

SELLADO ADSORBENTE DE BASE DE VERTEDERO PARA LA GESTIÓN DE PFAS: DESAFÍOS Y SOLUCIONES CON GEOTEXTILES

Adsorptive landfill base sealing for PFAS risk management:
Challenges and geotextile solutions

Marco T. Rodriguez^a, Stefan Niewerth^b, James Feest^c, Gus Martins^d

^a HUESKER Geosintéticos SAU, España.

^b HUESKER Synthetic GmbH, Alemania.

^c HUESKER Reino Unido.

^d HUESKER Australia Pty Ltd.

RESUMEN – Las sustancias per- y polifluoroalquiladas (PFAS) son contaminantes ambientales persistentes reconocidos por su resistencia a la degradación, incluidos en el Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes. Este documento aborda los retos de la gestión de suelos contaminados con PFAS en vertederos, con especial atención a las limitaciones del diseño convencional de los sistemas de contención. Aunque los revestimientos compuestos tradicionales de los vertederos se emplean habitualmente, no impiden totalmente el escape y la propagación de PFAS de los vertederos. Este estudio examina el uso de filtros geosintéticos de contaminantes (GCF) como método avanzado para mejorar la contención de PFAS. Los ensayos de laboratorio y de campo demuestran la eficacia de estos filtros para reducir la movilidad de los PFAS en los vertederos. Los resultados sugieren que la incorporación de GCF en los diseños de vertederos puede mejorar la contención a largo plazo y mitigar los riesgos asociados a los lixiviados de PFAS.

ABSTRACT – Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) are persistent environmental pollutants recognized for their resistance to degradation. Widely used in various industrial and consumer products, PFAS have led to extensive soil and water contamination, prompting regulatory action such as their inclusion in the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. This paper addresses the challenges of managing PFAS-contaminated soils in landfills, with particular focus on the limitations of conventional design of containment systems. While traditional landfill composite liners are commonly employed, they will not fully prevent PFAS escape and spread from landfills. This study examines the use of geosynthetic contaminant filters (GCF) as an advanced method to enhance PFAS containment. Laboratory and field trials demonstrate the effectiveness of these filters in reducing PFAS mobility within landfill environments. The findings suggest that incorporating GCF into landfill designs can improve long-term containment and mitigate risks associated with PFAS leachate.

Palabras Clave – PFAS, residuos, contención.

Keywords – PFAS, waste, containment.

E-mails: mrodriguez@huesker.es (M. Rodriguez), niewerth@huesker.de (S. Niewerth), jamesf@huesker.co.uk (J. Feest), gus@huesker.co (G. Martins)

ORCID: orcid.org/0009-0006-7046-2288 (M. Rodriguez), orcid.org/0009-0002-7057-7350 (S. Niewerth), orcid.org/0009-0001-9254-5037 (J. Feest), orcid.org/0009-0005-1747-3917 (G. Martins)

1 – INTRODUCCIÓN

Las sustancias perfluoroalquiladas y polifluoroalquiladas (PFAS) son un grupo de compuestos químicos sintéticos caracterizados por sus fuertes enlaces carbono-flúor, que les otorga una excepcional estabilidad y resistencia a la degradación. Estos compuestos han sido ampliamente utilizados desde mediados del siglo XX en diversos productos industriales y de consumo, como utensilios de cocina antiadherentes, tejidos hidrófugos, espumas para extinción de incendios y envases alimentarios debido a su capacidad para resistir el calor, el agua y el aceite. Sin embargo, esta misma resistencia química que hace tan útiles a los PFAS también ha provocado su persistencia en el medio ambiente, lo que les ha valido el apodo de "químicos eternos". La movilidad de los PFAS en el entorno, especialmente a través del suelo y el agua, permite que estas sustancias migren lejos de sus fuentes originales, lo que provoca la contaminación de aguas subterráneas y superficiales, así como de grandes volúmenes de suelo. La contaminación del suelo por PFAS suele estar asociada a emplazamientos específicos en los que a lo largo del tiempo se ha empleado o liberado estos compuestos en grandes cantidades. Un ejemplo son los aeropuertos civiles y militares, en particular aquellos donde se han utilizado espumas formadoras de película acuosa (AFFF, por sus siglas en inglés), destacando como una de las fuentes más comunes de contaminación del suelo por PFAS. Además, emplazamientos relacionados con la fabricación industrial, la gestión de residuos y las instalaciones de tratamiento de aguas residuales son otros lugares que suelen mostrar niveles elevados de PFAS debido tanto a emisiones en el pasado como actuales. Las tierras agrícolas también pueden verse afectadas, especialmente en aquellos casos en los que se han aplicado biosólidos o lodos que contienen PFAS como fertilizantes. La naturaleza persistente de los PFAS, combinada con su capacidad para filtrarse desde los suelos a las masas de agua, subraya la urgente necesidad de estrategias integrales para evaluar, gestionar y remediar los lugares contaminados.

Entre todas las normativas en tramitación relacionadas con los PFAS, una cosa parece segura: un gran volumen de suelo contaminado con PFAS acabará en vertedero. En Australia, por ejemplo, el 88% del suelo se deposita en vertederos (Pickin et al., 2022) estas instalaciones ofrecen la posibilidad técnica de contener los PFAS a un coste económico razonable y dentro de las directrices normativas. Para garantizar un almacenamiento seguro, los vertederos están equipados con sistemas de recogida de lixiviados y revestimientos impermeables para evitar que los PFAS escapen al medio ambiente. Sin embargo, la eficacia a largo plazo del vertido como estrategia de gestión de los PFAS sigue siendo objeto de debate. Cuando se elige esta opción de gestión, se transportan grandes cantidades de suelo a una instalación diseñada para albergarlo durante un largo período de tiempo. Este movimiento de tierras se planifica de antemano, y se instala una barrera geotécnica para proporcionar su contención durante décadas o incluso más de cien años. Un sistema con dos barreras superior e inferior permite mantener los contaminantes encapsulados.

2 – MARCO LEGAL SOBRE SUELOS CONTAMINADOS CON PFAS

La regulación y gestión de los suelos contaminados con PFAS se ha vuelto cada vez más estricta a medida que se han ido comprendido mejor los riesgos ambientales y para la salud asociados con estos compuestos. Sin embargo, debido a la complejidad y persistencia de los PFAS, el panorama legal aún está en evolución, y las normativas varían considerablemente según la región del mundo. En Estados Unidos, por ejemplo, la Agencia de Protección del Medio Ambiente (EPA) ha comenzado a establecer límites normativos para determinados compuestos de PFAS en 2024 en virtud de las leyes (*Safe Drinking Water Act, 1974*) y la (*Toxic Substances Control Act. Amended by the Frank R. Lautenberg Chemical Safety for the 21st Century Act, 2016*). Sin embargo, por ahora no existe ninguna normativa federal específica sobre los PFAS en el suelo, por lo que los estados tienen que adoptar sus propias guías técnicas y normas. Aunque la normativa no está completamente desarrollada, y probablemente no lo estará durante algún tiempo, es de vital importancia definir los límites de contaminación admisibles propuestos para los PFAS en relación con otros contaminantes

comunes. La propuesta actual de la EPA para PFAS permitidos en el agua potable es de 4 partes por billón o ppt (ng/l). Los niveles de regulación propuestos por Australia son algo más elevados (290 ppt para aplicaciones similares). El punto crítico es que las mediciones en el rango de partes por billón son de cuatro a seis órdenes de magnitud inferiores a las de otros contaminantes comunes: bifenilos policlorados (PCB), compuestos aromáticos halogenados y no halogenados y otros. La Administración de Alimentos y Medicamentos de Estados Unidos (FDA) establece niveles de tolerancia para los PCB en los alimentos que oscilan entre 0,2 y 3 ppm (mg/l); la norma propuesta por EE. UU. sobre PFAS para el agua potable es 1000000 de veces más estricta que ésta. Para una comparación más visual, 4 ppt son comparables en magnitud a 4 segundos en 31,709 años.

En la Unión Europea, la normativa sobre PFAS se rige principalmente por el Reglamento sobre registro, evaluación, autorización y restricción de sustancias y preparados químicos (REACH), que ha restringido el uso de determinados compuestos de PFAS y avanza hacia restricciones más amplias. La Comisión Europea ha propuesto una prohibición completa de todos los PFAS para 2030, excepto para usos esenciales. Además, la Directiva Marco del Agua (*Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas, 2000*) y la Directiva de Aguas Subterráneas (*Directiva 2006/118/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 12 de diciembre de 2006, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro, 2006*), incluyen disposiciones para vigilar y controlar los PFAS en el medio ambiente. La Directiva Marco del Agua fija valores límites para el total de PFAS de 0,5 ppb (μ/l) y de 0,1 ppb para la suma de PFAS que se consideren un problema para el consumo, y establece un período transitorio hasta el 12 de enero de 2026 para la aplicación de medidas al respecto de estos valores. Por contra, no se ha desarrollado aún ninguna normativa específica que limite la concentración de estas sustancias en el suelo.

En España, la ley de referencia en materia de suelos contaminados es la (*Ley 7/2022, de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular, 2022*), y el (*Real Decreto 9/2005, de 14 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados, 2005*). Este Real Decreto establece los criterios para decidir si un suelo está contaminado o no. El suelo será declarado contaminado cuando se determine un riesgo inaceptable para la salud o los ecosistemas. Por tanto, no se trata sólo de fijar un valor máximo para un contaminante, sino de considerar tanto la situación actual como la futura, la probabilidad de exposición y la peligrosidad del contaminante. El Anexo V del *Real Decreto 9/2005, de 14 de enero*, recoge los niveles de referencia genéricos de las principales sustancias químicas para la protección de la salud humana y el Anexo VI para la protección de los ecosistemas. En ninguno de los dos anexos se hace mención específica a los compuestos per- y polifluoroalquilados (PFAS). Esto puede atribuirse en parte a la ausencia de una legislación armonizada sobre suelos contaminados a escala europea, ya que hasta ahora la legislación sobre suelos contaminados se ha aplicado a través de políticas sectoriales o en relación con las aguas subterráneas, es decir, indirectamente. La prioridad de restricción del legislador europeo se ha centrado en la restricción de estos compuestos en origen, en relación con los alimentos y recientemente en el agua potable, donde ya aparecen explícitamente diferentes PFAS. No obstante, el *Real Decreto 9/2005, de 14 de enero*, especifica en su Anexo VII los criterios para el cálculo de los niveles de referencia de sustancias no incluidas en los Anexos V y VI, como los PFAS, para cada caso concreto investigado, en función del uso del suelo, características del individuo más expuesto, vías de exposición, etc. A partir de estos datos razonados, se calcula para cada caso la concentración máxima admisible en el suelo de la sustancia en cuestión.

La Ley 7/2022, de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular prioriza los tratamientos *in situ* que eviten la generación, traslado y eliminación de residuos siempre que sea posible. En la actualidad, los tratamientos más avanzados para la eliminación de los PFAS se centran en el tratamiento del agua potable, aunque para los suelos existen tecnologías aún en fase

inicial de desarrollo. El marco legal prevé el depósito de suelos contaminados en vertederos controlados si cualquier acción de remediación es inviable y el suelo es tratado como residuo.

La referencia legal en España es el (*Real Decreto 646/2020, de 7 de julio, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero*, 2020), derogado por la actual (*Ley 7/2022, de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular*, 2022). Este Real Decreto establece tres tipos de categorías de vertederos: para residuos peligrosos, no peligrosos e inertes. Para elegir el tipo de vertedero para los suelos contaminados, debe realizarse una caracterización básica del residuo (suelo) y evaluarse su peligrosidad, con un código espejo del Código Europeo de Residuos (CER).

En cualquier caso, la eliminación de suelos contaminados con PFAS en vertederos, independientemente de la categoría, conlleva la adaptación del diseño de los vertederos para evitar el paso de los PFAS al lixiviado. Hay evidencias de que los lixiviados de vertedero son una importante fuente secundaria de hasta 31 sustancias per- y polifluoroalquiladas (PFAS), incluidos los vertederos de residuos inertes (Fuertes et al., 2017).

3 – ESTADO DE LA TÉCNICA EN LA CONTENCIÓN DE PFAS EN VERTEDEROS

3.1 – Revestimientos compuestos para vertederos

Los revestimientos compuestos son una parte integral del diseño actual de vertederos, destinados a contener los lixiviados y evitar la contaminación del suelo y aguas subterráneas circundantes. Generalmente consiste en la disposición de varias capas, cada una con una función específica. De manera general, los diseños siguen un esquema que se compone (de abajo hacia arriba) de un revestimiento de arcilla compactada y/o una geomembrana. A esto le sigue una capa de protección mineral o geosintética y una capa de drenaje. Es habitual colocar también un geosintético con función de filtración o separación entre la capa de drenaje y los residuos (Figura 1).

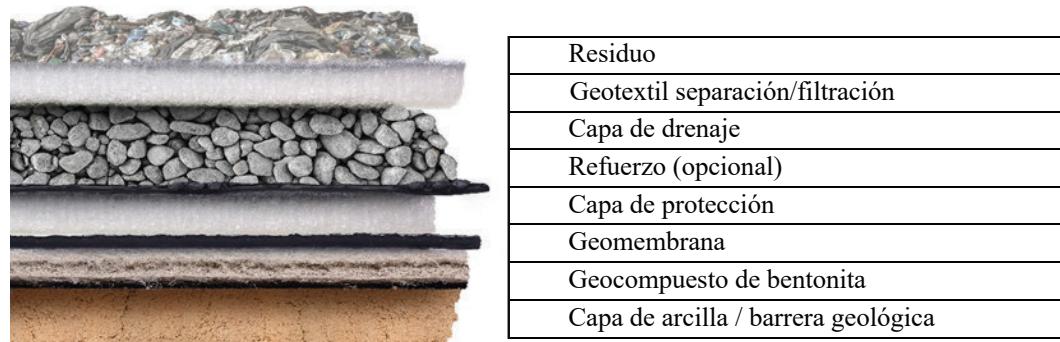


Fig. 1 – Esquema general de un sistema de sellado de la base de un vertedero.

La geomembrana, normalmente fabricada de polietileno de alta densidad (HDPE), proporciona una barrera duradera, flexible e impermeable para evitar que el lixiviado se filtre a las capas subyacentes. La capa de drenaje por encima de la geomembrana suele ser de grava gruesa. Recoge y canaliza los lixiviados hacia el sistema de recogida y tratamiento de lixiviados del vertedero. Esta capa reduce la carga hidráulica sobre la geomembrana y minimiza el riesgo de penetración de lixiviados. La combinación de estas capas en un sistema de revestimiento compuesto ofrece una barrera sólida y segura, que garantiza la protección del medio ambiente a largo plazo y el cumplimiento de las normas reglamentarias. Sin embargo, los PFAS son especialmente preocupantes en los vertederos debido a su gran movilidad y a su potencial para migrar a través de los revestimientos al entorno. El transporte a través de los revestimientos se produce principalmente por tres mecanismos:

- Advección: Si hay defectos, perforaciones o imperfecciones en el sistema de revestimiento de varias capas, el lixiviado con PFAS puede desplazarse a través de estas aberturas por advección. La advección implica el transporte de contaminantes con el movimiento del agua. Incluso pequeñas fisuras o perforaciones en el revestimiento pueden permitir que los PFAS escapen al medio ambiente circundante, aumentando significativamente el riesgo de contaminación.
- Difusión: A pesar de estar diseñadas como barreras impermeables, las geomembranas no son completamente resistentes a los PFAS. Las moléculas de PFAS pueden migrar muy lentamente a través de la geomembrana por difusión, impulsadas por un gradiente de concentración. Debido a su pequeño tamaño molecular y a su persistencia, los PFAS pueden penetrar en el material del revestimiento con el tiempo, lo que puede provocar una contaminación ambiental.
- Sorción y desorción: Aunque las capas de arcilla de los revestimientos compuestos pueden adsorber temporalmente moléculas de PFAS, este proceso es reversible. Los cambios en las condiciones ambientales, como fluctuaciones de pH o temperatura, pueden hacer que los PFAS adsorbidos previamente se desorban y vuelvan a entrar en el lixiviado, lo que provoca una liberación retardada pero persistente del vertedero.

La persistencia y movilidad de los PFAS implica que incluso los actuales revestimientos compuestos bien diseñados puedan no impedir totalmente la migración de estas sustancias a largo plazo. Esto destaca la importancia de contar con sistemas de vigilancia eficaces y la necesidad de soluciones de tratamiento avanzadas para gestionar los PFAS en los lixiviados de los vertederos.

3.1.1 – Advección

La efectividad y rendimiento de un sistema de revestimiento de múltiples capas está bien descrito en el informe de la EPA de EE. UU. *Assessment and Recommendations for Improving the Performance of Waste Containment Systems* (EPA/600/R-02/099). En este informe (Bonaparte et al., 2002) publicaron los datos presentados (Figura 2) correspondientes a una geomembrana aislada (GM), un revestimiento compuesto de geomembrana y arcilla compactada (GM/CL) y una geomembrana y un revestimiento de arcilla geosintética (GM/GCL) a partir de datos de varios vertederos en distintas fases de funcionamiento, mostrando los valores correspondientes a fugas en el eje de ordenadas. Estos datos muestran que los sistemas de revestimiento compuesto funcionan mejor que una geomembrana aislada, y que el sistema de GM/GCL presenta los índices de fugas totales más bajos, cercanos a cero tras la colocación de la cubierta final. Por otra parte, un revestimiento compuesto se diseña como un sistema redundante que permite detectar señales de alarma.

En ingeniería, siempre es prudente diseñar de manera conservadora y prever un funcionamiento del sistema diseñado que no sea perfecto (Giroud y Bonaparte, 1989). En caso de producirse una fuga en el revestimiento primario, opción que debe tenerse en cuenta, el fluido, muy probablemente contaminado por PFAS podría ser retenido en cierta medida por el geocompuesto de arcilla que se expandiría, y actuaría tanto como barrera ante la fuga como de sellado y “reparación” de la geomembrana primaria al llenar la rotura causante de la fuga con arcilla de muy baja permeabilidad. El aumento en la recogida de fluido en el sistema de detección de fugas actuaría como señal de alarma, permitiendo al operador del vertedero ser consciente de la situación, investigar y tomar medidas correctoras adecuadas. Por tanto, todos estos materiales que trabajan en conjunto tendrían que fallar para que se produjera una fuga. Un fallo de este tipo es muy poco probable e históricamente este diseño ha funcionado bien en la contención de PCB y otros materiales regulados.

Sin embargo, para los niveles de contención propuestos para los PFAS esta configuración puede no ser suficiente, ya que el objeto de contención es de varios ordenes de magnitud diferente.

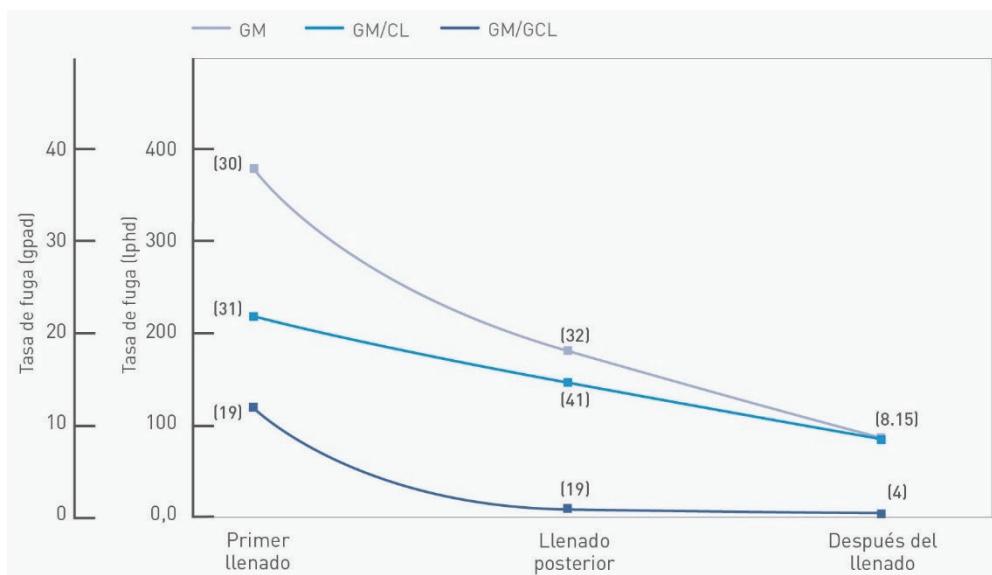


Fig. 2 –Tasas de fuga con geomembrana (GM) y varias capas (GM/CL y GM/GCL, respectivamente) (Bonaparte et al.,2002).

3.1.2 – Difusión

En el caso de difusión y en contraste con el caso anterior de fuga puntual a través de una fisura en la barrera, el contaminante se mueve a través de la geomembrana y de la barrera de arcilla. Una geomembrana es una lámina termoplástica diseñada específicamente para contener residuos. El polímero más utilizado para estas aplicaciones es el polietileno, y esto es así por varias razones bien conocidas: son duraderas, son resistentes a la deformación y perforación, sus propiedades físicas son bien conocidas y están testadas de manera independiente y, finalmente, porque se ha desarrollado con el tiempo procedimientos y tecnología para su correcta puesta en obra y ensayo de calidad. Pero quizás el factor que más contribuye a la selección de este material como barrera principal es el de la resistencia química. Las geomembranas de polietileno no se ven afectadas por pH extremos, ácidos, bases, agentes oxidantes y reductores, ni por los productos químicos más comunes. Son excelentes barreras para combustibles, aceites, gasolina, detergentes, compuestos de limpieza, disolventes y una gama casi universal de productos químicos. Sin embargo, existe una pequeña familia de un tipo concreto de sustancias químicas que sí interactúan con las geomembranas de HDPE: los materiales halogenados de bajo peso molecular, similares a los PFAS. Estos tipos de materiales, caracterizados históricamente por el dícloruro de etileno, el díclorometano u otros, penetran en las geomembranas de HDPE a una velocidad mayor que otros tipos de productos químicos. La exposición de una geomembrana de polietileno a materiales halogenados de bajo peso molecular provoca que la geomembrana aumente en volumen y que sus propiedades físicas y el rendimiento como barrera se vean afectadas negativamente. Hasta la fecha se han publicado numerosas investigaciones como la realizada por (Chao et al., 2006). A partir de ellas se han podido establecer índices de permeación para geomembranas en contacto con diferentes sustancias químicas, que permiten a un ingeniero proyectista estimar las fugas y diseñar en consecuencia la barrera sintética. Desde mediados de 2020 se han comenzado a realizar ensayos de permeabilidad con PFAS. Recientemente, se han publicado resultados a este respecto por (Di Battista et al., 2020). Este estudio ha sido realizado siguiendo la

normativa ASTM F739 (American Society for Testing and Materials, 2020) para una geomembrana que separaba dos celdas. En la primera celda se colocó el contaminante y la segunda se utilizó como receptor, midiendo a intervalos regulares la presencia y concentración del contaminante que ha atravesado la barrera. Se emplearon como contaminantes el ácido perfluorohexano sulfónico y ácido perfluorooctanoico, identificados en la Tabla 1 como PFOS y PFOA, respectivamente. Los niveles de concentración utilizados para la introducción de contaminantes/permeantes fueron bajos: 20-30 ppm para varios conjuntos de muestras y aproximadamente 60 ppb para otros grupos adicionales. La cuantificación se realizó mediante mediciones de espectrometría de masas de cromatografía líquida con muestras duplicadas para garantizar una medición precisa y replicable del contenido.

En la Tabla 1 se muestra la comparativa de los valores de permeabilidad obtenidos para PFOA y PFOS con valores históricamente bien establecidos de otros contaminantes como el benceno u otros materiales aromáticos como el PCB otro contaminante duradero y omnipresente. Los índices de permeabilidad de los materiales del tipo PFAS obtenidos fueron menores en cuatro órdenes de magnitud que los de los aromáticos y en siete órdenes de magnitud menores que los PCB. También se pudo comprobar que la permeabilidad de los productos químicos del tipo PFAS es 1000 veces más lenta que la del resto de contaminantes estudiados.

Tabla 1 – Valores obtenidos de PFOA y PFOS de coeficiente de masa molar (M_w), coeficiente de difusión (D_g), coeficiente de distribución (S_{gf}), y coeficiente de permeabilidad (P_g) en comparación con valores de referencia según bibliografía de otras sustancias químicas a temperatura ambiente (Di Battista et al., 2020).

Contaminante	log Kow (-)	Mw (g/mol)	Dg (m ² /s)	Sgf (-)	Pg (m ² /s)
PFOA – CoEx 0.1 mm	4.81 ^c	414.07	–	–	$<2.6 \times 10^{-17}$
PFOS – CoEx 0.1 mm	4.49 ^c	500.13	–	–	$<5.5 \times 10^{-17}$
PFOA – LLDPE 0.1 mm	4.81 ^c	414.07	$<2.5 \times 10^{-17}$	0.9–1.4	$<3.1 \times 10^{-17}$
PFOS – LLDPE 0.1 mm	4.49 ^c	500.13	$<4 \times 10^{-17}$	2.8–5.3	$<1.6 \times 10^{-16}$
Benceno	2.15 ^f	78.11	2.2×10^{-13}	200	4.4×10^{-11}
Tolueno	2.73 ^f	92.14	2.2×10^{-13}	350	7.7×10^{-11}
Etilbenceno	3.15 ^f	106.17	1.0×10^{-13}	925	9.2×10^{-11}
m&p-Xileno	3.15–3.2 ^f	106.16	0.8×10^{-13}	900	7.2×10^{-11}
o-Xileno	3.16 ^f	106.16	0.8×10^{-13}	900	7.2×10^{-11}
PCB Aroclor 1242	6.98 ^e	291.98	$5–50 \times 10^{-15}$	90,000–325,000	$0.45–16 \times 10^{-9}$
BPA	3.64 ^a	228.29	–	–	2.9×10^{-15}
Fenol	1.46 ^c	94.11	1.7×10^{-14}	3.48	5.9×10^{-14}
PBDE (Mezcla DE-71)	6.81–7.90 ^d	564.7	4×10^{-15}	1,800,000	7.2×10^{-9}

^a LLDPE (Di Battista and Rowe, 2020).

^b HDPE (Rowe et al., 2016a).

^c HDPE (Saheli et al., 2016).

^d HDPE (Rowe et al., 2016b).

^e Calculado mediante US EPA Industry Interface Estimation Suite (US EPA, 2012)

^f Montgomery and Welkom (1989).

3.1.3 – Expectativas de rendimiento

A partir del estudio descrito anteriormente y los antecedentes, ahora ya es posible estimar la cantidad de PFAS que podría filtrarse a través de un sistema de revestimiento compuesto en vertederos, teniendo en cuenta la posibilidad de que se produzcan defectos o daños en las barreras. Como se ha descrito en este documento y en muchos otros documentos y guías técnicas de ingeniería, no se debe dar por sentado un rendimiento «perfecto» de las barreras de geomembrana o de materiales compuestos. La posibilidad de defectos o daños en las barreras debe tenerse en cuenta y debe esperarse que ocurran. (Tan et al., 2023) sugieren que un revestimiento geocompuesto normal (con defectos) presenta fugas de PFAS a una tasa estimada de 0,28 ng/m²/año. Estos valores tienen una lógica coherente con las normas históricas y el rendimiento.

El problema es que, aunque se trata de una cantidad pequeña, es en realidad enorme si se evalúa en términos de las cantidades límite que están proponiendo las actuales normativas en desarrollo.

3.2 – Sistemas de tratamiento de lixiviados de vertederos

Los lixiviados de los vertederos, en particular los que contienen PFAS, plantean importantes problemas de tratamiento. Los métodos tradicionales de tratamiento de lixiviados, como el tratamiento biológico, la coagulación y la sedimentación, son ineficaces para eliminar los PFAS debido a la resistencia de estas sustancias químicas a la degradación y a su tendencia a permanecer en la fase acuosa. Por consiguiente, se necesitan tecnologías de tratamiento especializadas para gestionar eficazmente los lixiviados contaminados con PFAS. Además, el tratamiento de los lixiviados que contienen PFAS es considerablemente más caro que el de los lixiviados convencionales, debido a las tecnologías especializadas necesarias y a la naturaleza persistente de estas sustancias químicas. Las técnicas más utilizadas son la adsorción en carbón activado (CA), resinas de intercambio iónico y la filtración por membrana, como la ósmosis inversa. El CA actúa adsorbiendo las moléculas de PFAS en su superficie, eliminándolas eficazmente del agua. Sin embargo, el CA es más eficaz para los compuestos de PFAS de cadena larga y puede requerir una sustitución o regeneración frecuente cuando se tratan PFAS de cadena corta o concentraciones elevadas. Las resinas de intercambio iónico son otra alternativa eficaz para eliminar los PFAS de los lixiviados, en particular los PFAS de cadena corta, que son más difíciles de capturar. Estas resinas funcionan no sólo por adsorción sino también intercambiando iones en el lixiviado con iones adheridos a la resina, eliminando selectivamente los PFAS de la solución.

La ósmosis inversa también es muy eficaz para separar los PFAS del lixiviado. El método utiliza membranas semipermeables para filtrar las moléculas de PFAS en función de su tamaño y carga, lo que da como resultado un flujo de agua purificada y un flujo de residuos concentrado (salmuera). La salmuera requiere un tratamiento posterior o una eliminación segura, lo que añade complejidad al proceso. Todas estas tecnologías de tratamiento *ex situ* necesitan además de energía eléctrica y agua dulce, infraestructuras e instalaciones operativas. Conllevan costes de capital para la instalación, costes operativos continuos de mantenimiento, renovación, limpieza y consumo de energía. Tras su uso, surgen costes de eliminación o regeneración de las sustancias residuales o de la salmuera generada en los sistemas de membranas. La eliminación de las sustancias residuales suele implicar la incineración o el depósito en vertederos. Los costes globales del tratamiento de los suelos con PFAS en los vertederos incluyen también otros gastos, por ejemplo, la elaboración de ensayos, informes y seguimiento de la actividad.

En conclusión, la presencia de PFAS en los lixiviados de los vertederos plantea retos importantes tanto para la contención como para el tratamiento. Los revestimientos compuestos de los vertederos, aunque eficaces para muchos contaminantes, pueden no impedir totalmente la migración de PFAS debido a las propiedades químicas únicas de estas sustancias. Además, se necesitan tecnologías avanzadas de tratamiento de lixiviados para gestionar eficazmente la propagación de la contaminación por PFAS. Sin embargo, estas tecnologías conllevan costes considerables, derivados de la complejidad de los procesos de tratamiento. A medida que aumente la concienciación medioambiental y la presión normativa, el desarrollo de soluciones de contención más eficientes y rentables será fundamental para hacer frente a los retos que plantean las PFAS en los lixiviados de vertedero.

4 – NUEVO SISTEMA DE REVESTIMIENTO ADSORBENTE DE VERTEDEROS

4.1 – Filtración de contaminantes *in situ*

La mayoría de los vertederos de Europa o EE. UU. utilizan sistemas de revestimiento compuesto para controlar las fugas y los flujos de agua. Sin embargo, la experiencia, las pruebas y los cálculos

indican que es muy probable que los sistemas de revestimiento compuesto no contengan los PFAS dentro de los niveles reglamentarios propuestos, que se sitúan en el intervalo de partes por trillón (ppt). Una opción innovadora para cumplir los requisitos es la utilización de sistemas de revestimiento que incluyan un componente diseñado para eliminar selectivamente las PFAS de los lixiviados (Martins, 2022). Se han desarrollado y ensayado productos de este tipo, que han demostrado niveles muy altos de captura de PFAS, en toda una gama de variedades y concentraciones. Estos productos sustituyen al geotextil no tejido de separación situado sobre la capa de drenaje mineral, para tratar el lixiviado antes de que salga del vertedero o de la zona específica del vertedero utilizada para el vertido de suelo con PFAS. Los filtros geosintéticos de contaminantes (GCF) representan un enfoque nuevo y fundamentalmente diferente de la protección del suelo y las aguas subterráneas. Protegen el subsuelo eliminando las sustancias perjudiciales para el medio ambiente del lixiviado a medida que éste se infiltra a través del geocompuesto, tal y como se muestra esquemáticamente en la Figura 3 (Niewerth, S., 2021a). El agua de infiltración se carga con las sustancias químicas y se convierte así en lixiviado crítico. Este lixiviado transporta los PFAS al GCF permeable al agua. Aquí, el filtrado se trata pasivamente antes de seguir filtrándose en la capa de drenaje mineral con una concentración de contaminantes «casi nula».



Fig. 3 – Esquema de funcionamiento de un filtro geosintético de contaminantes,
HUESKER Synthetic GmbH.

4.2 – Filtro geosintético de contaminantes

El término filtro geosintético de contaminantes (GCF) se refiere a un nuevo grupo de productos en el campo de los geosintéticos. Incluye productos formados por dos o más capas de geotextiles que intercalan un material de relleno o enmienda, como se muestra en la Figura 4. Debido a su novedad, el término aún no se ha normalizado. Por ello, en algunos casos se utilizan términos diferentes, como geotextil de sorción o barrera geotextil anticontaminante. Sin embargo, todos los términos se refieren al mismo grupo de productos.

4.2.1 – Componentes geotextiles

Los geotextiles empleados son tejidos y/o no tejidos. Se unen mediante técnicas de unión mecánica, como el punzonado o el cosido. Los GCF tienen un coeficiente de permeabilidad $k \geq 1 \cdot 10^{-5}$ m/s. Esto es importante para garantizar que el lixiviado pueda fluir a través del filtro sin obstáculos. Los distintos geotextiles asumen funciones específicas para cada aplicación (Niewerth y Wilke, 2021). Para el uso en sistemas de revestimiento de vertederos son especialmente relevantes las funciones de separación y filtración, que se definen según UNE-EN ISO 10318-1:2015/A1:2019 (Asociación Española de Normalización y Certificación, 2015) como:

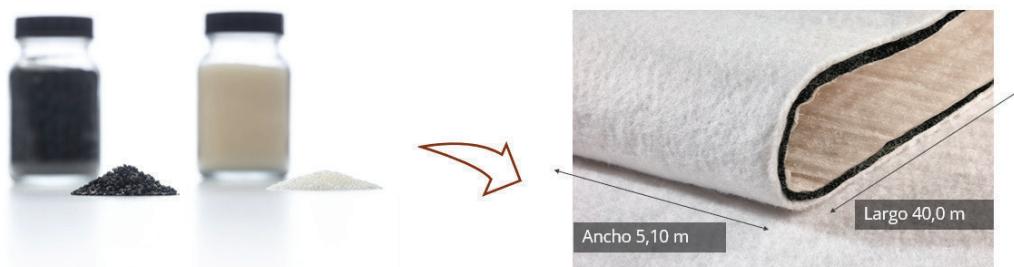


Fig. 4 – Filtro geosintético de contaminantes para el tratamiento de PFAS HUESKER Synthetic GmbH (derecha) y materiales activos (izquierda).

- Separación: prevención de la mezcla de suelos y/o materiales de relleno disímiles adyacentes mediante el uso de un material geosintético.
- Filtración: contención del paso incontrolado de tierra u otras partículas sometidas a fuerzas hidrodinámicas, al tiempo que se permite el paso de fluidos al interior o a través de un material geosintético.
- Refuerzo: utilización del comportamiento tensión-deformación de un material geosintético para mejorar las propiedades mecánicas del suelo o de otros materiales de construcción.

Además, la durabilidad de los materiales es de suma importancia para su uso en vertederos. Estas instalaciones pueden diseñarse para una vida útil de 100 años. Por tanto, todos los componentes deben tener esta durabilidad. Se pueden utilizar ensayos de oxidación *in situ* para simular el envejecimiento de los geotextiles y hacer estimaciones sobre la vida útil. Para geotextiles de calidad correctamente instalados puede considerarse normal una vida útil de 100 años.

4.2.2 – Enmiendas

Las enmiendas son materiales que eliminan sustancias o contaminantes relevantes para el medio ambiente de un medio líquido o gaseoso y los unen a su estructura. Dado que no todas las enmiendas son adecuadas para todos los contaminantes, debe seleccionarse el tipo más adecuado para la aplicación específica. Para ello, el contaminante debe ser suficientemente conocido. Los PFAS son un grupo formado por varios miles de compuestos individuales diferentes. La variación en la longitud de la cadena de carbono y el grupo funcional da lugar a esta gran variedad de moléculas diferentes. El reto en el tratamiento del agua es eliminar el mayor número posible de compuestos PFAS diferentes con el material y la tecnología seleccionados. Al mismo tiempo, hay que tener en cuenta que en los lixiviados de vertedero siempre están presentes otros co-contaminantes en concentraciones elevadas. En estudios de laboratorio y de campo, se ha demostrado que un medio específico de intercambio aniónico fuerte es muy eficaz para la eliminación de una amplia gama de compuestos individuales de PFAS, incluso con un tiempo de contacto comparativamente corto con el lixiviado. Además de la alta efectividad del medio, la capacidad de eliminación de muchos compuestos individuales de PFAS también es alta cuando se utiliza el intercambiador selectivo de aniones. Dependiendo de la composición del lixiviado, la capacidad del intercambiador de aniones es mucho mayor que la del carbón activado o las arcillas organófilas. Otra ventaja es la fuerte unión entre los PFAS y el intercambiador selectivo de aniones, ya que los PFAS no sólo se absorben por medio de las fuerzas de Van-der-Waals, sino sobre todo a través del intercambio de iones. Estos mecanismos dificultan enormemente la desorción, incluso con la ayuda de disolventes. Este aspecto

es fundamental y muy relevante para las aplicaciones a largo plazo. Para estudiar el uso en el filtrado de lixiviados de vertedero, se ha completado un extenso programa de pruebas con diferentes modificaciones, obteniendo como resultado que la adición de carbón activado al intercambiador selectivo de aniones es ventajosa para la aplicación específica en el tratamiento de lixiviados. La eficacia de un intercambiador de aniones para una molécula objetivo particular puede reducirse considerablemente si están presentes ciertos tipos de impurezas. Los contaminantes típicos que afectan al rendimiento incluyen compuestos orgánicos disueltos (DOC), aniones como cloruro o sulfato, orgánicos pesados como aceites y grasas, y partículas finas y sólidos en suspensión. A pesar de su fuerte afinidad por los PFAS, otros aniones y el carbono orgánico disuelto (DOC), también compiten con las moléculas de PFAS por los sitios libres de intercambio adsorptivo. Además, el DOC con un peso molecular alto puede acumularse en la superficie y reducir el acceso a las superficies y poros del intercambiador de aniones. Por estas razones, la adición de carbono como material de sacrificio ofrece una ventaja significativa para el rendimiento global del geocompuesto activo. En cuanto a la capacidad de sorción, el carbón activado también es capaz, por supuesto, de aglutinar PFAS específicos. Sin embargo, el rendimiento se limita esencialmente a las moléculas de cadena larga. Dado que el intercambiador de aniones libera iones H^+ para dar espacio a los PFAS, el valor de pH se vuelve favorable para que el carbón activado adsorba los PFAS. Respecto al comportamiento de desorción, cabe destacar que, para aplicaciones a largo plazo como los filtros de lixiviados, no se recomienda el uso exclusivo de carbón. Las moléculas de PFAS de cadena corta previamente absorbidas pueden desorberse del carbón con un desfase temporal al competir con moléculas de DOC o de PFAS de cadena larga.

Además de los beneficios de los diferentes aditivos, la interacción del lixiviado con los geotextiles también es importante para la durabilidad del producto. Como se mencionó anteriormente, los sólidos en suspensión, las partículas finas o los contaminantes de mayor tamaño son problemáticos para las enmiendas. En casi todos los lixiviados de vertedero están presentes estas partículas finas. Por lo tanto, es imperativo evitar que las partículas finas obstruyan los gránulos y dificulten el acceso a la superficie funcional del medio o a los poros, para llevar a cabo con éxito la filtración. Por lo tanto, se requieren geotextiles no tejidos adecuados con un ancho de apertura definido para la filtración y la protección de los aditivos.

4.3 – Criterios clave de diseño para la capa de material de tratamiento

La enmienda se coloca entre los geotextiles con un peso variable por unidad de superficie [kg/m^2] y, en consecuencia, con un grosor variable [mm]. El peso elegido depende en gran medida de los parámetros específicos de cada instalación, que son cruciales para el diseño de la capa absorbente de los CGF (Niewerth, S., 2021). Sin embargo, para hacerse una idea, el grosor está en el rango de 10 mm. Para desarrollar un GCF eficiente, deben tenerse en cuenta cuatro factores de rendimiento en particular:

- Afinidad: Describe la tendencia a absorber determinados contaminantes. En el caso de los PFAS, debe absorberse con la misma eficacia un amplio espectro de compuestos individuales.
- Cinética: La cinética del sorbente es importante para conseguir una reducción efectiva de las concentraciones de contaminantes en los caudales naturales de lixiviados.
- Capacidad: Para aplicaciones con un flujo de contaminantes limitado en el tiempo, como los vertederos descubiertos, la capacidad debe ser superior al producto de una concentración de lixiviados determinada, la cantidad anual de lixiviados aumentado por un factor de seguridad adecuado.
- Irreversibilidad: Excluye la desorción retardada y, por tanto, permite el uso permanente de sorbentes.

5 – DISEÑO DE UN FILTRO DE PFAS PARA LIXIVIADOS DE VERTEDERO

5.1 – Configuración de la capa de tratamiento

Un reto importante en el diseño de GCF para vertederos es, sin duda, que en la fase de diseño no se dispone habitualmente de información sobre el residuo con el que se va a llenar, o ésta es muy escasa. En consecuencia, se desconoce la concentración de entrada y debe estimarse teniendo en cuenta un factor de seguridad adecuado. Dado que el GCF filtra el lixiviado, debe estimarse la cantidad soluble de PFAS que alimentará el filtro durante y después del funcionamiento del vertedero. Una vez instalada la impermeabilización de la cubierta, el volumen de lixiviado se reducirá considerablemente y, en un momento dado, debería llegar a cero. Por lo tanto, para el cálculo de la capacidad, el relleno de un vertedero puede considerarse una fuente limitada en el tiempo para el filtro. Los resultados de las pruebas sobre la capacidad de un GCF proporcionan estimaciones reveladoras de la eficacia y durabilidad del geocompuesto para mitigar la contaminación por PFAS. La isócrona de capacidad que aparece en la Figura 5 se deriva de manera conservadora a partir de varias mediciones de laboratorio y de campo con un GCF para la filtración de PFAS. La isócrona tiene en cuenta una precipitación anual de 800 mm/año y un factor de seguridad de 4. En otras palabras, se asume que solo el 25% de la capacidad total está disponible para la captación de PFAS. Este es un valor conservador que se utiliza con éxito en el cálculo de la vida útil en sistemas de bombeo y tratamiento cuando se desconoce la composición química del contenido orgánico disuelto. Esto asegura que se alcancen los valores objetivo, incluso si otras sustancias orgánicas consumen parte de la capacidad del geocompuesto.

Como valor de entrada para el cálculo de la vida útil, debe conocerse o estimarse la concentración de lixiviado. Sin embargo, en un vertedero acabarán apareciendo residuos con concentraciones variables, desde moderadas a muy contaminadas. Por lo tanto, debe estimarse una concentración media de lixiviados y el operador del vertedero puede establecer una concentración máxima. Básicamente, no es necesario limitar la concentración ni excluir determinados tipos de residuos como suelos contaminados de emplazamientos con antecedentes especiales. Sin embargo, estos son los criterios de aceptación que el gestor de un vertedero puede solicitar y controlar. Para minimizar los riesgos de una posible pérdida de la función de tratamiento del GCF, se puede hacer equilibrio de residuos de concentración más alta y moderada con una distribución granulométrica más fina y gruesa. El uso del lugar de procedencia de un suelo contaminado da pistas sobre los co-contaminantes. El terreno de un aeropuerto puede no contener muchos otros co-contaminantes, mientras que el de un antiguo emplazamiento galvánico puede contener varios metales. También en este caso debe intentarse conseguir un buen equilibrio de los suelos rellenados. Dividir la superficie de la celda en diferentes zonas puede mejorar aún más la gestión y la asignación de los suelos. No obstante, se trata de una recomendación para optimizar el sistema y, en consecuencia, optimizar la capa de material de tratamiento del GCF. Si esta gestión controlada del residuo no es posible, siempre se puede utilizar una capa de relleno más gruesa.

Para mostrar un ejemplo de la estimación de la vida útil de un GCL, se podría considerar una concentración media de lixiviados comprendida en un rango de 100 a 1000 $\mu\text{g/l}$. Si se toma por ejemplo un valor promedio de 200 $\mu\text{g/l}$, la vida útil del GCF de 3.000 g/m^2 estimada es de más de 13 años. Como resultado, el vertedero podría funcionar durante unos 6 años y aún tendría margen de 7 años para instalar el sellado de la cobertura y considerar algunos años de filtrado de lixiviados tras el cierre. No obstante, esto es sólo un ejemplo con 2000 g/m^2 y 3000 g/m^2 de material corrector. El peso de estos puede aumentarse si es necesario, lo que permite un diseño flexible del sistema de revestimiento adsorbente del vertedero (Niewerth, S. et al., 2022).

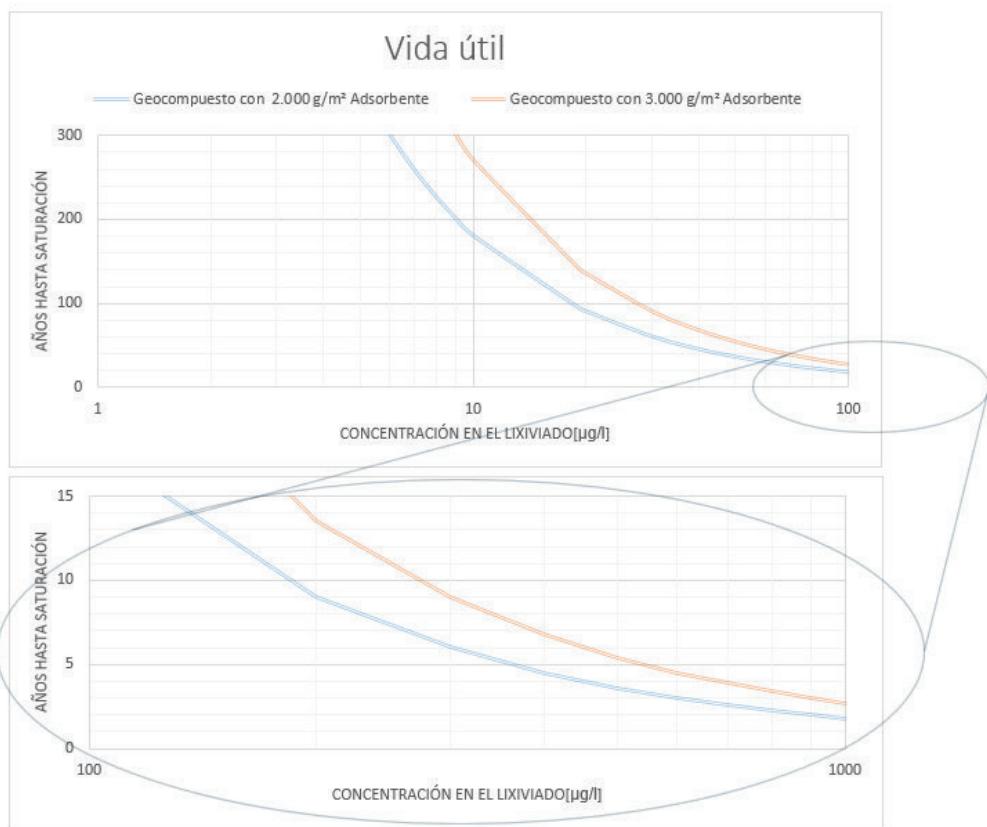


Fig. 5 – Estimación de vida útil para un filtro GCF HUESKER Synthetic GmbH.

5.2 – Configuración del geotextil de base y de la capa de cobertura

Además de los beneficios de las diferentes materias correctoras, la interacción del lixiviado con los geotextiles también es importante para la durabilidad del producto. Los sólidos en suspensión, las partículas finas o los contaminantes de mayor tamaño en el lixiviado provocan la obstrucción del filtro geotextil y son problemáticos para las enmiendas. Dado que estas partículas finas están siempre presentes en el lixiviado del residuo, es imperativo evitar que las partículas finas obstruyan el GCF y dificulten el acceso a la superficie funcional del medio o a los poros, para llevar a cabo con éxito la filtración. Por lo tanto, se requieren geotextiles no tejidos adecuados con un tamaño de apertura definido para su uso a largo plazo. En general, la estabilidad filtrante de los geotextiles no tejidos es crucial para mantener la integridad y longevidad del sistema de contención. Los geotextiles no tejidos se utilizan principalmente como capas de filtración y separación entre el suelo y los materiales de drenaje, evitando que las partículas finas migren a las capas de drenaje y obstruyan el sistema. La estabilidad de estos filtros garantiza una gestión adecuada de los lixiviados, ya que las capas de drenaje obstruidas pueden provocar un aumento de la presión hidráulica, comprometiendo potencialmente la geomembrana y otras capas de sellado. Para garantizar la estabilidad del filtro, el GCF debe tener una permeabilidad adecuada y una distribución del tamaño de los poros que permita el paso de los fluidos al tiempo que retiene las partículas del suelo. Esto ayuda a mantener la

capacidad de flujo del sistema de drenaje y evita el asentamiento o hundimiento a largo plazo dentro del vertedero.

La durabilidad de los materiales es también importante. Como se ha mencionado con anterioridad, se pueden realizar estimaciones de vida útil con pruebas de oxidación *in situ*. Se puede esperar una vida útil de más de 100 años para geotextiles fabricados con calidad y que hayan sido correctamente instalados, expuestos a niveles de pH comprendidos en un rango de 4 a 9 y temperaturas entre 5 y 25°C.

5.3 – Área dedicada para suelos con PFAS

Para que un operador de vertederos esté en condiciones de aceptar tierra contaminada con PFAS, no es necesario que todo el vertedero esté equipado con un GCF. Por lo general, solo es necesario equipar un área específica con un sistema de revestimiento adsorbente. La ventaja principal de esta zona específica es que se minimiza el número de co-contaminaciones. Además, se puede realizar un mejor control de DOC y de otros compuestos potenciales que disminuyen la capacidad de los GCF. Para separar un área del resto del vertedero, se pueden apilar terraplenes directamente sobre el sellado de la base existente. Esta zona puede revestirse fácilmente con un GCF. Dado que lo más probable es que la permeabilidad del material sea mayor que la del suelo de cobertura, no es necesario realizar sellados solapados ni soldaduras. El agua percolará perpendicularmente a través de los geocompuestos y no tomará el camino más largo y difícil a través de los solapes sin estar en contacto con las enmiendas. Así, los rollos pueden instalarse con un solape de 25 cm sin ninguna medida adicional. Dado que los rayos UV son siempre perniciosos para los geotextiles no tejidos, se recomienda que la primera capa de tierra de cobertura se instale en el plazo de unas semanas.

6 – PRUEBAS EN LABORATORIO Y CAMPO

La eficacia de Tektoseal Active PFAS 2000 AI (WB) ya se ha documentado en varios proyectos. A continuación, se resumen de forma ilustrativa los resultados de un estudio de laboratorio y de una prueba de campo. En un equipo que permite simular una columna de suelo, se permitió que las aguas subterráneas contaminadas con PFAS fluyeran a través del GCF a velocidades de filtración naturales durante un período de tiempo prolongado. Extrapolado a la realidad, esto da como resultado un volumen representativo de lixiviado que representa un período de aproximadamente 10 años (Beims, U. y Gutt, B., 2002). Transcurrido este plazo, la eficacia sigue siendo elevada, como puede verse en la Tabla 2. Según el método de cálculo de Beims/Gutt, la cantidad de lixiviado producida puede estimarse en función de las precipitaciones anuales, el tipo de suelo y la vegetación. En el ejemplo de cálculo, se supone una precipitación de 820 mm/a, arena limosa y terreno sin vegetación.

Esto demuestra que claramente no se ha alcanzado aún el límite de capacidad. Mediante un cálculo de balance de masas se llega al resultado de que sólo se ha alcanzado el 5% de la capacidad teórica tras 10 años representativos de percolación con la concentración dada. Por tanto, se deduce el GCF puede utilizarse durante mucho tiempo con estas bajas concentraciones.

Tabla 2 – Resumen de datos de pruebas de flujo en laboratorio con aguas subterráneas contaminadas para diferentes tipos de PFAS.

	PFBA	PFPeA	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFBS	PPeS	PFHxS	PFHpS	PFOS	H4PFOS
IC (µg/l)	0,20	1,00	1,20	0,33	1,00	0,29	0,29	3,30	0,09	1,90	0,63
E (%)	89%	93%	94%	95%	96%	95%	95%	96%	95%	97%	98%

IC: Concentración inicial [µg/l]

E: Efectividad tras 10 años representativos [%]

Adicionalmente, en la Tabla 3 se presentan los resultados de un terreno altamente contaminado. En este proyecto piloto, se aplicó al suelo altamente contaminado el geocompuesto Tektoseal Active PFAS 2000 AI (WB) y se regó adicionalmente con agua subterránea contaminada durante varias semanas.

Tabla 3 – Resumen de datos de pruebas a escala real con suelos y aguas subterráneas altamente contaminados para diferentes tipos de PFAS.

	PFBA	PFPeA	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFBS	PFPeS	PFHxS	PFHpS	PFOS	6:2FTS	Suma de PFAS
IC (µg/l)	1,3	2,3	4,2	0,9	5,7	1,5	1,0	7,1	0,7	14,0	0,1	65,0
E (%)	90,8%	99,3%	99,7%	100%	99,7%	100%	100%	99,8%	100%	98,9%	100%	99,7%

IC: Concentración inicial [µg/l]

E: Eficacia tras 1,75 años representativos [%]

Además de los compuestos individuales, en la Tabla 4 se indica la eficacia frente a la suma de PFAS. Transcurridos 21 meses, la eficacia sigue siendo elevada. En general, durante todo el período de prueba se midió una fuerte disminución de la concentración en el flujo de salida. En un análisis se observó un descenso del rendimiento después de 10 meses representativos. El motivo fueron problemas con la estructura del proyecto, más concretamente fugas en las paredes laterales. Sin embargo, incluso con grandes volúmenes de agua en poco tiempo el rendimiento fue satisfactorio. Sobre la base de todos los análisis realizados hasta la fecha, cabe suponer que la captación de PFAS es muy eficaz con el GCF descrito en este documento.

Tabla 4 – Resumen de datos de pruebas a escala real con suelos y aguas subterráneas altamente contaminados para diferente tiempo representativo para el total de PFAS.

Tiempo representativo [meses]	7	10	14	17	18	19	20	21
IC total PFAS (µg/l)	40	67	51	58	54	58	66	65
E total PFAS (%)	98,6%	82,1%	97,8%	98,9%	99,0%	99,4%	99,6%	99,7%

IC: Concentración inicial [µg/l]

E: Eficacia a lo largo del tiempo [%]

7 – CONSIDERACIONES FINALES

Los PFAS, ahora incluidos en el Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes, plantean importantes retos para la gestión de vertederos debido a su persistencia y movilidad. Los revestimientos compuestos convencionales, aunque de uso común, pueden no impedir totalmente la migración de PFAS, lo que pone de relieve la necesidad de estrategias de contención más eficaces. Este estudio demuestra que los filtros geosintéticos de contaminantes (GCF) proporcionan una solución mejorada para la retención de PFAS. Tanto los ensayos de laboratorio como los de campo confirman que los GCF absorben eficazmente los PFAS, reduciendo su movilidad en los vertederos y limitando la contaminación por lixiviados. Dada la creciente preocupación normativa por la gestión de los PFAS, la incorporación de los GCF a los diseños de vertederos podría ofrecer un método práctico para mejorar la contención a largo plazo. Los resultados sugieren que este enfoque puede mitigar los riesgos asociados a los lixiviados de PFAS, contribuyendo a unas operaciones de vertido más seguras y sostenibles.

8 – REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

American Society for Testing and Materials. (2020). ASTM F739-20: Standard test method for permeation of liquids and gases through protective clothing materials under conditions of continuous contact. ASTM International.

Asociación Española de Normalización y Certificación (AENOR). (2015). UNE-EN ISO 10318-1:2015 Geosintéticos. Parte 1: Términos y definiciones (ISO 10318-1:2015). AENOR.

Beims, U.; Gutt, B. (2002). *Entwicklung eines rationellen Verfahrens zur Bewertung von Bodenkontaminationen und deren Exposition (EXPOSI): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben*. Dresden.

Bonaparte, R.; Daniel, D.; Koerner, R. M. (2002). *Assessment and recommendations for improving the performance of waste containment systems*. U.S. Environmental Protection Agency.

Chao, K.-P.; Wang, P.; Lin, C.-H. (2006). *Estimation of diffusion coefficients and solubilities for organic solvents permeation through high-density polyethylene geomembrane*. Journal of Environmental Engineering, 132(5), pp. 519–526. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2006\)132:5\(519\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2006)132:5(519))

Di Battista, V.; Rowe, R. K.; Patch, D.; Weber, K. (2020). *PFOA and PFOS diffusion through LLDPE and LLDPE coextruded with EVOH at 22 °C, 35 °C, and 50 °C*. Waste Management, 117, pp. 93–103. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.08.009>

Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. (2000). Diario Oficial de la Unión Europea, L 327, pp. 1–73.

Directiva 2006/118/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 12 de diciembre de 2006, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro. (2006). Diario Oficial de la Unión Europea, L 372, pp. 19–31.

Fuertes, I.; Gómez-Lavín, S.; Elizalde, M. P.; Urtiaga, A. (2017). *Perfluorinated alkyl substances (PFASs) in northern Spain municipal solid waste landfill leachates*. Chemosphere, 168, pp. 399–407. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.10.075>

Giroud, J. P.; Bonaparte, R. (1989). *Leakage through liners constructed with geomembranes — Part I. Geomembrane liners*. Geotextiles and Geomembranes, 8(1), pp. 27–67. [https://doi.org/10.1016/0266-1144\(89\)90033-9](https://doi.org/10.1016/0266-1144(89)90033-9)

Ley 7/2022, de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular. (2022). Boletín Oficial del Estado, núm. 85, pp. 1–76.

Niewerth, S. (2021). *Permeable contaminant barrier for soil and groundwater protection as well as site remediation*. Bauingenieur, 96(11), pp. 476–478.

Niewerth, S. (2021a). *Landscaping with PFAS contaminated soil and thin permeable barriers*. En Proceedings of the 12th International SedNet Conference. Lisbon, Portugal.

Niewerth, S.; Carbone, L.; Lassing, H. (2022). *Containment and passive decontamination of PFAS soil in technical structures by means of sorption mats*. En Proceedings of Recy & DepoTech Conference 2022. Leoben, Austria.

Pickin, J.; Wardle, C.; O'Farrell, K.; Stovell, L.; Nyunt, P.; Guazzo, S.; Lin, Y.; Caggiati-Shortell, G.; Chakma, P.; Edwards, C.; Lindley, B.; Solutions, C.; Latimer, G.; Waste, A. (2022).

National waste report 2022. Blue Environment & Australian Government, Department of Climate Change, Energy, the Environment and Water.

Real Decreto 646/2020, de 7 de julio, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero. (2020). Boletín Oficial del Estado, núm. 182, pp. 1–36.

Safe Drinking Water Act, Pub. L. No. 93-523, 88 Stat. 1660 (1974).

Tan, Y.; Benson, C. H. (2023). *Effectiveness of composite liners in containing PFAS.* En Proceedings of WM2023 Conference. Phoenix, AZ, USA.

Toxic Substances Control Act, as amended by the Frank R. Lautenberg Chemical Safety for the 21st Century Act, Pub. L. No. 114-182, 130 Stat. 448 (2016).

