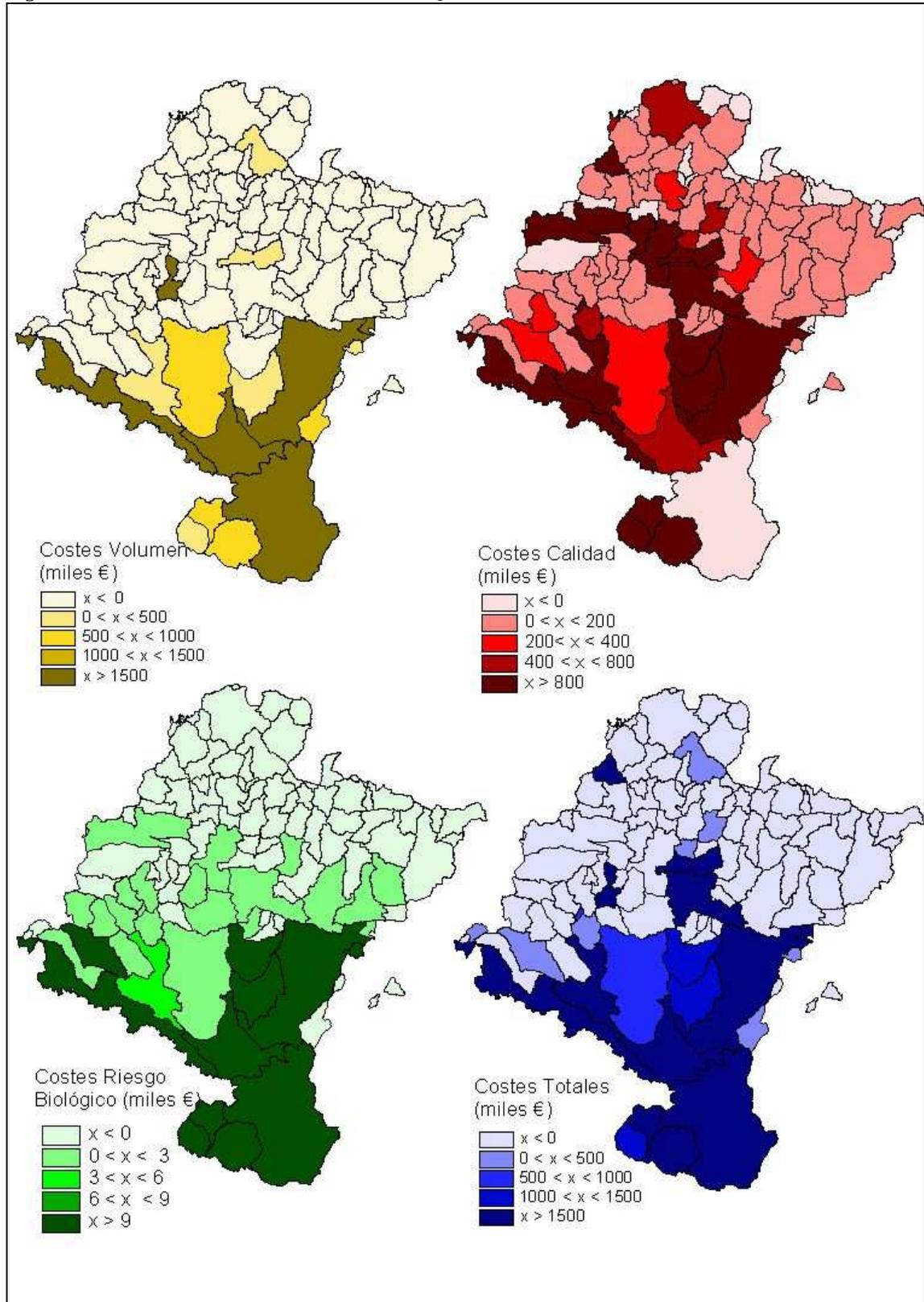
CUADRO 6
Costes ambientales del agua

	Agricultura
Coste Volumen (€/m ³ servido)	0,0327
Coste Calidad (€/m ³ servido)	0,0231
Coste Riesgo Biológico (€/m ³ servido)	0,0014
Total Costes Ambientales (€/m³ servido)	0,0571

Fuente: Elaboración propia.

Del análisis de costes por cuencas se deduce que las subcuencas con costes totales menores o de cero no deberían asumir costes sino que deberían ser compensadas, bien porque poseen excedentes de agua y renuncian a su disponibilidad para que otros territorios situados aguas abajo disfruten del recurso natural, bien porque depuran más de lo que en realidad ensucian, o porque su actividad no aumenta sino que disminuye el riesgo biológico. Así, las subcuencas que poseen mayores regadíos deberían compensar a aquellas que les ceden la disponibilidad del agua para sus cultivos y las subcuencas que se encuentran más cerca del nacimiento de los ríos tienen mayor responsabilidad respecto a los costes por mejora de la calidad pues el agua que poseen es de mayor calidad y deben invertir para dejar los vertidos que produzcan al menos a la misma calidad a la que les llega el agua.

Figura 8. Distribución de los costes ambientales del agua.



Fuente: Elaboración propia

8. Conclusiones

El modelo que se presenta permite comparar el precio del agua de riego que optimiza la economía y la tasa de empleo navarro con la valoración que los navarros hacen de la conservación de sus ecosistemas acuáticos a fin de establecer un rango de precios para el consumo de agua para riego de modo tal que se intenten compatibilizar eficientemente ambas funciones alternativas.

Respecto al primer valor y mediante la combinación de los multiplicadores “forward” y “backward” de las tablas MCS se obtiene el efecto global que una política de incremento del precio del agua de riego tendría en la economía navarra. Ante un incremento sobre el precio actual de $0,0375 \text{ €/m}^3$ el PIB regional alcanza su máximo valor y por lo tanto constituye el precio social óptimo del agua. Por otro lado, a partir de los $0,0375 \text{ €/m}^3$ y hasta los $0,0975 \text{ €/m}^3$ la variación del PIB permanece prácticamente constante y cercana a 0:

- Para un Incremento de precio de $0,0375 \text{ €/m}^3$ se obtiene un incremento del PIB regional del 0,14% (10,26 MM€) si se efectúa una política redistributiva basada en la reinversión en todos los sectores de modo proporcional a su producción. El efecto sobre el empleo es virtualmente nulo, se produce una pérdida de 29 empleos.
- Para un Incremento de precio de $0,0975 \text{ €/m}^3$ se obtiene una variación del PIB regional del -0,31% (16,88 MM€). La pérdida de empleo está en torno a las 400 personas.

Respecto al valor ambiental, éste es obtenido como el coste ambiental medio que internaliza el valor de todas las externalidades que genera el consumo de agua, y es de $0,0571 \text{ €/m}^3$.

La combinación de estos dos valores ofrece al decisor político un rango justificado de precios para el agua desde el precio social óptimo hasta el precio que internaliza sus costes ambientales. La economía navarra tiene capacidad para internalizar los costes ambientales y sociales del agua. Un incremento sobre el precio actual del agua en la

agricultura de 0,0375 €/m³—precio social óptimo— internalizaría un 65,67% de los costes ambientales del agua, mientras que un incremento de 0,0571 €/m³ garantiza la internalización total de los costes medioambientales, un mantenimiento de la riqueza regional y una pérdida de 200 empleos.

La decisión final podrá ser tomada considerando otros factores políticos o bien mediante una valoración multicriterio entre pérdida de empleo y grado de limpieza del agua.

El establecimiento de un precio óptimo considerando funciones alternativas del recurso agua puede suponer un aporte fundamental a la política de aguas que compatibilice la conservación de ecosistemas acuáticos con el uso del agua para agricultura. Este tipo de modelo puede ser aplicable a regiones en las que haya una confrontación sobre el uso del agua entre cuencas cedentes del recurso natural que ven limitado su desarrollo económico debido a compromisos de dotación de agua para otros territorios. Así el modelo elaborado puede aplicarse al cálculo de transacciones de cuenca a cuenca para compensar el hecho de renunciar a un potencial desarrollo y por garantizar el mismo aguas abajo por lo que puede ser extrapolado al establecimiento de políticas de compra venta de agua entre comunidades autónomas afectadas por el Plan Hidrológico Nacional.

Los valores obtenidos por este método han de ser siempre orientativos. La valoración del agua como recurso ambiental depende en gran medida de la densidad de población y el poder adquisitivo de la población que lo valora, y no de su importancia ecológica en sí para el mantenimiento del ecosistema, por lo que dichas limitantes deben tenerse en cuenta cuando los beneficiarios de una función u otra del agua sean diferentes. Por otra parte la modelización ha supuesto simplificaciones importantes en el modelo físico y en el comportamiento de la sociedad navarra. Entre otros, no se han tenido en cuenta el riesgo biológico que se puede producir por un vertido tóxico puntual, ni la mejora de eficiencia que podrían conseguir los regantes con inversiones en el sistema de riego incentivadas por la política de precios.

A fin de mejorar el modelo es necesario en futuros estudios la incorporación de nuevos avances sobre la eficiencia de riego y sobre los efectos en el consumo de agua y producción y empleo de dichos avances. Por otra parte la actualización continua de la

fuentes de datos, especialmente los que conforman a la MCS es fundamental. Éstos pueden variar mucho si se implantan nuevas tecnologías por lo que es importante revisar y actualizar las funciones de producción que se incluyen en ella.

Por último, en tanto no se disponga de contrastes del comportamiento real de la sociedad navarra, cualquier decisión relativa a la implantación de un precio al recurso agua debe abordarse con extrema prudencia habida cuenta de la falta de experiencias previas y la escala de trabajo del modelo.

Bibliografía

- Alward, G., Siverts, E., Carol Taylor y Winter, S. (1993). Micro INPLAN User's guide. United Department of Agriculture. Fort Collins. Colorado.
- Atkinson, G. (1996). Sustainable Development, Theory, Measurement and Policy. Traducido en *Recursos, Ambiente y Sociedad: Información Comercial Española*. 751. Madrid.
- Azqueta, D. y Ferreiro, A. (1994). Análisis Económico y Gestión de los recursos Naturales . Alianza editorial. Madrid.
- Becerril J. G., Dyer, J. E., Taylor y Yúnez-Naude, A. (1996). Elaboración de Matrices de Contabilidad Social para poblaciones agropecuarias: El caso de El Chante, Jalisco. Documento de Trabajo, Cee. El Colegio de México, Septiembre, 1996.
- Bergstrom, J. C., Cordell, G.A. y Watson, A.E. (1990). Economic impact of Recreational Spending in rural areas: A case of study. *Economic Development Quarterly* 4 (1) February 1990:29-39.
- Berbel Vecino, J., Jiménez Bolívar, J.F., Salas Méndez, A., Gómez-Limón Rodríguez, J.A., y Rodríguez Ocaña, A. (1999). Impacto de la política de precios de agua en las zonas regables y su influencia en la renta y el empleo agrario. Federación nacional de Comunidades de Regantes de España. Madrid.
- Bulmer-Thomas, V. (1982). Input Output Analysis in Developing Countries. New York. John Wiley and Sons, Inc.
- BURNASH, R.J., FERRAL, L. y Mcguire, R.A. (1973). A generalized Streamflow Simulation System. Conceptual modelling for Digital Computers. National Weather Service and California State Department of Water Resources. U.S.

- Caballer, V., y Guadalajara, N. (1998). Valoración económica del agua de Riego. Ed. Mundiprensa. Madrid.
- Cañas Madueño, J. A., López Baldovín, M. J., y J.A. Gómez-Limón Rodríguez (2000). Obtención de la curva de demanda de agua de riego generada por una hipotética política de tarifas sobre el agua. *Estudios agrosociales y pesqueros* n° **1888**. PP67-92.
- Cardenete Flores, M.A. (2000). "Análisis comparativo de las economías andaluzas y extremeñas a través de sus MCS", *Estudios de Economía Aplicada*, n. **15**, pp. 47-74.
- Cardenete Flores, M.A. (2002). "Evaluación de los impuestos indirectos en una economía regional", *Hacienda Publica Española/Revista de Economía Publica*, **162** (3), pp. 61-78.
- Cardenete Flores, M.A. (2001). "El nuevo marco input-output y la SAM de Andalucía para 1995", *Cuadernos de Ciencias Económicas y Empresariales*, **41** (2), pp. 13-31.
- Elorrieta, I. y Castellano, E. (2000). Valoración Integral de la Conservación de la Biodiversidad de Navarra. Actas del Tercer Congreso de Economía Navarra.
- Ertunga, C. Ö. y Duckstein, L., (1996). Analysing Water Resources Alternatives and Handling Criteria by Multi Criterion Decision Techniques. *Journal Environmental Management*: **48**, 69-96.
- Field, B. C. (1997). Environmental Economics: An introduction. 2nd Edition. McGraw Hill Companies. New York.
- Fletcher, J. E. (1989). Input-Output and Tourism Impact Studies. *Annals of Tourism Research* **16** : 514-529.
- Gobierno De Navarra, (1997). Cuentas Regionales de Navarra. 1995. Tablas Input-Output. Araldi S.L. y Servicio de Estadística del Gobierno de Navarra.
- Gobierno De Navarra (1998a). Cuentas Económicas de la Agricultura Navarra y Comarcas. 1996. Ed. Departamento de Agricultura, Ganadería y Alimentación. Secretaría Técnica. Serie Agraria **55**. Pamplona.
- Gobierno De Navarra (1998b). Manual de Estadística Agraria. Navarra y Comarcas. 1987-1996. Ed. Departamento de Agricultura, Ganadería y Alimentación. Secretaría Técnica. Serie Agraria **50**. Pamplona.

- Gómez-Limón Rodríguez J.A., y Arriaza Balmon. (2000). Mercados locales de agua de riego. Una modelización multicriterio en el Bajo Guadalquivir. *Estudios agrosociales y pesqueros* n° **188**. Pp 135-164.
- Heng, T. M., y L. Low. (1990). Economic Impact of Tourism in Singapore. *Annals of Tourism Research* **17**:246-269.
- ITGA, Instituto Técnico y de Gestión Agrícola (1997). Resumen de Estudios Económicos. Área de Gestión. Pamplona.
- Kehoe, T., Manresa, A., Polo, C. Y Sancho, F. (1988). Una matriz de contabilidad social de la economía española. *Estadística Española*, **30**: 117.
- Khan, H., C. F. Seng y W. K. Cheong. (1990). Tourism Multiplier Effects on Singapore. *Annals of Tourism Research* **17**:408-418.
- Lakshminarayan, P.G., Bouzaher, A., y Shogren, J.F., (1996). Atrazine and Water Quality: An Evaluation of Alternative Policy Options. *Journal Environmental Management*: **48**, 97-110.
- Lee, C. y Wen, C., (1996). Application of Multiobjective Programming to Water Quality Management in a River Basin. *Journal Environmental Management*: **33**, 301-310.
- Leontief, W. (1966). Input-output economics. Oxford University Press. New York.
- Loomis, J.B. (1995). Four Models for determining Environmental Quality Effects on Recreation demand and regional economics. *Ecological Economics* **12**(1):55-66.
- Martínez de Anguita, P. (1999). Introducing the environment into a Social Accounting Matrix. Masther Thesis. SUNY- ESF. Syracues.New York.
- Miller, R.E., y P.D. Blair. (1985). Input-Output analysis: Foundation and Extensions. Englewood Cliffs. NJ. Prentice Hall.
- Ministerio De Agricultura (1999). Secretaría General Técnica. Instituto de Relaciones Agrarias. Superficies ocupadas por cultivos agrícolas en la Comunidad Foral de Navarra.
- Navarra de Infraestructuras Locales, S.A. (2001). Cálculo coste del m³ depurado. Presupuesto 2001 (no publicado).
- Pearce, D. W., y Turner, R. K. (1990). Economics of Natural Resource and the Environment. Johns Hopkins Press.
- Propst, D., ED (1985). *Assessing the Economic Impacts of Recreation and Tourism*. Asheville NC: USDA Forest Service, South Eastern Forest Experiment Station.

- Pyatt, G, y J. J. Round eds. 1985. *Social Accounting Matrix: A basis for planning*. Washington. The World Bank.
- Rose, A., Steven, B. y Davis, G. (1988). *Natural Resource Policy and Income Distribution*. Baltimore MD. John Hopkins Press.
- Thorbecke, E. (1985). The Social Accounting Matrix and Consistency - Type Planning Models. In *Social Accounting Matrices: A basis for planning*. World Bank Symposium. Washington.
- Uriel, E., Beneito, P., Ferri, J. y Moltó, M.L. (1998). *Matriz de Contabilidad Social de España 1990*. Instituto Nacional de Estadística. Madrid.
- Vanleeuwen, A., Köbrich, C.G., y Maino, M. (2001). *Programación Lineal para la elaboración de escenarios óptimos de uso de la tierra*. Oficina regional de la FAO para Latinoamérica.
- Wagner, J.E. (1997). Estimating the economic impacts of tourism. *Annals of Tourism Research*. Vol **24**; 3.
- Wong, L. (2001). *The Israeli-Palestinian Water Crisis*.
http://www.stanford.edu/class/e297c/war_peace/israel/hwater.html
- Yúnez Naude, A. y Taylor, J. E. (1999). *Manual para la elaboración de Matrices de Contabilidad Social con base en encuestas socioeconómicas aplicadas a pequeñas poblaciones rurales*. Documento de trabajo. El colegio de México. Centro de estudios económicos. México D. F. No: **XIV**-1999. pp. 211.
-