

ESTUDIO SOBRE EL COSTE DE NO ACTUAR EN MATERIA DE REUTILIZACIÓN DEL AGUA TRATADA



Càtedra de
Transformació del
Model Econòmic
Economia Circular
en el Sector de l'Aigua



Xarxa
Càtedres de
Transformació
del Model Econòmic



GENERALITAT
VALENCIANA
Conselleria d'Hisenda
i Model Econòmic



UNIVERSITAT
DE VALÈNCIA



UNIVERSITAT
POLITÀCNICA
DE VALÈNCIA



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante



UJI UNIVERSITAT
JAUME I



UNIVERSITAS
Miguel Hernández

Índice

1.	<i>Introducción</i>	4
2.	<i>Fases del Análisis del Coste de la No Acción</i>	6
2.1	Identificación	6
2.2	Selección de metodología: Cuantificación	7
2.3	Valorizar	8
3.	<i>Metodologías de evaluación del Coste de la No Acción</i>	8
3.1	Método de Valoración Contingente	8
3.2	Métodos Multicriterio: AMUVAM (Analytic Multicriteria Valuation Method)	9
3.3	Curvas de Demanda: Modelos econométricos y programación matemática	10
3.4	Método del Coste del viaje	11
3.5	Método del Precio Hedónico	12
3.6	Método del “Choice Experiment”	12
3.7	Precios sombra	12
3.8	Ratio coste beneficio	13
4.	<i>La contaminación del agua y sus consecuencias sobre la salud</i>	14
4.1	¿Cómo se relacionan los costes sanitarios con los costes de la inacción?	16
4.2	Costes sanitarios causados por la exposición y el consumo de agua contaminada: estudios bibliográficos.	18
5.	<i>Conclusiones</i>	22
6.	<i>Referencias</i>	23

Ilustraciones

Ilustración 1:	Esquema del enfoque para la evaluación.....	5
Ilustración 2:	Flujograma proceso de cuantificación (Costes de la inacción). Elaboración propia.	6
Ilustración 3:	Clasificación económica de los Costes de la No Acción. Elaboración propia.	7
Ilustración 4:	Enfoque de los costes de no acción. Fuente: elaboración propia.....	15
Ilustración 5:	Relación entre los impactos en las masas de agua con los costes directos e indirectos. Fuente: elaboración propia.	17

Tablas

Tabla 1: Casos de cáncer, costes de pérdida de actividad productiva y costes médicos relacionados con el consumo de agua contaminada con nitratos en 2014 (Temkin et al., 2019).....	18
Tabla 2: Costes anuales de la población expuesta a diferentes tipos de contaminantes, considerando tanto los costes de atención a la salud como los de pérdida de calidad de vida. Adaptado de Grandjean and Bellanger (2017).....	20

1. Introducción

El concepto de los costes de la inacción, como su nombre indica, se refiere al coste que tiene no tomar ninguna acción o en su caso, posponer las medidas preventivas para un futuro. En este sentido, es importante subrayar que los costes de la no acción pueden incluir variables económicas, ambientales y sociales. Las distintas dimensiones que integran el coste de la no acción implican entender el reto al que nos enfrentamos desde una perspectiva holística. En términos estrictos, esta interpretación aborda el problema desde una perspectiva global y total, analizando las interrelaciones existentes entre los elementos que lo integran. La suma de las consecuencias de la inacción, así como la relación entre sus elementos pueden generar un gran coste en numerosos aspectos de la sociedad.

Un creciente número de estudios abordan las consecuencias medioambientales provocadas por el aumento de las cargas de contaminación de las ciudades en crecimiento, la industrialización y las prácticas de producción de alimentos no sostenibles, la mejora del nivel de vida y las estrategias deficientes de gestión. A nivel global, Guo et al., (2021) sugiere que, de seguir con los actuales planes de reducción de emisiones propuestos por los países, las temperaturas globales podrían aumentar en más de 3 °C y la economía mundial contraerse un 18,1%. Es más, los costes económicos de la inacción frente al cambio climático empezarán a notarse realmente a partir de finales de la década de 2030. Si bien, el análisis de los costes de la no acción puede ser también calculado en contextos locales, por ejemplo, Nicklin, H. et al., (2019) cuantifican los costes económicos que suponen las inundaciones pluviales en ciudades como Rotterdam y Leicester, demostrando que los daños potenciales superan los 10 mll. de euros en cada una de las ciudades, por lo que establecer mecanismos de prevención en la actualidad podría ahorrar millones de euros por daños futuros. Al igual, Abadie, L. M. et al., (2020) analizan los costes de la inacción a través de 62 ciudades costeras ante el aumento del nivel del mar concluyendo que algunas estrategias orientadas a la adaptación de estas ciudades son menos costosas que el daño potencial provocado por una inundación. En lo que respecta al sector del tratamiento y depuración de las aguas residuales, Hernandez-Sancho et al., (2015) analiza las consecuencias económicas de la no acción en materia de depuración a través del análisis económico de los impactos sobre la salud (costes sanitarios), el medio ambiente (pérdida de biodiversidad y degradación de ecosistemas) y las actividades productivas (agricultura, industria y servicios), pudiendo ser acotado en áreas geográficas concretas. Este último trabajo supone un avance en lo que se refiere al cálculo de los costes de la inacción, por identificar y cuantificar las distintas consecuencias (no solo económicas) que generaría la inacción en materia de depuración de aguas residuales.

La valoración de los beneficios de la acción o, en otras palabras, la valoración de los costes de la no acción es necesaria para justificar las inversiones adecuadas, tanto a nivel local como global. De manera sintética, los costes de la no acción vienen definidos por la cuantificación económica de las consecuencias generadas (ambientales, sociales y económicas) y los costes de la acción por las medidas implementadas para mitigar estas consecuencias.

Ilustración 1: Esquema del enfoque para la evaluación



Los costes de la inacción se pueden categorizar en tres grupos: efectos adversos para la salud humana; efectos ambientales negativos debido a la degradación de los sistemas; y los efectos potenciales sobre las actividades económicas (**ilustración 1**). Varias metodologías permiten la valoración de los costes y beneficios de una gestión ambiental óptima y la comparación, a posteriori, entre el coste estimado de la no acción (beneficios perdidos) con el coste de la acción. El resultado del análisis económico brinda información esencial para los procesos de toma de decisiones. Si bien, el análisis de los costes de la no acción supone un reto debido a que los beneficios potenciales asociados con la mejora o implementación de acciones de mitigación se pueden agrupar en beneficios comerciales y no comerciales (ambientales y sociales). La mayoría de los beneficios ambientales y de salud tienen un valor significativo, pero, a diferencia de la mayoría de los beneficios de la productividad, su valoración en unidades monetarias supone cierta complejidad, ya que no existen precios de mercado específicos.

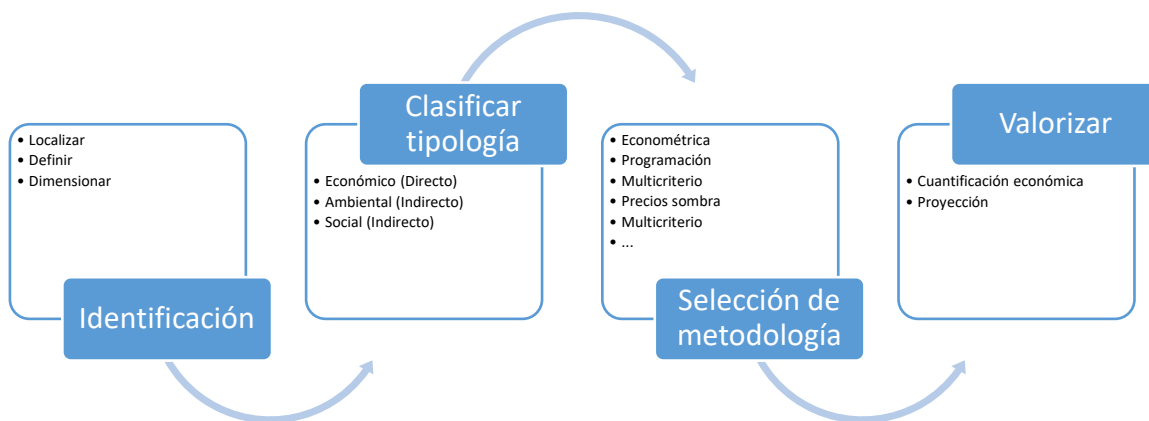
Este último aspecto relativo a la complejidad en su cuantificación unido al contexto actual de regulación en materia medioambiental genera la necesidad de llevar a cabo una valoración monetaria de los ecosistemas naturales de cara a garantizar su adecuada protección. Para ello se requiere el uso de metodologías de valoración que permitan aproximar de manera rigurosa el valor real de dichos bienes ambientales, el objetivo es conseguir que la sociedad internalice el coste de los posibles impactos ambientales para así conseguir su cambio comportamental en pos de la conservación (Kumar et al., 2013). Algunos de los métodos empleados para este fin son la Valoración Contingente, los Precios Hedónicos y el Método del Coste del Viaje. Entre los contextos en los que se han aplicado estos métodos encontramos los servicios recreativos del ecosistema (Christie et al., 2007), captura de carbono (MacKerron et al., 2009) y biodiversidad (Schaafsmaet al., 2016). Estas metodologías son las más conocidas para la internalización de las externalidades ambientales dentro de los procesos de valoración y planificación. Sin embargo, existen otras metodologías igualmente válidas y con menor coste de implementación las cuales permiten obtener el beneficio ambiental de eliminar la contaminación de un ecosistema integrando múltiples aspectos relacionados con el bien a valorar.

Por todo ello, la selección de mejores prácticas/estrategias para la gestión ambiental requiere la consideración de múltiples objetivos y criterios (por ejemplo, financieros, ambientales, técnicos y sociales) y sus complejas interacciones. Además, un análisis robusto incluye la incertidumbre/riesgo como parte de la evaluación para analizar cómo afecta la toma de decisiones. Esta complejidad requiere el desarrollo de análisis de decisión multicriterio rigurosos y sistemáticos con tal de alcanzar un valor económico objetivo que permita comprender el riesgo que supone no tomar medidas orientadas a la prevención de impactos futuros.

2. Fases del Análisis del Coste de la No Acción

El análisis del coste de la no acción, como cualquier otro proyecto de análisis económico, incluye una serie de etapas. Estas fases previas a la obtención del valor económico abordan la identificación y posterior comprensión de las variables a evaluar desde un punto de vista económico. En flujograma general (ilustración 6) que sigue el estudio económico del coste de la no acción es el siguiente:

Ilustración 2: Flujograma proceso de cuantificación (Costes de la inacción). Elaboración propia.



2.1 Identificación

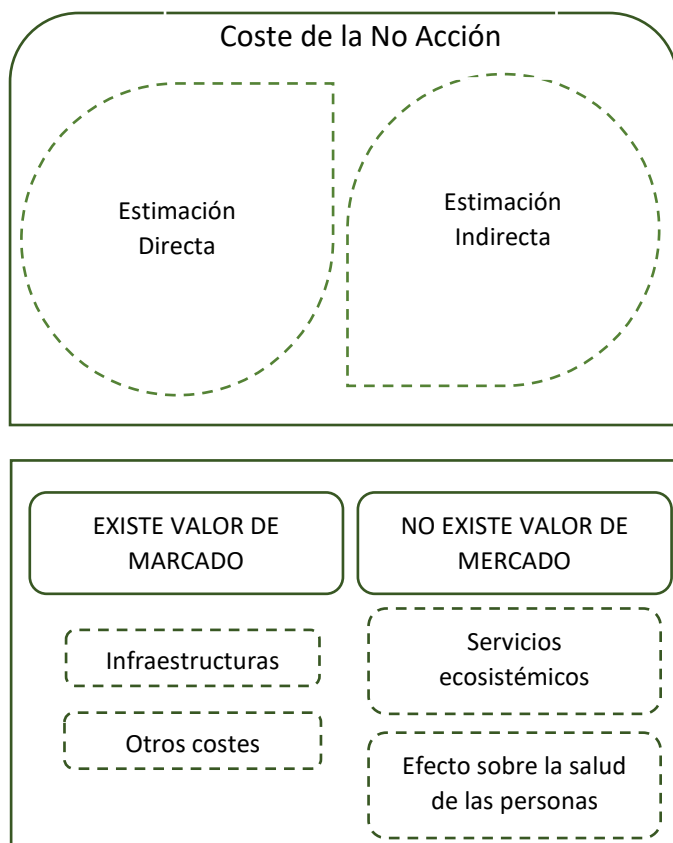
La aproximación al coste de la No Acción se realiza a partir de la identificación de todos aquellos beneficios a los que la sociedad en su conjunto renunciaría o lo que es lo mismo, bienes o servicios que resultarían dañados. En este sentido se pueden encontrar beneficios relacionados con las actividades económicas (agricultura, industria y servicios) que se desarrollan en el área de estudio y, beneficios relacionados con el entorno, ya sea a nivel ambiental y/o social, así como garantías de salud y bienestar de las personas.

Clasificación: Estimación Directa e Indirecta

En este sentido, los costes relacionados con los servicios ecosistémicos identificados requieren habitualmente metodologías de cálculo indirecto debido a la no existencia de un valor de mercado específico y, los costes relacionados con los impactos generados por los incendios permiten ser evaluados con estimaciones directas. Por ejemplo, las infraestructuras dañadas responden a un valor de mercado o en su defecto al coste de inversión

original corregido por la tasa que se estime oportuna, dependiendo habitualmente de su naturaleza. Los costes de extinción vienen definidos por el coste de los medios usados a tal efecto (personal, equipos...), las emisiones de gases de efecto invernadero provocadas por el incendio pueden ser calculados usando el valor de referencia en el mercado de emisiones. Por otro lado, los servicios ecosistémicos requieren habitualmente una estimación indirecta, esto depende de las singularidades de la zona. Por ejemplo, aquellas zonas donde exista un servicio de aprovisionamiento específico, ya sea agrícola, maderero etc... puede ser estimado de manera directa. En cambio, otros servicios ecosistémicos relacionados con el entorno, como son los de regulación, carecen de un valor de referencia o de un valor de mercado específico. Tal y como se observa en la **ilustración 4** pueden ser clasificados del siguiente modo:

Ilustración 3: Clasificación económica de los Costes de la No Acción. Elaboración propia.



2.2 Selección de metodología: Cuantificación

El objetivo de esta fase es seleccionar, de entre las distintas metodologías existentes, cuáles son las más apropiadas dependiendo de la naturaleza del beneficio generado. Con este fin se revisa la información existente sobre el análisis y estimación de costes económicos. En secciones posteriores se realiza un resumen de las metodologías más usadas, alguna de estas metodologías ha sido empleadas para la valoración de beneficios

comerciales (financieras) y otras para la estimación de beneficios ambientales (precios sombra, coste de viaje, valoración contingente). Si bien, la diversa naturaleza de beneficios que componen el coste de la No Acción requiere la combinación de distintas metodologías con el fin de lograr un valor económico objetivo para el caso de estudio.

2.3 Valorizar

La combinación de los distintos costes económicos y los aspectos técnicos permiten obtener ratios que ayuden a proyectar escenarios que recojan las posibles variaciones y/o modificaciones de la zona. Además, el cálculo de indicadores económicos permite conocer la relación de los costes con variables intrínsecas a la zona de ejecución, sirviendo como primera aproximación a la escalabilidad e implementabilidad del proyecto.

3. Metodologías de evaluación del Coste de la No Acción

A lo largo de los años han sido muchos los estudios llevados a cabo para valorar el beneficio social y ambiental asociado a los ecosistemas y su gestión. Por ejemplo, Biggs et al. (2015) y Lee et al. (2018) afirman que los ecosistemas y, en concreto, la gestión forestal y conservación de bosques y parques naturales es económicamente viable cuando se tiene en cuenta el beneficio social conjunto de los servicios ecosistémicos frente al coste de oportunidad de desarrollo, dada la gran cantidad de beneficios sociales y ambientales.

Entre estos servicios ecosistémicos se incluye: la producción de madera, la conservación de la biodiversidad, la disponibilidad de agua, las actividades recreativas, el suministro de nutrientes, o la reducción del riesgo de desastres naturales, entre otros. Los servicios ecosistémicos tienen su origen a finales de los 70 principios de los 80 (Haines, Young and Potschin, 2010) pero, se consolidó su análisis y estudio con la publicación del “Millennium Ecosystem Assessment” (MEA, 2005). Se puede afirmar que el citado enfoque constituye un marco de referencia para la definición de los Servicios Ecosistémicos. El MEA fue el primer congreso internacional donde se propuso un método para ligar los servicios proporcionados por los ecosistemas y el bienestar de los seres humanos (Momblanch, 2016).

De acuerdo con Gonzalez-Sanchis et al. (2019) la viabilidad de la gestión de los bosques no solo debe considerar su productividad, sino que debe de contemplar aspectos mucho más amplios tanto a nivel ambiental como social. Para ello, será imprescindible identificar los beneficiarios directos e indirectos de dichas actuaciones y de la gestión del bosque en general. De acuerdo con los métodos de valoración ambiental podemos distinguir los siguientes:

3.1 Método de Valoración Contingente

Este método es uno de los más aplicados en cuanto a temática ambiental se refiere. Se basa en la valoración de los beneficios ambientales derivados de mejoras aplicadas, dependiendo de la cantidad económica que los beneficiarios potenciales estén dispuestos a pagar o el valor monetario que ellos desembolsarían por mantenerla. Este valor se obtiene directamente de los afectados mediante una serie de encuestas o entrevistas, diseñadas

para determinar la disposición a pagar por un beneficio ambiental, o si es el caso, saber el valor monetario que estarían dispuestos a aceptar como compensación por un daño ambiental. En el caso de la disposición a pagar, el entrevistador tiene que ir acotando el valor monetario ideal del entrevistado para ese determinado beneficio ambiental. Esto se realiza ofreciendo una cantidad inicial y se iría subiendo esta cantidad hasta que el entrevistado de una respuesta negativa, que nos indicará la estimación por exceso del valor de la mejora ambiental, mientras que la respuesta anterior a la negativa (la respuesta positiva más alta) nos indicará la estimación por defecto (Llinares y Romero, 2008).

Esta metodología es una forma de obtener una estimación económica de los activos ambientales o SE con relativa facilidad, ya que permite valorar los activos ambientales mediante la valoración del usuario que se beneficia directamente de este.

Las preguntas han de reunir las siguientes características con tal de evitar posibles sesgos:

- El formato debe ser de elección dicotómico (si se está dispuesto o no a pagar).
- La tasa de respuesta tiene que ser superior al 70% de toda la muestra.
- Las entrevistas tienen que ser de formato personal.
- Se tiene que preguntar siempre primero si está dispuesto a pagar, no a aceptar.
- Los resultados se deben de comparar con otro tipo de método.

Con esto, la valoración contingente podría tener más posibilidades de reflejar realmente el valor estimado por los entrevistados, pero sería conveniente apoyar estos resultados con otros tipos de estudio ya que, aun así, puede presentar dudas. (Llinares y Romero, 2008).

3.2 Métodos Multicriterio: AMUVAM (Analytic Multicriteria Valuation Method)

Los Métodos Multicriterio se basa en la Teoría de la Decisión (en concreto, la Teoría de la Decisión Multicriterio), descrita por Romero (Romero, 1997) y cuya idea principal es que “los agentes económicos encargados de las decisiones no solo se fijan en un solo objetivo, sino que buscan satisfacer de igual forma una serie de metas asociadas a dichos objetivos” (Romero, 1997).

El método Analytic Multicriteria Valuation Method, de ahora en adelante nombrado como AMUVAM, es uno de los métodos más utilizados en los últimos años (Martín, 2017) Hacer referencia. Está compuesto por el método Analytic Hierarchy Process, referenciado como AHP, y un valor “pívot” que constara de actividades con un mercado que pueda regularlas. El método AMUVAM intenta recoger los Servicios Ambientales que puedan tener un valor directo en el mercado, para utilizarlos como el valor “pívot” que darán paso a estimar un valor monetario para aquellos Servicios Ambientales que no tengan un mercado y por tanto, necesiten de una referencia para dar un valor monetario.

Por tanto, a partir del valor de los servicios de mercado que podemos encontrar en un lugar concreto, podemos determinar el valor de los SE al utilizarlos de valor “Pívor” y estimar una relación para su valor monetario (Aznar y Estruch, 2012).

Como se ha comentado, el AMUVAM está compuesto por el AHP y un valor “pívor” de mercado. El AHP es una “selección de alternativas en función de una serie de criterio o variables, los cuales suelen estar en conflicto” (Saaty, 1980). No obstante, este método tiene un problema, no da un valor económico directo, por eso la necesidad de incluir un valor pívor. Para la aplicación del AHP se necesita un decisor, el cual busca de entre un conjunto de alternativas, la que más se acople a sus intereses. También se requiere de la definición de los criterios que se utilizarán para saber qué alternativas son más afines a los deseos del decisor. Luego se pondera el diferente interés de los criterios para la selección de las alternativas.

Una vez se definen todas las alternativas y los criterios, se compara con la escala de comparación (Saaty, 1980) para obtener “n matrices”, siendo “n” el número de criterios definidos anteriormente. El resultado es una matriz que se utiliza para ver la ponderación de las alternativas, en función de todos los criterios y el peso dado por el decisor.

3.3 Curvas de Demanda: Modelos econométricos y programación matemática

Para las decisiones sobre los usos de los recursos hídricos en situaciones de escasez es necesario saber el valor económico del agua y como varía dependiendo del uso que se le quiera dar. Por esta razón, si es el agua es un bien final, es decir, los usuarios son consumidores directos, es una demanda final (ej. Uso urbano). En cambio, si es un bien intermedio, donde el usuario es un productor y por tanto, una demanda derivada que viene determinada por la demanda final (ej. Agricultores, industriales) (López-Nicolás, 2017).

La finalidad de esta metodología es poner las bases de un mercado de agua dependiendo de su uso y demanda, para poder valorar económicamente el SE ligado al agua. Para poder valorarlo, se utilizan los modelos econométricos y las técnicas de programación matemática:

- Modelos econométricos: es la aplicación de las técnicas estadísticas a los fenómenos económicos.
- Programación matemática: establece modelos que tratan de obtener la solución óptima de acuerdo con un conjunto de restricciones.

Los modelos de regresión lineal pretenden dar a conocer y modelizar la relación existente entre una variable dependiente cuantitativa (costes) con uno o más factores, los cuales se conocen como variables independientes o explicativas (Cohen 1983). Los costes de un proyecto de inversión dependen de distintas variables, tales como; tanques de almacenamiento, longitud de redes, área (km²) a proteger, número de bombas, sistemas de teledetección y monitorización, etc. En consecuencia, la escalabilidad del proyecto sujeto a estudio puede venir explicada con un modelo predictivo.

Conocer cómo influyen las variables geográficas y técnicas en la formación del coste de inversión y mantenimiento permite generar múltiples escenarios, reduciendo de este modo la incertidumbre en la toma de decisiones. Con tal de validar un modelo predictivo capaz de proyectar los costes de cualquier proyecto de inversión similar al actual, se analizan una serie de hipótesis básicas del modelo con tal de realizar comprobaciones de la normalidad de los residuos, multicolinealidad de las variables, independencia de los residuos y homocedasticidad. La normalidad de los residuos afirma que los errores del modelo se distribuyen de forma normal. Si esta hipótesis no se cumple puede ser debido a que en la muestra se encuentran valores atípicos. La multicolinealidad se da cuando existe dependencia lineal entre las variables independientes. La multicolinealidad de las variables se puede comprobar mediante el Factor de Inflación de la Varianza (FIV). Cuando el FIV es cercano a 1 significa que no existe correlación entre las variables (Ramírez et al. 2005). La independencia de los residuos viene dada por el Test de Durbin-Watson. El test de Durbin-Watson mide el grado de autocorrelación entre el residuo correspondiente a cada observación y el anterior (Rodríguez y Mora 2001). Cuando $DW < 1,18$ se puede afirmar que existe correlación, cuando $DW > 1,4$ no hay correlación y cuando DW toma valores entre 1,18 y 1,4 no es concluyente la independencia de los residuos. La homocedasticidad significa que el error de la varianza de la variable se mantiene a lo largo de las observaciones. Mediante el SPSS la homocedasticidad se comprueba observando los valores pronosticados y los valores residuales en una gráfica. Si no se observan tendencias en la distribución se cumple el supuesto de homocedasticidad (Rojo-Albuín 2007).

3.4 Método del Coste del viaje

Este método es muy utilizado para valorar parques naturales y por ende, sus SE desde el punto de vista recreacional. El principio básico se encuentra en la relación que hay entre el tiempo que se utiliza para llegar hasta el sitio donde se realiza el estudio y el tiempo que se utiliza para el uso y disfrute, con el dinero (el coste real) que se emplea en el mismo lugar, como la cantidad de combustible utilizado, el gasto que se haga en el espacio natural.

Se podría relacionar con la valoración contingente, ya que al fin y al cabo relaciona las preferencias del consumidor con la disposición a pagar del mismo. No obstante, hay una diferencia importante entre la valoración contingente y el método del coste del viaje: en la valoración contingente la pregunta sería “¿cuánto estaría dispuesto a pagar...?” o “¿cuánto estaría dispuesto a aceptar por...?” En el método del coste del viaje sería “¿cuánto ha pagado usted por...? una pregunta más fiel a la realidad.

Esta metodología también se relaciona con el coste de oportunidad. Esto es debido a que no sólo contamos con el dinero que es el coste real de los servicios del espacio natural y con el tiempo de desplazamiento y uso, sino que también cuenta el coste que ha tenido utilizar este tiempo en esta actividad, en cuanto podría haberlo utilizado en otra cosa (Linares y Romero, 2008).

Este método se suele utilizar con la comparación a un mercado ya existente para realizar una VE: el consumo de un bien o SE de un espacio natural viene ligado al consumo de otro bien mercadeable o privado. Por lo tanto, se puede tener una aproximación económica del SE que se quiere valorar monetariamente.

3.5 Método del Precio Hedónico

Este método fue presentado en sus inicios por Griliches (Griliches, 1971). Partiendo de un SE sin un mercado definido, se determina en qué manera el placer o molestia de consumir este SE afecta al precio de unos bienes afectados indirectamente y para los que existe un mercado definido (Llinares y Romero, 2008).

La metodología de los precios hedónicos parte con la identificación de los bienes con un mercado determinado que se creen afectados por la variable hedónica. Una vez identificados, se debe calcular el porcentaje del valor de estos bienes que se obtiene gracias a esta variable hedónica. Al tener este porcentaje del valor, se puede calcular la disposición marginal a pagar.

Un ejemplo para entender este método sería, en un edificio recién construido tenemos dos tipos de casas. Las dos tienen exactamente las mismas características de tamaño, habitaciones, distribución, materiales y electrodomésticos, etc. No obstante, el tipo de casa A tiene unas vistas a un Parque Natural, con los beneficios estéticos, de aire puro, etc. Sin embargo, el tipo de casa B tiene vistas a una EDAR, con los problemas que esto implica: ruido, mal olor, etc. Esta diferencia de factores externos que no se puede dar un valor monetario por sé, conlleva que el tipo de casa A tenga un valor económico mayor que el tipo de casa B, y de esta forma, se podría calcular el porcentaje del valor que implica este SE en el precio hedónico de la casa.

3.6 Método del “Choice Experiment”

El método del experimento de elección es uno de los métodos más utilizados en cuanto a la valoración económica de los activos ambientales se refiere (Pulido et, al., 2009). Esta técnica consiste en evaluar y valorar los bienes ambientales por sus características y atributos y se aplican modelos probabilísticos para elegir entre una lista de diferentes escenarios, comprendiendo entre ellos las diferentes características que pueden obtener dependiendo de si se actúa o no para paliar los problemas ambientales. Para ello, se utiliza un coste marginal estimado que puede ser convertido en una disposición a pagar por parte de los usuarios, para cambiar la situación de este activo ambiental. (Pulido et, al., 2009).

Como se puede apreciar, se asemeja al método de valoración contingente anteriormente comentado. La diferencia radica en que en el experimento de elección el encuestado elige entre diferentes escenarios que tienen diferentes atributos, dependiendo de la forma de actuación que se pueda establecer o no. Por tanto, el encuestador ya tiene calculada la valoración económica del SE con los diferentes atributos, dando a elegir al encuestado entre ellos. Normalmente se compara el escenario de no actuación, o sea, la situación actual con 38 varios escenarios donde sí se actúa, pero varía la forma y sobre todo la disposición del recurso (que se actúe más o menos, dependiendo del fin que se quiera conseguir).

3.7 Precios sombra

A partir del trabajo pionero de Färe et al. (1989) surge una corriente de investigación que pretende aportar una metodología de valoración de los llamados outputs no deseables, carentes de mercado, en el marco de los

estudios de eficiencia. Haciendo uso del concepto de función distancia se logra calcular un precio sombra para aquellos bienes derivados de actividades humanas y productivas (residuos sólidos, emisiones contaminantes, agua residual, etc.) para los que el mercado no otorga ningún valor y que cuentan con importantes efectos ambientales. Una serie de estudios (Färe et al, 1993; Yaisawarng y Klein, 1994; Färe y Grosskopf, 1998, entre otros) fueron desarrollando una metodología de valoración para este tipo de bienes no deseables que, en la actualidad, se encuentra plenamente avalada por la literatura. Algunas aplicaciones empíricas de este método basado en funciones distancia se encuentran en los trabajos de Coggins y Swinton (1996) y Swinton (1998) en los que se calculan los precios sombra de las emisiones de dióxido de azufre derivadas de la fabricación de aparatos eléctricos. Es importante resaltar que sus estimaciones están en la línea de los precios reales pagados por los permisos de emisión de dicho contaminante. Horowitz et al. (1999) estiman el coste marginal de evitar la contaminación generada en las industrias papeleras. Para ello, usan un modelo econométrico con una función compuesta híbrida entre translog y cuadrática. Por otro lado, Reig et al. (2000) utilizan la metodología de las funciones de distancia para estimar los precios sombra de los residuos generados por la industria cerámica en España. El valor económico obtenido para estos outputs no deseables se utiliza para calcular un índice de productividad que tiene en cuenta no sólo la producción con valor de mercado sino también los residuos derivados del proceso productivo.

Es importante destacar que los llamados outputs no deseables analizados en los diferentes trabajos pueden ser considerados como externalidades ambientales negativas asociadas a un proceso de producción. Los precios sombra calculados representarían el valor de dichos efectos externos que podrían convertirse en daño ambiental en el caso de una gestión inadecuada. Entre las ventajas que aporta esta metodología de valoración de las externalidades a través de funciones distancia con respecto al método de valoración contingente anteriormente descrito cabe destacar no sólo la robustez del modelo empleado sino también sus reducidos costes frente a los siempre costosos procesos de encuesta y la posible aparición de sesgos asociados tanto a las preguntas formuladas como al propio entrevistador.

3.8 Ratio coste beneficio

Una de las metodologías que presenta un gran potencial para ser aplicada en este estudio por su proximidad con el tema abordado es la ratio beneficio-coste desarrollada por González-Sanchis et al. (2019). El objetivo del estudio es analizar la eficacia y viabilidad de la gestión forestal de una zona semiárida localizada al este de España, entre las provincias de Castellón y Valencia, desde el punto de vista del rendimiento hídrico de la zona, y teniendo en cuenta como beneficios la producción de biomasa y la reducción del riesgo de incendios.

Para cuantificar la rentabilidad de las distintas prácticas de gestión forestal propuestas se utiliza la ratio beneficio-coste con el fin de obtener un indicador para evaluar la efectividad y rentabilidad bajo distintos escenarios.

La ratio beneficio-coste desarrollada en el citado estudio se presenta a continuación:

Función 1: Ratio Coste-Beneficio

$$BC = \frac{MVW \cdot W \cdot (1 - P_f) + MVW \cdot W_f \cdot P_f + BV \cdot TB \cdot (1 - P_f) + BV \cdot TB \cdot P_f}{P_f \cdot FEC \cdot BrA + P_f \cdot RC \cdot BrA + MC}$$

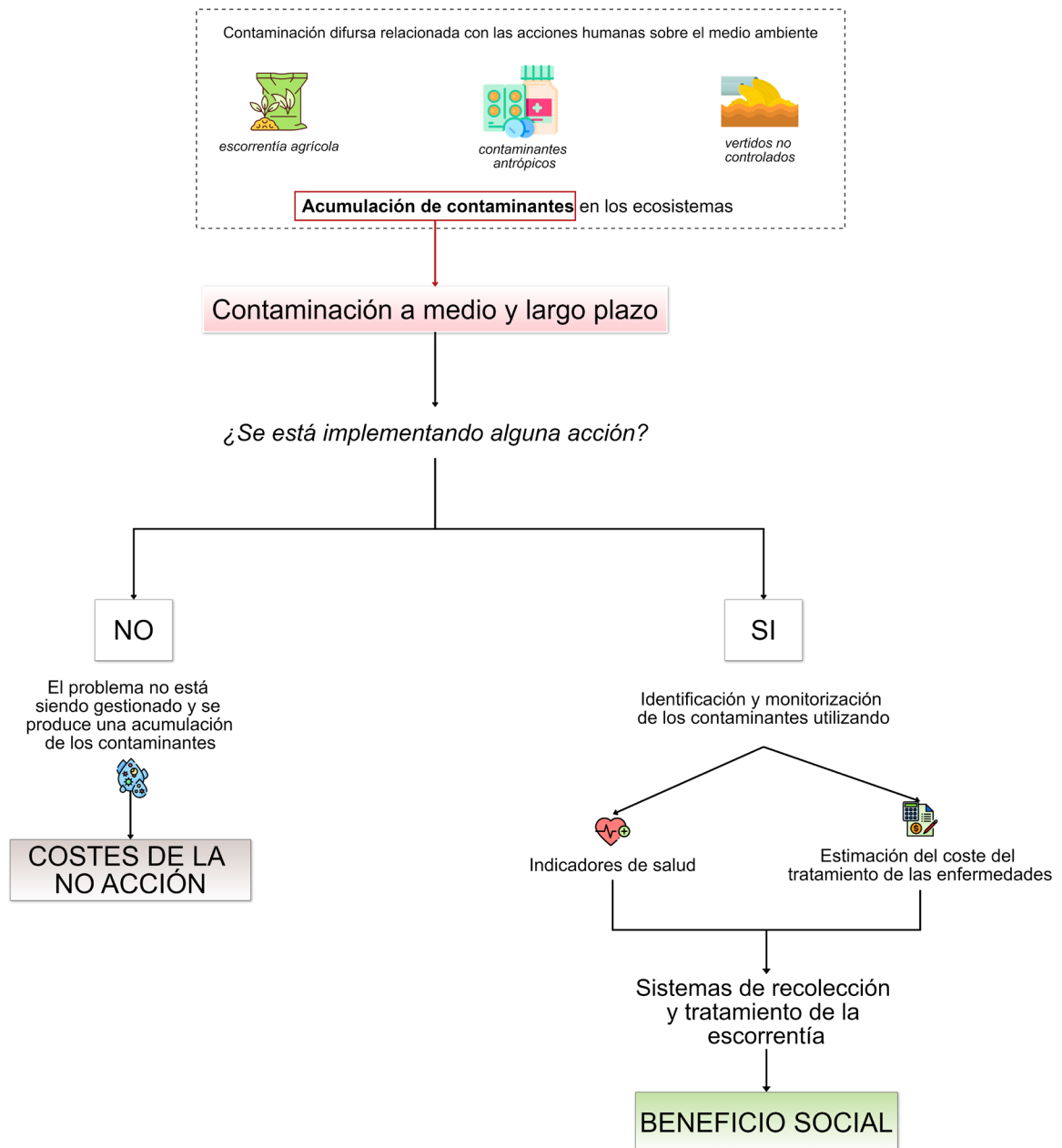
Donde:

- MVW; valor marginal del agua (€/m3)
- W y W_f ; disponibilidad de agua en el suelo calculada considerando la percolación antes y después de un incendio (m3)
- P_f ; probabilidad de ocurrencia de un incendio
- BV; valor de la biomasa (€/Mg)
- TB; total de biomasa extraída (Mg)
- FEC; costes de extinción del fuego (€)
- BrA; área quemada (ha)
- RC; costes de restauración (€/ha)
- MC; costes de gestión (€/ha)

4. La contaminación del agua y sus consecuencias sobre la salud

Los costes de la no acción están ganando importancia cuando se evalúa el impacto de los proyectos de gestión del agua. En concreto, los costes de no acción se centran en el estudio del escenario base previo a la mejora de las condiciones ambientales y sanitarias. Todos los flujos de agua contaminados por la acción humana generan un impacto ambiental que no sólo provoca daños ecológicos, sino que también afecta a la salud de la población. Aunque el grado de impacto sobre la salud es diferente, es necesario identificar las consecuencias de la exposición y el consumo para aplicar medidas específicas, ya sea cambiando la acción de gestión sobre el territorio o aplicando nuevos tratamientos de aguas residuales. El objetivo final es reducir el riesgo para la salud de la población expuesta, representado por el ahorro económico en costes de atención sanitaria (Ilustración 4).

Ilustración 4: Enfoque de los costes de no acción. Fuente: elaboración propia.



La identificación de los problemas de salud derivados de la enfermedad, así como la evaluación de los costes sanitarios de su tratamiento, son las bases del enfoque de los costes de no acción. La recopilación de datos sobre los costes sanitarios es compleja porque es difícil establecer la relación causa-efecto entre la contaminación (consumo de un contaminante específico en el agua) y la enfermedad (Norman et al. 2013). Esta relación debe establecerse y probarse antes de utilizar el enfoque de los costes sin acción para garantizar que los resultados obtenidos representan la situación real. En la actualidad, no hay muchos estudios en la literatura que aborden los costes sanitarios relacionados con la contaminación del agua. En esta sección se recogen ejemplos de costes sanitarios del consumo de nitratos y plaguicidas para mostrar que los costes de no acción pueden calcularse si se identifican correctamente el contaminante y la exposición.

4.1 ¿Cómo se relacionan los costes sanitarios con los costes de la inacción?

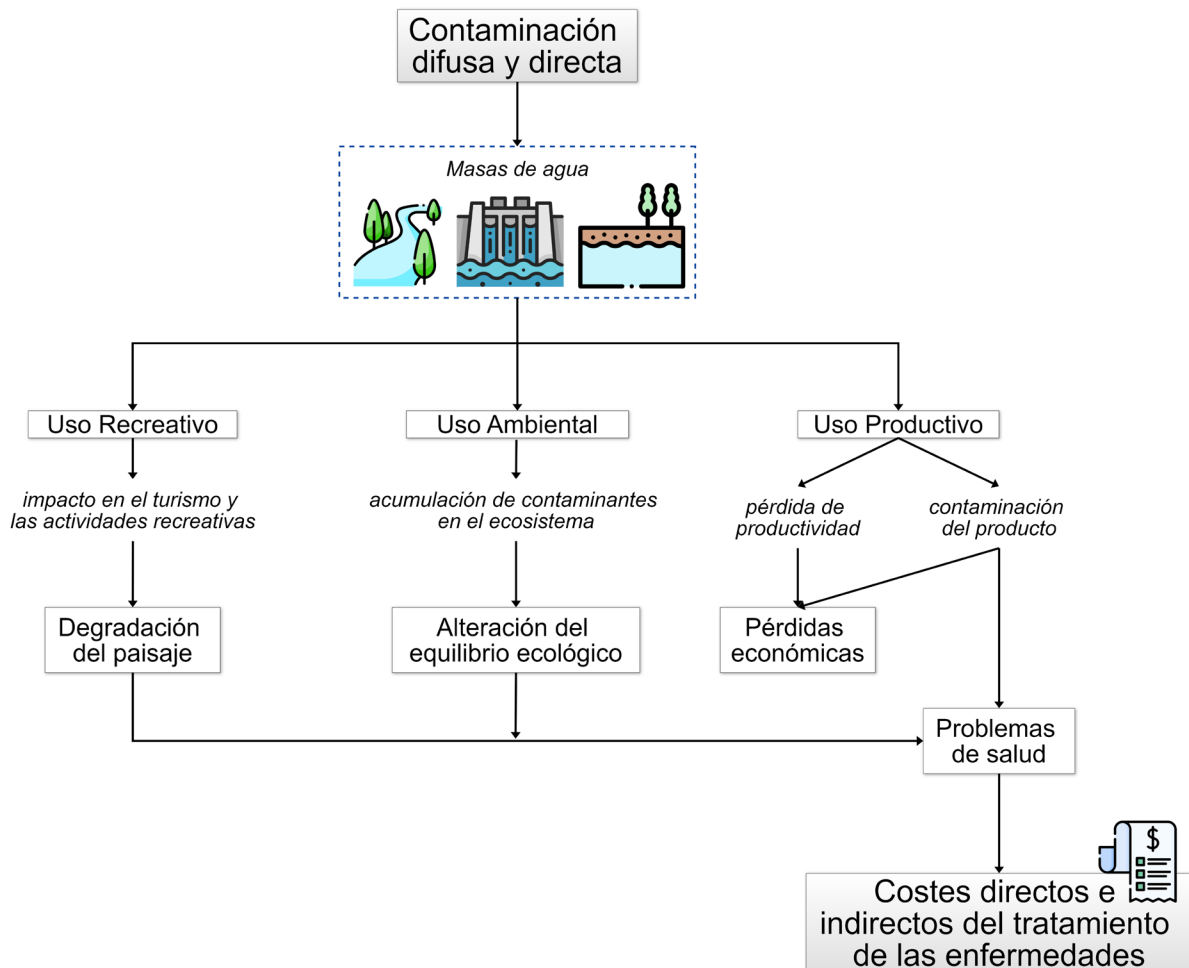
La influencia de los costes de la no acción en la asistencia sanitaria puede mostrarse de diferentes maneras según la ubicación geográfica, el tipo de contaminantes, los grupos sociales y el nivel de ingresos, entre otros. La exposición al riesgo de los vertidos de aguas residuales urbanas no es la misma exposición al riesgo de los flujos de agua o residuos industriales. Dependiendo del origen de los contaminantes, la población desarrolla diferentes síntomas, como diarrea, fiebre, trastornos estomacales e intestinales, así como ciertos tipos de cáncer debido a la exposición a sustancias nocivas (Hernández-Sancho et al. 2015). Según la información proporcionada por Lanrewaju et al., (2022), la diarrea es la principal consecuencia del consumo de agua contaminada causada por las bacterias y los virus presentes en los vertidos de aguas residuales domésticas. Ambos patógenos son la principal causa de los casos clínicos de trastornos estomacales e intestinales.

La medición de los costes de no acción es compleja porque implica el uso de diferentes disciplinas no relacionadas directamente con la economía clásica. Además, algunas de las enfermedades causadas por la exposición son difíciles de controlar debido a que los síntomas se observan a largo plazo después de la exposición temprana (Woodruff 2015). Para hacer frente a esta situación, es necesario aplicar un enfoque holístico que combine todas estas variables dentro de las evaluaciones económicas. Como resultado, los responsables de la toma de decisiones y los gestores pueden implementar nuevas acciones en el territorio considerando todas las variables e impactos relacionados con la contaminación y su gestión. Esta cuantificación representa un paso adelante en la gestión del ciclo del agua, permitiendo el fomento de la reutilización y la economía circular en condiciones de seguridad.

Para evaluar los costes no relacionados con la salud, es necesario considerar los costes directos e indirectos. Por un lado, los costes directos son el tratamiento de la enfermedad en sí: medicamentos, ingreso en el hospital, personal, seguimiento, entre otros. Por otro lado, los costes indirectos resultan de las consecuencias que la enfermedad provoca en la población expuesta, como el cese temporal de su empleo, la pérdida de calidad de vida y la reducción de su esperanza de vida o la muerte prematura (Grandjean y Bellanger 2017). Los costes indirectos son más difíciles de evaluar porque se producen a lo largo de la vida del paciente y afectan a diferentes áreas de su vida (Figura 2). Sin embargo, poder obtener estos costes permite lograr una evaluación más detallada del impacto en la salud de la exposición y el consumo de agua contaminada.

Ilustración 5: Relación entre los impactos en las masas de agua con los costes directos e indirectos.

Fuente: elaboración propia.



En general, la evaluación económica del coste de los tratamientos sanitarios se obtiene mediante el enfoque del capital humano. Éste se basa tanto en los costes indirectos relacionados con la pérdida de productividad debida a la enfermedad como en los costes directos relacionados con el tratamiento médico. El enfoque del capital humano también tiene en cuenta las disfunciones subclínicas derivadas del consumo y la exposición a los contaminantes. Las pérdidas económicas causadas por las disfunciones afectan a la productividad humana (por ejemplo, los déficits cognitivos) y suelen evaluarse a partir de los ingresos proyectados a lo largo de la vida convertidos en valor actual. El uso de información sobre el cociente intelectual (CI) y las pérdidas económicas relacionadas con la pérdida de un punto de CI, así como la integración en el mercado laboral y la escolarización son otros enfoques disponibles para obtener la pérdida de productividad económica a lo largo de la vida. Hay que tener en cuenta que existe un coste intangible relacionado con el desarrollo de la enfermedad, como el valor de evitar el dolor. Para evaluar este valor, puede aplicarse el método del año de vida ajustado por discapacidad (AVAD). El AVAD

combina la duración y la calidad de vida con el impacto que la enfermedad tiene en la población, obteniendo una estimación sobre los años de vida perdidos por enfermedad, discapacidad o muerte prematura (Grandjean y Bellanger 2017). Sin embargo, el impacto de la exposición y el consumo de agua contaminada no puede obtenerse en su totalidad debido tanto a la dificultad para cuantificar los efectos del tiempo de exposición en el desarrollo posterior de la enfermedad, como a la comprensión incompleta de la relación entre los contaminantes y las enfermedades relacionadas con el medio ambiente (Norman et al. 2013).

4.2 Costes sanitarios causados por la exposición y el consumo de agua contaminada: estudios bibliográficos.

En este apartado se han analizado dos ejemplos de cuantificación del coste sanitario de diferentes enfermedades relacionadas con el consumo de agua contaminada con nitratos y la exposición a pesticidas.

Nitratos

Los nitratos son un contaminante mundial que afecta a las masas de agua dulce y subterránea, cuya presencia se ha incrementado notablemente debido a la agricultura intensiva. El consumo de agua contaminada tiene un efecto directo sobre el transporte de oxígeno en la sangre, reduciendo su presencia y aumentando el riesgo de asfisia (también llamada metahemoglobinemia). Además, la exposición a largo plazo a concentraciones superiores a 5 mg/L aumenta el riesgo de desarrollar ciertos tipos de cáncer (de estómago y colorrectal), así como problemas de fertilidad (Espejo-Herrera et al. 2016, Schaidler et al. 2019). Estas enfermedades tienen costes sanitarios asociados para los gobiernos de los países afectados. Los datos aportados por el Instituto Nacional del Cáncer de Estados Unidos cuantifican el coste directo del tratamiento del cáncer relacionado con el consumo de agua contaminada entre 250 millones y 1.500 millones de dólares. Estos datos consideran que más de 5 millones de personas en Estados Unidos están expuestas a los nitratos en el agua potable (Schaidler et al. 2019).

Los costes de tratamiento de las enfermedades causadas por la contaminación del agua no son los únicos que hay que tener en cuenta. El estudio de Temkin et al. (2019) estima las pérdidas económicas anuales de la pérdida de productividad causada por las consecuencias del consumo de agua potable contaminada. Los resultados muestran que las pérdidas económicas anuales oscilan entre 1.300 y 6.500 millones de dólares (Tabla 1), teniendo en cuenta que en Estados Unidos se detectan 12.000 casos de cáncer colorrectal al año. Hay que tener en cuenta que, Estados Unidos tiene un alto consumo de agua subterránea procedente de pozos privados (alrededor del 12-24%) donde no hay control sobre los niveles de nitrato. Teniendo en cuenta tanto la población expuesta como el consumo de agua de pozos privados, los costes sanitarios para hacer frente al cáncer colorrectal en Estados Unidos oscilan entre 157 millones de dólares y 1.300 millones de dólares al año. Los autores destacan que el envejecimiento de la población y la mejora de los tratamientos médicos aumentarán los costes anuales del tratamiento del cáncer colorrectal entre un 27 y un 39% en los próximos años.

Tabla 1: Casos de cáncer, costes de pérdida de actividad productiva y costes médicos relacionados con el consumo de agua contaminada con nitratos en 2014 (Temkin et al., 2019).

Tipo de cancer	Casos de cáncer atribuibles al consumo de agua con nitratos	Pérdidas económicas asociadas a la reducción de productividad (Billones de dólares)	Costes médicos asociados al tratamiento de enfermedades (Billones de dólares)
Colorectal	24.479	11,56	3,13
Ovarios	690	0,56	0,13
Tiroides	1.416	1,15	N/A
Riñones	454	0,25	0,06
Vejiga	134	0,03	0,01

Los resultados obtenidos en Temkin et al., (2019) son significativos porque revelan el impacto económico en la población que tiene el consumo de agua contaminada por nitratos en un territorio. Se pone de manifiesto la necesidad de vigilar el nivel de nitrato en los acuíferos asegurando la disponibilidad de datos para mantener informada a la población. Unos niveles elevados de nitrato significan que el acuífero no puede ser utilizado y la administración debe garantizar fuentes de agua alternativas para satisfacer la demanda. Las inversiones para controlar el nivel de nitratos y aplicar nuevas tecnologías para reducir los nitratos en el agua potable se justifican a través de los costes sanitarios obtenidos. Los costes sanitarios se convierten en un argumento de peso para aplicar soluciones sostenibles con el fin de preservar la integridad de las masas de agua dulce, como la gestión de la escorrentía agrícola y la modificación de los tipos de fertilizantes, así como la promoción de diferentes fuentes de agua para satisfacer la demanda (Bellver-Domingo, Á y Hernández-Sancho 2022).

Plaguicidas

Los plaguicidas son sustancias utilizadas en todo el mundo para asegurar la productividad agrícola. Sin embargo, su alta toxicidad pone en peligro el equilibrio del ecosistema del agua y su uso para fines humanos. Aunque estas sustancias están reguladas por la legislación vigente, su uso generalizado y su persistencia química son responsables de la exposición de la población de forma directa (agricultores o trabajadores industriales) o indirecta (población en general que consume alimentos y agua contaminada por la escorrentía agrícola). Esta exposición genera efectos en la población que incluyen toxicidad aguda, carcinogenicidad, trastornos reproductivos y del neurodesarrollo, y disrupción endocrina (Pimentel y Burgess 2014).

El trabajo de Bourguet y Guillemaud (2016) destaca la necesidad de considerar los costes directos e indirectos de las enfermedades relacionadas con los plaguicidas. Esta cuantificación depende del contexto social en el que se desarrolle la enfermedad. Por ejemplo, en el caso de un agricultor, los costes indirectos significan el tiempo de trabajo perdido durante y después de la intoxicación accidental. Los costes indirectos también tienen en cuenta el tiempo de recuperación tras el diagnóstico, cuando el paciente no puede realizar ninguna actividad laboral. Por lo tanto, el tiempo de recuperación representa una pérdida de productividad económica que es una de las principales consecuencias de la exposición a la contaminación. A este coste hay que añadir la pérdida de productividad asociada a los miembros de la familia que se encargan del cuidado y la recuperación del paciente. Este estudio muestra que la evaluación de los efectos sanitarios y económicos de la exposición a plaguicidas se ha centrado principalmente en los episodios de intoxicación aguda. Este escenario es importante ya que provoca un

grave problema de salud a corto plazo con el consiguiente alto coste económico para la población. Sin embargo, los efectos a largo plazo de la exposición a plaguicidas (como el cáncer, la diabetes, la depresión y la ceguera) no se tienen en cuenta debido a la complejidad tanto del seguimiento de los efectos a largo plazo como del nexo entre el contaminante y la enfermedad. Esta situación dificulta la evaluación de los costes de la no acción y el estudio de viabilidad de las nuevas medidas y tecnologías disponibles.

En el trabajo de Ngowi et al. (2007) se ha analizado el uso de plaguicidas y su influencia en la salud y los costes de los agricultores en Tanzania. El estudio revela que el 61% de los agricultores encuestados no gastan dinero en consultar las consecuencias físicas del uso de plaguicidas, aunque son conscientes de su peligrosidad. Esta situación pone de manifiesto la necesidad de poner en marcha campañas a nivel local para informar a la población sobre los riesgos del uso y la exposición a los plaguicidas. A nivel de país, el trabajo de Pretty et al. (2000) cuantifica en 134 millones de dólares anuales el coste social total de la exposición a los plaguicidas en la agricultura del Reino Unido. En el caso de Estados Unidos, los costes sanitarios anuales debidos a la exposición a plaguicidas se han cuantificado en 1.100 millones de dólares al año (Pimentel y Burgess 2014). Este valor considera tanto la exposición de los agricultores como la de sus familias.

El cálculo de los costes directos e indirectos del tratamiento sanitario y del tiempo de recuperación no se ha abordado ampliamente en la literatura. Esto se debe a la dificultad de obtener datos a largo plazo sobre el coste de la asistencia sanitaria mediante un plan de seguimiento a largo plazo. Este estudio se centra en los contaminantes del agua y sus consecuencias en la población y el sector económico. Sin embargo, el trabajo de Grandjean y Bellanger (2017) proporciona los costes económicos anuales de la exposición a diversos contaminantes (no solo en el agua), que se resumen en la Tabla 2.

Tabla 2: Costes anuales de la población expuesta a diferentes tipos de contaminantes, considerando tanto los costes de atención a la salud como los de pérdida de calidad de vida. Adaptado de Grandjean and Bellanger (2017).

Tipo	Contaminante	Enfermedad	Costes (\$billones/año)
Neurotóxicos	Exposición al plomo		876,7 – 1.373,5
	Metilmercurio ^a	Déficit cognitivo	13,8–16,9
	Éteres difenílicos polibromados ^b		135,08–396,4
Contaminantes atmosféricos	N/A	Asma en la Unión Europea	0,568–1,98
		Problemas cardiovasculares	24,47–49,83
Disruptores endocrinos	Aldrina ^c , bisfenoles ^d , diclorodifeniltricloroetano (DDE) ^e , lindano ^c , mercurio orgánico e inorgánico, organofosfatos ^f , éteres difenílicos polibromados ^b y ftalatos ^d	Obesidad infantil y adulta, cáncer testicular, infertilidad masculina y mortalidad asociada a la reducción de testosterona, fibromas y endometriosis	110 - 359

^a El metilmercurio llega al ser humano a través de los alimentos, concretamente por la ingesta de grandes peces, que han bioacumulado grandes cantidades de este metal en el medio acuático. ^b Los éteres difenílicos polibromados se utilizan como retardadores químicos de la llama. ^c Insecticida. ^d Sustancia química utilizada principalmente en combinación con otras sustancias para fabricar plásticos y resinas. ^e Producto derivado de la degradación del DDT (insecticida). ^f Insecticidas, medicamentos y agentes nerviosos.

Los valores incluidos en la Tabla 2 ponen de manifiesto que los costes de no actuación suponen un elevado impacto social, que podría evitarse mediante la aplicación de medidas de gestión específicas con un importante beneficio social. Estas medidas deben ajustarse a (i) las necesidades específicas del territorio, (ii) la matriz en la que se encuentra el contaminante (agua superficial, acuífero, aire, suelo) y (iii) el nivel de riesgo o exposición que está afectando a la población. En el caso de los contaminantes del agua, la identificación de las fuentes de contaminación es esencial para desarrollar nuevas medidas. Sin embargo, la contaminación difusa es difícil de identificar y evitar. Para reducir el nivel de riesgo del consumo de agua contaminada se recomienda aplicar medidas in situ que permitan abastecer a la población con un coste menor. Por ejemplo, para evitar el consumo de agua contaminada, se pueden construir filtros para retener los nitratos a la salida de los pozos. Gracias a este tipo de medidas, además de evitar el coste económico y sanitario mencionado, se reducen los costes por familia, ya que no es necesario comprar agua embotellada para cocinar y lavar.

Esta reducción del gasto familiar para acceder a una fuente de agua segura tiene un claro beneficio social y medioambiental, no sólo en términos de atención sanitaria, sino también de costes domésticos. Misopoulos et al. (2020) han obtenido el impacto medioambiental del embotellado y la distribución de agua mediante la evaluación de las emisiones de gases de efecto invernadero durante todo el proceso. La emisión media para una planta de embotellado que produce 8.000 botellas/hora es de 87.147 toneladas (datos del año 2019). Teniendo en cuenta que el precio de las emisiones de CO₂ se cuantifica en 61,13 euros/tonelada (octubre de 2022), el coste medioambiental del CO₂ se cuantifica en 5,3 millones de euros. Además, la población que consume agua embotellada provoca una huella de carbono que también se puede cuantificar. Según Botto et al. (2011) consumir un volumen de 1,5 L de agua embotellada tiene una huella de carbono de 163,50 kg de CO₂ frente a los 0,34 kg de CO₂ del consumo de agua del grifo.

Todos estos datos avalan la importancia ambiental y social de reducir la exposición a los contaminantes en el ciclo del agua. En concreto, la consideración del impacto social de la contaminación en términos monetarios permite a los responsables de la toma de decisiones incluir la información en las evaluaciones de viabilidad. Como ya se ha comentado, los costes de no acción se convierten en una herramienta eficaz para conocer los costes sanitarios e indirectos de la situación actual y las consecuencias para la población. Al mismo tiempo, la obtención de un valor monetario permite desarrollar un escenario socioeconómico que justifique la implantación tanto de nuevas tecnologías como de marcos de gestión para mejorar la calidad del agua para el consumo humano y el equilibrio de los ecosistemas. Esta mejora logrará un ahorro económico a corto, medio y largo plazo para todos los interesados al mejorar sus condiciones de vida (aumentar la esperanza de vida) y asegurar su productividad. Los costes de la atención sanitaria como proxy de los costes de la no acción es un enfoque novedoso que permite desarrollar y aplicar medidas ambiciosas para mejorar la calidad de vida de la población a través de la mejora de la calidad del agua.

5. Conclusiones

La contaminación difusa es un grave problema social y medioambiental. Los flujos de escorrentía agrícola, ganadera y urbana arrastran diferentes tipos de contaminantes que generan problemas tanto en la gestión del suministro de agua como en la salud de la población. En concreto, los problemas de salud tienen elevados costes de tratamiento y pérdidas económicas por la pérdida de productividad que deben ser cuantificadas para identificar el impacto social de la situación actual. Este estudio considera que la situación actual en términos económicos puede definirse como costes de no acción, donde los contaminantes están provocando problemas de salud en la población expuesta y no se han implementado acciones para corregir la situación. Los costes de no acción deben tenerse en cuenta en los nuevos proyectos o medidas de gestión del agua y el suelo, incluyendo la escala del problema en términos de salud.

La identificación de los costes de no acción es una tarea compleja dada la dificultad de entender el nexo entre el contaminante y la enfermedad a corto, medio y largo plazo. A pesar de ello, este trabajo evalúa el marco de los costes de no acción a través de diferentes ejemplos en los que se ha identificado el nexo y se han evaluado los costes sanitarios. El enfoque propuesto es novedoso en la literatura y permite establecer los costes directos e indirectos de los gastos de tratamiento sanitario y el impacto que los procesos de recuperación tienen en las actividades de productividad. Los costes de no acción actúan como una herramienta eficaz para comprender y analizar el impacto social de la contaminación del agua, destacando que la salud de la población es una parte esencial de la evaluación de la viabilidad y no debe ser ignorada.

6. Referencias

ABADIE, L. M., SAINZ DE MURIETA, E., & GALARRAGA, I. (2020). The Costs of Sea-Level Rise: Coastal Adaptation Investments vs. Inaction in Iberian Coastal Cities. *Water*, 12(4), 1220.

ARAUZO M., VALLADOLID M., GARCÍA G. AND ANDRIES D.M., 2022. N and P behaviour in alluvial aquifers and in the soil solution of their catchment areas: How land use and the physical environment contribute to diffuse pollution. *Science of The Total Environment*, 804:150056.

AZNAR, J. Y ESTRUCH, V. (2012). Valoración de activos ambientales. Teoría y casos. Editorial Universidad Politécnica de Valencia.

BELLVER-DOMINGO A. AND HERNÁNDEZ-SANCHO F., 2017. Environmental Benefit of Improving Wastewater Quality: A Shadow Prices Approach for Sensitive Areas. *Water Economics and Policy*.

BELLVER-DOMINGO Á AND HERNÁNDEZ-SANCHO F., 2022. Circular economy and payment for ecosystem services: A framework proposal based on water reuse. *Journal of environmental management*, 305:114416.

BIGGS, E. M., BRUCE, E., BORUFF, B., DUNCAN, J. M., HORSLEY, J., PAULI, N., ... & HAWORTH, B. (2015). Sustainable development and the water–energy–food nexus: A perspective on livelihoods. *Environmental Science & Policy*, 54, 389-397.

BOTTO, S., NICCOLUCCI, V., RUGANI, B., NICOLARDI, V., BASTIANONI, S., GAGGI, C., 2011. Towards lower carbon footprint patterns of consumption: The case of drinking water in Italy, *Environ. Sci. & Policy* 14, 388-395.

BOURGUET D. AND GUILLEMAUD T., 2016. The Hidden and External Costs of Pesticide Use. In: E. Lichtfouse (Editor), *Sustainable Agriculture Reviews: Volume 19*. Springer International Publishing, Cham, pp. 35-120.

CARVALHO D.J., COSTA M.E.L. AND KOIDE S., 2022. Assessment of diffuse pollution loads in peri-urban rivers - Analysis of the accuracy of estimation based on monthly monitoring data. *Water*, 14.

CHRISTIE, R. (2007). *Environmental aspects of textile dyeing*. Elsevier.

COGGINS, J. S., & SWINTON, J. R. (1996). The price of pollution: a dual approach to valuing SO₂ allowances. *Journal of environmental economics and management*, 30(1), 58-72.

COHEN, J. (1983). The cost of dichotomization. *Applied psychological measurement*, 7 (3), 249-253.

ESPEJO-HERRERA, N., GRACIA-LAVEDAN, E., BOLDO E., ARAGONES, N., PEREZ-GOMEZ, B., POLLAN, M., ET AL., 2016. Colorectal cancer risk and nitrate exposure through drinking water and diet. *Int J Cancer*, 139(2), 334–46.

FAO, 2018. Progress in water stress level: Global benchmarks for SDG indicator 6.4.2. FAO y ONU-Agua:58 (In Spanish)

FÄRE, R., GROSSKOPF, S., LOVELL, C. K., & YAISAWARNG, S. (1993). Derivation of shadow prices for undesirable outputs: a distance function approach. *The review of economics and statistics*, 374-380.

FÄRE, ROLF, SHAWNA GROSSKOPF, B. LINDGREN, AND P. ROOS, (1989). "Productivity Developments in Swedish Hospitals: A Malmquist Output Index Approach," Southern Illinois University–Carbondale discussion paper.

GONZÁLEZ-SANCHIS, M., RUIZ-PÉREZ, G., DEL CAMPO, A. D., GARCIA-PRATS, A., FRANCÉS, F., & LULL, C. (2019). Managing low productive forests at catchment scale: Considering water, biomass and fire risk to achieve economic feasibility. *Journal of environmental management*, 231, 653-665.

GRILICHES, S. (1971). Price indexes and quality change. *Studies in new methods of measurement*. Harvard University Press, Cambridge.

GUO, J., KUBLI, D., & SANER, P. (2021). *The economics of climate change: No action not an option*. Swiss Re Institute.

GRANDJEAN P. AND BELLANGER M., 2017. Calculation of the disease burden associated with environmental chemical exposures: application of toxicological information in health economic estimation. *Environmental Health*, 16:123.

KUMAR, P., BRONDIZIO, E., GATZWEILER, F., GOWDY, J., DE GROOT, D., PASCUAL, U., REYERS, B., SUKHDEV, P. (2013): "The economics of ecosystem services: from local analysis to national policies", *Current Opinion in Environmental Sustainability*, nº 5, p.7886.

HAINES-YOUNG, R., & POTSCHIN, M. (2010). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. *Ecosystem Ecology: a new synthesis*, 1, 110-139.

HERNÁNDEZ-SANCHO, F., LAMIZANA-DIALLO, B., MATEO-SAGASTA, J., & QADIR, M. (2015). *Economic valuation of wastewater: the cost of action and the cost of no action*. United Nations Environment Programme (UNEP).

JONES, R.R., WEYER, P.J., DELLAVALLE, C.T., ROBIEN, K., CANTOR K.P., KRASNER, S., ET AL., 2017. *Ingested nitrate, disinfection by-products, and kidney cancer risk in older women*. *Epidemiology*. 28(5):703–11.

LANREWAJU A.A., ENITAN-FOLAMI A.M., SABIU S., EDOKPAYI J.N. AND SWALAHA F.M., 2022. Global public health implications of human exposure to viral contaminated water. *Frontiers in Microbiology*, 13.

LEE, J., LIM, C. H., KIM, G. S., MARKANDYA, A., CHOWDHURY, S., KIM, S. J., ... & SON, Y. (2018). Economic viability of the national-scale forestation program: The case of success in the Republic of Korea. *Ecosystem Services*, 29, 40-46.

LLINARES LLAMAS, P. Y ROMERO LÓPEZ, C. (2008). Economía y Medio Ambiente: herramientas de valoración ambiental. Tratado de tributación medioambiental, Vol. 2, 2008, ISBN 978- 84-8355-735-8, págs. 1189-1225

LÓPEZ-NICOLÁS, A. (2017). Método y herramientas de evaluación y diseño de instrumentos económicos para gestión de sequías y adaptación al cambio climático. Programa de Doctorado en Ingeniería del Agua y Medioambiental, Universitat Politècnica de València.

MACKERRON, G., & MOURATO, S. (2009). Life satisfaction and air quality in London. *Ecological Economics*, 68(5), 1441-1453.

MISOPOULOS, F., ARGYROPOULOU, R., MANTHOU, V., ARGYROPOULOU, M., KELMENDI, I., 2020. Carbon emissions of bottled water sector supply chains: a multiple case-study approach, *International Journal of Logistics Research and Applications* 23, 178-194.

MOMBLANCH, A., CONNOR, J. D., CROSSMAN, N. D., PAREDES-ARQUIOLA, J., & ANDREU, J. (2016). Using ecosystem services to represent the environment in hydro-economic models. *Journal of Hydrology*, 538, 293-303.

NICKLIN, H.; LEICHER, A.M.; DIEPERINK, C.; VAN LEEUWEN, K. Understanding the Costs of Inaction—An Assessment of Pluvial Flood Damages in Two European Cities. *Water* **2019**, 11, 801. <https://doi.org/10.3390/w11040801>

NGOWI A.V., MBISE T.J., IJANI A.S., LONDON L. AND AJAYI O.C., 2007. Pesticides use by smallholder farmers in vegetable production in Northern Tanzania. *Crop protection (Guildford, Surrey)*, 26:1617-1624.

NORMAN R.E., CARPENTER D.O., SCOTT J., BRUNE M.N. AND SLY P.D., 2013. Environmental exposures: an underrecognized contribution to noncommunicable diseases, 28:59-65.

PIMENTEL D. AND BURGESS M., 2014. Environmental and Economic Costs of the Application of Pesticides Primarily in the United States. In: D. Pimentel and R. Peshin (Editors), *Integrated Pest Management: Pesticide Problems*, Vol.3. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 47-71.

PRETTY J.N., BRETT C., GEE D., HINE R.E., MASON C.F., MORISON J.I.L., RAVEN H., RAYMENT M.D. AND VAN DER BIJL G., 2000. An assessment of the total external costs of UK agriculture. *Agricultural Systems*, 65:113-136.

PULIDO-VELÁZQUEZ, M., MARTÍN-ORTEGA, J., ÁLVAREZ, J. P., LÓPEZ-NICOLÁS, A. 2009. Serpis River Basin: Case study report. Wate scarcity valuation under the EU WFD, Aquamoney Project. Technical University of Valencia, Spain

REIG-MARTÍNEZ, E., PICAZO-TADEO, A., & HERNANDEZ-SANCHO, F. (2001). The calculation of shadow prices for industrial wastes using distance functions: an analysis for Spanish ceramic pavements firms. *International Journal of Production Economics*, 69(3), 277-285.

RODRÍGUEZ-JAUME, M. J., & MORA CATALÁ, R. (2001). Análisis de regresión múltiple. *Técnicas de investigación social II*.

SAATY, T. L. 1980. The Analytic Hierarchy Process. McGraw-Hill, New York.

SCHAAFSMA, M., MORSE-JONES, S., & POSEN, P. (2016) The importance of local forest benefits: Economic valuation of Non-Timber Forest Products in the. *Global Environmental Change*.

SCHAIDER L.A., SWETSCHINSKI L., CAMPBELL C. AND RUDEL R.A., 2019. environmental justice and drinking water quality: are there socioeconomic disparities in nitrate levels in U.S. drinking water? *Environmental Health*, 18.

SWINTON, J. R. (1998). ¿At what cost do we reduce pollution? Shadow prices of SO₂ emissions. *The Energy Journal*, 19(4).

TEMKIN A., EVANS S., MANIDIS T., CAMPBELL C. AND NAIDENKO O.V., 2019. Exposure-based assessment and economic valuation of adverse birth outcomes and cancer risk due to nitrate in United States drinking water. *Environmental research*, 176:108442.

UN-AGUA, 2018. Progress on water-related ecosystems. Pilot testing of monitoring methodology and first findings on SDG indicator 6.6.1. ONU. (In Spanish)

UNESCO, 2021. UN World Water Development Report 2021: The Value of Water. United Nations:225. (In Spanish)

WARD, M.H., KILFOY, B.A., WEYER, P.J., ANDERSON, K.E., FOLSOM, A.R., & CERHAN, J.R. 2010. Nitrate intake and the risk of thyroid cancer and thyroid disease. *Epidemiology*, 21(3):389–95.

WOODRUFF T.J., 2015. Making It Real—The Environmental Burden of Disease. What Does It Take to Make People Pay Attention to the Environment and Health? *The Journal of Clinical Endocrinology & Metabolism*, 100:1241-1244.

XIAO S., HU S., ZHANG Y., ZHAO X. AND PAN W., 2018. Influence of sewage treatment plant effluent discharge into multipurpose river on its water quality: A quantitative health risk assessment of *Cryptosporidium* and *Giardia*. *Environmental Pollution*, 233:797-805.

YAISAWARNG, SUTHATHIP, AND J. DOUGLASS KLEIN, (1994) “The Effects of Sulfur Dioxide Controls on Productivity Change in the U.S. Electric Power Industry,” this REVIEW 76:3, 447–460.