

Evaluación de alternativas de sellado de vertederos en zonas semiáridas: el caso del vertedero de Fuente Álamo (Murcia)

Javier Senent-Aparicio¹, Francisco Pellicer-Martínez², Ángel Perni³, José Miguel Martínez-Paz^{2,3}

¹ Escuela Universitaria Politécnica, Universidad Católica San Antonio de Murcia, CP. 30107

² Departamento de Economía Aplicada, Facultad de Economía y Empresa, Campus de Espinardo de la Universidad de Murcia CP. 30100

³ Instituto Universitario del Agua y del Medio Ambiente (INUAMA), Campus de Espinardo de la Universidad de Murcia CP. 30100

* correspondencia: angel.perni@um.es

Resumen

La gestión de residuos sólidos urbanos (RSU) es uno de los principales retos ambientales en todo el mundo. Los principales problemas generados por los vertederos son la ocupación del territorio, la contaminación de suelo y agua por lixiviados y la emisión de gases de efecto invernadero. Con el fin de reducir la producción de contaminantes, los vertederos deben adecuarse a las condiciones climáticas del área donde se ubique. Este trabajo tiene como objetivo identificar la mejor tipología de sellado de vertedero para reducir la producción de lixiviados en zonas semiáridas, mediante un Análisis Coste-Eficacia (ACE). Son evaluados tres tipos de sellado: multicapa convencional, monolítico y monolítico mixto. La evaluación de la eficacia de cada alternativa se ha realizado con el modelo HELP (Hydrologic Evaluation Landfill Performance), que permite calcular la reducción del volumen de lixiviados para cada alternativa. Los resultados del modelo HELP muestran que los sellados del tipo multicapa convencional y monolítico-mixto son los que más reducen la producción de lixiviado respecto al *status quo*. Por el contrario, el sistema monolítico genera un 202% más de lixiviado respecto a la opción de no actuar. Los resultados del ACE muestran que el sellado monolítico-mixto es la alternativa más coste-eficaz. En cambio, el sellado monolítico es una alternativa incluso peor que el mantenimiento del *status quo*, por lo que se desaconsejaría su implantación en cuencas semiáridas.

Abstract

Urban solid waste management is one of the main challenges around the world. The main issues generated by landfills are land occupation, soil and water pollution by leachates, and greenhouse gases emission. In order to reduce pollution, landfill must be adapted to the climate conditions of its location. This paper aimed at identifying the best closure system typology to reduce leachate production in semiarid regions by means of Cost-Effectiveness Analysis. We evaluate three types of closure systems: conventional multilayer, monolithic and mixed-monolithic. The effectiveness of these systems has been evaluated by the HELP model (Hydrologic Evaluation Landfill Performance), which enables us to estimate the reduction of the leachate production respect to the *status quo* for each alternative. The results show that the conventional multilayer and the mixed-monolithic are the most effective systems. However, the monolithic system produces more leachate than the *status quo* option. CEA shows that mixed-monolithic is the most cost-effective system. On the contrary, monolithic system is an alternative even worse than the *status quo option*, so that it is not advisable to implement it in semiarid regions.

Palabras clave: análisis coste-eficacia, contaminación, modelo HELP, lixiviados

Introducción

La gestión de residuos sólidos urbanos (RSU) es uno de los principales retos ambientales en todo el mundo (Buenrostro et al. 2012; Vergara & Tchobanoglous 2012). Una adecuada gestión debe tener como objetivo reducir la producción de RSU, ya sea evitando su generación o mediante reciclado. Sin embargo, en el caso de la Unión Europea (EU), aproximadamente el 50% de los residuos generados todavía acaban siendo depositados en vertederos. Aunque las tasas de generación de residuos urbanos han descendido del 62% al 40% en el periodo 1994-2008 (EEA 2010), éstos todavía ejercen una significativa presión ambiental. Los principales problemas generados por los vertederos son la ocupación del territorio, la contaminación de suelo y agua por lixiviados y la emisión de gases de efecto invernadero. Por tanto, los vertederos deben contar con

sistemas que minimicen estos efectos sobre el medio ambiente, tanto en la fase de explotación como, posteriormente, en la de sellado, una vez cesa su actividad. Dichos sistemas de reducción de la contaminación deben ser efectivos, y su diseño debe adecuarse a las condiciones climáticas del área donde se ubique (Laner et al. 2012; Baziene et al. 2013).

Este trabajo tiene como objetivo evaluar diferentes tipos de sellado de vertedero técnicamente viables con el fin de seleccionar el más coste-efectivo, es decir, el que mejor cumple el objetivo de reducir la producción de lixiviados a un coste menor. Así, en este trabajo se evalúan tres tipos de sellado de vertedero (multicapa convencional, monolítico y monolítico mixto) mediante un Análisis Coste-Eficacia (ACE), en una zona semiárida de clima mediterráneo. Este caso de estudio permitirá presentar el procedimiento completo de evaluación de forma secuencial. Señalar que, aunque el ACE ha sido ya utilizado para analizar la eficiencia de medidas relacionadas con diferentes aspectos de la gestión de los residuos sólidos (Harbottle et al. 2007; Weng & Fujiwara 2011; Chang et al. 2012), es escasa su aplicación tanto en climas semiáridos mediterráneos como para la evaluación de alternativas de sellado (Tatsi & Zouboulis 2002).

Caso de estudio

El vertedero estudiado está situado en Fuente Álamo (Murcia, SE de España), dentro de la cuenca del Campo de Cartagena, que tiene una extensión de unos 1.200 km² (Fig. 1). El clima de la zona es semiárido y cuenta con una precipitación media anual de 300 mm, una temperatura media anual de 18 °C y la evapotranspiración potencial es superior a 1.000 mm/año. Aunque las precipitaciones son escasas, éstas se producen con gran intensidad, fundamentalmente a finales de verano y principios de otoño que llegan a producir inundaciones puntuales (Conesa-Garcia et al. 2010). La cuenca del Campo de Cartagena fluye hasta el Mar Menor, una de las lagunas costeras más importantes del área mediterránea y que está incluida en la lista Ramsar de humedales (Conesa & Jimenez-Carceles 2007). Además, está situada sobre un importante acuífero cuyas aguas son utilizadas para el mantenimiento de la agricultura de la zona (Jimenez-Martinez et al. 2012). Por lo tanto, una correcta gestión del vertedero es crucial para no deteriorar el estado de las masas de agua de la cuenca.

La superficie del vertedero de Fuente Álamo es de 259.000 m² incluyendo la superficie de la zona de vertido y las instalaciones auxiliares. La zona de vertido ocupa 130.752 m² del total y se divide en dos vasos (denominados A y B). La superficie, volumen bruto y la vida útil de cada vaso se muestra en la Tabla 1.

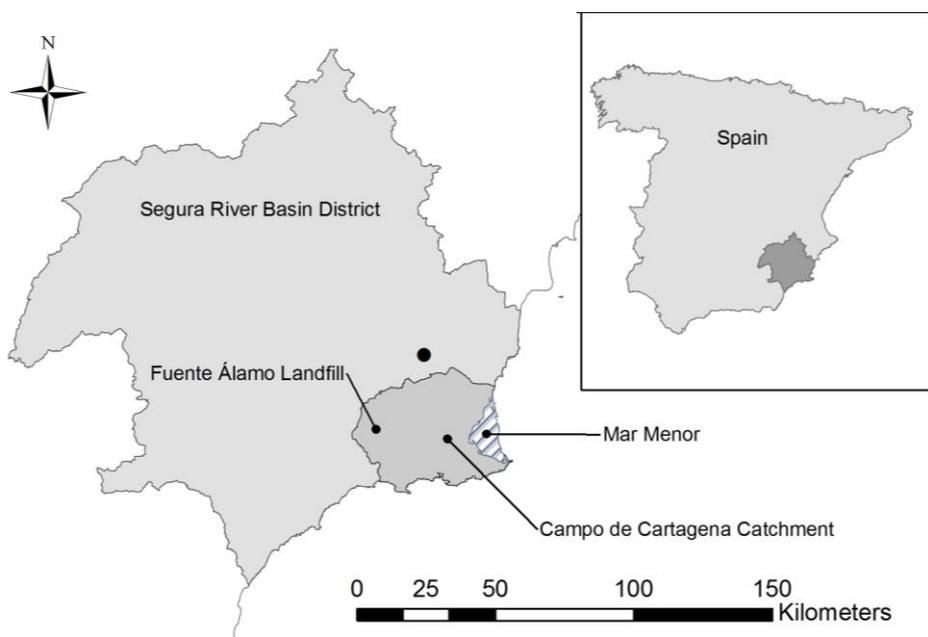


Figura 1. Localización del vertedero de Fuente Álamo.

La explotación del vertedero comenzó en el año 2003 por el Vaso A y ya en 2013, este vaso ha alcanzado su capacidad máxima y está previsto su sellado para posteriormente continuar la explotación del vertedero en el Vaso B. Por este motivo, el caso de estudio de este trabajo es el Vaso A del vertedero cuyas características técnicas se describen a continuación.

Los residuos del Vaso A están almacenados en capas compactadas alternadas de residuos y de arcillas, de 0,5 metros y 0,15 metros de espesor respectivamente. Este vaso está aislado hidrológicamente mediante una cuneta perimetral que evita la entrada de escorrentía superficial hacia el vaso, conduciendo dichas aguas de escorrentía hasta una balsa de 700 m³ de capacidad. Además, una capa de bentonita en el fondo del vaso impide filtraciones de lixiviados hacia el acuífero. En el fondo del vaso existe una red de drenajes para captar y derivar los lixiviados generados hacia una balsa de lixiviados de 400 m³ de capacidad, donde se almacenan hasta su tratamiento posterior.

Material y Métodos

Análisis Coste-Eficacia

El ACE es una herramienta de evaluación económica de apoyo a la decisión que permite comparar distintas actuaciones que comparten un mismo objetivo, con el fin de identificar qué actuación tiene una mayor efectividad a un coste menor (Perni & Martínez-Paz 2013). Este método se aplica para comparar distintas alternativas de gestión de las que es posible cuantificar sus costes de implementación, pero es difícil, a veces incluso imposible, cuantificar en términos económicos los beneficios de las mismas. Esta técnica es de uso generalizado en la evaluación de políticas sociales y públicas, contando cada vez con más desarrollo en el ámbito medioambiental (Finnveden et al. 2007). El ACE consiste en (Brouwer & De Blois 2008): (i) establecer un objetivo; (ii) identificar diferentes alternativas; (iii) estimar efectividad y costes de las alternativas; (iv) ordenar las alternativas de acuerdo con un ratio coste-eficacia; (v) seleccionar la combinación de medidas más coste-efectiva; y (vi) realizar un análisis de sensibilidad de los resultados. La Figura 2 resume la metodología empleada para la evaluación de las alternativas de sellado del vertedero. El objetivo es identificar la alternativa de sellado que minimiza la emisión de lixiviados durante la fase de clausura del vertedero. Las diferentes etapas son explicadas en las siguientes secciones.

Tabla 1. Superficie, volumen y vida útil de los vasos del vertedero de Fuente Álamo.

	Vaso A (en explotación)	Vaso B (próxima explotación)
Superficie de instalación (m ²)	62.116	68.636
Volumen bruto (m ³)	913.211	836.081
Vida útil (años)	10	10

Caracterización de las alternativas de sellado

En este trabajo se evalúan tres alternativas de sellado para el vertedero de Fuente Álamo: sistema multicapa convencional (SC), sistema monolítico (SM) y sistema monolítico mixto (SMM). Una vez acondicionada la última capa de los residuos sólidos, para cada alternativa de sellado, se dispone una capa de regularización sobre los residuos con objeto de crear una superficie uniforme de terreno que sirva de soporte al resto de capas del sellado. La Tabla 2 muestra la composición y características de las capas utilizadas para cada alternativa de sellado.

La disposición y el tipo de capas de sellado de la alternativa SC viene regulado por la normativa de gestión de vertederos establecida por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente de España (BOE 2001). Sobre la capa de regularización se sitúa una capa lámina aislante de polietileno que permite reducir la entrada de agua de lluvia, disminuyendo así la producción de lixiviados. La estructura del sellado continúa con un drenaje de gravas y, por último, se coloca una cobertura de arcilla arenosa que facilita el desarrollo de vegetación sobre el vertedero.

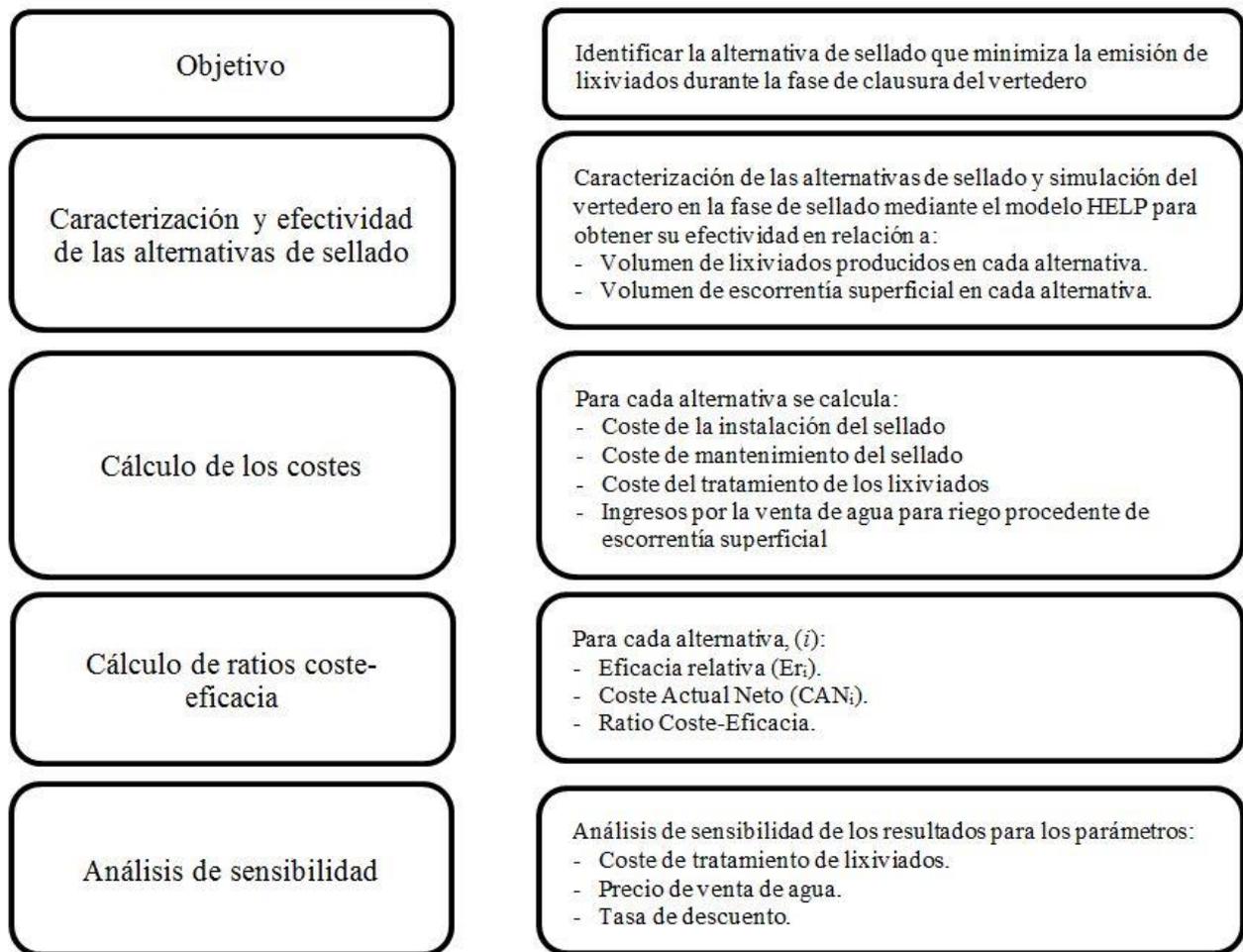


Figura 2. Esquema metodológico general de la evaluación.

La alternativa SM se basa en el sistema Evapotranspiration Landfill Cover System (ET Cover) (Hauser et al. 2001) que ha sido aplicado en zonas semiáridas con resultados satisfactorios (Albright et al. 2004). Este tipo de sellado está compuesto por una única capa de limos arcillosos sobre la capa de regularización. Este sistema aprovecha las características hidrológicas del suelo para almacenar el agua de la precipitación en forma de humedad en el suelo y retornarla a la atmosfera a través de la evapotranspiración.

La estructura y funcionamiento del SMM es similar a la de SM. En este caso, sobre la capa de regularización se extiende una capa de limos arcillosos de las mismas características que la del SM, pero en la que se sustituyen los 20 centímetros más superficiales por un material mixto compuesto por dichos limos arcillosos y por compost, en una proporción del 60 y del 40% respectivamente (Elshorbagy & Mohamed 2000).

Estimación de efectividad mediante el Modelo HELP

Para evaluar la efectividad de cada alternativa de sellado, en este trabajo se aplica el modelo HELP, modelo de balance hidrológico diseñado y aplicado específicamente para la gestión de vertederos (Schroeder et al. 1994). En este trabajo se ha estudiado el caso del vertedero de Fuente Álamo, situado en la cuenca semiárida del Campo de Cartagena (sureste de España).

Tabla 2. Capas de los sistemas de sellado convencional (SC), monolítico (SM) y monolítico mixto (SMM).

Alternativa	Capas*	Material	Espesor (m)	K (cm/s)
SC	Cobertura	Arena arcillosa	1,00	$5,2 \cdot 10^{-4}$
	Filtrante	Arenas finas	0,30	10^{-3}
	Drenaje mineral	Arenas Gruesas	0,30	10^{-2}
	Barrera Impermeable	Lámina de polietileno de alta densidad	0,02	$2 \cdot 10^{-13}$
SM	Capa de regularización	Arcilla arenosa moderadamente compactada	0,50	$1,9 \cdot 10^{-6}$
	Sellado	Limos arcillosos	1,00	10^{-6}
SMM	Capa de regularización	Arcilla arenosa moderadamente compactada	0,50	$1,9 \cdot 10^{-6}$
	Sellado	Limos arcillosos (60%) + Compost (40%)	0,20	$2 \cdot 10^{-8}$
		Limos arcillosos	0,80	10^{-6}

* Capas ordenadas según su disposición final en el sistema de sellado, de más a menos superficial.

Cada sistema de sellado tiene un comportamiento diferente frente a la producción de lixiviados que determina su efectividad. La efectividad de cada alternativa de sellado (Er_i) para reducir lixiviados viene dada por la siguiente expresión:

$$Er_i = \frac{VLT_{SQ}}{VLT_i} - 1 \quad (1)$$

Donde VLT_{SQ} y VLT_i son, respectivamente, el volumen total de lixiviados producidos en la alternativa de no sellado (*status quo*, SQ) y en la alternativa de sellado i (SC, SM, SMM) durante todo el periodo de análisis. Un valor positivo del ratio indica que la alternativa i produce menos lixiviados y que, por tanto, es más eficaz que la alternativa SQ. Por el contrario, un valor negativo indica una menor efectividad de la alternativa i respecto a la alternativa SQ. El valor cero indica que ambas alternativas son igual de efectivas.

Los valores de VLT_{SQ} y VLT_i se obtienen mediante la simulación de la fase de sellado del vertedero para cada alternativa mediante el modelo HELP (Schroeder et al. 1994). Este modelo simula el balance hidrológico de un vertedero de RSU con el objetivo de estimar el volumen de lixiviados producidos en un periodo de tiempo determinado. Las variables de entrada al modelo son la geometría del vaso del vertedero, las características de los materiales de su estructura, las características de los residuos almacenados, la gestión del vertedero, la climatología del emplazamiento y el tipo de sellado.

Se han realizado 4 simulaciones de balance hidrológico, una por cada alternativa de sellado y la alternativa SQ. Además de las características propias de cada tipo de sellado, el modelo HELP incorpora las variables recogidas en la Tabla 3. Las variables de diseño y la estructura del vertedero así como las características de los residuos son constantes para el modelo, mientras que las variables climáticas son series temporales. Estas últimas se han estimado a partir del generador de series sintéticas del modelo HELP para el periodo 2012-2024, utilizando como referencia las mediciones del periodo 1999-2011 de la estación meteorológica CA91 de la Red SIAM (Sistema de Información Agraria de Murcia, España), situada a 8 Km del vertedero.

Costes de las alternativas de sellado

Los costes de cada alternativa se dividen en las siguientes categorías: costes de inversión inicial, costes de mantenimiento y operación, y costes de gestión de lixiviados (Tabla 4).

La inversión inicial se corresponde con aquellos costes necesarios para el acondicionamiento de los residuos antes del sellado del vertedero, y con los costes de instalación del sistema de sellado. Estos costes han sido estimados a partir de información facilitada por la empresa encargada de la explotación del vertedero y han sido actualizados al año 2011. El coste

de acondicionamiento de los residuos (5.100 €) es común a todas las alternativas de sellado y a la alternativa SQ.

Los costes de mantenimiento y operación se descomponen en varias partidas. En primer lugar, costes debidos al mantenimiento de la estructura de sellado. Se ha asumido que estos costes son igual al 0.5% de la inversión inicial (Ortiz & Rivero 2006). En segundo lugar, los costes del mantenimiento de los sistemas de drenaje y de recolección de lixiviados. Estos son los mismos para los cuatro casos analizados y han sido obtenidos a partir de la información contenida en el proyecto técnico de ejecución del vertedero. En tercer lugar, se ha incluido una partida de costes de reposición de material. Finalmente, también se han incluido los costes del Plan de Vigilancia ambiental, obtenidos del propio estudio de impacto ambiental del vertedero.

Tabla 3. Factores y variables de entrada introducidos en el modelo HELP.

Factores	Variables	Fuente de datos
Diseño del Vertedero	Área del Vertedero	Empresa gestora
	Número y Tipo de Capas	
	Espesor de las Capas	
	Pendiente de la Superficie del Vertedero	
	Longitud y Pendiente del Drenaje	
Características de los Residuos	Porosidad	Empresa gestora Schroeder et al., 1994 Elshorbagy and Mohamed, 2000
	Capacidad de Campo	
	Punto de Marchitez	
	Conductividad Hidráulica	
	Humedad Inicial	
Climáticos	Precipitación	Estación meteorológica de la Red SIAM
	Temperatura	
	Radiación Solar	
	Velocidad del Viento	
	Índice de Área Foliar	
	Profundidad de la zona de evaporación del suelo	

Tabla 4. Costes e ingresos de las alternativas de sellado (€2011): status quo (SQ), convencional (SC), monolítico (SM) y monolítico mixto (SMM).

Concepto	SQ	SC	SM	SMM	
Inversión inicial (acondicionamiento de residuos y sellado; €)	5.100	2.552.742	1.025.000	979.368	
Costes de mantenimiento y operación	Mantenimiento de sellado (0,5% de la Inversión inicial; €/año)	26	12.764	5.125	4.897
	Mantenimiento sistema de drenaje (€/año)			1.200	
	Mantenimiento sistema de lixiviados (€/año)			2.350	
	Reposición de material (€/año)			1.550	
	Plan de Vigilancia Ambiental (€/año)			3.823	
	Coste del tratamiento de los lixiviados (€/m ³ /año)			2,00	
Precio de venta del agua de escorrentía (€/m ³ /año)			0,10		

Los costes de tratamiento de lixiviados dependen del volumen total producido, y es diferente para cada alternativa de sellado. Dicho volumen es estimado por el modelo HELP, y viene dado por la variable VLT_i . Tras consultar, entre otros, los trabajos de Rautenbach et al. (1996), Lema et al. (1998), Yalili et al. (2007), Renou et al. (2008), Salem et al. (2008) y Ruscadella (2012), en donde se hacen diferentes consideraciones de los costes sobre distintos tratamientos de lixiviados, se ha obtenido un rango de costes que varía entre los 0.6 €/m³ y los 18.3 €/m³, a precios del 2011. Inicialmente se ha tomado un coste unitario de 2 €/m³, correspondiente a un tratamiento estándar de deshidratación rápida y manejo de fangos, si bien este rango de variación se utiliza posteriormente en un análisis de sensibilidad de los resultados.

También se ha incluido una partida correspondiente a los ingresos obtenidos por la venta del agua procedente de la captación de escorrentía superficial del vertedero para su uso en regadío, una de las principales actividades económicas de la región. El precio del agua en la zona oscila en un rango desde los 0 €/m³, si el agua no tiene un uso posterior, hasta un valor máximo de 0,3 €/m³, que representa el coste de oportunidad de una fuente alternativa de agua para riego en la zona (Colino & Martínez-Paz 2007). El agua de escorrentía del vertedero no puede ser utilizada directamente en agricultura y requiere un tratamiento previo. Por tal razón se ha establecido como valor inicial del análisis un valor conservador de 0,1 €/m³. Los ingresos totales anuales se obtienen multiplicando este precio por la cantidad total de agua de escorrentía captada por los sistemas de drenaje y acumulación del vertedero. Dicho volumen es proporcionado por el modelo HELP.

Con el fin de que los costes de todas las alternativas sean comparables entre sí, se ha estimado el coste actual neto (CAN). El CAN de cada alternativa i actualizado se estima de la siguiente manera (Eq. 3):

$$CAN_i = I_0 + \sum_{j=1}^t \frac{C_j}{(1+d)^j} \quad (3)$$

Donde I_0 es la inversión inicial, C_j es el resultado de sumar los costes de mantenimiento y operación del vertedero, los costes de tratamiento de lixiviados y restar los ingresos debidos a la venta de agua en el año j ; d es la tasa de descuento y t es la vida útil de la medida, que define el horizonte temporal de la evaluación. La tasa de descuento utilizada es del 3% (Almansa & Martínez-Paz 2011a), y el horizonte temporal se corresponde con el periodo 2011-2024. Los costes relativos a la inversión inicial son imputados al primero año, mientras que el resto de costes e ingresos tienen lugar durante todo el periodo.

Una vez obtenido CAN_i , se estima el coste relativo de cada alternativa i respecto a la alternativa de no actuación (SQ) (Eq. 2):

$$CANr_i = \frac{CAN_i}{CAN_{SQ}} - 1 \quad (2)$$

Siendo CAN_{SQ} y CAN_i el coste actual neto durante todo el periodo de análisis para la alternativa SQ y de la alternativa de sellado i , respectivamente. Representa el incremento de coste relativo que tiene la alternativa i sobre la del SQ, estando este ratio construido de forma tal que valores positivos del mismo indican un mayor coste de la alternativa evaluada que el del SQ; el valor cero indica igualdad de costes de la alternativa y valores negativos indican un menor coste diferencial de la alternativa respecto a la situación base.

Ratios coste-eficacia

Los ratios coste-eficacia permiten determinar que alternativa logra reducir la producción de lixiviados de una manera más eficiente. En este trabajo el ratio coste-eficacia viene determinado por la siguiente expresión:

$$RCE_i = \frac{Er_i}{CANr_i} \quad (4)$$

Donde $CANr$ es el coste relativo de la alternativa i al SQ; y Er hace referencia a la eficacia determinada para la medida i . La alternativa 1 será más coste-eficaz que la alternativa 2 si se cumple que $RCE_1 > RCE_2$, es decir, la alternativa más apropiada será aquella con un mayor valor

de RCE_i . Un ratio coste-eficacia convencional indica el coste unitario que supone reducir en una unidad la cantidad de contaminación producida. En cambio, el ratio propuesto en este trabajo es capaz de aislar los efectos y costes realmente atribuibles a cada una de las alternativas, dado que ambos componentes están expresados en términos relativos respecto a la alternativa de no actuación (SQ).

Resultados

Resultados de la simulación de balance hidrológico y estimación de costes y efectividad

Los resultados de la simulación de cada alternativa de sellado mediante el modelo HELP muestran que las distintas series de volúmenes de lixiviados obtenidas presentan una baja correlación e incluso diferentes patrones de generación de lixiviados a lo largo de la serie anual. Solamente las alternativas SM y SMM presentan una fuerte correlación 0,90, que viene explicada por la semejanza entre las estructuras de los sellados. Esto demuestra la influencia que cada tipo de sellado tiene sobre el comportamiento hidrológico del vertedero en su conjunto.

Al contrario ocurre con las series de volúmenes de escorrentía, las cuáles muestran una fuerte correlación ($> 0,80$; en todos los casos). Esto se debe a que la formación de escorrentía sólo depende de las características de la capa superior, que es similar en todas las alternativas.

La Tabla 5 muestra el volumen total de lixiviados generado por el vertedero según el tipo de sellado empleado (VLT_{SQ} y VLT_i) a lo largo del horizonte temporal de la evaluación. Con estos resultados se ha determinado la eficacia relativa (Er_i) de cada alternativa.

Las alternativas más eficaces son el SMM y el SC con tasas de reducción de lixiviados del 98% y del 97% respecto a la alternativa SQ, respectivamente. Por el contrario, el sellado SM produce un 202% más de lixiviados que la alternativa de referencia (SQ), lo que indica que la instalación de este tipo de sellado en zonas de clima semiárido es contraproducente.

Finalmente, a partir de los resultados de la modelización y bajo los supuestos descritos en la sección 3.4 para la estimación de costes, se han obtenido los CAN absolutos y relativos de cada alternativa de sellado (Tabla 5).

Tabla 5. Volumen de Lixiviados totales, Eficacia Relativa, Costes Actuales Netos y Costes Relativos de las alternativas de sellado: status quo (SQ), convencional (SC), monolítico (SM) y monolítico mixto (SMM).

	SQ	SC	SM	SMM
Lixiviados totales (m ³)	6.358	196	19.210	115
Eficacia (Er_i)	0	31,43	-0,67	54,52
Coste Actual Neto (CAN, € ₂₀₁₁)	111.019	2.777.019	1.194.182	1.111.899
Coste Relativo (CANr)	0,00	24,01	9,76	9,02

Ranking de alternativas

Los ratios coste-eficacia de las tres alternativas de sellado obtenidos son: SC = 1,309, SM = -0,069 y SMM = 6,047. La alternativa más coste-eficaz es SMM. Por otro lado, el ratio coste-eficacia correspondiente al sellado convencional muestra un claro efecto positivo, pero resulta bastante inferior si se compara al obtenido mediante la aplicación de un sellado monolítico mixto. La alternativa relativa al sellado monolítico SM debería rechazarse del conjunto de alternativas seleccionables, ya que su ratio coste-eficacia es negativo.

Análisis de sensibilidad

La solución seleccionada como más coste-eficaz viene muy condicionada por los valores de parámetros y variables que forman parte de las asunciones iniciales del estudio. Para estudiar la robustez de esta solución, se ha llevado a cabo un análisis de sensibilidad de los parámetros de valor más incierto: coste de tratamiento de los lixiviados y el precio de la venta del agua. Además

de estos dos parámetros, también se ha incluido en el análisis de sensibilidad la tasa de descuento (d). Todos los parámetros están relacionados con el cálculo del coste actual neto (CAN_i).

Los rangos de variación para cada una de estas variables son:

- Tasa de descuento (d): Siguiendo las recomendaciones de Almansa & Martínez-Paz (2011b) y EC (2003) este parámetro tiene un rango de variación entre del 2% al 7%.
- Coste de tratamiento de los lixiviados (ctl): como se indicó anteriormente, este coste es muy dependiente del tipo de tratamiento aplicado, y se ha establecido un rango de variabilidad entre 0,6 €/m³ a 18 €/m³.
- Valor del agua producida (va): a partir de las consideraciones expuestas en el caso de estudio, se utiliza un rango de variación de entre 0 y 0,30 €/m³.

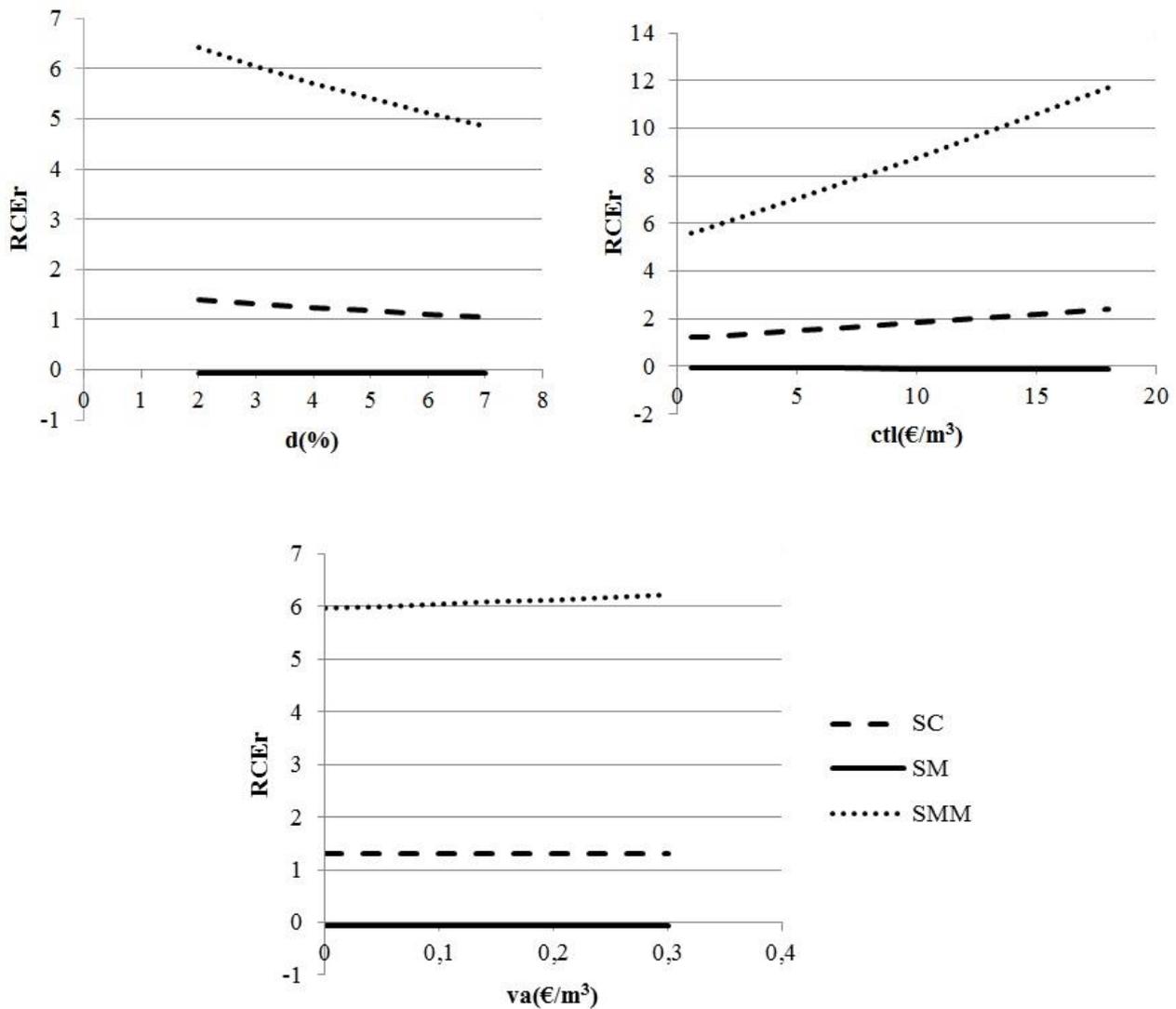


Figura 3. Análisis de sensibilidad. Los gráficos muestran la sensibilidad de RCEr a variaciones de la tasa de descuento (d), los costes de tratamiento de lixiviados (ctl) y precio de venta del agua (va).

En la Figura 3 se muestra la sensibilidad de los ratios coste-eficacia ($RCEr$) a las variaciones de cada uno de los parámetros que se acaban de mencionar. En los resultados se observa que en ninguno de los casos se producen variaciones significativas en los ratios coste efectividad y en ningún caso se altera el orden de preferencia de las alternativas. Por lo tanto, se

puede concluir que la selección de la alternativa de sellado del vertedero no varía ante posibles cambios en las partidas de costes e ingresos.

Cabe destacar que el *RCEr* es poco sensible al parámetro precio de venta del agua (*va*) para todas las alternativas lo que indica que este factor no es determinante en el análisis económico de estas instalaciones ubicadas en zonas semiáridas. Asimismo, el ratio coste-efectividad de la alternativa SMM es más sensible al aumento de los costes del tratamiento de lixiviados que las otras dos alternativas. Esto es debido a que este tipo de sellado es el que reduce en mayor medida el volumen de los lixiviados generados y, de ahí, su importante influencia sobre el coste final.

Por último, como la tasa de descuento (*d*) afecta tanto a los costes anuales de cada alternativa como a la de referencia, el valor de *RCEr* es más sensible en las alternativas cuya relación entre costes anuales e inversión inicial difiere más de la alternativa de referencia (SQ). En este caso, las alternativas más sensibles son SMM y SC.

Conclusiones

Se han analizado tres sistemas de sellado de vertedero para comprobar su capacidad de reducción de lixiviados en climas semiáridos: multicapa convencional, monolítico y monolítico mixto. Los resultados muestran que el sistema monolítico mixto es el más coste-eficaz, seguido a gran distancia del sistema multicapa convencional. En cambio, el sistema monolítico debe ser rechazado pues genera más lixiviados que la alternativa de no actuación, por lo que se desaconseja su implantación en zonas semiáridas. El análisis de sensibilidad de los resultados confirma el ranking presentado.

Referencias

- Albrigh WH, Benson CH, Gee GW, Roesler AC, Abichou T, Apiwantragoon P, Lyles BF & Rock SA. 2004. Field water balance of landfill final covers. *Journal of Environmental Quality* 33 (6): 2317-2323.
- Almansa C & Martínez-Paz JM. 2011a. What weight should be assigned to future environmental impacts? A probabilistic cost benefit analysis using recent advances on discounting. *Science of the Total Environment* 409 (7): 1305-1314.
- Almansa C & Martínez-Paz JM. 2011b. Intergenerational equity and dual discounting. *Environment and Development Economics* 16: 685-707.
- Baziene K, Vasarevicius S, Baltrenas P & Baltrenaite E. 2013. Influence of total precipitation and air temperature on the composition of municipal landfill leachate. *Environmental Engineering and Management Journal* 12 (1):175-182.
- BOE. 2001. Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Boletín Oficial del Estado, 29 de enero de 2002, 25, pp. 3507-3521.
- Brouwer R & De Blois C. 2008. Integrated modelling of risk and uncertainty underlying the cost and effectiveness of water quality measures. *Environmental Modelling & Software* 23 (7): 922-937.
- Buenrostro O, Márquez L & Ojeda S. 2012. Environmental Perception of solid waste management in the municipalities of Pátzcuaro region. *Environmental Engineering and Management Journal*. (In press).
- Chang NB, Qi C, Islam K & Hossain F. 2012. Comparisons between global warming potential and cost-benefit criteria for optimal planning of a municipal solid waste management system. *Journal of Cleaner Production* 20 (1): 1-13.
- Colino J & Martínez-Paz JM. 2007. Productividad, disposición al pago y eficiencia técnica en el uso del agua: la horticultura intensiva de la Región de Murcia. *Economía Agraria y Recursos Naturales* 7: 109-125.
- Conesa HM & Jiménez-Cárceles FJ. 2007. The Mar Menor lagoon (SE Spain): A singular natural ecosystem threatened by human activities. *Marine Pollution Bulletin* 54 (7): 839-849.
- Conesa-García C, Caselles-Miralles V, Sánchez Tomás JM & García-Lorenzo R. 2010. Hydraulic Geometry, GIS and Remote Sensing, Techniques against Rainfall-Runoff Models for Estimating Flood Magnitude in Ephemeral Fluvial Systems. *Remote Sensing* 2 (11): 2607-2628.
- EC 2003. Guide to cost-benefit analysis of investment projects: Structural Funds-ERDF, Cohesion Fund and ISPA, prepared for the Evaluation Unit. Brussels: DG Regional Policy.
- Eggen T, Moeder M & Arukwe A. 2010. Municipal landfill leachates: A significant source for new and emerging pollutants. *Science of the Total Environment* 408 (21): 5147-5157.
- Elshorbagy WA & Mohamed AMO. 2000. Evaluation of using municipal solid waste compost in landfill closure caps in arid areas. *Waste Management* 20 (7): 499-507.

- Finnveden G, Bjoerklund A, Moberg A & Ekvall T. 2007. Environmental and economic assessment methods for waste management decision-support: possibilities and limitations. *Waste Management & Research* 25 (3): 263-269.
- Harbottle MJ, Al-Tabbaa A & Evans CW. 2007. A comparison of the technical sustainability of in situ stabilisation/solidification with disposal to landfill. *Journal of Hazardous Materials* 141 (2): 430-440.
- Hauser VL, Weand BL & Gill MD. 2001. Natural covers for landfills and buried waste, *Journal of Environmental Engineering* 127 (9). Paper No. 22310.
- Jiménez-Martínez J, Candela L, García-Arostegui JL & Aragón R. 2012. A 3D geological model of Campo de Cartagena, SE Spain: Hydrogeological implications. *Geologica Acta* 10(1): 49-62.
- Laner D, Crest M, Scharff H, Morris JWF & Barlaz MA. 2012. A review of approaches for the long-term management of municipal solid waste landfills. *Waste Management* 32 (3): 498-512.
- Lema JM, Méndez R & Blázquez R. 1998. Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: A review. *Water, Air & Soil Pollution* 40: 223-250.
- Ortiz A & Rivero G. 2006. Estructuración de Costos: Conceptos y Metodología. USA: Pactworld.
- Perni A & Martínez-Paz JM. 2013. A participatory approach for selecting cost-effective measures in the WFD context: The Mar Menor (SE Spain). *Science of the Total Environment* 458-460: 303-311.
- Rautenbach R, Vossenkaul K, Linn T & Katz T. 1996. Wastewater treatment by membrane process. New development in ultrafiltration, nanofiltration and reverse osmosis. *Desalination* 108 (1-3): 247-253.
- Renou S, Givaudan JG, Poulain S, Dirassouyan F & Moulin P. 2008. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials* 150 (3): 468-493.
- Ruscadella M. 2012. Treatment of mature urban landfill leachates by anammox proces. Universidad de Gerona.
- Salem Z, Hamouri K, Djemaa R & Alliak K. 2008. Evaluation of landfill leachate pollution and treatment. *Desalination* 220 (1-3): 108-114.
- Schroeder PR, Dozier TS, Zappi PA, Mc Enroe BM, Sjoström JW & Peyton RL. 1994. The hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) model. Engineering documentation for version 3. EPA/600/r-94/168b. Cincinnati: Environmental Protection Agency.
- Tatsi AA & Zouboulis AI. 2002. A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate (Thessaloniki, Greece). *Advances in Environmental Research* 6 (3): 207-219.
- Vergara SE & Tchobanoglous G. 2012. Municipal Solid Waste and the Environment: A Global Perspective. *Annual Review of Environment and Resources* 37: 277-309.
- Weng YC & Fujiwara T. 2011. Examining the effectiveness of municipal solid waste management systems: An integrated cost-benefit analysis perspective with a financial cost modeling in Taiwan. *Waste Management* 31 (6): 1393-1406.
- Yalili M, Kilic M, Kestioglu K & Yona T. 2007. Landfill leachate treatment by the combination of physicochemical methods with adsorption process. *Journal of Biological & Environmental Sciences* 1 (1): 37-43.