CONAMA 2026

Recarga gestionada con agua regenerada en Cambrils: NbS para la mejora de la calidad y la seguridad hídrica

Managed aquifer recharge with reclaimed water in Cambrils: NbS for water quality and security enhancement

CONGRESO NACIONAL DEL MEDIO AMBIENTE

Edita: Fundación Conama

Año: 2026

Este documento está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial 4.0 Internacional.

Personas autoras de la presente comunicación técnica

Autor Principal de la comunicación: Cristina Valhondo. Investigadora Ramón y Cajal. Instituto de diagnóstico ambiental y estudios del agua (IDAEA-CSIC) y Grupo de hidrología Subterránea (GHS).

Otros Autores: Lurdes Martinez-Landa. Universitat Politècnica de Catalunya (UPC), GHS.

Jesús Carrera. IDAEA-CSIC, GHS.

Silvia Diaz-Cruz. IDAEA-CSIC.

Miranda González. AQUALIA.

Sara Bagés Estopa. AQUALIA.

Joan Campos. AQUALIA.

Alfredo Pérez Paricio. Agencia Catalana del Agua (ACA).

Paola Sepúlveda-Ruiz. Fundación Solidaridad de la Universidad de Barcelona (FSUB).

Paula Andrea Beltran. IDAEA-CSIC.

Cristina García Aljaro. Universidad de Barcelona (UB).

Índice

1. Contexto y Necesidad 1

2. Descripción del sistema y metodología 3

2.1. Descripción del Sistema SAT 3

2.2. Operación y seguimiento 5

3. Resultados y discusión 6

3.1. Evolución hidráulica y operación del sistema SAT 6

3.2. Mejora de la calidad del agua recargada 9

3.2.1. Especies de nitrógeno 10

3.2.2. Indicadores Microbiológicos y Genes de resistencia a antibióticos 12

3.2.3. Contaminantes orgánicos emergentes 14

3.3. Transferencia, replicabilidad y marco para la implementación 15

3.3.1. Condiciones para la replicación 17

3.3.2. Integración de tratamientos complementarios para el control de la salinidad 18

4. Bibliografía 21

1. Contexto y Necesidad

La escasez de agua constituye uno de los principales retos ambientales y socioeconómicos de las regiones mediterráneas (Palatnik et al., 2025). El crecimiento de la población, el turismo, la agricultura y la actividad industrial incrementan la demanda de agua, mientras que el cambio climático reduce la regularidad de las precipitaciones y aumenta la frecuencia e intensidad de los periodos secos. En los acuíferos costeros, este desequilibrio suele traducirse en sobreexplotación, descenso de los niveles piezométricos e intrusión marina, procesos que reducen tanto la cantidad como la calidad de los recursos disponibles (Custodio et al., 2016).

La comarca del Baix Camp, en Tarragona, refleja los problemas de disponibilidad y calidad del agua característicos de muchas zonas costeras mediterráneas. El desarrollo agrícola, industrial y turístico ha incrementado la presión sobre los recursos subterráneos, mientras que el acuífero presenta deficiencias cualitativas y cuantitativas asociadas al descenso de los niveles piezométricos y al aumento de las concentraciones de nitratos y cloruros (J. Sanz et al., 2014). La disponibilidad de agua resulta especialmente crítica durante el verano, cuando el incremento estacional de la población coincide con las mayores demandas urbanas, agrícolas e industriales, agravando la situación en los periodos secos, ante una recarga natural cada vez más irregular.

La sobreexplotación de los acuíferos costeros no afecta únicamente a la cantidad de agua disponible para abastecimiento. El descenso de los niveles piezométricos favorece la intrusión marina y reduce la descarga subterránea hacia el mar, alterando los flujos de agua y nutrientes que mantienen determinados ecosistemas litorales, afectando su calidad (Alfarrah & Walraevens, 2018; Ben Kabbour et al., 2005; Tran et al., 2022). Por tanto, la recuperación del acuífero puede contribuir simultáneamente a aumentar la seguridad hídrica, frenar su salinización y favorecer la conservación de los ecosistemas dependientes de las aguas subterráneas.

Este contexto hace necesario incorporar recursos hídricos alternativos, estables y compatibles con una gestión sostenible (Valhondo & Carrera, 2019). Los efluentes de las estaciones depuradoras de aguas residuales constituyen un recurso disponible de forma relativamente continua, con una composición característica y sometida a control (Alsulaili et al., 2020). Sin embargo, aunque el tratamiento secundario elimina una parte importante de la contaminación, el agua tratada puede conservar nutrientes, patógenos, contaminantes orgánicos de preocupación emergente, genes de resistencia a antibióticos y microplásticos (Carey & Migliaccio, 2009; Chahal et al., 2016; Conco et al., 2022; Duarte-Martínez et al., 2026; Kumar et al., 2022; Santos et al., 2026). Su utilización para recargar acuíferos requiere, por tanto, soluciones que garanticen una mejora adicional de la calidad y reduzcan los riesgos para las aguas subterráneas.

En este marco, la recarga gestionada de acuíferos mediante tratamiento suelo-acuífero constituye una solución basada en la naturaleza que permite abordar conjuntamente los problemas de cantidad y calidad (Henao Casas et al., 2022). El agua regenerada se infiltra de manera controlada a través del suelo, la zona no saturada y el acuífero, donde diferentes procesos físicos, químicos y biológicos favorecen la retención, degradación e inactivación de contaminantes (Valhondo et al., 2018). Al

mismo tiempo, la recarga incrementa los recursos subterráneos, contribuye a recuperar los niveles piezométricos y puede limitar el avance de la intrusión marina (Motallebian et al., 2019; Ortuño et al., 2012).

En el proyecto LIFE-REMAR hemos desarrollado y evaluado esta solución en la EDAR de Cambrils mediante un sistema formado por dos balsas de infiltración situadas junto a la salida del tratamiento secundario. En el fondo de las balsas se incorporaron barreras reactivas concebidas para intensificar los procesos de mejora de la calidad del agua que tienen lugar durante la infiltración, principalmente la adsorción y la biodegradación (Valhondo et al., 2014). La combinación de materiales con distintas propiedades superficiales amplía el rango de interacciones con compuestos de diferente carga, polaridad y afinidad por la materia orgánica, aumentando su retención y, con ello, el tiempo disponible para su transformación (Valhondo et al., 2023). Al mismo tiempo, los materiales orgánicos liberan carbono orgánico disuelto, cuyo consumo microbiano favorece el agotamiento secuencial de los aceptores de electrones disponibles y genera una zonación redox que favorece el desarrollo de comunidades con distintas capacidades metabólicas (Beganskas et al., 2018; Christensen et al., 2001; Pensky et al., 2023; Valhondo et al., 2020). Estas comunidades colonizan las superficies del medio poroso y forman biofilms, que constituyen un compartimento reactivo adicional: incrementan la retención de agua y contaminantes y concentran la biomasa responsable de buena parte de las reacciones de biodegradación. De este modo, la barrera favorece tanto la retención hídrica como el desarrollo de biofilm, mientras que los propios biofilms pueden acumular y biodegradar compuestos hidrofóbicos, incluso cuando sus tasas intrínsecas de degradación son bajas (Jou-Claus et al., 2024; Martinez-Landa et al., 2026). La heterogeneidad del material y la coexistencia de zonas con distinta movilidad favorecen la localización de estas reacciones en los compartimentos donde coinciden los contaminantes, los donadores y aceptores de electrones y las comunidades microbianas activas (Wang et al., 2022).

La finalidad del sistema de recarga no es únicamente demostrar que el agua puede infiltrarse, sino comprobar que puede operar de forma segura, estable y eficaz en condiciones reales. Para ello, se ha estudiado su comportamiento hidráulico, la evolución de la calidad del agua y la atenuación de nutrientes, contaminantes orgánicos emergentes, microorganismos patógenos, genes de resistencia a antibióticos y microplásticos. Este enfoque permite valorar conjuntamente su capacidad de tratamiento y los condicionantes técnicos y ambientales para su aplicación a mayor escala.

La experiencia desarrollada en Cambrils aporta una referencia para avanzar desde la investigación experimental hacia la implementación de sistemas de recarga gestionada en otros territorios sometidos a escasez, sobreexplotación e intrusión marina. Su interés reside en combinar el aprovechamiento de un recurso disponible, la recuperación del acuífero y la mejora de la calidad del agua mediante una infraestructura de bajo consumo energético. No obstante, su transferencia requiere adaptar el diseño y la operación a las características del agua y del acuífero receptor, establecer sistemas de seguimiento y gestión del riesgo y articular un marco de gobernanza que defina las responsabilidades de los distintos actores. Asimismo, determinados parámetros que no se atenúan durante el tratamiento suelo-acuífero, como la salinidad, pueden requerir una gestión a escala del acuífero o la integración de tratamientos complementarios. De este modo, la recarga gestionada de acuíferos contribuye a diversificar las fuentes de agua, cerrar el ciclo urbano y reforzar la resiliencia hídrica de las regiones mediterráneas.

Objetivos

- Demostrar la viabilidad técnica de la recarga gestionada del acuífero del Baix Camp con efluente secundario mediante un sistema SAT mejorado con barreras reactivas.
- Evaluar la capacidad del sistema para mejorar la calidad del agua recargada frente a nutrientes, contaminantes orgánicos emergentes, microorganismos patógenos y genes de resistencia a antibióticos.
- Identificar las condiciones de diseño, operación, seguimiento y gobernanza necesarias para su transferencia y replicación en otros acuíferos costeros.

2. Descripción del sistema y metodología

2.1. Descripción del Sistema SAT

El sistema SAT se localiza en la EDAR de Cambrils, sobre el acuífero superficial plio-cuaternario del Baix Camp, desarrollado en los materiales cuaternarios que rellenan la cuenca sedimentaria de Reus-Valls. Estos materiales están formados por capas heterogéneas de gravas, arenas, limos y arcillas, cuyas proporciones y espesores varían tanto vertical como lateralmente.

La **Figura *1***A muestra la localización de Cambrils y la distribución de los acuíferos vulnerables a la contaminación por nitratos en Cataluña. El acuífero del Baix Camp está declarado vulnerable desde 1998, año del inicio de la aplicación de la declaración de acuíferos vulnerables a la contaminación por nitratos con la publicación del RD 261/1996 (traslado a la legislación española de la Directiva Europea 91/676Ç/CEE (directiva de nitratos). La **Figura *1***B presenta la ubicación del sistema SAT dentro de la EDAR de Cambrils y la distribución de la red de puntos de seguimiento y control.

El sistema consta de dos balsas de infiltración de aproximadamente 400 m² cada una, identificadas como Balsa 1 (B1) y Balsa 2 (B2), construidas junto a la salida del tratamiento secundario de la EDAR. La planta dispone de un tratamiento biológico secundario convencional, cuyo efluente se conduce hasta las balsas por gravedad. El caudal total derivado y el volumen destinado a cada balsa se regulan mediante válvulas y se registran con caudalímetros independientes. La conducción se diseñó para permitir un caudal conjunto máximo de 400 m³/d, que, si se destinara íntegramente a una sola balsa, equivaldría a una tasa de recarga de 1 m/d.

El sistema dispone además de una red de seguimiento y control formada por ocho piezómetros. S1 y S2 se perforaron hasta 24 m de profundidad con recuperación de testigo, lo que permitió la caracterización hidrogeologica local, y controlan la zona saturada bajo B1 y B2, respectivamente. S3 y S5 se sitúan también bajo las balsas, pero sus intervalos ranurados se encuentran a unos 7 m de profundidad, por encima de una capa de menor permeabilidad y todavía en la zona no saturada (**Figura *2*** B). Esta configuración permite muestrear el agua recargada que se acumula

temporalmente sobre dicha capa, formando un nivel colgado, antes de alcanzar el acuífero y mezclarse con el agua subterránea autóctona.

El piezómetro S7 se sitúa aguas arriba y representa las condiciones del acuífero no afectado por la recarga. Aguas abajo se localizan los piezómetros S8, S10 y S9, aproximadamente a 60, 95 y 230 m de las balsas, respectivamente. El flujo subterráneo regional se dirige hacia el mar, con un gradiente hidráulico aproximado del 1,1 % entre S7 y S9.

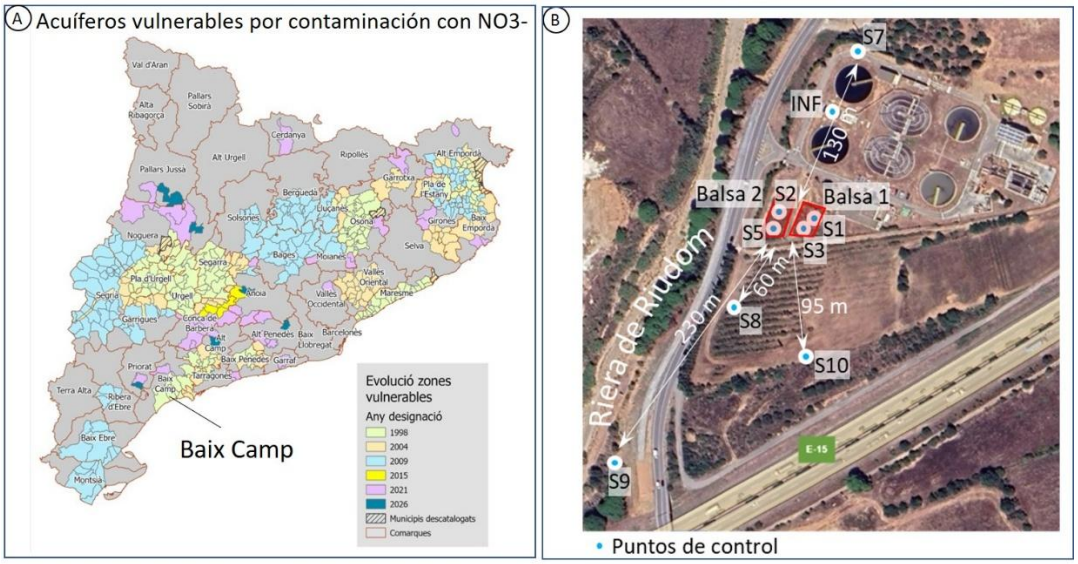


Figura 1: Localización y configuración del sistema SAT de Cambrils. **A)** Situación de Cambrils y del acuífero superficial del Baix Camp en relación con las masas de agua subterránea declaradas vulnerables a la contaminación por nitratos en Cataluña, a partir de la publicación del RD 261/1996. **B)** Imagen de la EDAR de Cambrils con la ubicación de las dos balsas de infiltración, los piezómetros y los puntos de control que integran la red de seguimiento del sistema.

En el fondo de ambas balsas se instalaron barreras reactivas permeables constituidas, en volumen, por un 50 % de sedimentos procedentes de la excavación, aproximadamente un 45 % de materiales orgánicos y un 5 % de biochar. La fracción orgánica combina astillas de madera fresca procedentes de la gestión forestal local y compost obtenido del mantenimiento del arbolado de parques y jardines municipales. Los sedimentos proporcionan estabilidad estructural y contribuyen a mantener la permeabilidad, mientras que los materiales orgánicos y el biochar aportan carbono y superficies con distintas propiedades de sorción (Valhondo et al., 2023). Sobre las barreras se dispuso una capa de 20 cm de arena fina destinada a retener en superficie las partículas transportadas por el agua evitando la colmatación en profundidad, evitar la flotación de los componentes más ligeros y permitir el desarrollo de la vegetación, siguiendo un diseño previamente aplicado en otros sistemas SAT con barreras reactivas (Valhondo et al., 2014).

Una vez finalizada la construcción de las balsas, En septiembre de 2023 se plantó *Typha latifolia* en la balsa 1, con una densidad aproximada de tres plantas por metro cuadrado, mientras que en la balsa 2 se permitió el crecimiento espontáneo de la vegetación autóctona, sin plantación ni control específico de su composición.

2.2. Operación y seguimiento

Debido a las particularidades de cada sistema SAT, relacionadas con las características geológicas y los flujos locales, fue necesario establecer un periodo inicial de operación en condiciones específicas para evaluar la respuesta del sistema y definir los parámetros de gestión de la recarga.

El sistema se operó inicialmente mediante ciclos alternos de recarga y secado. Durante los ciclos de recarga se aplicó un caudal de 200 m^3/d a cada una de las balsas, mientras que durante los ciclos de secado se interrumpió completamente la alimentación. Estos periodos sin recarga permitieron recuperar parcialmente la capacidad de infiltración y favorecer la entrada de aire en el medio poroso. La duración de los ciclos y los caudales aplicados se modificaron a lo largo del proyecto en función del comportamiento del sistema y de los objetivos de cada periodo experimental.

Después de 4 meses de operación, una vez transcurrido un periodo inicial de funcionamiento destinado a favorecer la colonización microbiana y la maduración progresiva de la barrera reactiva y estudiar el comportamiento del sistema en su conjunto, se realizó un ensayo de trazadores para determinar los tiempos de tránsito desde las balsas hasta los diferentes puntos de control y establecer las conexiones hidráulicas entre cada balsa y los piezómetros. El ensayo consistió en inyectar en cada balsa un volumen conocido de agua marcado con un trazador fluorescente y registrar su llegada mediante fluorímetros instalados en los piezómetros situados bajo las balsas, siguiendo la metodología descrita por Valhondo et al.(2016). Se utilizó fluoresceína en B1 y ácido Amino-G en B2. El ácido Amino-G presenta un comportamiento aproximadamente conservativo, mientras que la fluoresceína puede quedar retenida por su interacción con las arcillas y la materia orgánica, retrasando su transporte. El empleo de un trazador diferente en cada balsa permitió distinguir la contribución de ambas a los distintos puntos de observación.

La información obtenida mediante el ensayo de trazadores se utilizó para diseñar las campañas de seguimiento. Para ello, se establecieron los desfases temporales necesarios entre los muestreos de las balsas y de los diferentes piezómetros, con el objetivo de seguir un mismo volumen de agua desde su infiltración hasta su llegada a los puntos de control. Los ensayos permitieron también estimar las proporciones de mezcla entre el agua recargada y el agua subterránea autóctona en los puntos situados en la zona saturada. Los tiempos de tránsito, las conexiones hidráulicas identificadas y el comportamiento observado durante el ensayo se presentan en el apartado de resultados.

El seguimiento mediante campañas de muestreo se complementó con instrumentación instalada para registrar de manera continua la evolución del sistema. En los piezómetros se instalaron sondas CTD para medir la temperatura, la presión y la conductividad eléctrica. En las balsas se dispusieron sensores de humedad y temperatura a distintas profundidades de la zona no saturada. Estos registros permitieron caracterizar la respuesta hidráulica a los ciclos de recarga y secado, la evolución de los niveles y el tránsito del agua recargada.

Durante las campañas se midieron *in situ* los principales parámetros fisicoquímicos del agua y se recogieron muestras para la determinación de cationes, aniones, carbono orgánico disuelto,

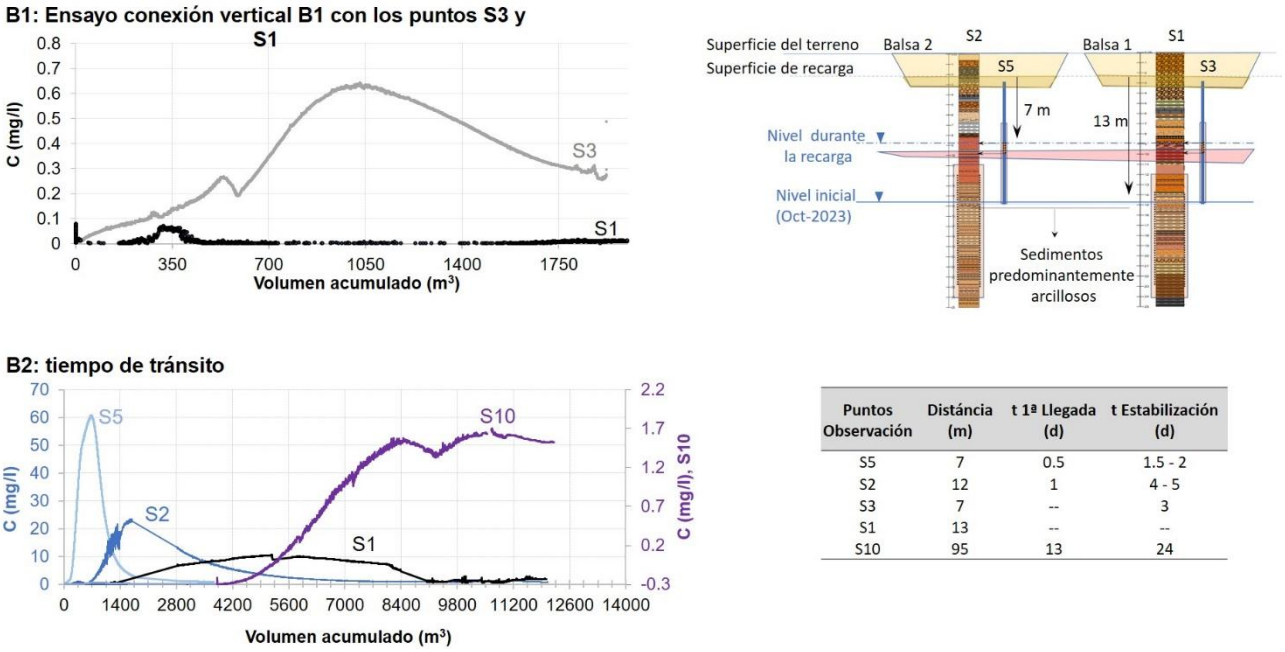
especies de nitrógeno, contaminantes orgánicos emergentes, indicadores microbiológicos y genes de resistencia a antibióticos. La combinación de las medidas continuas, los ensayos de trazadores y las campañas de muestreo permitió interpretar la evolución de la calidad del agua teniendo en cuenta los tiempos de tránsito y la mezcla con el agua autóctona del acuífero.

3. Resultados y discusión

3.1. Evolución hidráulica y operación del sistema SAT

El estudio para la viabilidad de los sistemas de recarga SAT se empieza desde el conocimiento hidrogeológico desde la escala regional hasta la local, en la zona donde se emplazarán las balsas. A partir de aquí se hace un estudio hidrogeológico local en detalle, con descripciones geológicas de las formaciones y características del acuífero. Se hacen ensayos de hidráulicos a distintas escalas para evaluar las permeabilidades y conexiones entre puntos de observación. Para evaluar el comportamiento en cuanto al transporte: porosidades, conectividades y tiempos de tránsito de los compuestos presentes en el agua de recarga, se diseñaron ensayos de trazadores en distintos momentos. Inicialmente, basándonos en la diferente salinidad y temperatura del agua de recarga con la del acuífero obtuvimos los primeros valores de tiempos de tránsito, con los que diseñamos las primeras campañas de muestreo y los ensayos de trazadores.

Después de un año y medio de funcionamiento del SAT, observamos valores anómalos en las medidas de indicadores patógenos en el punto S1, situado en el acuífero bajo la B1. Se diseñó un ensayo de trazadores recargando en la B1 para identificar la conexión bajo esta balsa. En la **Figura 2**, en la figura superior izquierda, se observan los resultados de este ensayo, en el que se observa una respuesta normal en el punto a 7 m de profundidad, S3, mientras que en el S1 no se observa ninguna respuesta. Las capas menos permeables hacen que el agua recargada en la B1 se desplace sin llegar a este punto, por lo que consideramos que este punto no es representativo de la recarga en la B1. En la B2 se realizó un ensayo para obtener los tiempos de tránsito del agua recargada hasta los puntos de observación más alejados, el S10 como punto de control del sistema a 95 m y al S7 como referencia del acuífero sin afección de la recarga a 130 m agua arriba. En la ***Figura 2*** se observan las respuestas bajo la B2, con la llegada al S5 un poco más rápida que al S3 (punto equivalente bajo B1), llegando al acuífero (S2) entre los 4 – 5 días de la recarga. Se observa una respuesta en el piezómetro S1 (bajo la B1), debido a un desplazamiento lateral del agua recargada. Al punto S10 tarda en llegar prácticamente 1 mes. En el punto S7 no se observa ninguna respuesta en los 36 días que duró del ensayo.



Puntos Observación	Distáncia (m)	t 1ª Llegada (d)	t Estabilización (d)
S5	7	0.5	1.5 - 2
S2	12	1	4 - 5
S3	7	--	3
S1	13	--	--
S10	95	13	24

Figura 2: Resultados del segundo ensayo de trazadores en el que se diseñó el ensayo en la B1 para evaluar la conectividad vertical de la recarga en esta balsa con los puntos de observación S3 y S1, dónde se comprobó la falta de conexión directa con el puntos S1, y los cálculos de tiempo de tránsito entre la B2 y los puntos de control, hasta llegar al S10. También se midió en el punto de control del acuífero sin afección de la recarga S7, al que no llegó el trazador.

toda la superficie, y así va disminuyendo la acumulación de agua en la superficie, infiltrando toda el agua derivada a las balsas. Con el sombreado amarillo se marcan los periodos en los que se recarga a la máxima capacidad del SAT (400 m^3/d), sin sobrepasar los 5 cm de lámina de agua sobre las balsas. Antes de iniciar la recarga en el SAT se tomaron muestras en los puntos de control del acuífero, estableciendo su estado inicial sin afección por la recarga. El 26 de octubre del 2023 se inició la recarga a un caudal de 400 m3/d repartido en las dos balsas, recargando de forma continua. En este momento las plantas estaban empezando a brotar, sin cubrir la superficie completa de las balsas. Tras cuatro meses de funcionamiento, en el segundo ciclo de recarga, se observa un incremento repentino de la capa de agua sobre la superficie de las balsas, que coincide con un descenso del nivel medido en los piezómetros bajo las balsas, primeros indicios de colmatación superficial. En la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**A, se observa la evolución de los niveles medida en los puntos S1 y S2, bajo las balsas B1 y B2, respectivamente, y el punto de control S10, también se han representado las alturas de las láminas de agua acumuladas sobre la superficie de las balsas. Tras parar la recarga la capacidad de infiltración se recupera al secarse y degradarse la fina capa de materia orgánica acumulada en la superficie. En abril de 2024 se inició la fase operacional del sistema, tras la primera fase de pruebas. Esta fase se inicia con una recarga alterna entre balsas a 200 m3/d. Para poder mantener los días de muestreo fijos y facilitar la gestión del sistema, se recargan 4 d en la B2 y 3 d en la B1 (sistema 4/3), mientras una balsa recarga la otra descansa. Estos parámetros se mantienen hasta el final de la campaña de muestreo de verano en julio. Al finalizar el muestreo se aumenta el caudal de recarga a 400 m3/d, manteniendo la alternancia de balsas. En la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**B, se observa que, con el cambio de gestión no

llegamos a colmatar las balsas, pero si se acumula mucha agua al final de cada ciclo de recarga. Según van creciendo las plantas, van ocupando la superficie de las balsas y estabilizan los taludes, con lo que se evita que las partículas finas que entran al sistema en el agua de recarga no se desplazan ocupando

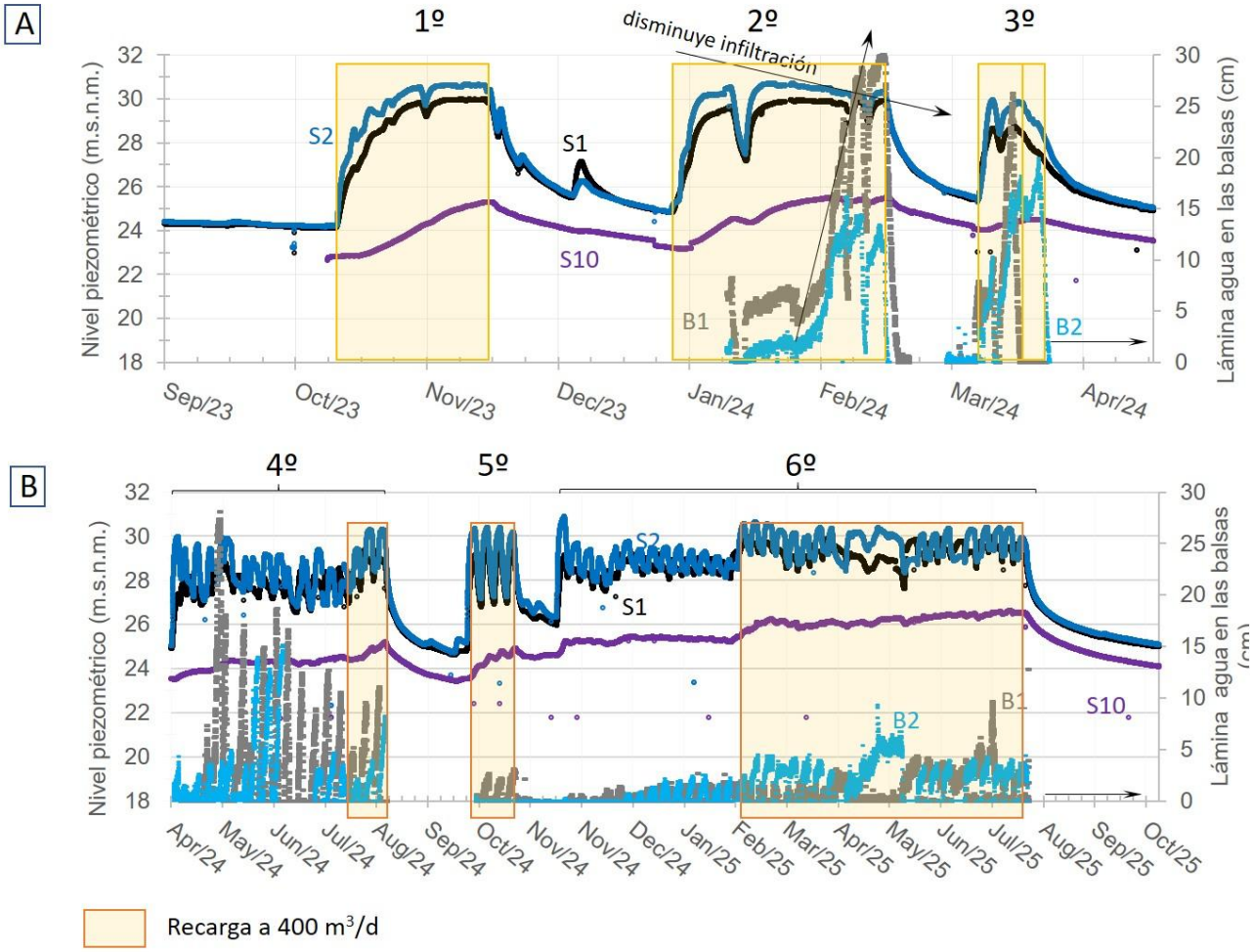


Figura 3: Colmatación y plantas. Evolución de niveles en los piezómetros bajo las balsas y las alturas de la capa de agua que se acumula en la superficie de las balsas. Al final del segundo periodo de recarga se empieza a colmatar la superficie de las balsas, co

La presencia de las plantas en estos sistemas, además de ayudara evitar la colmatación superficial, favorecen la entrada de oxígeno al perforar la superficie de la balsa con sus tallos, manteniendo el contacto con la atmósfera, favorecido con el movimiento del cuerpo de las plantas con el viento (mayor en la typhas), también aporta carbono orgánico fácilmente degradable al sistema. Las plantas que crecen en las balsas no reciben más mantenimiento que el de mantener un paso a los piezómetros interiores, se dejan crecer y morir respetando su ciclo de vida. En la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** se muestra el aspecto de la superficie de las balsas y un detalle de la descomposición de las distintas especies presentes.



Figura 4: Crecimiento de diferentes especies vegetales en las superficies de las balsas. Las imágenes A y B muestran el estado vegetativo de la vegetación durante el invierno (A: balsa B1; B: balsa B2), mientras que las imágenes C y D muestran el aspecto de las diferentes especies durante su descomposición. Las distintas especies vegetales pueden aportar cantidades variables de carbono orgánico disuelto (DOC) al sistema.

3.2. Mejora de la calidad del agua recargada

La capacidad de los sistemas SAT para mejorar la calidad del agua debe interpretarse considerando las características del efluente utilizado para la recarga y su variabilidad durante la operación. La composición de los efluentes de las EDAR responde a cambios en la población atendida, las actividades económicas, las condiciones meteorológicas, la temperatura y el funcionamiento de la planta. En municipios costeros y turísticos, las variaciones estacionales de población pueden modificar sustancialmente el caudal y la carga recibida por las EDAR, afectando a la calidad del efluente y al rendimiento del tratamiento (Rodríguez-Alcántara et al., 2024). Por ello, la evaluación de la atenuación durante la infiltración requiere conocer las concentraciones de entrada, su evolución temporal y las formas en las que se presentan los diferentes contaminantes.

Las EDAR convencionales se basan principalmente en un tratamiento biológico secundario que reduce la materia orgánica, controlada habitualmente mediante la DBO y la DQO, y elimina parte de los nutrientes presentes en el agua residual. En esta etapa tiene lugar la mayor parte de la transformación y eliminación del nitrógeno mediante nitrificación y desnitrificación, cuya eficiencia depende de la temperatura, el oxígeno disuelto, el tiempo de retención de sólidos, la relación carbono/nitrógeno y las cargas hidráulica y nitrogenada. Las bajas temperaturas pueden reducir la actividad microbiana y afectar tanto a la eliminación de nitrógeno como a la sedimentación del fango (Xie et al., 2025). El control de la aireación resulta esencial para mantener condiciones adecuadas para ambos procesos, pero representa también uno de los principales consumos energéticos de la planta. La aireación intermitente puede mejorar el acoplamiento entre nitrificación y desnitrificación,

aunque una operación inadecuada puede provocar nitrificación incompleta o acumulación de especies intermedias (Campo et al., 2026; Fernández et al., 2011). Estas variaciones se intensifican en zonas turísticas, donde los cambios estacionales en población y caudal pueden dificultar el cumplimiento de los objetivos de eliminación de nutrientes (Rodríguez-Alcántara et al., 2024).

Las concentraciones de indicadores fecales también varían en función de la carga de entrada, la temperatura, la supervivencia y depredación microbiana, la sedimentación del fango y las fluctuaciones hidráulicas (Feng et al., 2025). No existe, sin embargo, un patrón estacional único: los máximos pueden producirse en estaciones diferentes según el microorganismo, la configuración del tratamiento y las condiciones locales (Alsulaili et al., 2020). En el caso de los genes de resistencia a antibióticos, es necesario distinguir entre abundancia absoluta, expresada como copias génicas por unidad de volumen, y abundancia relativa, normalizada respecto al gen 16S rRNA o a la comunidad bacteriana total. La primera está condicionada por la concentración de biomasa y la dilución, mientras que la segunda representa la proporción de la comunidad portadora de un determinado gen. Ambas medidas pueden, por tanto, presentar evoluciones temporales diferentes.

Las concentraciones de contaminantes orgánicos emergentes en los efluentes dependen de sus patrones de uso y entrada a la red de saneamiento, así como de la eficiencia de eliminación de la EDAR. En los sistemas de fangos activos, los principales mecanismos de eliminación son la biodegradación y, para los compuestos con afinidad por los sólidos, la adsorción al fango (Min et al., 2018). Su eficacia depende de las propiedades de cada sustancia y de variables operativas como la temperatura, el tiempo de retención de sólidos y la actividad microbiana. Los compuestos fácilmente biodegradables suelen presentar una mayor eliminación durante los periodos cálidos, mientras que los recalcitrantes pueden mostrar eliminaciones bajas o nulas con independencia de la estación. También pueden observarse eficiencias aparentes negativas como consecuencia de la desconjugación de metabolitos, la transformación de precursores o la liberación desde los sólidos. Por tanto, la eliminación puede variar desde prácticamente completa hasta aparentemente negativa en función del compuesto, la planta, las condiciones de operación y el periodo analizado (Sui et al., 2011).

En conjunto, la variabilidad del efluente de entrada obliga a evaluar el funcionamiento del sistema SAT mediante series temporales y en relación con las concentraciones y formas de los contaminantes presentes en cada campaña. Los siguientes apartados analizan el comportamiento de las especies de nitrógeno, los indicadores microbiológicos y ARGs, y los contaminantes orgánicos emergentes durante su paso por el sistema de Cambrils.

3.2.1. Especies de nitrógeno

El nitrógeno presente en los efluentes de EDAR se encuentra principalmente como amonio, nitrito y nitrato, cuya evolución durante el tratamiento suelo-acuífero depende de las condiciones redox, la disponibilidad de carbono orgánico y la actividad microbiana. Su eliminación requiere combinar la nitrificación, proceso aerobio que oxida el amonio a nitrito y nitrato, con la desnitrificación, que reduce secuencialmente el nitrato hasta nitrógeno molecular en condiciones de baja disponibilidad de oxígeno **Figura 5**A.

La coexistencia de estos procesos plantea un reto para el diseño y la operación de los sistemas SAT. Las barreras reactivas proporcionan superficies para el desarrollo de biofilm y aportan carbono orgánico disuelto, favoreciendo la actividad microbiana y la desnitrificación. Sin embargo, la oxidación de este carbono consume el oxígeno disponible, que actúa como aceptor preferente de electrones, y puede limitar la nitrificación cuando el amonio es la especie dominante (Beganskas et al., 2018; Gorski et al., 2019; Valhondo et al., 2026).

El régimen de recarga permite modular este equilibrio. Durante los periodos de secado, el drenaje facilita la entrada de aire en el acuífero y, al reanudarse la recarga, parte de este aire se desplaza hacia zonas más profundas, aumentando temporalmente la disponibilidad de oxígeno (Roumelis et al., 2025). Los ciclos de recarga y secado pueden así favorecer la nitrificación, mientras que las barreras reactivas contribuyen a mantener la actividad microbiana y la eliminación de nitrógeno bajo condiciones de menor oxigenación. En sistemas experimentales, esta combinación permitió alcanzar eliminaciones de amonio iguales o superiores al 93 % y mejorar la eliminación global de nitrógeno (Sepúlveda-Ruiz et al., 2026). La optimización del sistema requiere, por tanto, ajustar conjuntamente la barrera y el régimen de operación a la especiación del nitrógeno en el agua de entrada y a la evolución de la comunidad microbiana durante la maduración del sistema.

En el sistema SAT de Cambrils, el nitrógeno del efluente secundario se presentó predominantemente como amonio. Su concentración disminuyó más de un 50 % en S3 y S5, situados a 7 m bajo las balsas, pero todavía por encima del nivel freático, y quedó por debajo del límite de detección en S10 (**Figura 5**B). Esta reducción es coherente principalmente con la nitrificación durante el tránsito por la zona no saturada, aunque también pueden contribuir la sorción al medio y la asimilación por la vegetación y la biomasa microbiana.

El nitrato mostró una evolución complementaria: partió de concentraciones bajas, aumentó en S3 y S5 como resultado de la oxidación del amonio y disminuyó posteriormente en los puntos de la zona saturada, donde el agotamiento del oxígeno favoreció la desnitrificación (**Figura 5**C). Una vez llega al acuífero, se mezcla con el agua subterránea preexistente, caracterizada por concentraciones iniciales de nitrato más elevadas debido a la contaminación de origen agrícola. Esta mezcla contribuye a reducir las concentraciones de nitrato en el acuífero, como se observa en los puntos S2 y S10. En la figura **Figura 5**C, los valores iniciales de nitrato se indican con un círculo, lo que permite identificar una mejora en la calidad del agua en los puntos afectados por la recarga. Las concentraciones se mantuvieron claramente por debajo de la registrada inicialmente en el S7, representativo del acuífero no influido por la recarga, pero afectado por actividad agrícola, así como de las concentraciones medidas en los puntos afectados durante periodos sin recarga.

En conjunto, los resultados muestran una secuencia espacial de transformaciones: nitrificación del amonio en la zona no saturada, favorecida por la entrada de oxígeno durante los ciclos de secado y recarga, seguida de desnitrificación en zonas con menor disponibilidad de oxígeno. La barrera

reactiva y el tránsito por el medio contribuyen a generar esta zonación redox y a favorecer la eliminación global del nitrógeno.

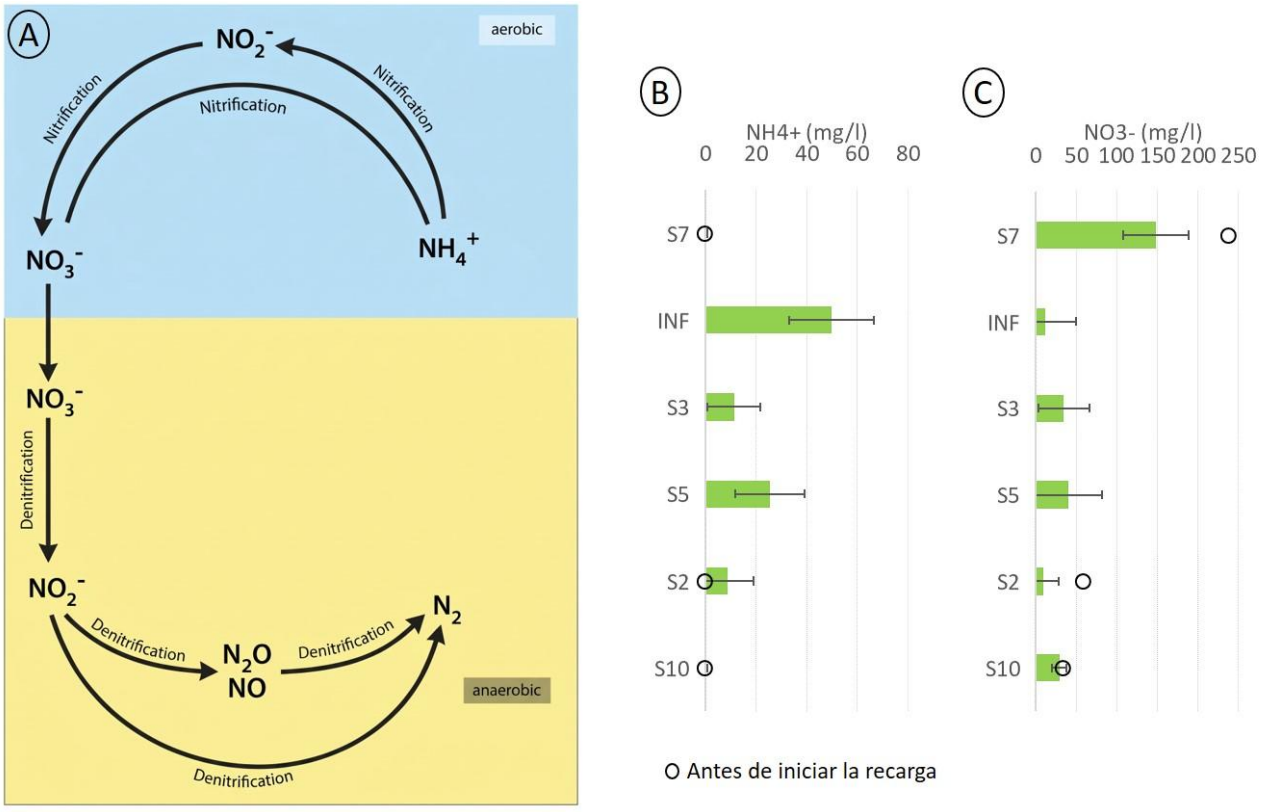


***Figura 5**:Transformaciones del nitrógeno y evolución de sus principales especies a lo largo del sistema SAT de Cambrils. **A)** Esquema de las etapas de nitrificación, desarrolladas en condiciones aerobias, y desnitrificación, favorecidas en condiciones anóxicas; modificado de* Reineke & Schlömann (2023). ***B)** Variación de la concentración de amonio (NH_4^+) siguiendo la línea de flujo desde las balsas de infiltración. **C)** Variación de la concentración de nitrato (NO_3^-) a lo largo de la misma línea de flujo. Los círculos indican los valores obtenidos en el acuífero antes del inicio, sin afección de la recarga, indicando el estado real del acuífero en la zona.*

3.2.2. Indicadores Microbiológicos y Genes de resistencia a antibióticos

La filtración a través de medios porosos constituye uno de los fundamentos históricos del tratamiento del agua. Durante el siglo XIX, la implantación de filtros de arena en ciudades europeas redujo notablemente las enfermedades transmitidas por el agua y contribuyó al aumento de la esperanza de vida urbana. Los experimentos de Darcy se desarrollaron precisamente para estudiar y dimensionar estos sistemas de filtración (Preston & Walle, 2016; Valhondo & Carrera, 2019). Dado que no es viable analizar rutinariamente todos los microorganismos potencialmente presentes en el agua, se emplean indicadores como *Escherichia coli* para evaluar la contaminación fecal y la eficacia de los tratamientos (Salgot et al., 2006).

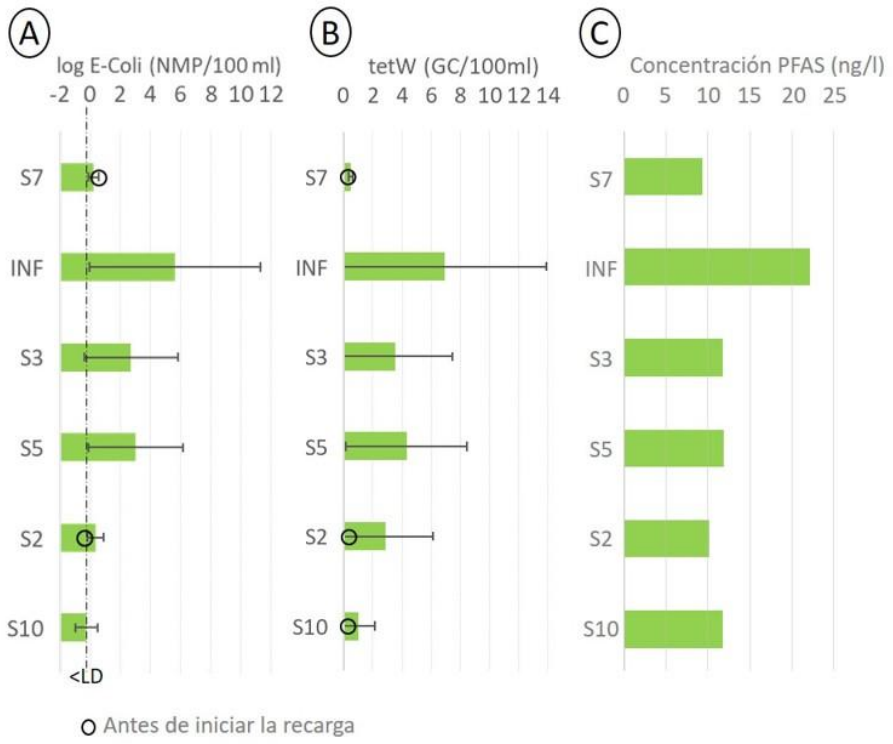


Figura 6: Evolución de las concentraciones de A) indicadores patógenos (E-Coli), B) genes de resistencia antibiótica (tetW) y C) PFAS, desde el agua de infiltración a los diferentes puntos de control. Las escalas de las figuras de E-Coli y tetW están en el logaritmo de los valores medidos.

Durante el tránsito por medios porosos, los microorganismos pueden quedar retenidos por filtración y por sorción a las superficies minerales, la materia orgánica y el biofilm. Esta retención puede ser reversible, de modo que los cambios en la química del agua o en las condiciones hidráulicas pueden provocar su removilización. La atenuación también puede producirse por pérdida de viabilidad o infectividad debido a condiciones ambientales desfavorables, limitación de nutrientes, competencia o depredación microbiana. La importancia relativa de la retención física y la inactivación biológica depende del microorganismo, el medio poroso y las condiciones de operación (Harvey, 1997; Page et al., 2018).

Los genes de resistencia a antibióticos (ARGs) son secuencias de ADN que confieren o contribuyen a la capacidad de las bacterias para sobrevivir a la exposición a determinados antibióticos. Su propagación contribuye al desarrollo y difusión de infecciones resistentes, asociadas a un incremento de la mortalidad debido a la reducción de la eficacia de los tratamientos disponibles (World Health Organization, 2014). Las EDAR reciben bacterias resistentes, ARGs, elementos genéticos móviles y residuos de antibióticos procedentes de la población atendida, por lo que pueden actuar como puntos críticos para su concentración y dispersión hacia el medio (Pärnänen et al., 2019).

Entre los ARGs estudiados habitualmente se encuentran los genes *sul*, asociados a la resistencia a sulfonamidas; *bla*, relacionados con antibióticos β-lactámicos; y *tet*, vinculados a la resistencia a tetraciclinas. En este trabajo se analizó *tetW*, un gen de resistencia a tetraciclinas ampliamente distribuido en aguas residuales y matrices ambientales. Su interpretación es complementaria, pero

diferente, a la de un indicador cultivable como *E. coli*: mientras que *E. coli* informa sobre bacterias viables capaces de crecer en las condiciones del ensayo, la abundancia de *tetW* representa el número de copias de un determinante genético que puede encontrarse en diferentes hospedadores y estar asociado también a células no viables o ADN extracelular. Por ello, su disminución durante SAT puede responder a la retención o inactivación de bacterias portadoras, a la retención y degradación del material genético o a una combinación de estos procesos.

En el sistema SAT de Cambrils se evaluó conjuntamente la evolución de *E. coli* y del gen *tetW* a lo largo de la línea de flujo, desde las balsas de infiltración hasta los puntos de control situados aguas abajo (**Figura 6** A y B). La concentración de *E. coli* disminuyó aproximadamente tres órdenes de magnitud después de recorrer unos 7 m de zona no saturada, donde se produjo la mayor atenuación. Estos procesos son especialmente relevantes en la zona no saturada, donde la elevada superficie de interacción y la actividad microbiana favorecen la retención e inactivación de microorganismos (Elkayam et al., 2018). La barrera reactiva puede intensificar estos mecanismos al aumentar la heterogeneidad del medio, la superficie disponible para la retención y el desarrollo de biofilm (Martinez-Landa et al., 2026). Dado que los puntos situados bajo las balsas todavía no alcanzan la zona saturada, la reducción observada no puede atribuirse a la mezcla con el agua autóctona del acuífero. En S10, situado más alejado a lo largo de la línea de flujo, *E. coli* se encontró por debajo del límite de detección (Figura 6A).

El gen *tetW* presentó igualmente una atenuación progresiva, aunque más acusada que la observada para *E. coli*. Su abundancia disminuyó entre tres y cuatro órdenes de magnitud desde el agua de infiltración hasta los puntos situados bajo las barreras y aproximadamente seis órdenes de magnitud en S10 (Figura 6B). Esta reducción puede reflejar tanto la retención e inactivación de las bacterias portadoras como la retención y degradación del material genético durante el tránsito. Este comportamiento es coherente con los resultados obtenidos previamente en sistemas SAT mejorados con barreras reactivas, en los que se observaron reducciones de entre el 85 y el 99,9 % en la carga de ARGs clínicamente relevantes, asociadas a la retención de bacterias y a la sucesión de las comunidades microbianas a lo largo del tratamiento (C. Sanz et al., 2024). En S10 también debe considerarse la posible contribución de la mezcla con el agua autóctona del acuífero.

En conjunto, ambos parámetros muestran una reducción progresiva a lo largo del sistema, pero aportan información complementaria. La evolución de *E. coli* refleja la atenuación de un indicador bacteriano cultivable, mientras que *tetW* permite evaluar la disminución de un determinante genético de resistencia que puede estar presente en diferentes hospedadores y estados celulares. Los resultados indican que la combinación de la barrera reactiva, el tránsito por la zona no saturada y el recorrido posterior por el acuífero limita eficazmente la transferencia de contaminación microbiológica y genes de resistencia desde el agua regenerada.

3.2.3. Contaminantes orgánicos emergentes

Durante el tratamiento suelo-acuífero, los **contaminantes orgánicos emergentes** pueden ser atenuados mediante sorción a los minerales, la materia orgánica y el biofilm, así como por biodegradación y otras reacciones de transformación. La importancia relativa de estos procesos depende de las propiedades de cada compuesto y de factores como la composición y heterogeneidad del medio poroso, las condiciones redox, la actividad microbiana y el tiempo de

tránsito (Hernández et al., 2012). Las sustancias perfluoroalquiladas y polifluoroalquiladas (PFAS) presentan una elevada persistencia por la estabilidad de sus enlaces carbono-flúor, por lo que su biodegradación en condiciones ambientales es limitada y su atenuación depende principalmente de la retención. Esta se encuentra condicionada por la longitud de la cadena, el grupo funcional, las propiedades del medio y la distribución del material adsorbente; en medios heterogéneos, los PFAS de cadena larga suelen retenerse preferentemente frente a los de cadena corta (McGregor & Benevenuto, 2021).

En el sistema SAT de Cambrils, tanto la suma de los 20 PFAS contemplados en la Directiva (UE) 2020/2184 como la suma de los PFAS analizados se encontraban ya en el agua de infiltración por debajo de los valores paramétricos establecidos para agua destinada al consumo humano, de 100 y 500 ng/L, respectivamente. Ambas concentraciones disminuyeron en los primeros puntos situados bajo las balsas, tras atravesar la barrera reactiva y la zona no saturada, hasta alcanzar valores próximos a los observados en S7, representativo del agua autóctona del acuífero no afectada por la recarga (**Figura *6***C). Puesto que estos primeros puntos todavía no interceptan la zona saturada, la disminución no puede atribuirse a la mezcla con el agua del acuífero y resulta coherente con la retención de PFAS durante su paso por el medio poroso. Dada su persistencia, esta reducción debe interpretarse como atenuación y retraso del transporte, sin asumir su degradación completa.

3.3. Transferencia, replicabilidad y marco para la implementación

La transferencia de la experiencia desarrollada en Cambrils a otros emplazamientos depende de la combinación de factores técnicos, ambientales, normativos y económicos. En España, el Real Decreto 1085/2024, por el que se aprueba el Reglamento de reutilización del agua, establece un marco regulador común para las aguas regeneradas y contempla la recarga artificial de acuíferos como un destino ambiental, y no como un uso del agua. Este cambio supone un avance relevante para el desarrollo de proyectos de recarga gestionada de acuíferos (MAR), aunque su autorización debe ajustarse a los requisitos establecidos y a las condiciones específicas de cada emplazamiento, bajo la supervisión de las autoridades hidráulicas y sanitarias competentes. En este contexto, la viabilidad de la replicación dependerá también de las características hidrogeológicas del medio receptor, de la disponibilidad y calidad del agua de recarga y de su compatibilidad con los objetivos ambientales de las masas de agua.

Desde una perspectiva práctica, dos de los principales condicionantes para extender estas soluciones son la calidad del agua depurada que se vierte al medio y los costes asociados a los tratamientos necesarios para mejorarla, tanto en términos de inversión inicial como de operación y mantenimiento. En este sentido, la experiencia de Cambrils constituye un ejemplo de solución basada en la naturaleza (NBS), en la que los procesos naturales de tratamiento durante la infiltración y el tránsito por la zona no saturada pueden contribuir a mejorar la calidad del agua y favorecer su retorno al dominio público hidráulico (DPH) en mejores condiciones ambientales. La extensión de este tipo de soluciones podría contribuir, por tanto, a mejorar la calidad de los recursos hídricos y a reducir la necesidad de tratamientos convencionales adicionales, siempre que las condiciones del

emplazamiento lo permitan. No obstante, determinados condicionantes, como la salinidad del agua o del acuífero receptor, pueden requerir medidas complementarias específicas.

La percepción pública y la aceptación del uso de agua regenerada son aspectos relevantes para la implantación y consolidación de los sistemas MAR. Aunque tradicionalmente se han señalado como posibles barreras, la aceptación social puede ser mayor de lo que habitualmente se considera, especialmente cuando se proporciona información clara y transparente sobre el origen del agua, los procesos de tratamiento, los mecanismos de control y los beneficios ambientales asociados a estas soluciones. En este sentido, la comunicación adecuada y la participación de los usuarios y las comunidades locales pueden desempeñar un papel fundamental para favorecer la comprensión y la confianza en estos sistemas, convirtiéndose en factores impulsores de su implantación (Nijhawan et al., 2013).

En el acuífero de Los Arenales, la implantación extensiva de MAR desde comienzos de la década de 2000 se asocia con una recuperación más rápida del almacenamiento subterráneo y una menor susceptibilidad frente a la sequía, mostrando el valor de integrar estas soluciones en la gestión ordinaria de los recursos hídricos (Henao Casas et al., 2022). Asimismo, las revisiones internacionales destacan la importancia de la participación de los actores locales y de la integración de MAR en la planificación y gestión de los recursos hídricos para favorecer la continuidad y sostenibilidad de estas iniciativas. En este contexto, una estrategia de comunicación eficaz, que permita explicar adecuadamente los objetivos, el funcionamiento y los beneficios de la recarga gestionada, resulta fundamental para favorecer su aceptación y consolidación a largo plazo.

En el contexto actual, las principales dificultades para pasar de experiencias demostrativas a sistemas operativos a mayor escala se relacionan cada vez más con la gobernanza y, especialmente, con su viabilidad económica (Hoffman et al., 2026). Aunque el marco normativo estatal de reutilización del agua establece las responsabilidades de los distintos agentes implicados en la producción, suministro, utilización y control del agua regenerada, la distribución de los costes asociados a la implantación, operación y mantenimiento de los sistemas MAR puede constituir un factor limitante para su desarrollo a mayor escala. En particular, la dependencia de la financiación pública plantea interrogantes sobre la sostenibilidad económica de estas iniciativas a largo plazo y sobre los mecanismos necesarios para distribuir los costes entre los distintos agentes beneficiarios. El marco propuesto por Ghannem et al. (2026) confirma que la implementación efectiva de MAR exige alinear la viabilidad técnica, la participación de los actores, la integración regulatoria y la sostenibilidad financiera mediante modelos de gestión y financiación adaptados a las condiciones de cada territorio.

Esta perspectiva resulta especialmente relevante para los sistemas de tratamiento suelo-acuífero (SAT), en los que la zona no saturada y el acuífero forman parte activa de los procesos de tratamiento y atenuación de contaminantes. En el caso de EDAR de pequeño y mediano tamaño, los SAT pueden representar una solución especialmente interesante y potencialmente extensible, ya que permiten aprovechar la capacidad natural de filtración y transformación del suelo para mejorar la calidad del agua antes de su incorporación al acuífero. En muchos casos, una parte del agua depurada acaba infiltrándose en el terreno, por lo que integrar estos procesos de forma planificada y controlada permitiría favorecer que el agua alcance el acuífero en las mejores condiciones posibles. Para ello, resulta fundamental incorporar esta perspectiva en la gestión de las

EDAR y avanzar hacia una evaluación del sistema completo, que considere no solo la calidad del agua antes de la infiltración, sino también los procesos que tienen lugar durante su tránsito por la zona no saturada y su llegada al acuífero. No obstante, las características hidrogeológicas del emplazamiento y, especialmente, la presencia de salinidad en el agua de recarga o en el acuífero receptor pueden requerir medidas de tratamiento y gestión complementarias. En sistemas de mayor escala, la planificación deberá abordar además el funcionamiento conjunto del acuífero, considerando los balances de agua y solutos, la ubicación de las zonas de recarga y extracción, los beneficios ambientales y los usos posteriores del recurso.

3.3.1. Condiciones para la replicación

La replicación de sistemas SAT como tratamiento de afinamiento del agua depurada ofrece un importante potencial de aplicación, especialmente en EDAR de pequeño y mediano tamaño. La amplia distribución de estas instalaciones constituye una oportunidad para incorporar procesos naturales de tratamiento que permitan mejorar la calidad del agua antes de su retorno al medio hídrico. El efluente de las EDAR representa una fuente de agua disponible de forma relativamente continua, aunque su composición puede variar estacionalmente y en función de las condiciones de funcionamiento de la planta. Por ello, la caracterización de su calidad permite identificar los procesos de tratamiento complementarios necesarios y adaptar el diseño y la operación del sistema a las características del agua y del medio receptor. Esta caracterización puede incluir parámetros fisicoquímicos, nutrientes, contaminantes orgánicos emergentes e indicadores microbiológicos, entre otros, en función de los objetivos de calidad y de las condiciones ambientales del emplazamiento.

Cuando el objetivo incluye la recarga gestionada de un acuífero, es necesario considerar también las características hidrogeológicas del emplazamiento, especialmente la capacidad de infiltración del terreno, el espesor y las características de la zona no saturada, la profundidad del nivel freático y las condiciones de flujo subterráneo. Estos factores condicionan la capacidad de infiltración, los tiempos de tránsito y la oportunidad de que tengan lugar los procesos de retención, adsorción, biodegradación e inactivación de contaminantes. No obstante, el alcance de esta evaluación debe adaptarse a la escala y los objetivos del sistema, diferenciando entre la incorporación de SAT como etapa de afinamiento del agua depurada y los proyectos de MAR que requieren una planificación específica de la recarga y de su interacción con el acuífero.

El diseño y la operación deben permitir aprovechar los procesos naturales de tratamiento que tienen lugar durante la infiltración y el tránsito por la zona no saturada. Los caudales, las cargas hidráulicas y la duración de los ciclos de recarga y secado pueden ajustarse para mantener la capacidad de infiltración, limitar la colmatación y favorecer las condiciones necesarias para los procesos de tratamiento. La experiencia acumulada en sistemas SAT permite avanzar hacia criterios de diseño y operación progresivamente estandarizados, que faciliten su aplicación en diferentes emplazamientos sin perder de vista las particularidades de cada sistema. En este sentido, la incorporación de estos procesos en la gestión habitual de las EDAR permitiría aprovechar de forma planificada la capacidad natural del suelo para mejorar la calidad del agua antes de su incorporación al medio hídrico.

Asimismo, es necesario establecer un programa de seguimiento proporcional a los objetivos y características del sistema, que permita evaluar la calidad del agua de entrada, verificar la eficacia de los procesos de tratamiento y detectar posibles cambios en el funcionamiento hidráulico y biogeoquímico. Cuando el objetivo sea la recarga de un acuífero, el seguimiento deberá incluir también el medio receptor y permitir comprobar que la calidad del agua y los procesos que tienen lugar durante su tránsito son compatibles con la protección de las aguas subterráneas.

La extensión de los sistemas SAT y MAR requiere también una adecuada integración en los modelos de gestión de las aguas residuales y regeneradas. En España, el marco normativo vigente establece las condiciones de reutilización del agua y contempla la recarga artificial de acuíferos como destino ambiental, delimitando los requisitos y responsabilidades asociados. En este contexto, una de las cuestiones prácticas relevantes para la implantación de estos sistemas es la aplicación de los requisitos de caracterización y control de la calidad del agua, así como los costes asociados a los análisis y tratamientos necesarios. En particular, la caracterización química exigida para garantizar la protección de la salud y del medio receptor constituye un aspecto importante, por lo que resulta conveniente avanzar hacia procedimientos de evaluación basados en el riesgo, que permitan ajustar los parámetros y la frecuencia de control a las características del agua y del emplazamiento, manteniendo las garantías de protección ambiental y sanitaria.

En el caso de los sistemas SAT, esta evaluación debe reconocer el papel activo del suelo y de la zona no saturada en la mejora de la calidad del agua mediante procesos de filtración, adsorción, biodegradación y transformación biogeoquímica. Por ello, además de caracterizar el agua antes de la infiltración, resulta relevante evaluar la calidad alcanzada tras su tránsito por el sistema suelo-acuífero, mediante puntos de control y tiempos de tránsito técnicamente justificados. Este enfoque permitiría valorar de forma más completa la eficacia del tratamiento natural, sin sustituir los controles exigibles sobre el agua de recarga ni las medidas necesarias para proteger el acuífero receptor.

Finalmente, la extensión de estas soluciones dependerá de la existencia de necesidades concretas de gestión del agua, del conocimiento de las tecnologías disponibles y de su viabilidad técnica y económica. En este sentido, avanzar hacia criterios de diseño, operación y seguimiento que puedan aplicarse de forma estandarizada facilitaría la incorporación de sistemas SAT en un mayor número de EDAR. La experiencia de Cambrils puede contribuir a este objetivo, demostrando el potencial de estos sistemas para mejorar la calidad del agua depurada y favorecer su retorno al medio hídrico en mejores condiciones ambientales. No obstante, será necesario considerar condicionantes específicos, como la salinidad del agua o del acuífero receptor, que pueden requerir tratamientos o medidas de gestión complementarias.

3.3.2. Integración de tratamientos complementarios para el control de la salinidad

La salinidad constituye una limitación específica de los sistemas SAT, ya que los procesos naturales que permiten atenuar nutrientes, contaminantes orgánicos y microorganismos no eliminan de forma significativa las sales disueltas, especialmente los cloruros. En Cambrils, aunque el tránsito del agua por el sistema produce una mejora de numerosos parámetros de calidad, la conductividad del agua de recarga, superior a la del acuífero receptor, se mantiene a lo largo de la línea de flujo del agua

infiltrada y afecta incluso al punto de control S10 (Figura 7). Por tanto, la salinidad constituye un condicionante que debe abordarse no solo desde la perspectiva de los posibles usos posteriores del agua, sino también desde la necesidad de preservar y mejorar el estado de las masas de agua subterránea, objetivo fundamental de la recarga gestionada de acuíferos.

El escalado del sistema de Cambrils persigue aumentar la recarga hasta alcanzar aproximadamente el 80 % del efluente generado por la EDAR, que se infiltraría a través de los sistemas SAT. Para ello, uno de los principales retos es reducir la salinidad del agua antes de su entrada en las balsas de infiltración, de manera que la recarga sea compatible con los objetivos de protección y mejora del estado de la masa de agua subterránea. La estrategia contempla distintas alternativas de acondicionamiento del efluente, entre ellas su mezcla con aguas locales de menor salinidad y el tratamiento mediante ósmosis inversa de una fracción del caudal, que posteriormente podría mezclarse con el efluente restante. El objetivo es limitar el volumen de agua que requiere desalación, reduciendo así el consumo energético y el rechazo, formado por la salmuera junto a otros contaminantes presentes en el efluente, cuya gestión puede representar un problema ambiental adicional. De este modo, se combinaría el tratamiento complementario necesario para controlar la salinidad con los procesos naturales de mejora de la calidad que tienen lugar durante la infiltración y el tránsito del agua por el sistema SAT. La Agencia Catalana del Agua (ACA) ha mostrado interés en el escalado de la instalación y está contribuyendo a financiar los costes necesarios para mantenerla operativa.

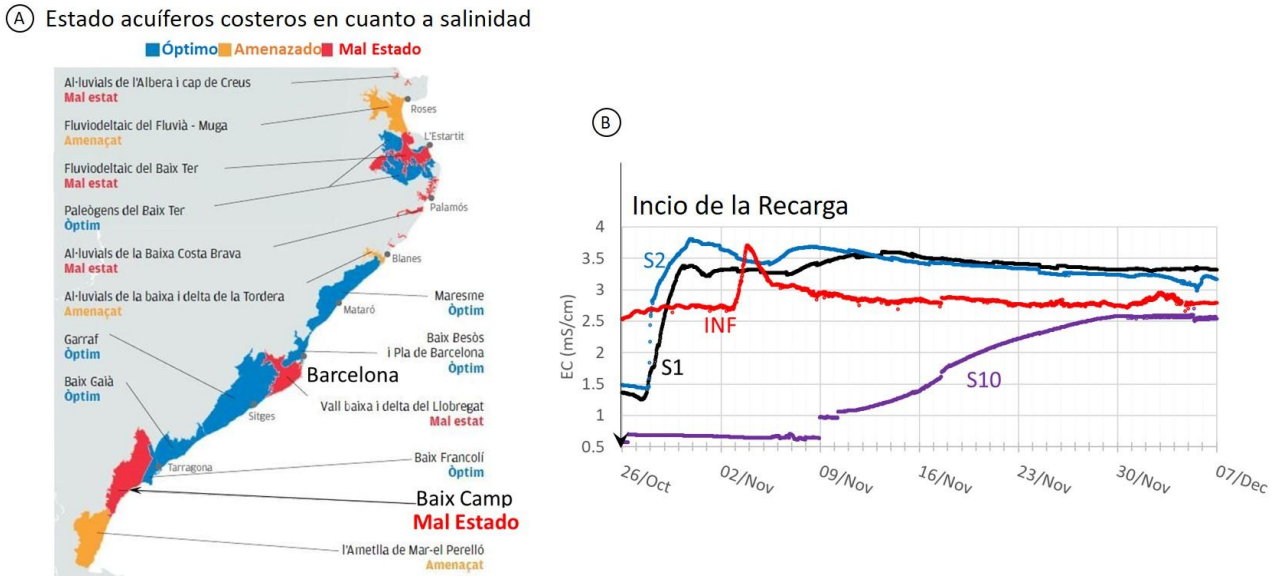


Figura 7: Problemas de salinidad de los acuíferos costeros para el uso de sus aguas para regadío (A). En la figura B se dibujan las evoluciones de la conductividad eléctrica en el acuífero afectado por la recarga desde el inicio de la recarga con el efluente de la depuradora con mayor salinidad. Los valores de salinidad más altos bajo las balsas indican el lavado inicial de los sedimentos con acumulación de sales por evaporación que se va corrigiendo con la recarga.

La ubicación de las zonas de recarga y extracción también puede influir en la distribución espacial de la salinidad en el acuífero. En determinados contextos, la selección de emplazamientos que favorezcan la mezcla con aguas subterráneas de menor salinidad o que permitan actuar como

barrera frente a la intrusión marina puede contribuir a alcanzar objetivos específicos de gestión. Sin embargo, estas estrategias no eliminan la masa de sales incorporada al sistema, sino que modifican su distribución y, potencialmente, las concentraciones observadas en determinados puntos. Por ello, su viabilidad debe evaluarse teniendo en cuenta el funcionamiento hidrogeológico del acuífero y, especialmente, el balance global de sales. Los modelos de flujo y transporte pueden ayudar a analizar los tiempos de tránsito, la evolución de los penachos de recarga y la respuesta del acuífero ante diferentes escenarios de gestión, aunque sus resultados deben interpretarse considerando las limitaciones asociadas a la caracterización del sistema y a la incertidumbre de los parámetros. En cualquier caso, cuando la recarga supone una incorporación continuada de sales, es necesario cuantificar su acumulación potencial y valorar sus efectos a medio y largo plazo sobre la calidad del agua subterránea.

Asimismo, la gestión de la recarga no debe plantearse exclusivamente como una compensación volumétrica entre el agua infiltrada y el agua extraída. La recarga puede contribuir a recuperar niveles piezométricos, reducir gradientes hidráulicos asociados a la sobreexplotación o compensar parcialmente las extracciones, aunque el agua infiltrada no tenga que coincidir necesariamente con el volumen extraído ni circular directamente hacia los puntos de captación. La localización de las zonas de recarga y extracción, su conectividad hidráulica y los tiempos de respuesta del acuífero condicionan los efectos de estas actuaciones. No obstante, la compensación de volúmenes no garantiza por sí sola una mejora del estado del acuífero: también es necesario evaluar el balance de solutos, en particular el de sales, para evitar que una actuación positiva desde el punto de vista cuantitativo genere un deterioro de la calidad del agua subterránea.

En consecuencia, el escalado de los sistemas SAT y MAR requiere combinar tres aspectos: la optimización de los procesos naturales de tratamiento durante la infiltración; la aplicación de tratamientos complementarios o estrategias de mezcla para controlar aquellos parámetros que no se atenúan suficientemente en el sistema, especialmente la salinidad; y una planificación de la recarga que considere conjuntamente los balances de agua y de solutos del acuífero. La experiencia de Cambrils pone de manifiesto el potencial de los SAT para mejorar la calidad del agua depurada y favorecer su incorporación al medio hídrico, pero también muestra la importancia de acondicionar previamente el agua de recarga cuando su composición puede comprometer los objetivos ambientales de la masa de agua receptora. La viabilidad de las actuaciones a mayor escala dependerá, por tanto, de que la recarga contribuya a mejorar la disponibilidad de agua sin generar presiones adicionales sobre la cantidad y la calidad de los recursos subterráneos.

Agradecimientos:

Este trabajo se ha desarrollado en el marco del proyecto LIFE-REMAR (LIFE20 ENV/ES/000284), financiado por el Programa LIFE de la Unión Europea, y del proyecto CONMIMO (TED2021-131188B-C31), financiado por el Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades, la Agencia Estatal de Investigación y la Unión Europea a través de NextGenerationEU/PRTR. Asimismo, se agradece la financiación recibida mediante el programa Ramón y Cajal 2023 (MICIU/AEI/10.13039/501100011033). Los autores agradecen también a la Agència Catalana de

l'Aigua (ACA) su apoyo a la continuidad operativa del sistema SAT de Cambrils y al desarrollo de las actuaciones orientadas a su escalado.

4. Bibliografía

Alfarrah, N., & Walraevens, K. (2018). Groundwater Overexploitation and Seawater Intrusion in Coastal Areas of Arid and Semi-Arid Regions. *Water*, *10*(2). https://doi.org/10.3390/w10020143

Alsulaili, A., Al-Buloushi, B. Y., & Hamoda, M. F. (2020). Seasonal variation pattern of physicochemical and microbial parameters in a wastewater treatment plant. *Desalination and Water Treatment*, *208*, 244–260. https://doi.org/https://doi.org/10.5004/dwt.2020.26461

Beganskas, S., Gorski, G., Weathers, T., Fisher, A. T., Schmidt, C., Saltikov, C., Redford, K., Stoneburner, B., Harmon, R., & Weir, W. (2018). A horizontal permeable reactive barrier stimulates nitrate removal and shifts microbial ecology during rapid infiltration for managed recharge. *Water Research*, *144*, 274–284. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.07.039

Ben Kabbour, B., Zouhri, L., & Mania, J. (2005). Overexploitation and continuous drought effects on groundwater yield and marine intrusion: considerations arising from the modelling of Mamora coastal aquifer, Morocco. *Hydrological Processes*, *19*(18), 3765–3782. https://doi.org/https://doi.org/10.1002/hyp.5631

Campo, R., Licitra, E., Castiglione, G. M., Fonte, M. F., Giarratana, F. E., Corsino, S. F., Di Trapani, D., & Di Bella, G. (2026). Intermittent aeration enhances biological nitrogen removal from low C/N synthetic domestic wastewater. *Journal of Environmental Management*, *414*, 130462. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2026.130462

Carey, R. O., & Migliaccio, K. W. (2009). Contribution of wastewater treatment plant effluents to nutrient dynamics in aquatic systems: a review. *Environmental Management*, *44*(2), 205–217. https://doi.org/10.1007/s00267-009-9309-5

Chahal, C., van den Akker, B., Young, F., Franco, C., Blackbeard, J., & Monis, P. (2016). Pathogen and Particle Associations in Wastewater: Significance and Implications for Treatment and Disinfection Processes. *Advances in Applied Microbiology*, *97*, 63–119. https://doi.org/10.1016/bs.aambs.2016.08.001

Christensen, T. H., Kjeldsen, P., Bjerg, P. L., Jensen, D. L., Christensen, J. B., Baun, A., Albrechtsen, H.-J., & Heron, G. (2001). Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*, *16*(7–8), 659–718. https://doi.org/10.1016/S0883-2927(00)00082-2

Conco, T., Kumari, S., Awolusi, O. O., Allam, M., Ismail, A., Stenström, T. A., & Bux, F. (2022). Profiling of emerging pathogens, antibiotic resistance genes and mobile genetic elements in different biological wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *10*(3), 107596. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107596

Custodio, E., Andreu-Rodes, J. M., Aragón, R., Estrela, T., Ferrer, J., García-Aróstegui, J. L., Manzano, M., Rodríguez-Hernández, L., Sahuquillo, A., & del Villar, A. (2016). Groundwater intensive use and mining in south-eastern peninsular Spain: Hydrogeological, economic and

social aspects. *Science of The Total Environment*, *559*, 302–316. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.107

Duarte-Martínez, M. del R., Amaro-Reyes, A., Campos-Guillen, J., Ramos-López, M. A., Rodríguez-de León, E., Escamilla-García, M., Vallejo-Becerra, V., Álvarez-López, A., Mendoza-Burguete, Y., López Velarde-Santos, M., Pool, H., Ramírez-Granados, L., Chaparro-Sánchez, R., & Rodríguez-Morales, J. A. (2026). Antibiotic Resistance Genes in Wastewater: A Systematic PRISMA-Guided Review on Risk, Genetic Transfer, and the Effectiveness of the Photo-Fenton Process for Their Removal. *Journal of Xenobiotics*, *16*(3). https://doi.org/10.3390/jox16030094

Elkayam, R., Aharoni, A., Vaizel-Ohayon, D., Sued, O., Katz, Y., Negev, I., Marano, R. B. M., Cytryn, E., Shtrasler, L., & Lev, O. (2018). Viral and Microbial Pathogens, Indicator Microorganisms, Microbial Source Tracking Indicators, and Antibiotic Resistance Genes in a Confined Managed Effluent Recharge System. *Journal of Environmental Engineering*, *144*(3). https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001334

Feng, Z., Yang, Y., de Ruijter, N. C. A., Sutton, N. B., van Loosdrecht, M. C. M., & Schmitt, H. (2025). Protozoan Communities and Their Contribution to Predation on E. coli in Aerobic Granular Sludge. *Environmental Science & Technology*, *59*(44), 23916–23925. https://doi.org/10.1021/acs.est.5c03981

Fernández, F. J., Castro, M. C., Rodrigo, M. A., & Cañizares, P. (2011). Reduction of aeration costs by tuning a multi-set point on/off controller: A case study. *Control Engineering Practice*, *19*(10), 1231–1237. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.conengprac.2011.07.003

Gorski, G., Fisher, A. T., Beganskas, S., Weir, W. B., Redford, K., Schmidt, C., & Saltikov, C. (2019). Field and Laboratory Studies Linking Hydrologic, Geochemical, and Microbiological Processes and Enhanced Denitrification during Infiltration for Managed Recharge [Research-article]. *Environmental Science & Technology*, *53*(16), 9491–9501. https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01191

Harvey, R. W. (1997). Microorganisms as tracers in groundwater injection and recovery experiments: a review. *FEMS Microbiology Reviews*, *20*(3–4), 461–472. https://doi.org/10.1111/j.1574-6976.1997.tb00330.x

Henao Casas, J. D., Fernández Escalante, E., & Ayuga, F. (2022). Alleviating drought and water scarcity in the Mediterranean region through managed aquifer recharge. *Hydrogeology Journal*, *30*(6), 1685–1699. https://doi.org/10.1007/s10040-022-02513-5

Hernández, M., Magarzo, C., & Lemaire, B. (2012). Degradation of emerging contaminants in reclaimed water through soil aquifer treatment (SAT). *Journal of Water Reuse and Desalination*, *2*(3), 157–164. https://doi.org/10.2166/wrd.2012.016

Hoffman, I., Sulyok, K., Lillquist, J. J., & MádlSzőnyi, J. (2026). Regulatory obstacles to aquifer resilience: A comparative legal-policy analysis of hydrogeological connectivity and managed aquifer recharge governance in Europe. *Groundwater for Sustainable Development*, *35*, 101682. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gsd.2026.101682

Jou-Claus, S., Rodríguez-Escales, P., Martínez-Landa, L., Diaz-Cruz, M. S., Carrera, J., Sunyer-Caldú, A., Quintana, G., & Valhondo, C. (2024). Assessing the Fate of Benzophenone-Type UV Filters and Transformation Products during Soil Aquifer Treatment: The Biofilm

Compartment as Bioaccumulator and Biodegrader in Porous Media. *Environmental Science and Technology*, *58*(12), 5472 – 5482. https://doi.org/10.1021/acs.est.3c08465

Kumar, R., Qureshi, M., Vishwakarma, D. K., Al-Ansari, N., Kuriqi, A., Elbeltagi, A., & Saraswat, A. (2022). A review on emerging water contaminants and the application of sustainable removal technologies. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, *6*, 100219. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cscee.2022.100219

Martinez-Landa, L., Carrera, J., Ledo, J. J., Piña-Varas, P., Sepúlveda-Ruiz, P., Folch, M., & Valhondo, C. (2026). Mapping water content dynamics in SAT systems using 3D electrical tomography. *Hydrology and Earth System Sciences*, *30*(3), 877–892. https://doi.org/10.5194/hess-30-877-2026

Mateo, L. F., Más-López, M. I., García-del-Toro, E. M., García-Salgado, S., & Quijano, M. Á. (2024). Artificial Neural Networks to Predict Electrical Conductivity of Groundwater for Irrigation Management: Case of Campo de Cartagena (Murcia, Spain). *Agronomy*, *14*(3). https://doi.org/10.3390/agronomy14030524

McGregor, R., & Benevenuto, L. (2021). The Effect of Heterogeneity on the Distribution and Treatment of PFAS in a Complex Geologic Environment. *Frontiers in Environmental Chemistry*, *Volume 2*-. https://doi.org/10.3389/fenvc.2021.729779

Min, X., Li, W., Wei, Z., Spinney, R., Dionysiou, D. D., Seo, Y., Tang, C.-J., Li, Q., & Xiao, R. (2018). Sorption and biodegradation of pharmaceuticals in aerobic activated sludge system: A combined experimental and theoretical mechanistic study. *Chemical Engineering Journal*, *342*, 211–219. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.01.012

Motallebian, M., Ahmadi, H., Raoof, A., & Cartwright, N. (2019). An alternative approach to control saltwater intrusion in coastal aquifers using a freshwater surface recharge canal. *Journal of Contaminant Hydrology*, *222*, 56–64. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2019.02.007

Nijhawan, A., Labhasetwar, P., Jain, P., & Rahate, M. (2013). Public consultation on artificial aquifer recharge using treated municipal wastewater. *Resources, Conservation and Recycling*, *70*, 20–24. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2012.11.001

Ortuño, F., Molinero, J., Garrido, T., & Custodio, E. (2012). Seawater injection barrier recharge with advanced reclaimed water at Llobregat delta aquifer (Spain). *Water Science and Technology*, *66*(10), 2083–2089. https://doi.org/10.2166/wst.2012.423

Page, D., Bekele, E., Vanderzalm, J., & Sidhu, J. (2018). Managed Aquifer Recharge (MAR) in Sustainable Urban Water Management. *Water*, *10*(3). https://doi.org/10.3390/w10030239

Palatnik, R. R., Raviv, O., Sirota, J., & Shechter, M. (2025). Water scarcity and food security in the mediterranean region: The role of alternative water sources and controlled-environment agriculture. *Water Resources and Economics*, *49*, 100256. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wre.2025.100256

Pärnänen, K. M. M., Narciso-da-Rocha, C., Kneis, D., Berendonk, T. U., Cacace, D., Do, T. T., Elpers, C., Fatta-Kassinos, D., Henriques, I., Jaeger, T., Karkman, A., Martinez, J. L., Michael, S. G., Michael-Kordatou, I., O'Sullivan, K., Rodriguez-Mozaz, S., Schwartz, T., Sheng, H., Sørum, H., … Manaia, C. M. (2019). Antibiotic resistance in European wastewater treatment plants mirrors the pattern of clinical antibiotic resistance prevalence. *Science Advances*, *5*(3),

eaau9124. https://doi.org/10.1126/sciadv.aau9124

Pensky, J., Fisher, A. T., Gorski, G., Schrad, N., Bautista, V., & Saltikov, C. (2023). Linking nitrate removal, carbon cycling, and mobilization of geogenic trace metals during infiltration for managed recharge. *Water Research*, *239*, 120045. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120045

Preston, S. H., & Walle, E. Van De. (2016). *Population Investigation Committee Urban French Mortality in the Nineteenth Century Published by : Taylor & Francis , Ltd . on behalf of the Population Investigation Committee Stable URL : http://www.jstor.org/stable/2173562 Your use of the JSTOR archive* . *32*(2), 275–297.

Reineke, W., & Schlömann, M. (2023). *The Microbial Nitrogen Cycle BT - Environmental Microbiology* (W. Reineke & M. Schlömann (eds.); pp. 291–305). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-662-66547-3_7

Rodríguez-Alcántara, J. S., Cruz-Pérez, N., Rodríguez-Martín, J., García-Gil, A., & Santamarta, J. C. (2024). Effect of tourist activity on wastewater quality in selected wastewater treatment plants in the Balearic Islands (Spain). *Environmental Science and Pollution Research*, *31*(10), 15172–15185. https://doi.org/10.1007/s11356-024-32173-9

Roumelis, C., Willert, F., Scaccia, M., Welch, S., Gabor, R., Carrera, J., Folch, A., Salgot, M., & Sawyer, A. H. (2025). Water Table Fluctuations Control Nitrate and Ammonium Fate in Coastal Aquifers. *Water Resources Research*, *61*(1). https://doi.org/10.1029/2024WR038087

Salgot, M., Huertas, E., Weber, S., Dott, W., & Hollender, J. (2006). Wastewater reuse and risk: definition of key objectives. *Desalination*, *187*(1), 29–40. https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.04.065

Santos, O., Luz, T., Sousa, H. P. D., Ribeiro, A. R. L., Aires, L. M. I., Ispolnov, K., & Vieira, J. (2026). Contaminants of emerging concern in treated wastewater: a threat to sustainable agricultural reuse? *Journal of Hazardous Materials Advances*, *24*, 101569. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2026.101569

Sanz, C., Casado, M., Martinez-Landa, L., Valhondo, C., Amalfitano, S., Di Pippo, F., Levantesi, C., Carrera, J., & Piña, B. (2024). Efficient removal of antibiotic resistance genes and of enteric bacteria from reclaimed wastewater by enhanced Soil Aquifer Treatments. *Science of the Total Environment*, *953*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176078

Sanz, J., Suescun, J., Molist, J., Rubio, F., Mujeriego, R., & Salgado, B. (2014). Reclaimed water for the Tarragona petrochemical park. *Water Supply*, *15*(2), 308–316. https://doi.org/10.2166/ws.2014.114

Sepúlveda-Ruiz, P., Martinez-Landa, L., Casado, M., Folch, M., Piña, B., Carrera, J., & Valhondo, C. (2026). Pulsed recharge and reactive barriers enhance nitrogen removal in Soil Aquifer Treatment systems. *Groundwater for Sustainable Development*, *34*, 101657. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gsd.2026.101657

Sui, Q., Huang, J., Deng, S., Chen, W., & Yu, G. (2011). Seasonal Variation in the Occurrence and Removal of Pharmaceuticals and Personal Care Products in Different Biological Wastewater Treatment Processes. *Environmental Science & Technology*, *45*(8), 3341–3348. https://doi.org/10.1021/es200248d

Tran, D. A., Tsujimura, M., Pham, H. V, Nguyen, T. V, Ho, L. H., Le Vo, P., Ha, K. Q., Dang, T. D., Van Binh, D., & Doan, Q.-V. (2022). Intensified salinity intrusion in coastal aquifers due to groundwater overextraction: a case study in the Mekong Delta, Vietnam. *Environmental Science and Pollution Research*, *29*(6), 8996–9010. https://doi.org/10.1007/s11356-021-16282-3

Valhondo, C., & Carrera, J. (2019). Chapter 1 - Water as a finite resource: From historical accomplishments to emerging challenges and artificial recharge. In C. M. Galanakis & E. Agrafioti (Eds.), *Sustainable Water and Wastewater Processing* (pp. 1–17). Elsevier. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816170-8.00001-6

Valhondo, C., Carrera, J., Ayora, C., Barbieri, M., Nödler, K., Licha, T., & Huerta, M. (2014). Behavior of nine selected emerging trace organic contaminants in an artificial recharge system supplemented with a reactive barrier. *Environmental Science and Pollution Research*, 1–12. https://doi.org/10.1007/s11356-014-2834-7

Valhondo, C., Carrera, J., Martínez-Landa, L., Wang, J., Amalfitano, S., Levantesi, C., & Diaz-Cruz, M. S. (2020). Reactive Barriers for Renaturalization of Reclaimed Water during Soil Aquifer Treatment. *Water*, *12*(4), 1012. https://doi.org/10.3390/w12041012

Valhondo, C., Casado, M., Martinez-Landa, L., Gual, M., Sepúlveda-Ruiz, P., Folch, M., Sanz, C., Navarro-Martín, L., Sunyer-Caldú, A., Carrizo, J. C., Rodríguez-Escales, P., Gil-Solsona, R., Gago-Ferrero, P., Diaz-Cruz, M. S., Carrera, J., & Piña, B. (2026). Temporal progression of treatment performance in soil aquifer treatment systems: role of microbial communities. *Water Research*, *305*, 126457. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2026.126457

Valhondo, C., Duporté, G., Cabaret, G., Rosain, D., Gomez, E., & Luquot, L. (2023). Assessing the Feasibility of Sustainable Materials to Boost the Sorption of Pharmaceutical Active Compounds When Included in Reactive Barriers in Soil Aquifer Treatment for Water Reuse. *Water (Switzerland)*, *15*(7). https://doi.org/10.3390/w15071393

Valhondo, C., Martinez-Landa, L., Carrera, J., Ayora, C., Nödler, K., & Licha, T. (2018). Evaluation of {EOC} removal processes during artificial recharge through a reactive barrier. *Science of The Total Environment*, *612*, 985–994. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.054

Wang, J., Carrera, J., Saaltink, M. W., & Valhondo, C. (2022). On the localization of chemical reactions in multicontinuum media. *Advances in Water Resources*, *167*, 104286. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2022.104286

World Health Organization. (2014). Antimicrobial Resistance. In *Antimicrobial Resistance Global Report on Surveillance*. https://doi.org/978 92 4 156474 8

Xie, F., Tian, C., Ma, X., Ji, L., Zhao, B., Danish, M. E., Gao, F., & Yang, Z. (2025). Seasonal Temperature Effects on EPS Composition and Sludge Settling Performance in Full-Scale Wastewater Treatment Plant: Mechanisms and Mitigation Strategies. *Fermentation*, *11*(9). https://doi.org/10.3390/fermentation11090532

CONAMA 2026