CONAMA 2026

Gestión de materiales con PFAS mediante monoceldas y barreras reactivas

Concepto, criterios de diseño y resultados de ensayos y proyectos piloto

Edita: Fundación Conama

Año: 2026

Este documento está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-No Comercial 4.0 Internacional.

Personas autoras de la presente comunicación técnica

Autor principal de la comunicación: Marco T. Rodríguez. Ingeniero de Caminos. Departamento de Ingeniería.

Índice

Resumen **1**

Palabras clave **1**

1. Introducción y objetivo **1**

2. Marco legal y técnico **2**

2.1. Contexto europeo 2

2.2. Contexto español y referencia técnica 2

3. Limitaciones del confinamiento convencional **3**

3.1. Un sistema eficaz frente al paso de líquido 3

3.2. El problema de la escala 3

3.3. Tres vías de paso 4

3.4. El tratamiento del lixiviado 5

4. Concepto de monocelda con barrera reactiva **6**

4.1. Monocelda 6

4.2. Barrera geosintética reactiva permeable 6

4.3. Dimensionamiento, construcción y operación 8

5. Resultados de ensayos **9**

5.1. Columnas a gran escala 10

5.2. Cinética y tiempo de contacto 11

5.3. Flujo prolongado y escala real 12

5.4. Compatibilidad hidráulica de la barrera mineral 12

6. Experiencias en proyectos 13

7. Discusión y perspectivas de aplicación 14

8. Conclusiones 15

9. Bibliografía 15

Resumen

Las sustancias perfluoroalquiladas y polifluoroalquiladas (PFAS) constituyen un reto creciente para la gestión de materiales contaminados por su persistencia, su movilidad y la dificultad de tratarlas. Los sistemas convencionales de impermeabilización de vertederos limitan la migración de contaminantes, pero no eliminan por completo el riesgo de transporte, y el tratamiento posterior de los lixiviados con PFAS exige un esfuerzo técnico y económico considerable y genera residuos secundarios.

Esta comunicación propone la monocelda como estructura técnica para confinar de forma diferenciada suelos, residuos y, potencialmente, fangos con PFAS, de modo que los lixiviados puedan controlarse sin extender los sistemas de tratamiento a toda la instalación. Su pieza central es la barrera geosintética reactiva permeable, un geocompuesto que sustituye al geotextil separador y filtro situado sobre el drenaje y añade al confinamiento una función de tratamiento pasivo. Combina un intercambiador de aniones selectivo para PFAS con carbón activo, y se diseña según la afinidad, la cinética, la capacidad y la irreversibilidad de la retención.

Se exponen el concepto, los criterios de diseño y los resultados disponibles de ensayos de columna y a escala real, así como dos pilotos en monocelda que se están ejecutando en sendos vertederos de Alemania. En los ensayos de velocidad de percolación, la retención de la suma de PFAS osciló entre el 96,6 y el 99,7 %.

Palabras clave

PFAS, vertederos, monoceldas, barreras reactivas, geosintéticos, suelos contaminados.

1. Introducción y objetivo

Las PFAS son un grupo de más de 10.000 compuestos sintéticos cuyo enlace carbono–flúor les confiere una estabilidad excepcional frente a la degradación. Muchas son solubles en agua, se desplazan con facilidad por el suelo y pueden alcanzar las aguas subterráneas. Se han encontrado en emplazamientos con espumas contra incendios, instalaciones industriales, plantas de tratamiento de aguas y vertederos y, en España, también en aguas subterráneas (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico [MITECO], s. f.-b) y en lixiviados de vertedero, donde se han medido sumas de entre 639 y 1.379 ng/l en vertederos de residuos urbanos del norte del país (Fuertes et al., 2017).

Como las tecnologías de destrucción no están disponibles a escala práctica para grandes volúmenes de suelo, es previsible que una parte importante de los suelos y residuos con PFAS siga confinándose en vertederos durante años (Niewerth et al., 2025). Esto plantea tres problemas a los gestores: la capacidad limitada de las instalaciones, la posible migración a largo plazo de las PFAS a través del sistema de impermeabilización y el coste de tratar un lixiviado que las contiene.

Esta comunicación propone la monocelda con barrera reactiva como unidad de gestión de materiales con PFAS. Tras exponer el marco legal y técnico y las limitaciones del confinamiento convencional, describe el concepto y los criterios de diseño de la barrera y presenta los resultados de ensayos y las experiencias piloto disponibles.

2. Marco legal y técnico

2.1. Contexto europeo

A escala europea, las PFAS se abordan desde tres frentes: la restricción en origen, la calidad del agua y la vigilancia del suelo. La propuesta de restricción universal de PFAS bajo REACH, presentada en 2023 por Alemania, Dinamarca, Noruega, Países Bajos y Suecia, está pendiente de los dictámenes de los comités científicos de la Agencia Europea de Sustancias y Mezclas Químicas (ECHA), previstos para 2026 (Comisión Europea, 2026). Mientras tanto, ya están adoptadas las restricciones sectoriales de las espumas contra incendios (Reglamento (UE) 2025/1988) y del PFHxA y sustancias afines (Reglamento (UE) 2024/2462), y el Reglamento (UE) 2019/1021 regula como contaminantes orgánicos persistentes el PFOS, el PFOA y el PFHxS y obliga a destruir o transformar de forma irreversible los residuos que superen sus límites de concentración.

En cuanto al agua, la Directiva (UE) 2020/2184 fija en el agua de consumo 100 ng/l para la suma de 20 PFAS, valor exigible en España desde el 2 de enero de 2026 (Real Decreto 3/2023, disposición adicional séptima y anexo I, parte B). La Directiva (UE) 2026/805, de 30 de marzo de 2026, modifica las Directivas 2000/60/CE, 2006/118/CE y 2008/105/CE: fija normas de calidad para la suma de 25 PFAS en aguas superficiales (4,4 ng/l como media anual, en equivalentes de PFOA, y 77 ng/l en biota) y, en aguas subterráneas, aplica la suma de 20 PFAS de la directiva de agua de consumo y fija 4,4 ng/l para la suma de cuatro PFAS. Debe transponerse antes del 21 de diciembre de 2027.

En el suelo, la Directiva (UE) 2025/2360, de vigilancia y resiliencia del suelo, en vigor desde el 16 de diciembre de 2025 y con transposición antes del 17 de diciembre de 2028, incorpora las PFAS al descriptor de contaminación del suelo (art. 7.4 y anexo I, parte C) y prevé una lista indicativa de contaminantes antes del 17 de junio de 2027 (art. 8). Es un instrumento de vigilancia con valores objetivo no vinculantes y no establece niveles de actuación para suelos contaminados.

2.2. Contexto español y referencia técnica

En España, los anexos V y VI del Real Decreto 9/2005 no incluyen PFAS, por lo que no hay niveles genéricos de referencia; su anexo VII permite calcularlos caso por caso mediante análisis de riesgos, y el MITECO prevé revisar el real decreto para adaptarlo a la Ley 7/2022 (MITECO, s. f.-a). Su artículo 7.3 prioriza los tratamientos *in situ* sobre la excavación y el depósito en vertedero, criterio al que se remite la Ley 7/2022 en el impuesto sobre el depósito de residuos en vertedero. La

admisión en vertedero se rige por el Real Decreto 646/2020, que exige recoger y tratar los lixiviados (anexo I, apartado 2) pero no fija criterios de admisión ni límites de lixiviado específicos para PFAS; tampoco lo hace el Real Decreto 1514/2009 sobre aguas subterráneas. En 2025 el MITECO detectó PFAS en el 78 % de los puntos de las masas de agua subterránea con presiones urbanas e industriales (MITECO, s. f.-b).

Ante esta falta de criterios específicos, puede tomarse como referencia técnica no vinculante la guía alemana de evaluación de PFAS (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz [BMUV], 2022). La guía orienta la admisión en vertederos de clase I con un eluato 10:1 inferior a 100 µg/l de PFAS totales y recomienda depositar estos suelos en una zona independiente y de superficie reducida, con captación separada del lixiviado, cubierta temprana y tratamiento del lixiviado con destrucción de las PFAS (Löwe y Willmes, 2026). De esa recomendación procede el concepto de monocelda.

3. Limitaciones del confinamiento convencional

3.1. Un sistema eficaz frente al paso de líquido

Un vertedero moderno se impermeabiliza con varias capas que, de abajo arriba, son la barrera geológica, la barrera mineral (arcilla compactada o geocompuesto de bentonita), la geomembrana de polietileno de alta densidad (PEAD), la capa de protección y la capa de drenaje, con un geotextil de separación y filtración entre el drenaje y el residuo. Los datos de campo de Bonaparte et al. (2002) muestran que los revestimientos compuestos funcionan mejor que una geomembrana aislada y que la combinación de geomembrana y geocompuesto de bentonita da las tasas de fuga más bajas, próximas a cero una vez colocada la cubierta final. El sistema es además redundante: si el revestimiento primario se rompe, la bentonita se expande y sella la rotura, y el aumento de lixiviado en el sistema de detección de fugas actúa como alarma.

Las PFAS tampoco parecen deteriorar la barrera mineral. En ensayos de laboratorio se midió la conductividad hidráulica de geocompuestos de bentonita (hasta 3,3 años) y de arcillas compactadas (hasta 2,6 años) con un lixiviado sintético de residuos urbanos, con y sin PFAS, hasta 240.000 ng/l en total, y no se encontraron diferencias apreciables (los datos se detallan en el apartado 5.4).

3.2. El problema de la escala

Con las PFAS, el problema no es la eficacia hidráulica del sistema, sino la escala a la que hay que medir su comportamiento. Los límites de las PFAS están de cuatro a seis órdenes de magnitud por debajo de los de otros contaminantes comunes, como los PCB o los compuestos aromáticos (M. T. Rodríguez et al., 2025); para situar esa escala, 4 ng/l equivalen a 4 segundos en 31.709 años. La

conductividad hidráulica solo mide el paso de líquido, mientras que los valores exigibles son, en agua de consumo, de 100 ng/l para la suma de 20 PFAS (Directiva (UE) 2020/2184) y, en aguas subterráneas, de 4,4 ng/l para la suma de cuatro (Directiva (UE) 2026/805).

Frente a esos valores, los lixiviados de vertedero contienen concentraciones muy superiores: de cientos a miles de ng/l para PFAS individuales en lixiviados de Estados Unidos (Lang et al., 2017) y hasta 240.000 ng/l de PFAS totales en un caso extremo, un vertedero que recibió lodos de depuradora (Tan et al., 2026). En España, Fuertes et al. (2017) analizaron por primera vez 16 PFAS en el lixiviado de cuatro vertederos de residuos urbanos del norte del país, que dan servicio a unos 1,8 millones de habitantes. Detectaron 8 de ellas, con sumas de 639 a 1.379 ng/l en el lixiviado bruto, dominadas por el PFOA (42,6 %) y el PFHxA (30,1 %), y con las PFAS de cadena corta más abundantes que sus homólogas de cadena larga. Eran lixiviados estabilizados, de vertederos antiguos, y esas concentraciones superan entre uno y dos órdenes de magnitud los valores de 100 y 4,4 ng/l citados antes. Están, además, en el rango bajo de los publicados para lixiviados europeos, que van de 146 ng/l en un vertedero alemán (Busch et al., 2010) a 26.454 ng/l en Suecia (Woldegiorgis et al., 2006), y se han medido hasta 292.000 ng/l en un vertedero activo de Shanghai (Yan et al., 2015). Por este motivo, para los niveles de contención que se proponen para las PFAS, la configuración convencional puede no ser suficiente: lo que se pretende contener difiere en varios órdenes de magnitud de los contaminantes para los que se diseñó.

3.3. Tres vías de paso

Las PFAS pueden atravesar un revestimiento por tres mecanismos (C. Rodriguez et al., 2026), representados en la figura 1. El primero es la advección: el lixiviado pasa por perforaciones, defectos o fisuras del revestimiento y arrastra consigo las PFAS. Incluso las fisuras pequeñas pueden permitir su escape, por lo que debe contarse con que habrá defectos o daños. El segundo es la difusión: las moléculas de PFAS migran a través de la geomembrana, aunque esta no presente defectos, impulsadas por un gradiente de concentración. En los ensayos de Di Battista et al. (2020) con láminas de polietileno lineal de baja densidad, el PFOA y el PFOS aparecieron en el receptor a los 299 días a 23 °C y a los 224 días a 50 °C. Sus coeficientes de permeación resultaron entre cinco y ocho órdenes de magnitud menores que los de los compuestos aromáticos y los PCB. El proceso es, pues, muy lento, pero no se detiene: el polietileno apenas retiene estas sustancias (coeficiente de partición de 1 a 5, frente a más de 200 en el caso del benceno), de modo que la concentración en el origen no disminuye y el flujo se mantiene mientras persista el contaminante. Con esos parámetros, el modelo de los autores prevé en el receptor unos 8 µg/L de PFOA y unos 58 µg/L de PFOS a los 1500 días en una lámina de 0,1 mm. El tercero es la sorción y desorción en las arcillas, que retienen las PFAS de forma temporal pero reversible: cambios de pH o de temperatura pueden liberarlas y devolverlas al lixiviado, con una liberación retardada pero persistente.

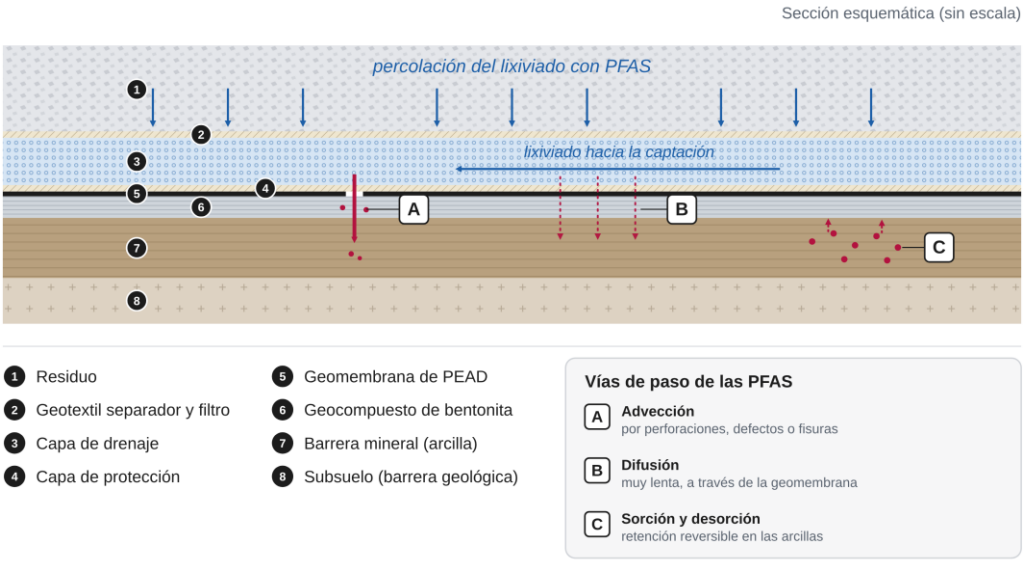


Figura 1. Vías por las que las PFAS pueden atravesar el sistema de impermeabilización de un vertedero. Fuente: elaboración propia, a partir de M. T. Rodríguez et al. (2025).

En conjunto, los revestimientos compuestos son eficaces para muchos contaminantes, pero pueden no impedir del todo la migración de PFAS a largo plazo. Eso obliga a vigilarlos con eficacia y a tratar los lixiviados con soluciones avanzadas.

3.4. El tratamiento del lixiviado

Tratar el lixiviado tampoco es sencillo. Los procesos biológicos, la coagulación y la sedimentación son ineficaces con PFAS, por su resistencia a la degradación y su tendencia a permanecer en el agua. En los dos vertederos de ese estudio que tratan el lixiviado *in situ* con biorreactores de membrana y ultrafiltración, el tratamiento redujo el amonio y la materia orgánica, pero no las PFAS: en el lixiviado tratado la suma llegó a 3.162 ng/l, aproximadamente el doble que en el bruto, y el PFPeA pasó de 23 a 331 ng/l. Los autores lo atribuyen como hipótesis a la posible degradación de precursores, como los alcoholes y sulfonatos fluorotelómeros, que dejan como producto final PFAS persistentes de cadena corta. Las técnicas contrastadas son el empleo de carbón activo, el intercambio iónico y la ósmosis inversa (Niewerth et al., 2025), cada una con sus exigencias. El carbón activo adsorbe las PFAS y es más eficaz con las de cadena larga, pero con las de cadena corta o con concentraciones elevadas exige sustituirlo o regenerarlo con frecuencia. El intercambio iónico es eficaz, en particular con las de cadena corta, que son más difíciles de captar, pero deja un material agotado que hay que eliminar o regenerar. La ósmosis inversa separa muy bien las PFAS del lixiviado, pero produce una salmuera concentrada que requiere tratamiento posterior o eliminación segura.

Todas estas técnicas necesitan energía eléctrica, agua dulce, infraestructuras e instalaciones operativas, con costes de capital y de operación continuos, y sus residuos suelen incinerarse o depositarse en vertedero. En conjunto, tratar un lixiviado con PFAS resulta considerablemente más caro que tratar uno convencional. Y lo que no se retiene acaba en el medio: Los mismos autores estimaron, a partir del caudal anual de lixiviado, que los cuatro vertederos de su estudio descargan

en conjunto unos 1.209 g/año de PFAS, es decir, unos 0,67 mg por habitante y año. De todo ello se deducen tres necesidades: limitar el volumen de lixiviado con PFAS que llega al sistema general de la instalación, para tratarlo cerca de su origen; añadir una segunda línea de protección pasiva, que actúe aunque la primera tenga defectos; y retener las PFAS en lugar de limitarse a retrasarlas. Los apartados siguientes proponen una forma de cubrir las tres.

4. Concepto de monocelda con barrera reactiva

4.1. Monocelda

La propuesta consiste en concentrar el problema para tratarlo donde ocurre. Se define como monocelda un área delimitada y de superficie reducida destinada a un único tipo de material con PFAS (suelos, residuos y, potencialmente, fangos), con impermeabilización de base, drenaje y captación de lixiviados independientes de los del resto de la instalación, cobertura final temprana y, como elemento distintivo, una barrera reactiva permeable bajo el residuo (figura 2). El concepto procede de la guía alemana de evaluación de PFAS (BMUV, 2022), que recomienda considerar el vertido de estos suelos en una zona independiente, de superficie reducida, con captación y evacuación separadas del lixiviado y cubierta temprana con material lo más impermeable posible.

Esta organización tiene tres ventajas. La primera es que reduce el volumen que hay que tratar: para aceptar suelos con PFAS no es necesario equipar todo el vertedero, y normalmente basta una zona concreta con un sistema de revestimiento adsorbente. La segunda es que el lixiviado resulta más predecible, porque al concentrar un solo tipo de material se minimiza el número de cocontaminantes y se controla mejor el carbono orgánico disuelto (COD) y otros compuestos que reducen la capacidad del filtro. La tercera es la flexibilidad: en un vertedero existente, la zona se separa con terraplenes apilados sobre el sellado de base y se reviste con la barrera, y la misma tecnología puede aplicarse en un área independiente del propio emplazamiento, con la barrera bajo una estructura técnica construida con el suelo reutilizado, lo que ahorra transporte y volumen de vertedero.

Desde la planificación previa, debe fijarse qué cantidad de suelo, y con qué concentración máxima de PFAS, puede colocarse en la monocelda. Una vez rellena, se cierra con una cobertura superficial para que no entre más precipitación en la zona contaminada, y se cubre y se sella por sectores, tan pronto como termina el relleno de cada uno, para reducir la infiltración y la generación de lixiviado.

4.2. Barrera geosintética reactiva permeable

La barrera PR-GBR es el elemento que convierte el confinamiento en tratamiento. Es un geocompuesto formado por un geotextil inferior, una capa de material reactivo y un geotextil

superior, unidos mecánicamente por agujado o cosido (C. Rodriguez et al., 2026). La capa reactiva tiene un espesor del orden de 10 mm y una masa por metro cuadrado que se elige según las condiciones de cada instalación. La barrera se coloca sobre la capa de drenaje, que a su vez se apoya sobre la geomembrana, en lugar del geotextil separador y filtro convencional.

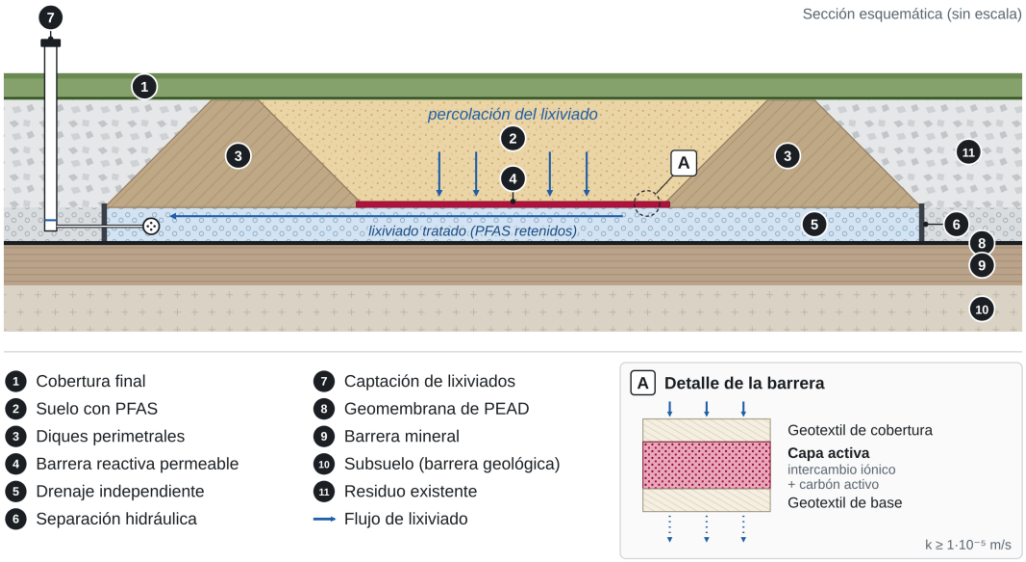


Figura 2. Sección esquemática de una monocelda con barrera reactiva permeable sobre el sistema de impermeabilización de base. El detalle A muestra la estructura de la barrera.
Fuente: elaboración propia, a partir de Löwe y Willmes (2026) y Schmüdderich et al. (2026).

La barrera cumple dos funciones simultáneas. Por un lado, conserva la del geotextil al que sustituye, separación y filtración, con una permeabilidad igual o superior a 1×10^{-5} m/s, de modo que el lixiviado fluye sin obstáculos (Schmüdderich et al., 2026). Por otro, añade una función ambiental: el lixiviado la atraviesa en vertical por gravedad y las PFAS quedan retenidas en la capa reactiva antes de que el agua pase al drenaje. El filtrado es pasivo, sin bombeo ni instalación de tratamiento, y todos los materiales permanecen en el vertedero tras el cierre. En la monocelda además, la barrera constituye, junto a la geomembrana y la cobertura, una segunda protección del subsuelo.

La capa reactiva combina dos materiales con funciones complementarias (Niewerth et al., 2025). El componente principal es un intercambiador de aniones fuerte, que retiene un amplio espectro de PFAS de distinta cadena y grupo funcional, incluso con un contacto comparativamente corto. Lo hace sobre todo por intercambio de iones y no solo por fuerzas de Van der Waals; según el lixiviado, su capacidad es mucho mayor que la del carbón activo o las arcillas organófilas, y su fuerte unión con las PFAS dificulta enormemente la desorción, incluso con ayuda de disolventes. Su eficacia, sin embargo, disminuye con el COD, con aniones competidores como el cloruro y el sulfato, con aceites y grasas y con partículas finas y sólidos en suspensión. Por eso se le añade carbón activo, que actúa como material de sacrificio: retiene el COD y los compuestos orgánicos grandes, e impide que ocupen los puntos de intercambio o bloqueen superficies y poros, y retiene además PFAS, sobre todo de cadena larga. Al captar PFAS, el intercambiador libera iones H^+, lo que crea un pH favorable para que el carbón las adsorba. Emplear solo carbón activo no se recomienda para filtrar lixiviados a largo plazo, debido a que las PFAS de cadena corta retenidas pueden desorberse con retraso al competir con el COD o con PFAS de cadena larga.

Los geotextiles, tejidos, no tejidos o una combinación de ambos, cumplen las funciones de separación y filtración definidas en la norma UNE-EN ISO 10318-1 (Asociación Española de Normalización y Certificación [AENOR], 2015). El superior, con una apertura de poro definida, impide además que las partículas finas colmaten la capa reactiva. Los ensayos de oxidación indican una vida útil de más de 100 años para geotextiles de calidad correctamente instalados, con pH de 4 a 9 y temperaturas de 5 a 25 °C.

La capa reactiva se diseña con cuatro criterios interdependientes. La afinidad exige retener con la misma eficacia un amplio espectro de PFAS, de distinta longitud de cadena y grupo funcional. La cinética, reducir rápidamente la concentración con los caudales naturales de lixiviado. La capacidad, superar la carga de PFAS prevista durante la vida útil, que depende de la concentración del lixiviado, del volumen anual y de un factor de seguridad. Y la irreversibilidad, que las PFAS, una vez retenidas, no se desorban ante cambios químicos o hidráulicos. Los resultados que respaldan estos criterios se presentan en el apartado 5.

4.3. Dimensionamiento, construcción y operación

La barrera se dimensiona por capacidad. En proyecto suele desconocerse el suelo que se depositará, por lo que la concentración del lixiviado debe estimarse con un factor de seguridad. Como la barrera filtra el lixiviado, hay que considerar la masa total de PFAS que lo atravesará durante la explotación y después de ella; pero tras colocar la cobertura final el volumen de lixiviado disminuye drásticamente y acaba por cesar, de modo que el relleno puede tratarse como una fuente de duración limitada, y conocida la capacidad de adsorción de la barrera puede estimarse con fiabilidad su vida útil.

A modo de ejemplo ilustrativo del dimensionamiento (figura 3), se presenta una estimación de la vida útil de la barrera reactiva a partir de una relación entre la concentración de PFAS en el lixiviado y la capacidad de retención del geocompuesto, obtenida de forma conservadora a partir de ensayos de laboratorio y de campo. El cálculo considera una precipitación anual de 800 mm y un factor de seguridad de 4, de manera que se utiliza únicamente el 25 % de la capacidad de retención estimada para contemplar la posible competencia de otros compuestos presentes en el lixiviado. Para una concentración media de PFAS de 200 µg/l, dentro del intervalo ilustrativo de 100 a 1.000 µg/l, y una masa de material reactivo de 3.000 g/m², se estima una vida útil superior a 13 años. Esta duración permitiría considerar aproximadamente seis años de explotación y siete años adicionales para ejecutar el sellado superficial y atender la percolación residual posterior al cierre. Estos valores no constituyen una previsión generalizable a cualquier instalación: la vida útil depende de la composición y concentración del lixiviado, de la carga hidráulica y de la masa de material reactivo seleccionada. El diseño puede ajustarse mediante criterios de admisión de residuos, distribución de los materiales en sectores y modificación de la cantidad de adsorbente.

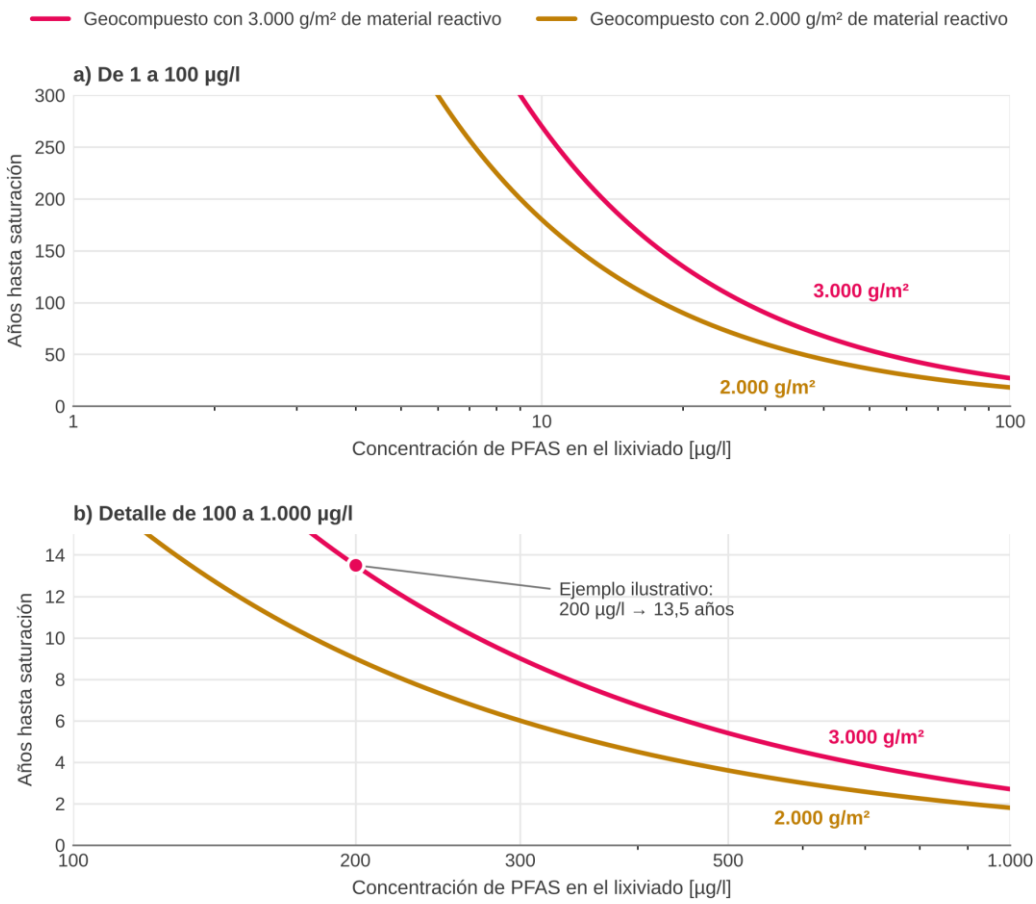


Figura 3. Estimación de vida útil para una barrera reactiva.Fuente: elaboración propia, a partir de M. T. Rodríguez et al. (2025).

En obra, la instalación sigue la práctica habitual para la instalación de geosintéticos, con cuidado de evitar punzonamientos y desgarros, porque cualquier defecto mecánico puede crear caminos preferentes de flujo que eviten la capa reactiva. La subbase debe estar aprobada por un técnico cualificado, sin vegetación ni materia orgánica y sin piedras de más de unos 10 cm. Como el agua atraviesa la barrera en perpendicular y no por los solapes, bastan solapes de 25 cm sin medidas adicionales, y la primera capa de suelo debe colocarse en pocas semanas para evitar el deterioro por radiación ultravioleta. Durante la operación se recomienda prever drenaje, venteo de gases, detección de fugas y seguimiento a largo plazo, según los requisitos del proyecto.

5. Resultados de ensayos

La evaluación experimental de las barreras geosintéticas reactivas permeables se ha desarrollado mediante ensayos de percolación de distinta escala: columnas pequeñas (diámetros de 5 a 30 cm), columnas de mayor tamaño con capas de suelo contaminado de 1 m de espesor, contenedores intermedios de 1 m³ y montajes de campo con acopios de suelo y recogida del percolado. Esta secuencia permite estudiar, respectivamente, la influencia del caudal y del tiempo de contacto, el transporte y la retención bajo cargas hidráulicas acumuladas, y el comportamiento del sistema en

configuraciones próximas a su aplicación. Se han evaluado ácidos perfluoroalquilcarboxílicos y perfluoroalquilsulfónicos de cadena corta y larga, así como otros compuestos fluorados presentes en las muestras. Los resultados publicados que se detallan a continuación corresponden a programas experimentales diferentes y deben interpretarse según sus condiciones de ensayo. Las concentraciones se expresan en µg/l, conforme a las fuentes (1 µg/l = 1.000 ng/l).

5.1. Columnas a gran escala

En los ensayos de columnas de mayor tamaño, Glaab (2025) estudió la percolación a través de 1 m de suelo contaminado dispuesto sobre una barrera geosintética reactiva. Se emplearon tres suelos: dos afectados por espumas de extinción de incendios y un suelo agrícola contaminado por lodos de la industria papelera. Los tres superaban la categoría de reutilización VK 3 de la guía alemana. Durante 30 días se aplicó diariamente un volumen de agua equivalente a la precipitación media anual de Darmstadt, reproduciendo de forma acelerada la aportación acumulada de aproximadamente 30 años. Las muestras de eluato se analizaron en los días 5, 25 y 30, junto con la referencia sin barrera. Los compuestos analizados presentaron una retención elevada durante el periodo estudiado, sin que este muestreo discontinuo permita establecer una curva de ruptura.

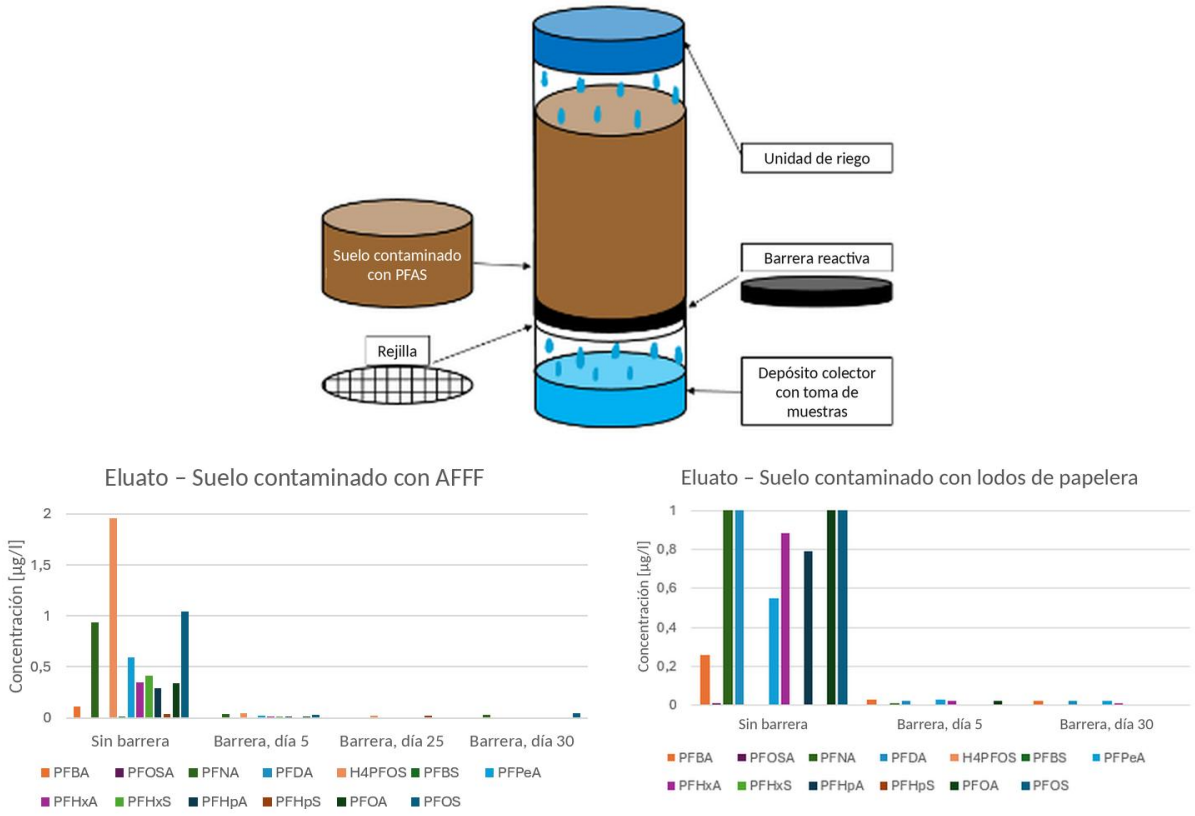


Figura 4. Esquema del montaje del ensayo en columna y resultados tras 30 años de precipitación simulada. Fuente: Glaab (2025).

Además de la concentración en el eluato, se analizó la redistribución de PFAS en el perfil de suelo para explorar la viabilidad de su descontaminación mediante lavado. Con una relación líquido/sólido

aproximada de 21:1, uno de los suelos pasó a la categoría VK 1 en los 50 cm superiores y VK 2 en los 50 cm inferiores. En los otros dos se registraron reducciones de concentración, aunque permanecieron por encima de VK 3. Por tanto, el ensayo acredita la movilización de PFAS por percolación y su captación posterior en la barrera, pero no demuestra una descontaminación completa y generalizable de los suelos (Glaab, 2025).

5.2. Cinética y tiempo de contacto

Los ensayos en columnas pequeñas permiten aislar el efecto de la velocidad de percolación sobre la retención. En pruebas preliminares para un proyecto europeo se hizo circular el agua mediante una bomba peristáltica, con flujo laminar, a velocidades de 0,5, 1,0 y 2,0 m/d a través de una barrera con 2.000 g/m² de capa activa. Para una concentración inicial de 15,514 µg/l de PFAS totales, las concentraciones de salida fueron 0,042, 0,190 y 0,524 µg/l, equivalentes a eficacias del 99,7, 98,8 y 96,6 %, respectivamente (cuadro 1). La disminución de la retención al aumentar la velocidad evidencia la importancia del tiempo de contacto con el material reactivo y debe considerarse al seleccionar la masa de adsorbente por unidad de superficie.

Cuadro 1. Concentraciones en el eluato a distintas velocidades de flujo a través de la barrera (µg/l). Fuente: Schmüdderich et al. (2026). FTS: sulfonato fluorotelomérico; FTAB: betaína fluorotelomérica.

Compuesto	Agua de partida	0,5 m/d	1,0 m/d	2,0 m/d
PFBA	0,041	0,002	0,005	0,008
PFPeA	0,101	0,001	0,008	0,016
PFHxA	0,129	0,004	0,010	0,020
PFHpA	0,137	0,004	0,011	0,017
PFOA	1,038	0,027	0,072	0,136
PFNA	0,051	0,001	0,002	0,006
PFDA	0,007	0,000	0,000	0,000
PFBS	0,033	0,001	0,002	0,004
PFHxS	0,917	0,015	0,047	0,095
PFHpS	0,165	0,003	0,009	0,020
PFOS	3,956	0,007	0,048	0,182
PFOSA	0,031	0,001	0,012	0,024
6:2 FTS	0,124	0,003	0,006	0,012
8:2 FTS	0,011	0,000	0,000	0,000
6:2 FTAB	8,700	0,000	0,000	0,000
Suma de PFAS	**15,514**	**0,042**	**0,190**	**0,524**

La respuesta no fue idéntica para todos los compuestos. El 6:2 FTAB representaba 8,7 µg/l de la concentración inicial y se redujo a 0,000 µg/l a las tres velocidades. Si se excluye este compuesto, las eficacias calculadas para los restantes PFAS son aproximadamente del 99,4, 97,2 y 92,3 %. La pérdida de rendimiento con el aumento de velocidad resulta especialmente relevante para compuestos de cadena corta como PFBA, PFPeA y PFHxA. Estos resultados corresponden a la composición concreta del agua ensayada y no constituyen un porcentaje universal de eliminación.

5.3. Flujo prolongado y escala real

Como complemento a los ensayos de cinética, se realizó un ensayo de percolación prolongada en laboratorio con agua subterránea contaminada. Tras aplicar un volumen acumulado equivalente a unos diez años de lixiviado bajo las hipótesis del estudio, las eficacias de retención de los compuestos considerados se situaron entre el 89 y el 98 % (cuadro 2), con un consumo estimado de aproximadamente el 5 % de la capacidad teórica del material reactivo. La equivalencia temporal se refiere al volumen de agua aplicado, no a diez años de observación efectiva.

Cuadro 2. Ensayo de flujo en laboratorio, tras ≈ 10 años representativos.
Fuente: M. T. Rodríguez et al. (2025). C_0: concentración inicial; E: eficacia.

	PFBA	PFPeA	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFBS	PFPeS	PFHxS	PFHpS	PFOS	H4PFOS
C_0 (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

En otro montaje experimental de mayor escala, se dispuso suelo fuertemente contaminado y se aplicó agua subterránea también contaminada, recogiendo el agua que atravesaba la barrera. La reducción de la suma de PFAS alcanzó el 99,7 % tras una carga hidráulica acumulada equivalente a 21 meses en las condiciones de referencia (cuadro 3). El valor del 82,1 % registrado a los diez meses se relacionó con fugas por los laterales del montaje, que permitían el paso de agua sin atravesar correctamente la barrera; por ello, no debe atribuirse directamente a una pérdida de capacidad del adsorbente.

Cuadro 3. Ensayo a escala real: eficacia sobre la suma de PFAS a lo largo del tiempo.
Fuente: M. T. Rodríguez et al. (2025). C_0: concentración inicial de la suma de PFAS; E: eficacia.

Tiempo (meses)	7	10	14	17	18	19	20	21
C_0 suma PFAS (µg/l)	40	67	51	58	54	58	66	65
E (%)	98,6	82,1	97,8	98,9	99,0	99,4	99,6	99,7

5.4. Compatibilidad hidráulica de la barrera mineral

Por último, interesa saber si las PFAS afectan a la barrera mineral sobre la que se apoya el conjunto. Tan et al. (2026) midieron, hasta 3,3 años y a 20 kPa, la conductividad hidráulica de dos geocompuestos de bentonita sódica, uno de bentonita con polímero y tres arcillas compactadas, permeados con lixiviado sintético de residuos urbanos o con agua desionizada, con y sin PFAS (una a 1.000 ng/l o siete a 240.000 ng/l en total). Las PFAS no la alteraron de forma apreciable: 18 de 20 pares con geocompuestos y 6 de 7 con arcillas quedaron dentro de un factor 2, sin diferencias significativas al 5 %, y tampoco cambiaron el índice de hinchamiento ni el límite líquido. Con lixiviado y PFAS, la conductividad resultó inferior a 1×10^{-9} m/s en las arcillas, a 2×10^{-10} m/s en los geocompuestos sódicos y a 1×10^{-11} m/s en el de polímero. Sí influyó el lixiviado: en los sódicos la conductividad aumentó de forma diferida, de unos 2×10^{-11} a 2×10^{-10} m/s tras unos 200 días (hasta 6,8 veces la medida con agua desionizada), por intercambio catiónico y no por las PFAS.

6. Experiencias en proyectos

En la actualidad se están llevando a cabo en Alemania dos proyectos piloto de monoceldas para suelos con PFAS, iniciados en 2025 y en enero de 2026, con los que se pretende evaluar la eficacia de la barrera en condiciones reales de campo. En ambos, la barrera se instala en un área claramente delimitada sobre el sistema de sellado de base, se coloca encima el suelo contaminado y el área se cierra después con una cobertura superficial. Las muestras de lixiviado tomadas hasta la fecha bajo la barrera indican una alta eficacia de adsorción, aunque todavía no hay series de resultados publicadas (Schmüdderich et al., 2026).



Figura 5. Imágenes de la instalación de barreras geosintéticas reactivas permeables en monoceldas para PFAS en dos vertederos alemanes.Fuente: Schmüdderich et al. (2026).

El primero, en ejecución desde septiembre de 2025 en el vertedero de residuos peligrosos (DK III) que Currenta explota en el Chempark de Leverkusen, se concibió para habilitar un área específica para suelos con PFAS dentro de la estructura existente del vertedero, sin interrumpir su explotación y con las exigencias reforzadas de protección de las aguas. La monocelda ocupa unos 5.000 m², está impermeabilizada en la base con una geomembrana y cuenta con una recogida de lixiviados independiente, que los conduce a una arqueta de muestreo en la que se realiza el control periódico de la eficacia. Se prevé alcanzar una altura de residuo de unos 10 m. La barrera se colocó en bandas con solapes de 25 cm, a modo de tejas, y se cubrió de inmediato con 30 cm de escoria para protegerla del viento.

El segundo, en marcha desde enero de 2026 en la Zentraldeponie Emscherbruch (Gelsenkirchen), ha sido descrito por sus responsables (Löwe y Willmes, 2026). Su objetivo es comprobar la eficacia de la barrera para eliminar *in situ* las PFAS del lixiviado y deducir de ello recomendaciones para el diseño y la explotación de monoceldas con suelo con PFAS. El campo de ensayo, de unos 34 × 70 m, se construyó sobre residuos minerales existentes y está limitado por un talud que forma una depresión, dividida en cuatro celdas independientes. Cada una tiene una impermeabilización con geomembrana de 2,5 mm tanto en la base como en los taludes, y un drenaje geosintético con una pendiente longitudinal de aproximadamente el 10 %, que conduce el lixiviado a depósitos exteriores donde se mide el caudal. Cada celda dispone de un punto de muestreo propio, y el depósito colector permite controlar además la calidad del conjunto.

Sobre el drenaje se colocó la barrera, con solapes de 25 cm, en las celdas 1 a 3; la celda 4 no la lleva y sirve de testigo, porque durante el ensayo solo puede medirse la eficacia de retención, no la vida útil del material adsorbente. La barrera y el drenaje se instalaron únicamente en el fondo, no en los taludes. Para evitar el flujo perimetral, se soldó a la geomembrana una banda de polietileno flexible de 1,5 mm que cubre el borde de la barrera como un tejado. La capa reactiva es una mezcla de carbón activo y de un intercambiador selectivo de PFAS, y se dimensionó con un factor de seguridad, porque otros compuestos disueltos en el residuo podrían afectar a la capacidad de los adsorbentes. Las celdas se rellenaron en tongadas de 30 cm hasta 1,5 m con suelo con PFAS, cuyo eluato 10:1 contenía 37 µg/l de PFAS totales.

Con una precipitación media de unos 850 mm/año en Gelsenkirchen, el campo permanece abierto de uno a tres meses para que atraviese la barrera la lluvia. El lixiviado se muestrea tras cada episodio de lluvia y se analizan 13 PFAS individuales y su suma, el flúor orgánico adsorbible cuando es posible, el pH, la conductividad eléctrica, el fluoruro, el cloruro, el sulfato, el carbono orgánico disuelto y total y los metales pesados. Después se almacena en un depósito temporal y, según su carga de PFAS, se depura con una unidad móvil de carbón activo y resina de intercambio iónico. Finalizados los ensayos, todo el campo recibe una cobertura superficial que impide la entrada de más agua; la barrera pasa a ser, junto a la geomembrana y la cobertura de suelo fino, una segunda protección frente a la dispersión de contaminantes, y todos los materiales quedan en el vertedero. El proyecto cuenta con seguimiento científico de la Hochschule Ruhr West, y sus resultados se recogerán en un informe final del que se derivará un concepto de depósito de suelos con PFAS en vertedero.

7. Discusión y perspectivas de aplicación

La gestión de materiales contaminados con PFAS requiere soluciones que permitan limitar la migración de estos compuestos y controlar los lixiviados generados durante el almacenamiento y confinamiento. Las monoceldas con barreras geosintéticas reactivas permeables representan una alternativa técnica que combina el confinamiento diferenciado de los materiales contaminados con la retención pasiva de PFAS en el propio sistema de gestión.

La principal aportación de este concepto es la integración de una capa reactiva en el sistema de separación y filtración situado sobre el drenaje, incorporando una función de tratamiento del lixiviado sin alterar el principio de funcionamiento de los sistemas convencionales de impermeabilización. Esta configuración permite desarrollar áreas específicas para materiales contaminados con PFAS y reducir la carga contaminante que alcanza los sistemas de recogida de lixiviados.

Los ensayos realizados a diferentes escalas han mostrado una elevada eficacia de retención de PFAS en las condiciones estudiadas, con reducciones de la concentración total entre el 96,6 % y el 99,7 % en los ensayos de velocidad de percolación. Estos resultados respaldan la viabilidad técnica del principio de funcionamiento y proporcionan información para el dimensionamiento de las

barreras, especialmente en relación con la carga contaminante, las condiciones hidráulicas y la capacidad del material reactivo.

Las experiencias piloto actualmente en desarrollo en vertederos alemanes constituyen una aplicación del concepto de monocelda en condiciones reales. Su seguimiento permitirá complementar los resultados experimentales y avanzar en la definición de criterios de diseño, instalación y control.

Estos resultados deben interpretarse con cautela. La eficacia depende del tiempo de contacto, como muestra el descenso de la retención de los compuestos de cadena corta al aumentar la velocidad de percolación, de la composición del lixiviado y de la masa de material reactivo. La equivalencia temporal de los ensayos se refiere al volumen de agua aplicado y no a años de observación efectiva, y la estimación de vida útil presentada es ilustrativa y no generalizable. Además, los pilotos todavía no cuentan con series de resultados publicadas, por lo que la eficacia en campo a largo plazo está pendiente de confirmar con el seguimiento previsto. Por último, la normativa española carece de criterios de admisión y de límites de lixiviado específicos para PFAS, de modo que los objetivos de diseño deben fijarse caso por caso, con referencias técnicas como la guía alemana.

8. Conclusiones

Los sistemas convencionales de impermeabilización de vertederos son eficaces frente al paso de líquido, pero pueden no impedir la migración de PFAS a largo plazo, y el tratamiento de los lixiviados con PFAS resulta complejo y costoso.

La monocelda con barrera geosintética reactiva permeable concentra el problema en un área de superficie reducida, con captación independiente del lixiviado, y añade al sistema de separación y filtración una función de retención pasiva de PFAS.

En los ensayos disponibles, la retención de la suma de PFAS fue del 96,6 al 99,7 % en los ensayos de velocidad de percolación y las PFAS no alteraron de forma apreciable la conductividad hidráulica de la barrera mineral; los resultados dependen del tiempo de contacto y de la composición del agua ensayada.

Los pilotos en ejecución en Alemania permitirán contrastar estos resultados en condiciones de campo y definir criterios de diseño, instalación y control.

9. Bibliografía

[1] 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.

[2] Bonaparte, R., Daniel, D. E., y Koerner, R. M. (2002). *Assessment and recommendations for improving the performance of waste containment systems* (EPA/600/R-02/099). U.S. Environmental Protection Agency.

[3] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz. (2022). *Leitfaden zur PFAS-Bewertung: Empfehlungen für die bundeseinheitliche Bewertung von Boden- und Gewässerverunreinigungen sowie für die Entsorgung PFAS-haltigen Bodenmaterials*.

[4] Busch, J., Ahrens, L., Sturm, R., y Ebinghaus, R. (2010). Polyfluoroalkyl compounds in landfill leachates. *Environmental Pollution, 158*(5), 1467-1471.

[5] Comisión Europea. (2026). *Update of the Commission's rolling list of the "Restrictions Roadmap"* [SWD(2022) 128 final], versión 20261 (CARACAL-58, 2 de julio de 2026).

[6] Di Battista, V., Rowe, R. K., Patch, D., y 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*, 93-103. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.08.009

[7] Directiva (UE) 2020/2184 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 16 de diciembre de 2020, relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano. *Diario Oficial de la Unión Europea*, L 435, de 23 de diciembre de 2020.

[8] Directiva (UE) 2025/2360 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 12 de noviembre de 2025, relativa al seguimiento y la resiliencia del suelo. *Diario Oficial de la Unión Europea*, de 26 de noviembre de 2025.

[9] Directiva (UE) 2026/805 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de marzo de 2026, por la que se modifican las Directivas 2000/60/CE, 2006/118/CE y 2008/105/CE en lo relativo a las listas de contaminantes de las aguas superficiales y subterráneas. *Diario Oficial de la Unión Europea*, de 20 de abril de 2026.

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

[11] Glaab, A. (2025). *Untersuchung über eine Sanierung/Sicherung von PFAS-belasteten Böden durch den Einsatz von aktiven Geoverbundstoffen* [Tesis de maestría, Hochschule Darmstadt].

[12] Lang, J. R., Allred, B. M., Field, J. A., Levis, J. W., y Barlaz, M. A. (2017). National estimate of per- and polyfluoroalkyl substance (PFAS) release to U.S. municipal landfill leachate. *Environmental Science & Technology, 51*(4), 2197-2205. https://doi.org/10.1021/acs.est.6b05005

[13] Ley 7/2022, de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular. *Boletín Oficial del Estado*, 85, de 9 de abril de 2022.

[14] Löwe, D., y Willmes, M. (2026). Pilotversuch zur Schaffung einer Ablagerungsmöglichkeit von PFAS-belastetem Bodenmaterial auf Deponien. En *22. Leipziger Deponiefachtagung* (pp. 101-106).

[15] Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. (s. f.-a). *Suelos contaminados*. https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/suelos-contaminados.html

[16] Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. (s. f.-b). *Resultados de sustancias perfluoroalquiladas y polifluoroalquiladas (PFAS)*. https://www.miteco.gob.es/ca/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/contaminantes-

emergentes/control-de-otros-contaminantes-emergentes/resultados-de-sustancias-perfluoroalquiladaprobadas-y-polifluoro.html

[17] Niewerth, S., Neve, D., y Schmüdderich, C. (2025). *Innovativer Flächenfilter für die Sicherung PFAS-belasteter Böden in der Deponie oder im Feld* [Ponencia]. 35. Karlsruher Deponie- und Altlastenseminar, Karlsruhe, Alemania.

[18] Real Decreto 1514/2009, de 2 de octubre, por el que se regula la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro. *Boletín Oficial del Estado*, 241, de 6 de octubre de 2009.

[19] Real Decreto 3/2023, de 10 de enero, por el que se establecen los criterios técnico-sanitarios de la calidad del agua de consumo, su control y suministro. *Boletín Oficial del Estado*, 9, de 11 de enero de 2023.

[20] Real Decreto 646/2020, de 7 de julio, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero. *Boletín Oficial del Estado*, 187, de 8 de julio de 2020.

[21] 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. *Boletín Oficial del Estado*, 15, de 18 de enero de 2005.

[22] Reglamento (UE) 2019/1021 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 20 de junio de 2019, sobre contaminantes orgánicos persistentes. *Diario Oficial de la Unión Europea*, L 169, de 25 de junio de 2019.

[23] Reglamento (UE) 2024/2462 de la Comisión, de 19 de septiembre de 2024, por el que se modifica el anexo XVII del Reglamento (CE) n.º 1907/2006 en lo relativo al PFHxA, sus sales y las sustancias afines. *Diario Oficial de la Unión Europea*.

[24] Reglamento (UE) 2025/1988 de la Comisión, de 2 de octubre de 2025, por el que se modifica el anexo XVII del Reglamento (CE) n.º 1907/2006 en lo relativo a las PFAS en espumas contra incendios. *Diario Oficial de la Unión Europea*.

[25] Rodriguez, C., Christmas, J., Schmüdderich, C., y Ogunro, V. (2026). Mitigating PFAS migration in landfill environments: The role of active geocomposites. *E3S Web of Conferences, 740*, Artículo 08016. https://doi.org/10.1051/e3sconf/202674008016

[26] Rodríguez, M. T., Niewerth, S., Feest, J., y Martins, G. (2025). Sellado adsorbente de base de vertedero para la gestión de PFAS: Desafíos y soluciones con geotextiles. *Geotecnia, 165*, 35-52. https://doi.org/10.14195/2184-8394_165_2

[27] Schmüdderich, C., Lassnig, H., y Niewerth, S. (2026). *Permeable reaktive Schadstoffbarriere für die Sicherung PFAS-belasteter Böden in der Deponie oder im Feld* [Ponencia]. Recy & DepoTech 2026, Leoben, Austria.

[28] Tan, Y., Bradshaw, S. L., Edil, T. B., y Benson, C. H. (2026). Hydraulic conductivity of geosynthetic clay liners and compacted clays to leachate with PFAS. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 152*(8), Artículo 04026060. https://doi.org/10.1061/JGGEFK.GTENG-14710

[29] Woldegiorgis, A., Andersson, J., Remberger, M., Kaj, L., Ekheden, Y., Blom, L., Brorström-Lundén, E., Borgen, A., y Dye, C. (2006). *Results from the Swedish National Screening*

Programme 2005. Subreport 3: Perfluorinated alkylated substances (PFAS) (B1698). IVL Swedish Environmental Research Institute.

[30] Yan, H., Cousins, I. T., Zhang, C., y Zhou, Q. (2015). Perfluoroalkyl acids in municipal landfill leachates from China: Occurrence, fate during leachate treatment and potential impact on groundwater. *Science of the Total Environment, 524-525*, 23-31.