

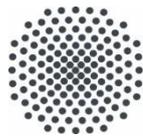


**Gestión de la Recarga del Acuífero:
una contribución a la solución del problema del
agua en Lima, Perú**

Carátula: Río Lurín, Perú. Foto: C. D. León.

Gestión de la Recarga del Acuífero: una contribución a la solución del problema del agua en Lima, Perú

Informe final del proyecto NEWA-LIMA “Nuevos recursos hídricos y tratamiento innovador de aguas residuales para regiones metropolitanas áridas, tomando como ejemplo Lima, Perú”, financiado por el Ministerio Federal de Medio Ambiente, Conservación de la Naturaleza, Seguridad Nuclear y Protección al Consumidor (BMUV, según siglas en alemán) en el marco de la “Iniciativa de Exportación Medio Ambiente (EXI)”



Universität Stuttgart



Informe NEWA-LIMA

Editorial

AUTORES:

(en orden alfabético):

Katharina Fesch, Michael Hügler, Christian D. León, Hiraída Perez, Stefan Stauder, Julian Xanke.

DISEÑO:

Alicia Minaya

TRADUCCIÓN:

Elizabeth Manrique

PROPUESTA DE CITACIÓN:

Fesch, K., Hügler, M., León, C.D., Perez, H., Stauder, S., Xanke, J. (2025): Gestión de la Recarga del Acuífero (MAR): Una contribución a la solución del problema del agua en Lima-Perú. Informe final del proyecto NEWA-LIMA. Universidad de Stuttgart & TZW: DVGW-Centro Tecnológico del Agua.

PÁGINA WEB DEL PROYECTO:

<https://www.newalima.de>

Fotos: © Equipo del proyecto NEWA-LIMA (salvo indicación contraria)

Stuttgart y Karlsruhe, Alemania. Marzo 2025

El proyecto en el que se basa este informe fue financiado por el Ministerio Federal de Medio Ambiente, Conservación de la Naturaleza, Seguridad Nuclear y Protección del Consumidor bajo el código de financiación 67EXI5042A-C. El contenido de esta publicación es responsabilidad de los autores.

Supported by:



Federal Ministry
for the Environment, Nature Conservation,
Nuclear Safety and Consumer Protection

based on a decision of
the German Bundestag



Socios del proyecto	Principales contribuciones
<p>Universidad de Stuttgart, Centro de Estudios Interdisciplinarios sobre Riesgos e innovaciones (ZIRIUS, por sus siglas en alemán)</p> <p>Ing. Christian D. León <i>con la colaboración de Yvonne Zahumensky</i></p>	<p>Coordinación del proyecto Integración de los actores sociales</p>
<p>Centro Tecnológico del Agua (TZW, por sus siglas en alemán)</p> <p>Dr. Stefan Stauder M.Sc. Katharina Fesch Dr. Michael Hügler Dr. Julian Xanke <i>con la colaboración de Lydia Grabner y Michael Wenz</i></p>	<p>Concepto planta piloto MAR Monitoreo y análisis de agua Modelo hidrogeológico</p>
<p>Universidad de Stuttgart, Instituto de Ingeniería Sanitaria, Calidad del Agua y Gestión de Residuos (ISWA, por sus siglas en alemán)</p> <p>Ing. Ralf Minke Ing. Peter Maurer M.Sc. Hiraida Perez <i>con la colaboración de Tobias Greiner, Ivo Pfaffenberger, Eddi Rott y Miriam Strauss</i></p>	<p>Modelamiento filtro percolador</p>
<p>Brentwood Europe GmbH</p> <p>Marina Rojas Roberto Cruz Madrid</p>	<p>Modelamiento filtro percolador</p>

Instituciones asociadas:



UNIVERSIDAD
NACIONAL DE
INGENIERÍA

MKB

MINAYA
KNOWLEDGE
BROKERAGE



Zweckverband
Landeswasserversorgung

Informe NEWA-LIMA

Indice

Resumen	8
Executive Summary	9
1 Descripción del proyecto y objetivos	12
2 Gestión de la Recarga del Acuífero	16
2.1 Teoría	16
2.2 Estándares Internacionales	18
2.3 Ejemplos del concepto MAR a nivel mundial	20
2.3.1 Alemania	20
2.3.2 Ica, Perú	22
2.3.3 Shafdan, Israel.....	24
2.3.4 San Luís Río Colorado, México.....	24
2.3.5 Atlantis, Sudáfrica	25
3 Situación en Lima y en la cuenca del Río Lurín	28
4 Planta piloto MAR Cieneguilla	34
4.1 Análisis de las posibles fuentes de agua	35
4.2 Método de recarga	36
4.3 Planificación del diseño	37
4.4 Selección de la ubicación	38
4.5 Permisos y autorizaciones	41
4.6 Estudios preliminares	41
4.6.1 Investigaciones geoeléctricas preliminares	41
4.6.2 Testigos de perforación (perfil del suelo).....	43
4.7 Construcción y puesta en marcha	45
4.8 Operación y metodología	48
4.9 Análisis y monitoreo	50
5 Resultados	54
5.1 Composición del infiltrado (efluente de la PTAR)	54
5.1.1 Parámetros químicos-físicos y sustancias trazas antropogénicas	54
5.1.2 Parámetros microbiológicos (bacterias, virus y parásitos)	58
5.1.3 Conclusiones de los estudios sobre la composición del efluente de la PTAR....	59
5.2 Fase 1: puesta en marcha	59
5.2.1 Determinación de la capacidad de infiltración	59
5.2.2 Verificación hidráulica de los piezómetros.....	60
5.2.3 Medición del nivel freático y dirección de flujo de las aguas subterráneas	61
5.2.4 Evolución en el tiempo de la composición del agua	62
5.2.5 Análisis ampliado del TZW.....	67
5.2.6 Conclusiones de los estudios realizados durante la fase de operación	72
5.3 Fase 2: ensayos de corto plazo con mayores tasas de exfiltración e infiltración	73
5.3.1 Incremento en la extracción de aguas subterráneas/exfiltración	73
5.3.2 Infiltración intensificada.....	75

5.3.3 Composición del agua durante la infiltración intensificada.....	75
5.3.4 Conclusiones de los estudios con infiltración intensificada.....	78
5.4 Fase 3: operación continua de la planta piloto MAR	79
5.4.1 Supervisión hidráulica de la infiltración.....	79
5.4.2 Composición del agua mediante datos de medición en campo	80
5.4.3 Efectos de una interrupción prolongada de la infiltración.....	83
5.4.4 Capacidad depurativa del paso de suelo.....	85
5.4.5 Análisis complementarios respecto al uso de trazadores de aguas residuales..	90
5.4.6 Conclusión de la fase 3 con infiltración continua	92
5.5 Medidas para estabilizar las tasas de infiltración	92
5.6 Composición de las aguas subterráneas y de los filtrados ribereños	93
5.7 Análisis relacionado con el impacto (WBA)	95
5.7.1 Metodología	95
5.7.2 Resultados	96
5.8 Tratamiento avanzado para la eliminación de sustancias trazas	99
5.8.1 Ósmosis inversa	100
5.8.2 Adsorción con carbón activado	102
6 Aspectos legales y sociales de la gestión de la recarga del acuífero	110
6.1 Marco normativo en el Perú	110
6.1.1 Regulaciones legales y reglamentos	110
6.1.2 Instituciones y competencias	112
6.1.3 Proceso de autorización.....	113
6.2 Implicancias sociales en la implementación de proyectos MAR	114
6.2.1 Concepto para la participación de la población local	114
6.2.2 Realización del taller en Lurín	115
6.2.3 Resultados del taller.....	118
7 Implementación a gran escala en el valle de Lurín	122
7.1 Modelo hidrogeológico	122
7.1.1 Metodología	122
7.1.2 Resultados de la simulación.....	124
7.2 Uso de aguas residuales tratadas (modelo San Bartolo)	126
7.2.1 Parámetros de entrada y calidad del agua	127
7.2.2 Metodología	128
7.2.3 Resultados	128
7.3 Requisitos para proyectos MAR a gran escala	130
7.4 Propuestas para proyectos MAR a gran escala en el valle del río Lurín	131
8 Resumen de resultados y recomendaciones	136
Principales resultados de la planta piloto MAR	136
Ensayos con ósmosis inversa y filtración de carbón activado	138
Modelo hidrogeológico	139
Recomendaciones para los siguientes pasos	139
9 Bibliografía	142
Lista de abreviaciones	145
Agradecimiento	146

Resumen

Lima es una de las regiones metropolitanas más secas del mundo, por lo que el abastecimiento de agua para sus 10 millones de habitantes, así como para la industria y el comercio, representa un gran desafío que requerirá de inversiones significativas en los próximos años. Los ríos locales llevan agua solamente durante la época de avenida en los Andes y los recursos de agua subterránea son limitados. El proyecto de investigación NEWA-LIMA tuvo como objetivo demostrar que la recarga gestionada de acuíferos (MAR, por sus siglas en inglés) es un método natural y de bajo costo para el uso a largo plazo de los recursos hídricos subterráneos, contribuyendo de este modo a la solución de los problemas de agua en Lima.

Este informe presenta las soluciones desarrolladas y los resultados obtenidos en este proyecto. Tras exhaustivas investigaciones preliminares, se construyó una planta piloto MAR en el terreno de una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) en el valle del río Lurín. Constó de tres pozas de tierra para la infiltración de las aguas residuales tratadas, así como varios piezómetros. Fue operada en colaboración con la Empresa de Servicio de Agua Potable y Alcantarillado de Lima (SEDAPAL) durante un periodo de 17 meses. El rendimiento de depuración del paso por el suelo fue registrado mediante exhaustivos análisis microbiológicos y químicos del agua, incluidas sustancias antropogénicas y el innovador “análisis relacionado con el impacto” (WBA). Las investigaciones complementarias a pequeña escala con adsorción de carbón activado y ósmosis inversa evaluaron el uso de estas tecnologías avanzadas de tratamiento de agua. Se revisó el marco legal vigente y las implicaciones sociales de los proyectos MAR en Perú. La elaboración de un modelo local de aguas subterráneas y de un concepto para el uso de filtros percoladores en el tratamiento de aguas residuales sirvieron para definir recomendaciones respecto a una aplicación MAR a gran escala en el valle de Lurín.

Un hallazgo clave de las investigaciones es la alta permeabilidad del subsuelo en el valle del río Lurín, la cual permite la infiltración de grandes cantidades de agua en espacios de infiltración comparativamente pequeños. Las fuentes potenciales de agua para MAR en la época de avenida son los excedentes de agua del río Lurín (aprox. 50 millones de m³/a) y los efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales (aprox. 40 millones de m³/a) disponibles durante todo el año. Respecto a la calidad del agua, los análisis mostraron que, a pesar de la alta velocidad del flujo y su corto recorrido en el subsuelo, el paso por el suelo en la planta piloto retuvo prácticamente toda la turbidez y las partículas, registrando una depuración higiénica y microbiológica eficiente. Patógenos resistentes al cloro, como p. ej. las formas parasitarias permanentes (*Giardia*, *Cryptosporidium*) fueron completamente retenidos. Aplicando el WBA fue posible demostrar que los bajos efectos endocrinos y neurotóxicos detectables en el efluente de la PTAR lograron ser minimizados. La degradación de sustancias antropogénicas durante el corto paso por el suelo fue, como esperado, baja. Sin embargo, ya en el infiltrado (efluente de la PTAR) no se registraron concentraciones relevantes de los “contaminantes emergentes” analizados.

El concepto MAR, aplicado con éxito en Alemania y otras regiones del mundo, ofrece un gran potencial para asegurar los recursos de aguas subterráneas en Lima. En el marco del proyecto NEWA-LIMA se elaboraron recomendaciones de actuación para aumentar la aprobación social entre la población local, se definieron conceptos generales para plantas MAR en dos ubicaciones del valle de Lurín y se desarrollaron recomendaciones de aplicación general para la implementación de proyectos MAR.

Executive Summary

Lima is among the driest metropolitan regions in the world, making the water supply for its 10 million inhabitants, as well as for industry and commerce, a significant challenge. This challenge is expected to require substantial investments in the coming years. The local rivers carry water only for a few months per year during the rainy season in the Andes, and groundwater resources are limited. The research project NEWA-LIMA aimed to demonstrate managed aquifer recharge (MAR) as a nature-based and cost-effective approach for the sustainable use of groundwater resources, thereby contributing to solving Lima's water-related challenges.

The present report outlines the solutions developed and the results achieved within the project. Following extensive preliminary investigations, a MAR pilot plant was constructed on the premises of a wastewater treatment plant in the Lurín Valley. This pilot plant comprised three infiltration basins for treated wastewater, as well as several monitoring wells, and was operated in collaboration with Lima's water supply and wastewater utility (SEDAPAL) for a duration of 17 months. The removal efficiency of the soil passage was assessed through comprehensive microbiological and chemical water analyses, including anthropogenic trace substances and the novel "effect-directed analysis" (EDA). Additionally, accompanying small-scale studies on activated carbon adsorption and reverse osmosis evaluated the applicability of these advanced treatment technologies. Furthermore, the project included an assessment of the legal framework and social implications of MAR initiatives in Peru. The development of a local groundwater model and a concept for the use of trickling filters in wastewater treatment served as a basis for deriving specific recommendations for large-scale MAR implementation in the Lurín Valley.

A key finding of the study is the high permeability of the soil in the Lurín Valley, which allows for the infiltration of large volumes of water on relatively small infiltration area. Potential water sources for MAR include "excess water" from the Río Lurín during the rainy season (approx. 50 million m³ per year) and treated wastewater from treatment plants available year-round (approx. 40 million m³ per year). Regarding water quality, analyses demonstrated that, despite the high flow velocity and short subsurface flow path, the pilot plant's infiltration process effectively retained turbidity and particles, resulting in efficient hygienic and microbiological purification of the treated wastewater effluent. Chlorine-resistant pathogens, such as parasitic cysts (e.g., *Giardia* and *Cryptosporidium*), were completely removed. Through EDA, it was further demonstrated that the minor endocrine and neurotoxic effects detected in the wastewater effluent were significantly reduced by soil passage. As expected, the degradation of anthropogenic trace substances was limited due to the short soil passage; however, no relevant concentrations of the analyzed "emerging contaminants" were detected in the infiltrate (treated wastewater effluent).

The MAR approach, which has been successfully implemented in Germany and other regions worldwide, thus presents significant potential for securing groundwater resources in Lima. Consequently, within the framework of NEWA-LIMA, preliminary designs for MAR facilities at two sites in the Lurín Valley were developed. Furthermore, recommendations were formulated to enhance social acceptance among the local population, and general guidelines for the implementation of MAR projects were derived.



1. Descripción del proyecto y objetivos



1 Descripción del proyecto y objetivos

El proyecto de investigación "NEWA-LIMA: Nuevos recursos hídricos y tratamiento innovador de aguas residuales para regiones metropolitanas áridas, tomando como ejemplo Lima, Perú", financiado por el Ministerio Federal de Medio Ambiente, Conservación de la Naturaleza, Seguridad Nuclear y Protección del Consumidor (BMUV) de Alemania en el marco de la "Iniciativa de Exportación Medio Ambiente", investigó la Gestión de la Recarga de Acuíferos (MAR por sus siglas en inglés de Managed Aquifer Recharge) en un caso específico en Lima/Perú entre los años 2022 y 2024. El objetivo fue poner a prueba una solución basada en la naturaleza y de bajo costo para el abastecimiento de agua industrial y potable, para garantizar de manera sostenible los recursos hídricos locales necesarios. MAR incluye varios métodos con los que un cuerpo de agua subterránea es alimentado de manera específica con agua superficial proveniente, p ej., del excedente estacional de agua de río o de aguas residuales tratadas. Esto permite, por un lado, aprovechar procesos de purificación biológica durante el paso por el suelo y, por otro lado, extraer de manera sostenible las aguas subterráneas. MAR es utilizado desde hace décadas con éxito en numerosas regiones del mundo.

La componente central del proyecto fue la construcción y operación de una planta piloto para la recarga gestionada de aguas subterráneas. Esta planta piloto MAR fue construida y operada en cooperación con SEDAPAL (Servicio de Agua Potable y Alcantarillado de Lima) en el terreno de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) Cieneguilla, operada por ellos en el valle de Lurín al sur de Lima. Por un lado, esta ubicación ofrecía la ventaja de un espacio seguro y, por otro lado, hizo posible que los ensayos de infiltración pudieran llevarse a cabo con aguas residuales municipales tratadas, que, a diferencia del agua de río, también están disponibles en la estación seca (mayo a octubre). En concreto, el proyecto buscó cumplir con los siguientes objetivos:

- 1) Demostración de un reúso sencillo de aguas residuales tratadas
- 2) Evaluación de la capacidad depurativa del suelo
- 3) Optimización de las condiciones de operación de la infiltración
- 4) Evaluación de las opciones de pre y post- tratamiento
- 5) Elaboración de un modelo hidrogeológico para el valle de Lurín
- 6) Elaboración de recomendaciones para la aplicación de MAR a gran escala

Además de tres pozas de infiltración, una bomba de alimentación asociada y las tuberías y tableros de control necesarios, la planta piloto también incluía tres piezómetros. Éstos fueron instalados en los puntos cercanos a las pozas, permitiendo la medición del nivel freático, así como la toma de muestras de aguas subterráneas para registrar los cambios microbiológicos y químicos en el acuífero, provocados por la infiltración.

Adicionalmente al pilotaje MAR con aguas residuales tratadas por procesos de lodos activados, se realizaron modelamientos de la técnica de filtros percoladores para el proceso de tratamiento de aguas residuales en el valle de Lurín. De esta manera se buscó observar el efecto del uso de este procedimiento de bajo costo y de operación estable en Perú,

considerando especialmente el uso de aguas residuales tratadas para el incremento del nivel freático y el riego, así como presentándolo a los funcionarios responsables de SEDAPAL. De manera simultánea a las investigaciones en la planta piloto MAR, se llevó a cabo un intenso proceso de transferencia de conocimientos y diálogo con las partes interesadas locales, entre otros a través de cursos de capacitación sobre los temas tratamiento de agua potable y de aguas residuales, así como talleres participativos. Fueron incluidos en estas actividades, además de las autoridades locales del agua y administraciones municipales, representantes de la sociedad civil, organizaciones no gubernamentales y universidades. Un estudio de abogados local fue encargado con la revisión y el análisis legal de la respectiva legislación vigente para examinar la normativa legal en relación a la aplicación del concepto MAR, haciendo uso de aguas residuales purificadas. El socio local más importante del proyecto fue SEDAPAL, una de las mayores empresas prestadoras de servicios de agua y de alcantarillado de América del Sur, que apoyó significativamente el proyecto con su conocimiento técnico.



2. Gestión de la Recarga del Acuífero



2 Gestión de la Recarga del Acuífero

2.1 Teoría

La Gestión de la Recarga de Acuíferos (Managed Aquifer Recharge, MAR, según sus siglas en inglés) es el término utilizado para describir la infiltración controlada y el almacenamiento de agua en el acuífero para su posterior extracción o uso ambiental (Dillon et al. 2010). A diferencia de una recarga no deseada p.ej. debido a través de tuberías de alcantarillado defectuosas o con fugas, y la recarga no gestionada de aguas al acuífero, p. ej. por el consciente desvío deliberado de corrientes de aguas residuales (Dillon et al. 2010)

MAR es una de las soluciones basadas en la naturaleza con **metas específicas** que pueden ser definidas según caso de aplicación (Bouwer 2002, 2000; Dillon et al. 2010; Dillon et al. 2022; Dillon et al. 2009; Sharma y Kennedy 2017; BMI 1985).

- Medida a largo plazo contra el descenso del nivel freático mediante el aumento de sus volúmenes, lo que permite superar las épocas de estiaje y así la resistencia a las sequías y al cambio climático
- Barrera contra la intrusión de agua marina
- Almacenamiento de agua subterránea y, de ser necesario, extracción de agua en situaciones de emergencia. En comparación con el almacenamiento en superficie mediante reservorios/embalses, tiene la ventaja que disminuye la evapotranspiración del agua almacenada, evita la proliferación de algas y no necesita la construcción de infraestructura costosa.
- Depuración efectiva del agua filtrada. Al utilizar el suelo como filtro mejora la calidad del agua y se genera prácticamente un paso adicional de tratamiento que puede ser utilizado para grandes volúmenes de agua.
- Mejora la calidad del acuífero, p. ej. en el caso de un acuífero con altas concentraciones de nitratos y cloruros.

Dependiendo de la disponibilidad, las respectivas calidades del agua y el tipo de reúso, las aguas superficiales, aguas pluviales, aguas fluviales o aguas residuales tratadas son típicamente utilizadas como **fuentes de agua** de infiltración (Dillon et al. 2009).

El agua así recuperada (exfiltre) puede ser utilizada como agua potable, agua industrial, agua de riego, agua para la descarga del inodoro o agua para el soporte de ecosistemas sostenibles (Dillon et al. 2009).

Existe una amplia gama de posibles **métodos de infiltración** en los que varían tanto el tipo de infiltración como la recuperación del agua (exfiltre). La **Figura 1** ofrece una visión general de los métodos de infiltración más comunes.

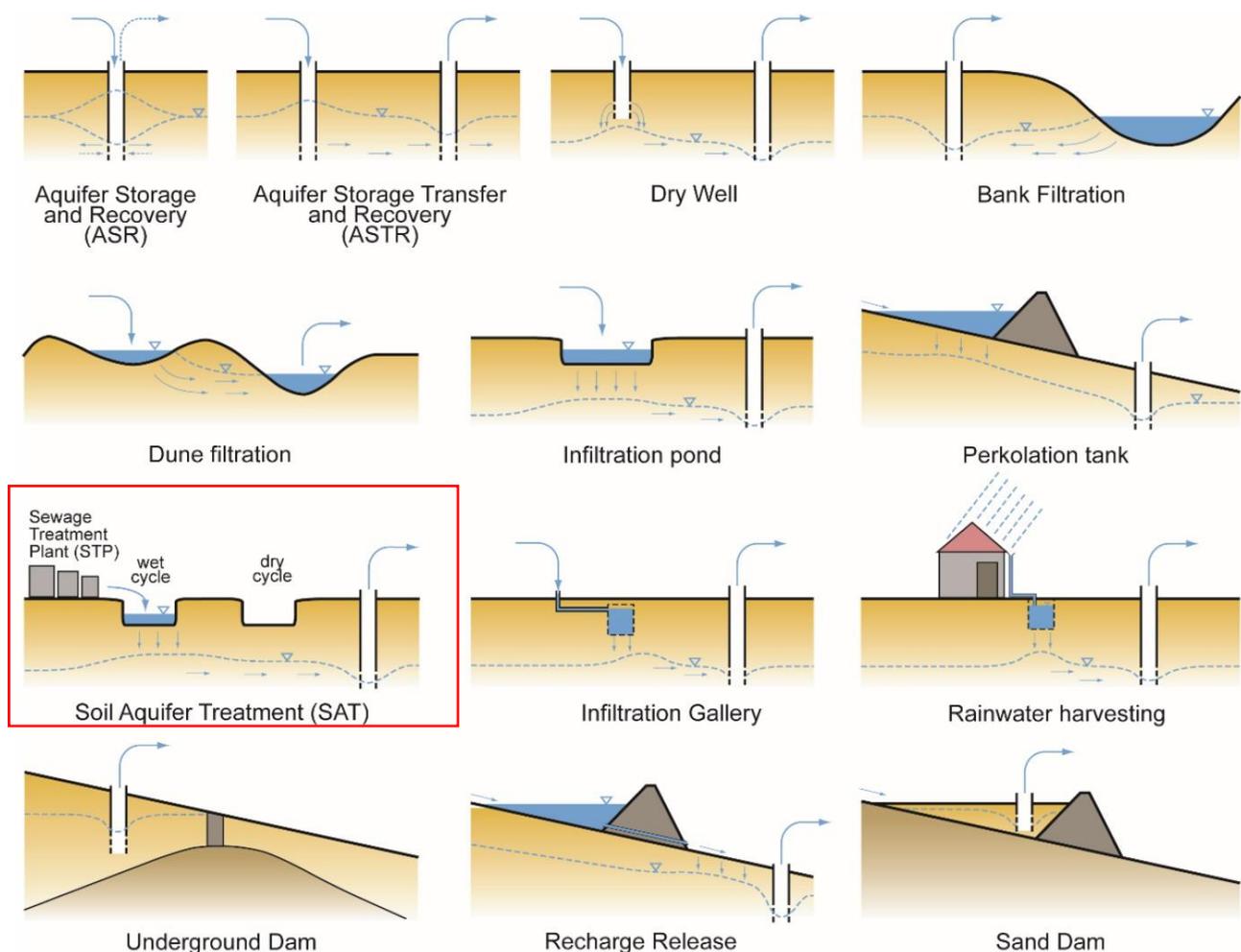


Figura 1: Tecnologías de infiltración MAR y subcategorías (fuente: Xanke 2017, adaptado de Dillon 2005)

En el presente proyecto se aplica el método de infiltración **Tratamiento Suelo-Acuífero** (Soil Aquifer Treatment - SAT, según sus siglas en inglés) en la que el efluente de aguas residuales tratadas se infiltra a través de pozas de infiltración (véase el recuadro rojo de la **Figura 1**). El paso por la zona no saturada del suelo hace posible la eliminación de nutrientes y patógenos; a continuación, el agua es extraída a través de pozos (Dillon 2005). Bouwer (2002) confirma que este método de infiltración logra eliminar completamente la materia de suspensión y microorganismos, así como una reducción de nitratos, COD, fosfatos y metales. Sharma y Kennedy (2017) describen la filtración, la biodegradación y la adsorción como los principales mecanismos de depuración en SAT y proporcionan una visión general de las tasas típicas de eliminación de contaminantes comunes utilizando SAT. Dillon et al. (2009), describen el efecto de limpieza como similar al de un filtro de arena: coloides son filtrados, patógenos y bacterias son eliminados (efecto de desinfección) con degradación parcial de sustancias trazas orgánicas.

Un **reto** en la aplicación de la recarga gestionada de aguas subterráneas es el denominado Clogging (también conocida como colmatación). Se trata de la acumulación de sólidos en suspensión en la superficie de infiltración, lo que provoca una reducción de la tasa de infiltración (Bouwer 2000). La colmatación representa un problema particularmente en los pozos de inyección y pozas de infiltración (Dillon et al. 2022).

Razones típicas para la aparición de una colmatación incluyen, entre otras (Bouwer 2002; Dillon et al. 2022):

- Físicas: Depósitos y acumulación de materia en suspensión como sedimentos, algas y lodos
- Biológicas: Depósitos de flóculos de algas o bacterianos o formación de biopelículas
- Químicas: Precipitación de cal u otras sales, así como de hidróxidos de hierro o de manganeso

Para la reducción al mínimo de los efectos de colmatación, Bouwer (2002) recomienda un tratamiento previo adaptado a fin de eliminar las impurezas arriba mencionadas. Adicionalmente, para las pozas de infiltración se recomienda aplicar intervalos de secado y posteriormente la eliminación mecánica de la capa superior.

Otros retos pueden incluir la movilización de manganeso del sedimento por MAR (Dillon et al. 2022), requisitos específicos del sitio en función a condiciones hidrogeológicas dadas (Sharma y Kennedy 2017) y, según método y tasas de infiltración, la necesidad de contar parcialmente con grandes superficies.

2.2 Estándares Internacionales

A nivel mundial varios países ya han desarrollado normas o guías para la aplicación de MAR, en parte explícitamente para la aplicación de MAR con aguas residuales tratadas. **Tabla 1** ofrece una visión general de ejemplos de otros países, sin tratarse de una representación exhaustiva.

Tabla 1: Ejemplos de estándares y guías internacionales

País / Entidad	Publicación	Descripción
Australia	NRMMC et al. 2006	Guía nacional para el reciclado del agua, incluyendo un concepto de gestión de riesgos (riesgos para la salud humana y el medio ambiente) <ul style="list-style-type: none"> – Monitoreo: tipos de monitoreo y parámetros; Ejemplos para programas de muestreo – Consultas y comunicación (apoyo a los grupos de interés) – Metas para la calidad del agua
Australia	NRMMC et al. 2009	Guía nacional para el reciclado del agua con MAR , incluyendo un concepto de gestión de riesgos (riesgos para la salud humana y el medio ambiente) <ul style="list-style-type: none"> – Antecedentes teóricos y evaluación inicial del proyecto – Evaluación de riesgos – Preguntas operativas y su gestión – Monitoreo (tipo y parámetros)

País / Entidad	Publicación	Descripción
Chile	CSIRO 2020	<p>Guía para proyectos MAR en Chile (exclusivamente para aguas superficiales y para el reúso en el riego)</p> <ul style="list-style-type: none"> - Experiencias internacionales - Descripción de proyectos MAR existentes y su potencial en Chile - Sin especificaciones respecto a las exigencias de calidad
UE	EU 2020/741	<p>Regulación de la UE sobre los requisitos mínimos de calidad del agua para el reúso del agua</p> <ul style="list-style-type: none"> - Reúso de aguas residuales tratadas destinados al riego agrícola - Clases de calidad del agua definidas en función del tipo de cultivos regados y de métodos de riego - Requisitos de monitoreo armonizados - Plan de gestión de riesgos para minimizar los riesgos medioambientales y de salud (alcance y ejecución)
México	NOM-014	<p>Norma para la aplicación de MAR con aguas residuales tratadas</p> <ul style="list-style-type: none"> - Requisitos de información e investigaciones preliminares - Requisitos de calidad del infiltrado - Supervisión y operación de la planta
España	BOE-A-2007-21092	<p>Normativa legal para el reúso de aguas residuales tratadas</p> <ul style="list-style-type: none"> - Requisitos básicos para el reúso (usos previstos, aspectos sanitarios, procedimientos) - Requisitos de calidad - Alcance y frecuencia de monitoreo
EE.UU.	EPA/600/R-12/618 2012	<p>Guía para el reúso de agua</p> <ul style="list-style-type: none"> - Consideraciones sobre planificación y gestión - Tipos de aplicaciones de reúso - Tecnologías de tratamiento - Relaciones públicas, participación y consulta
OMS	WHO 2017	<p>Guía para la producción de agua potable segura a partir de aguas residuales municipales (reúso directo e indirecto de agua potable)</p> <ul style="list-style-type: none"> - Identificación de peligros y medidas de control - Monitoreo, incluyendo un listado de parámetros operativos de monitoreo - Metas relacionadas con la salud - Reglamentos y control independiente - Participación del público - Casos prácticos incluyendo valores objetivo

2.3 Ejemplos del concepto MAR a nivel mundial

El concepto MAR ya se aplica en muchos países y en todos los continentes del mundo. Según el portal MAR (véase la **Figura 2**), el número de instalaciones asciende a más de 1000. Las fuentes de agua y el método de infiltración varían según la aplicación. Se trata, en este sentido, tanto de aplicaciones SAT como de otros procedimientos MAR.



Figura 2: Aplicaciones MAR a nivel mundial (Fuente de la imagen: MAR Portal, <https://ggis.un-igrac.org/view/marportal>, última fecha de acceso: 21.02.2025)

Según Bonilla Valverde et al. (2018), las aplicaciones MAR en América Latina se encuentran principalmente en Brasil, México y Chile. Para la infiltración se utiliza generalmente el agua de precipitación; el reúso de aguas residuales tratadas es usada en particular para el riego agrícola.

2.3.1 Alemania

La captación de agua potable mediante filtración ribereña o recarga gestionada del acuífero (MAR) es una práctica establecida en Alemania y Europa desde hace décadas. En este proceso, dependiendo de la estación, el agua superficial utilizada puede incluir proporciones significativas de aguas residuales municipales tratadas. Ejemplos son las plantas de tratamiento de agua potable en los ríos Ruhr, Neckar, Rin y en Berlín (incluido el río Spree) (Drewes et al. 2018). Se asume que más de 10 millones de personas en Alemania son abastecidas con agua potable procedente de la recarga de acuíferos.

Una ventaja clave de MAR es que no se requieren tecnologías de alto costo y mantenimiento intensivo. Dependiendo de la composición del agua, no es necesario ningún tratamiento previo o es suficiente una separación de sólidos mediante una simple filtración rápida de arena, antes que el agua fluvial (con un contenido de agua residual tratada del 10-30%) sea filtrada a través de pozas abiertas conectadas a las aguas subterráneas. En Alemania, los pozos de extracción a menudo se ubican a pocos metros de las pozas de infiltración, por lo que en algunos casos se cuenta solamente con unas pocas horas en el suelo para los procesos de depuración biológica.

Por este motivo, en Alemania algunas plantas han sido equipadas en los últimos años con tecnologías de tratamiento para un tratamiento posterior de las aguas subterráneas extraídas (por ejemplo, desinfección UV, ultrafiltración). Sin embargo, debe evaluarse la necesidad de estas tecnologías adicionales en función de los tiempos de retención del infiltrado en el subsuelo. Si los tiempos de retención son lo suficientemente largos, cabe suponer que se producirá una depuración biológica adicional, lo que significa que puede que no sean necesarias tecnologías de tratamiento complejas o intensivas en energía y costos.

A continuación, se describen brevemente ejemplos de recarga de acuíferos en Alemania.

Francfort / Ried de Hesse

En el Ried del estado federal de Hesse, en la planta de tratamiento de agua de la empresa Hessenwasser GmbH und Co. KG ubicada en Biebesheim, el agua del río Rin se trata durante todo el año para fines de riego y la recarga del acuífero. Esto último forma parte de la gestión de los recursos hídricos, la cual permite una utilización sostenible de las aguas subterráneas para el abastecimiento con agua potable de la región metropolitana Rin-Meno. En la época de estiaje, la proporción de agua residual tratada en el río Rin es del 10 a 20 % (Drewes et al. 2018).

La capacidad de la planta es de 43 millones de m³/a, de los cuales 38 millones de m³/a son destinadas a la recarga del acuífero y 5 millones de m³/a al riego agrícola. El agua fluvial es tratada en dos vías prácticamente idénticas mediante un sistema de rejillas gruesas y finas, pre-ozonización, sedimentación por floculación, ozonización principal, floculación secundaria, filtración multicapa y filtración por carbón activado. Un sistema de zanjas abiertas y pozas de infiltración, así como zanjas de infiltración de 6 m de profundidad y pozos de percolación de hasta 26 m de profundidad sirven de órganos de infiltración. La cantidad de agua infiltrada es gestionada mediante mediciones del nivel freático.

Dresde

En la planta de tratamiento de agua potable de Hosterwitz (Dresde), el agua del río Elba es utilizada para la recarga gestionada del acuífero. Se trata de la segunda planta más grande de la ciudad de Dresde, en la que se pueden tratar 84.000 m³/d de agua potable (Hofer 2023). Detalles sobre el tratamiento y el esquema MAR pueden encontrarse en Zheng et al. (2021).

Haltern am See¹

En la planta de tratamiento de agua potable de la empresa Gelsenwasser AG en Haltern, las aguas superficiales son infiltradas al acuífero a través de 26 pozas de infiltración (en una superficie total de 335.000 m²) con una cubierta de arena. El agua se extrae a través de pozos, por lo que alrededor del 70 % (correspondiente a unos 70 millones de m³/a) del agua, que es tratada para generar agua potable, proviene de aguas subterráneas recargadas. Cada seis a diez meses se retira la capa superficial formada en las pozas de arena, con el objetivo de incrementar la capacidad de infiltración.

¹Fuente: <https://www.gelsenwasser-blog.de/halterner-sande-geologischer-schatz-fuer-die-trinkwassergewinnung/>

Brunswick

En Brunswick, las aguas residuales tratadas en la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) de Steinhof son utilizadas tanto para el riego agrícola como para la gestión de la recarga del acuífero. Tras el tratamiento de las aguas residuales mediante un pretratamiento mecánico y etapas de tratamiento biológico, unos 12 millones de m³/a del total de 21 millones de m³/a son utilizados para el riego de 2.700 hectáreas de tierras agrícolas. El agua tratada restante fluye hacia las aguas receptoras a través de una zona húmeda donde se produce la recarga del acuífero.

El riego con agua tratada tiene lugar de marzo a noviembre. Al principio y al final de la época de riego, se trata de un riego excedentario con el objetivo de recargar el acuífero. En los meses siguientes, se aplican hasta 2.000 m³/h para el riego durante la demanda en las horas punta. Durante la temporada de crecimiento de la vegetación, se añaden lodos del tratamiento biológico al agua tratada para aportar nutrientes, lo que sólo será permitido hasta el año 2028. Frutas frescas son excluidas del riego con el agua residual tratada. Cereales no se riegan a partir de la madurez fisiológica y remolachas, patatas, etc. a partir de la tercera semana previa a la cosecha.

Además de los excedentes de riego, las áreas que antes eran utilizadas como campos de goteo ahora sirven como vía de flujo meandriforme para la recarga del acuífero. En el proceso, el agua tratada que no se utiliza para el riego (aprox. 9 millones de m³/a) pasa por el sistema de meandros y el agua no filtrada desemboca en el río Oker (agua receptora). Como resultado de tal elevación artificial del nivel freático, se ha desarrollado un biotopo a lo largo de la sección de flujo de varios kilómetros de longitud, que es aprovechado como zona recreacional local y lugar de descanso para las aves migratorias.

2.3.2 Ica, Perú

En Ica, una región eminentemente agrícola y árida, situada a 300 kilómetros al sur de Lima, el riego agrícola se basa principalmente en el uso de aguas subterráneas y las aguas fluviales temporalmente disponibles. Para reforzar los recursos hídricos subterráneos sobreexplotados por la agricultura y contrarrestar el descenso de los niveles freáticos, el excedente de agua fluvial generado durante la época de avenida se infiltra a través de pozas de infiltración.

El sistema opera desde el año 2012 y cuenta con varios cientos de pozas de infiltración simples con una superficie total de aprox. 300 hectáreas, en las que se infiltran alrededor de 17 millones m³ de agua cada año (Escolero Fuentes et al. 2017). El agua a infiltrar proviene del río Ica, se somete a un proceso de decantación y luego se infiltra a través de pozas abiertas. El índice promedio de infiltración indicado es de 49 mm/día (Escolero Fuentes et al. 2017).



Figura 3: Línea de suministro para la infiltración, Ica (Foto: Roberto Navarro)



Figura 4: Poza de infiltración, Ica, época de avenida (Foto: Roberto Navarro)

2.3.3 Shafdan, Israel

En Shafdan, Israel, desde el año 1977 opera una planta SAT con la que se infiltran aproximadamente 135 millones de m³/a de aguas residuales tratadas (tratamiento secundario con lodos activados) a través de 60 pozas con una superficie total de aproximadamente 100 ha. Numerosos pozos bombean agua para el riego agrícola (Zheng et al. 2021).

La operación de las pozas consta de tres fases. En primer lugar, las pozas se llenan con agua residual tratada durante 24 horas, utilizándose un tercio de las pozas de manera simultánea. La operación es controlada a través del tiempo de almacenamiento y el nivel máximo en la poza. Acto seguido continúa la fase de infiltración (percolación) y en la fase final un intervalo de secado (Elkayam et al. 2018). Goren et al. (2014) mencionan una fuerte influencia del medio ambiente (temperatura y luz solar) y de las condiciones de operación (alimentación de las pozas y ventilación) en la calidad del agua infiltrada.

La operación de la planta SAT va acompañada de un amplio programa de monitoreo. Los puntos de medición están ubicados en el efluente de la PTAR, en puntos directamente debajo de las pozas de infiltración, así como varios pozos de producción situados a distintas distancias a las pozas de infiltración. Elkayam et al. (2018) mencionan en su informe una reducción en la concentración de COD (carbono orgánico disuelto) con distancias a las pozas de infiltración que van en aumento y que suponen una degradación en la zona vadosa. Asimismo, el informe confirma una muy buena calidad microbiológica de las aguas exfiltradas, de manera que el paso por el suelo estipula una buena capacidad de eliminación en relación a los patógenos y bacterias indicadoras.

2.3.4 San Luís Río Colorado, México

En el desierto de Sonora, México, la recarga gestionada del acuífero se utiliza para contrarrestar el uso excesivo de las aguas subterráneas y la reducción de los recursos hídricos superficiales relacionada con la sequía. Desde 2007, las aguas residuales tratadas se infiltran a través de pozas de infiltración y se reutilizan principalmente para el riego agrícola (Zheng et al. 2021).

El tratamiento en la PTAR se realiza mediante lagunas anaerobias, facultativas y madurativas, lo que corresponde a un tratamiento secundario de las aguas residuales. Las aguas residuales son principalmente de origen doméstico y comercial, no incluye vertimientos industriales significativos. La planta de tratamiento está diseñada para un volumen de 600 L/s (Escolero Fuentes et al. 2017).

Con la infiltración se mejora significativamente la calidad química y microbiológica del agua. La planta de infiltración se compone de 12 pozas (120 x 120 x 1m), logrando, según época del año, tasas de infiltración de 60 a 100 l/s (Humberto et al. 2018).

Después de llenar las pozas durante aprox. cinco días, sigue un intervalo de secado de tres a siete días. Las condiciones aeróbicas del suelo y la permeabilidad son restauradas en intervalos regulares mediante la eliminación de la capa superior del suelo o el arado de la poza (Escolero Fuentes et al. 2017). El costo del tratamiento MAR en Sonora es indicado con 0,02 USD/m³ (Zheng et al. 2021).

2.3.5 Atlantis, Sudáfrica

Desde 1980, la ciudad sudafricana de Atlantis utiliza una mezcla de efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales y de agua pluvial disponible estacionalmente para la recarga del acuífero (una media de 7.500 m³/día). Las aguas subterráneas extraídas para la producción de agua potable en la región contienen hasta un 30 % de agua infiltrada. Además de las pozas de infiltración para agua tratada y agua pluvial, las aguas residuales industriales se infiltran en otras pozas para contrarrestar la intrusión marina (Bugan et al. 2016). Zheng et al. (2021) citan a la reducción de la tasa de infiltración causada por la colmatación como los mayores retos a superar.

En la planta de infiltración de Atlantis, se analizó la retención de diversas componentes durante el paso por el suelo. Tredoux et al. (2009) confirmaron la reducción del COD (carbono orgánico disuelto), del recuento de heterotróficos, de los patógenos (incluidos los virus) y las sustancias trazas antropogénicas. No obstante, en el caso de estas últimas la reducción en las concentraciones tras la infiltración se atribuyó a los efectos de dilución y no a la degradación o adsorción.



3. Situación en Lima y en la cuenca del Río Lurín



La zona costera del valle del río Lurín tiene entre uno y tres kilómetros de ancho en una longitud de 25 kilómetros, siendo relativamente llana y densamente poblada. Los espacios libres se utilizan intensivamente para la agricultura, y la presión urbana aumenta constantemente debido a la expansión de estructuras urbanas en la periferia de Lima. Especialmente a lo largo de la costa, al margen de la carretera Panamericana se ubican numerosas empresas industriales y comerciales. Como en la parte baja prácticamente no llueve y el río Lurín sólo transporta cantidades significativas de agua durante los meses de intensa lluvia (enero a abril), el agua del río Lurín - a diferencia de lo que ocurre en las cuencas de los ríos Chillón o Rímac, al norte - no se utiliza para la producción de agua potable. El abastecimiento de agua potable, la industria y la agricultura dependen, por tanto, de las aguas subterráneas, que se extraen del acuífero del valle a través de numerosos pozos.

La mayoría de los asentamientos más pequeños del valle del río Lurín no dispone de un sistema centralizado de alcantarillado, por lo que los residentes utilizan pozos sépticos. Esto también provoca que las aguas residuales penetren al suelo y, por tanto, a las aguas subterráneas. Las aguas residuales de las zonas con mayor población son tratadas en plantas de tratamiento de agua residual (PTAR) operadas por SEDAPAL, vertiéndose el efluente de la planta de tratamiento (en parte después de la cloración) al río Lurín (véase **Figura 6**). Durante la época de avenida, cuando llueve en el altiplano, el río lleva agua y diluye el vertimiento de aguas residuales tratadas (véase **Figura 7**). Durante la estación de estiaje, algunos tramos del río están conformados exclusivamente por aguas residuales tratada, pero éstas se filtran con relativa rapidez o se desvían para el riego agrícola, por lo que largos tramos se muestran completamente secos (véase la **Figura 8**). Como mencionado, numerosos pozos del valle abastecen de agua potable a la población local y de agua de proceso a la industria y la agricultura, habiendo aumentado la extracción de aguas subterráneas considerablemente en las últimas décadas.



Figura 6: Río Lurín, vertimiento de aguas residuales tratadas de la PTAR Cieneguilla



Figura 7: Río Lurín en época de avenida (07.02.2024)



Figura 8: Río Lurín en época de estiaje (21.09.2022)

Desde el punto de vista climático, el río Lurín atraviesa seis zonas climáticas en su camino hacia la costa, desde muy húmeda y helada (4.800 - 5.000 msnm) hasta extremadamente seca y cálida (0 - 800 msnm). La precipitación media anual oscila entre 20 y 850 mm, según la altitud. En la parte baja del valle prácticamente no llueve y el acuífero se recarga exclusivamente por infiltración desde el lecho del río.

Los pozos de las partes bajas del valle del río Lurín extraen las aguas subterráneas del relleno muy heterogéneo del valle, que tiene un espesor hasta 150 m. El relleno está compuesto preponderantemente de gravas y arenas aluviales cuaternarias, en los que se encuentran grandes rocas y laderas escarpadas. La distancia entre superficie de suelo y nivel freático del valle es desde unos pocos metros en la zona de Cieneguilla hasta los 35 m en la parte baja del valle.

SEDAPAL opera aprox. 30 pozos profundos en el valle del río Lurín para el abastecimiento de agua potable. A éstos se suman, adicionalmente, más de 1.000 pozos privados más pequeños, excavados y perforados para la extracción de agua de servicio y de riego. En parte, el agua de los pozos también se utiliza para consumo humano y es transportada en camiones cisterna a los asentamientos que no están conectados a la red pública. En los últimos años, la extracción total de agua subterránea en el valle de Lurín ha aumentado significativamente, estimándose actualmente en 30-35 millones de m³/a (León et al. 2021). Estos volúmenes son significativamente superiores al volumen de extracción de 15 millones m³/a declarado como sostenible en un estudio hidrogeológico del año 2012 (Coronel 2012). Esto también se refleja en el nivel freático a lo largo del valle, que ha descendido drásticamente especialmente en las zonas del valle más densamente pobladas y cercanas a la costa. Si el ritmo de extracción se mantiene, el estudio (Coronel 2012) prevé que el nivel freático descenderá 13 metros hasta el año 2030. Como consecuencia, más pozos se secarán en los próximos años.

La calidad de las aguas subterráneas es analizada con más detalle en el capítulo 5. En general, la calidad es muy buena, de modo que en el agua extraída de la mayoría de los pozos registra una calidad de agua potable apta para el consumo humano.



4. Planta piloto MAR Cieneguilla



4 Planta piloto MAR Cieneguilla

La planta piloto construida por NEWA-LIMA en la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) de Cieneguilla constó de tres pozas para la infiltración de aguas residuales tratadas, así como varios piezómetros. Fue operada por 17 meses, durante los cuales se realizaron trabajos de acompañamiento detallados. Además de objetivos de la investigación científico-técnicos detallados a continuación, se buscó en especial introducir y demostrar en el Perú el concepto del reúso de aguas residuales tratadas en base a la técnica de la gestión de la recarga del acuífero (MAR), un método basado en la naturaleza y de bajo costo.

1) Evaluación de la capacidad depurativa del paso por el suelo

Para evaluar la capacidad depurativa de la zona no saturada y saturada del suelo, se realizaron análisis de las aguas subterráneas (= exfiltrado) aguas abajo de las pozas de infiltración. Con el objetivo de poder tomar las muestras respectivas, se construyeron tres piezómetros adicionales a un pozo ya existente (para los detalles técnicos, véase sección 4.7) Los análisis realizados en intervalos regulares incluyeron tanto parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos convencionales, así como sustancias traza antropogénicas como p.ej. fármacos y químicos industriales, así como microorganismos especiales (virus y parásitos). Adicionalmente, se aplicó el innovador método de investigación del “análisis relacionado con el impacto”.

2) Optimización de las condiciones operativas

Con la planta piloto fue posible obtener datos característicos para el dimensionamiento y la operación sostenible de una planta MAR en las condiciones marco existentes en la zona del proyecto. Para ello se planificó registrar el impacto de diferentes variantes de operación (p.ej., carga en superficie, intervalos de secado, tratamiento de la superficie) sobre el rendimiento de infiltración

3) Opciones de tratamiento previo y posterior

En función de los resultados de la evaluación de la capacidad depurativa durante el paso por el suelo, fueron evaluadas medidas de tratamiento adicionales, tales como el carbón activado o la osmosis inversa. A diferencia de la biodegradación, un tratamiento adicional de este tipo hace posible eliminar sustancias traza antropogénicas que persisten en el subsuelo.

4) Modelo hidrogeológico

Para estimar el potencial de una instalación MAR a gran escala en el valle del río Lurín, se desarrolló un modelo numérico estacionario con FEFLOW. Este modelo debía permitir extrapolar los resultados de la planta piloto a una planta a gran escala con tasas de infiltración más elevadas, simular distintas cantidades de infiltración, así como determinar la superficie necesaria para las correspondientes pozas de infiltración.

5) Recomendaciones para aplicación a gran escala

Como perspectiva final, debían elaborarse recomendaciones para la aplicación de MAR a gran escala. Por esta razón, el programa de trabajo también incluía una evaluación del marco jurídico para la implementación del método MAR en Perú, en particular las posibles restricciones legales para la infiltración de aguas residuales tratadas (legislación de aguas, valores límite, etc.)

La **Figura 9** muestra los pasos necesarios para la planificación y ejecución del proyecto piloto. Los pasos específicos se explican con más detalle en las siguientes secciones.



Figura 9: Pasos a seguir para la implementación de la planta piloto

4.1 Análisis de las posibles fuentes de agua

Como primer paso se realizó un análisis de las posibles fuentes de agua disponibles para MAR. Dependiendo de la disponibilidad, de la calidad del agua y de los fines del reúso, estas fuentes suelen ser los tres recursos: agua superficial (de embalse/represa o lagos) agua fluvial y aguas residuales tratadas.

En el caso del valle del río Lurín, se disponía principalmente de agua de río y de aguas residuales tratadas. Debido a razones logísticas (disponibilidad del recurso de agua durante todo el año, disponibilidad de terreno dentro de una zona protegida), así como la utilización de un recurso hídrico adicional antes no aprovechado (reúso de aguas residuales), se eligieron las aguas residuales tratadas de una PTAR. La **Figura 10** muestra el punto de vertimiento del agua tratada de la PTAR Cieneguilla en el cauce seco del río Lurín. Como mencionado ya anteriormente, el río sólo lleva agua en los meses de diciembre a abril, cuando hay fuertes precipitaciones en los Andes.



Figura 10: Cauce seco del río Lurín, círculo rojo: punto de descarga de agua tratada al río (fotografía panorámica, 21.09.2022)

4.2 Método de recarga

Como ya descrito en el capítulo 2.1 existe una gran variedad de posibles métodos de infiltración. La **Figura 11** ilustra esquemáticamente tres métodos que se consideraron de manera general para el diseño de la planta piloto.

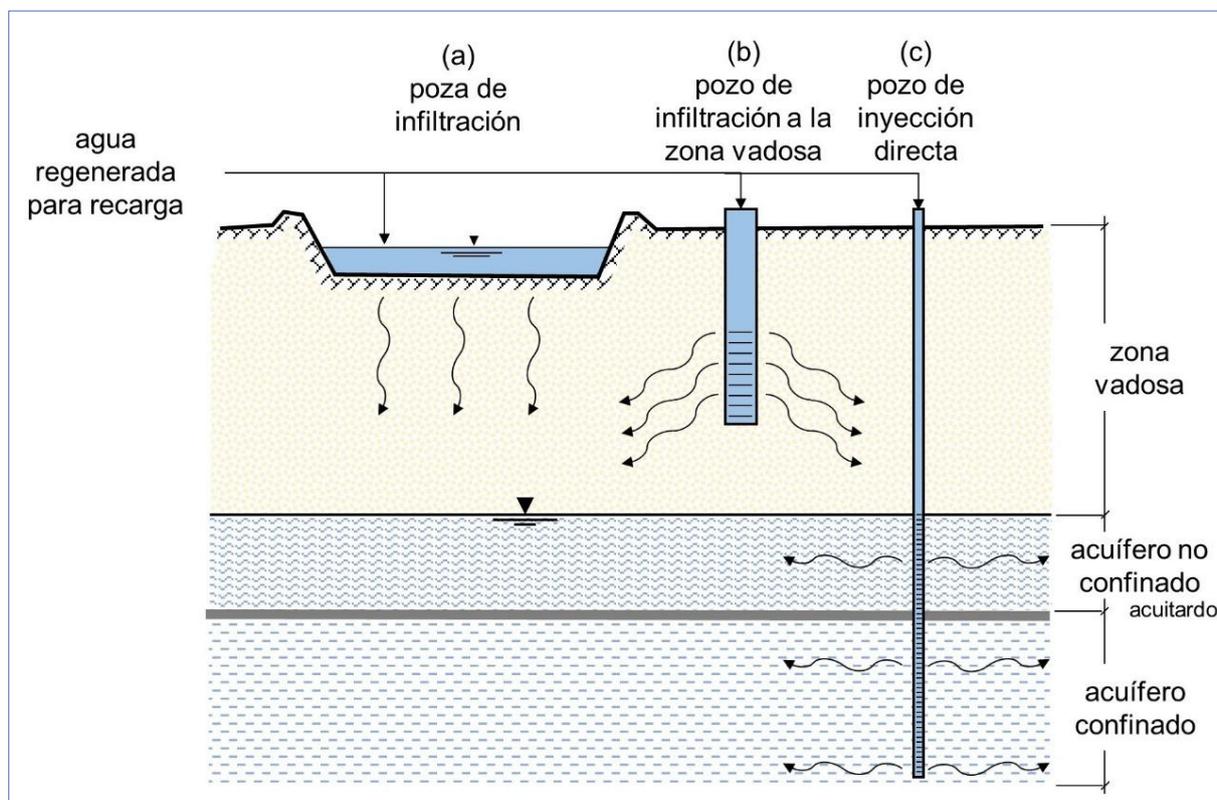


Figura 11: Métodos de recarga; Fuente de imagen: León et al. 2021, adaptado según EPA/600/R-12/618 2012

En el método (a), las aguas residuales tratadas se infiltran a través de pozas, lo que significa que el agua pasa primero por toda la zona no saturada, es decir, vadosa, antes de llegar al acuífero. En el método (b), la infiltración pasa a través de pozos o zanjas de infiltración a la zona vadosa. La ventaja respecto al método (a) es el menor espacio necesario. Por un lado, el área de infiltración puede desplazarse hacia abajo y, por otro, el nivel de agua en la zanja aumenta la presión previa hacia la superficie de infiltración. Con el método (c), el agua es inyectada a través de un pozo de diseño similar al utilizado para la extracción de aguas subterráneas. En ese contexto, es posible que la presión previa sea incrementada considerablemente utilizando una bomba, por ejemplo. En el ejemplo presentado en la **Figura 11**, esta inyección tiene lugar directamente en el acuífero, de modo que procesos de degradación en la zona vadosa no pueden ser aprovechados.

Para la planta piloto se eligió el método (a), porque es el más sencillo en términos de operación y mantenimiento, los costos de construcción son más bajos, al igual que las exigencias en cuanto a la composición del agua infiltrada

4.3 Planificación del diseño

En la planificación del diseño, las instalaciones de infiltración de la planta piloto consistían principalmente de una bomba, las tuberías de distribución con tableros de control y ajuste y las tres pozas de infiltración. La bomba fue una bomba sumergible controlada por frecuencia (potencia nominal 5-12 m³/h), que bombeaba el efluente del sistema de cloración de la PTAR de Cieneguilla a las pozas de infiltración. Para evitar reducir demasiado la potencia de la bomba en caso que los volúmenes necesarios para la infiltración sean bajos, se previó una válvula regulable con un bypass de retorno al sistema de cloración de la PTAR. El caudal del volumen de infiltración se fijó y controló a través un tablero de control y un medidor de flujo (caudalímetro). Adicionalmente, un medidor de agua registraba el caudal acumulado en las pozas. Se utilizó un grifo montado delante de la válvula reguladora para tomar muestras del agua tratada que se infiltraba en las pozas. Las tres pozas de infiltración podían controlarse individualmente mediante una válvula de cierre en la entrada respectiva. Desde las pozas 1 y 3, se colocaron tuberías de rebose en la poza 2, ubicadas en el nivel más bajo (interconexión de las pozas). Este último contaba con un interruptor flotante que desconectaba automáticamente la bomba de alimentación cuando la poza estaba llegando a su límite. La **Figura 12** muestra esquemáticamente las componentes del sistema piloto.

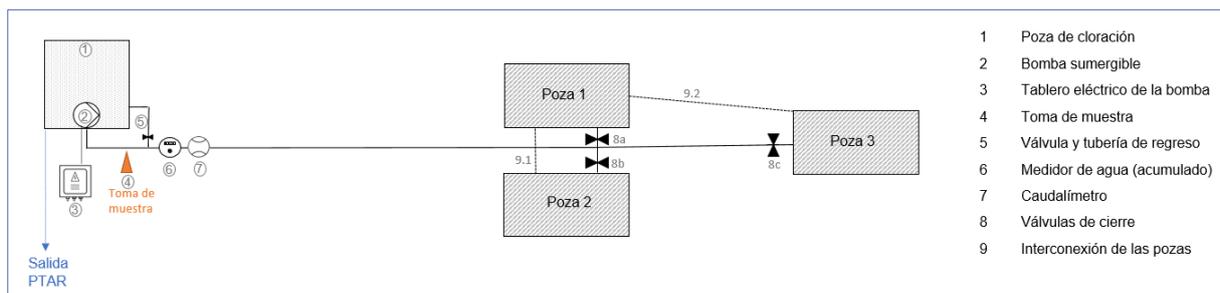


Figura 12: Esquema de la planta piloto MAR

4.4 Selección de la ubicación

Para la ubicación de la planta piloto MAR se consideraron varias plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) operadas por SEDAPAL en el valle del río Lurín. Se trataba de la PTAR Cieneguilla, PTAR José Gálvez, PTAR Manchay y PTAR San Bartolo. La **Figura 13** muestra la ubicación de estas plantas de tratamiento en el valle del río Lurín.

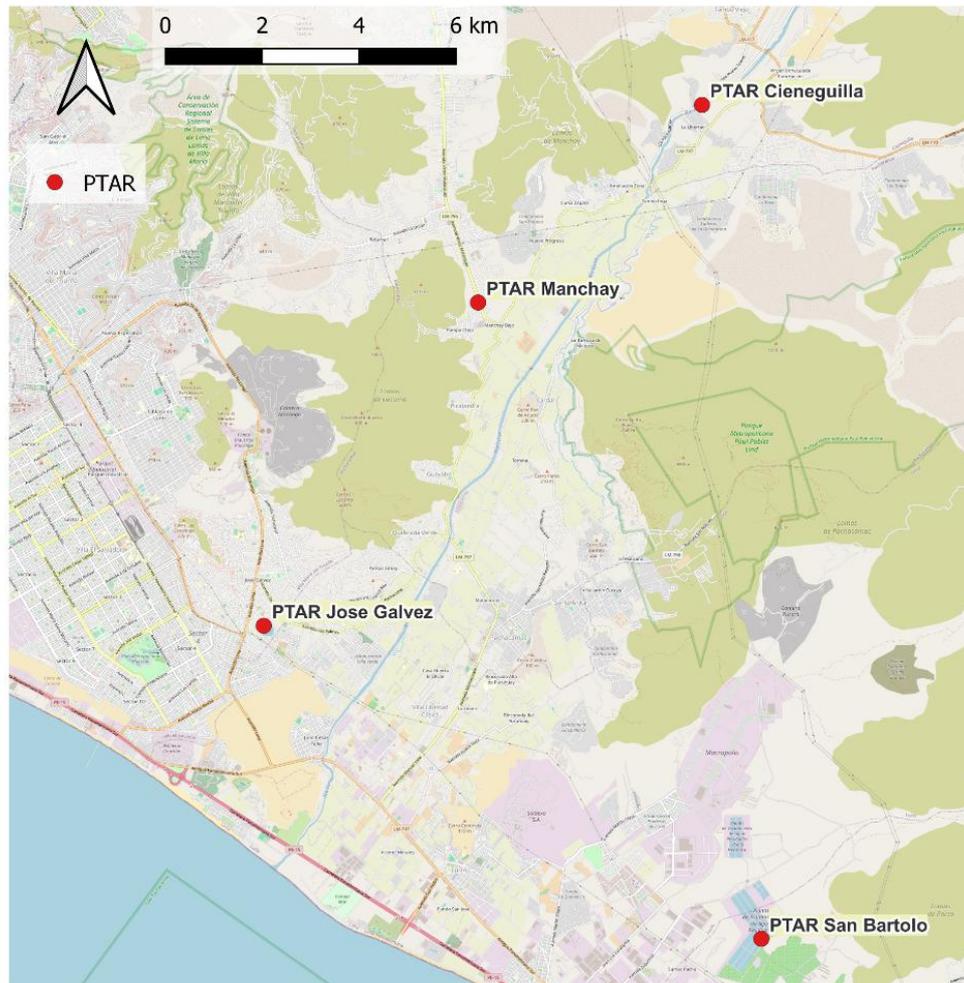


Figura 13: Posibles ubicaciones en terrenos de PTAR de SEDAPAL en el valle de Lurín

Para determinar una ubicación adecuada para la planta piloto se aplicaron los siguientes criterios:

- (1) Calidad adecuada del efluente de la PTAR
- (2) Terreno disponible y adecuado para la instalación de las pozas de infiltración (requisitos de espacio y protección contra robos y vandalismo)
- (3) Disponibilidad de un acuífero y de un suelo adecuado
- (4) Puntos de extracción de las aguas subterráneas/exfiltradas (espacio disponible o adecuado para la construcción)
- (5) Permisos para la instalación de la planta piloto (preferiblemente en terrenos de SEDAPAL)

La existencia de un acuífero y de un subsuelo adecuados se define, según la literatura (Dillon et al. 2022; Dillon et al. 2009; Sharma y Kennedy 2017) como sigue:

- Conductividad hidráulica que permite la recarga y propiedades hidráulicas uniformes
- Espesor y porosidad del acuífero que permitan el almacenamiento de agua
- Preferiblemente, zonas aeróbicas y anaeróbicas en el acuífero para maximizar la eliminación de patógenos y materia orgánica
- Subsuelo adecuado: nivel de permeabilidad del subsuelo suficiente para que el agua pueda filtrarse, pero al mismo tiempo suficientemente fino para el efecto de filtración. Por este motivo se deben evitar capas de arcilla u otras capas que restrinjan el flujo vertical en la zona vadosa.

Como opciones de ubicación se evaluaron las cuatro plantas de tratamiento de aguas residuales de Cieneguilla, José Gálvez, Manchay y San Bartolo en el valle del río Lurín. En las dos plantas de José Gálvez y San Bartolo, no se cumplía el criterio (3) de disponibilidad de un acuífero en el lugar, por lo que no se siguieron estudiando estas opciones. En los sitios de Manchay y Cieneguilla, se dispone de un acuífero adecuado.

Para la evaluación de la ubicación más conveniente previa al inicio de la fase piloto se visitaron las dos PTAR Cieneguilla y Manchay y se tomaron muestras del efluente de las PTAR. Los resultados seleccionados de los análisis realizados se muestran en la **Tabla 2** y la **Tabla 3**.

Tabla 2: Resultados de mediciones microbiológicas y mediciones en campo en 2 PTAR el 14.3.2022

		Manchay antes del filtro de arena	Manchay post Cl₂	Cieneguilla post Cl₂	Río Lurín (Manchay)
E. coli	por 100 mL	172,300	<2	69	13,130
Coliformes totales		1,050,000	<2	651	1,413,600
Enterococos		21,870	<2	20	2755
Temperatura	°C	29.5	30.1	26.2	21.0
pH	-	7.42	6.81	7.32	7.01
Oxígeno	mg/L	6	3.4	3.5	8.3
CE (25°C)	mS/m	172.5	165	78.3	142.6
Turbidez	NTU	3.9	1.8	3.6	810
Cap. buffer pH4.3	mmol/L	nd	4.2	3.00	nd

nd=no determinado

Tabla 3: Agua tratada de la PTAR Manchay y Cieneguilla (muestras de laboratorio TZW del 14.3.2022)

		Manchay	Cieneguilla
Color, 436 nm	1/m	0.4	0.2
Amonio	mg/L	nd	nd
Calcio	mg/L	87.8	77.7
Hierro	mg/L	0.02	0.02
Manganeso	mg/L	0.036	0.025
Cloruro	mg/L	211	86.3
Nitratos	mg/L	34.3	1.5
Sulfatos	mg/L	221	102
Fósforo	mg/L	2.5	0.34

		Manchay	Cieneguilla
COT	mg/L	13	4.2
CAE, 254 nm	1/m	25	6.6
DQO	mg/L	37	13
Benzotriazol	µg/L	0.11	< LD
Bisfenol A	µg/L	< LD	nd
Acesulfamo	µg/L	0.31	0.46
Diclofenaco	µg/L	< LD	< LD
Sulfametoxazol	µg/L	0.055	0.45
17-beta-Estradiol	µg/L	< LD	nd
Perfluorooctanoat	µg/L	0.006	nd
Perfluorooctansulfonat	µg/L	< LD	nd
Cromo	mg/L	0.0006	0.0006
Vanadio	mg/L	0.0042	0.0025

A través del proceso de cloración llevado a cabo en ambas PTAR se logró una reducción significativa de los indicadores fecales. Como esperado, se registraron diversas sustancias trazas antropogénicas, como p. ej. productos químicos industriales, productos farmacéuticos y edulcorantes. No se detectaron mayores cantidades de metales pesados. La calidad del agua en el efluente de la PTAR Manchay y Cieneguilla se considera apta para la infiltración, tanto respecto a los parámetros microbiológicos (p. ej., E.coli y bacterias coliformes), como a los fisicoquímicos (p. ej. turbidez, CAE, DQO) y sustancias trazas (p. ej. Acesulfamo).

Sobre la base en los criterios evaluados, las conversaciones con los empleados de los departamentos responsables de SEDAPAL y el espacio disponible para la instalación de las pozas de infiltración, se eligió la PTAR Cieneguilla como ubicación preferente.

La PTAR Cieneguilla está diseñada para un caudal de 118 L/s. En la actualidad, el caudal medio de aguas residuales brutas es de aprox. 60 L/s. Las aguas residuales brutas son depuradas previamente por rejas y los elementos sólidos (minerales) son separados a través de un desarenador. A continuación, las aguas residuales pasan a la fase de tratamiento biológico, consistente de dos tanques rectangulares paralelos de lodos activos con aireación superficial. Tras el tratamiento biológico, los lodos activados se separan en un clarificador secundario redondo y se devuelven a la etapa de tratamiento biológico. El sobrenadante se desinfecta con cloro gaseoso y posteriormente se vierte al río Lurín.

Para una evaluación más detallada de la calidad del efluente de la PTAR con respecto a su utilización para MAR, la **Tabla 4** incluye los valores medios de todas las mediciones del proyecto NEWA-LIMA, comparando los distintos requisitos: por un lado, los valores deseados basado en experiencia científica para las plantas MAR y, por otro lado, los requisitos de calidad peruanos seleccionados, aplicable a agua que pueden ser potabilizadas con tratamiento convencional (Decreto Supremo N°004-2017, Categoría 1, Subcategoría A2) o para el agua de riego de vegetales (Decreto Supremo N°004-2017, Categoría 3, Subcategoría D1). Los parámetros mostrados fueron seleccionados según su relevancia para la operación estable de una instalación MAR.

Tabla 4: Calidad del efluente PTAR Cieneguilla y requisitos de calidad para el proceso MAR

Parámetro	Unidad	Promedio PTAR Cieneguilla	Valor científico de experiencia MAR	ECA D1 (riego de vegetales)	ECA A2 (agua potable, convencional)
CE	μS/cm	1,247	< 2,500	< 2,500	< 1,600
pH	-	7.3	6.5 – 8.5	6.5 – 8.5	5.5 - 9
DQO	mg/L	14	< 40	< 40	< 20
P-tot	mg/L	2.3	1	-	0.15
nitratos	mg/L	36	< 50	< 100	< 50
Turbidez	NTU	5	< 10	-	< 100
Oxígeno	mg/L	4	> 2	≥ 4	≥ 5

Según estos resultados, el efluente de la PTAR cumple los requisitos mínimos basados en los valores de experiencia para el uso de MAR, así como en las recomendaciones ECA para agua de riego (vegetales, D1). Con excepción de los parámetros fósforo y oxígeno, también se cumplen las recomendaciones correspondientes a los ECA A2. Estos dos parámetros son de importancia secundaria para el funcionamiento de un sistema MAR y pueden ajustarse con medidas de tratamiento relativamente sencillas en caso sea necesario.

4.5 Permisos y autorizaciones

Antes de la construcción de la planta piloto MAR, SEDAPAL obtuvo la autorización de la Autoridad Nacional del Agua (ANA) e informó de la prueba piloto al ministerio correspondiente (Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento - MVCS). Dado que en el caso de la planta piloto se trataba de una instalación temporal, el proceso de autorización se completó con relativa rapidez.

4.6 Estudios preliminares

Antes de la construcción de la planta piloto, se llevaron a cabo diversos estudios preliminares para evaluar la ubicación desde el punto de vista hidrogeológico y definir los detalles constructivos de las instalaciones de infiltración y de exfiltración. En este contexto se revisaron las características hidráulicas como el perfil de suelo y permeabilidades, así como la calidad del agua del acuífero y la dirección del flujo de las aguas subterráneas.

Primero se realizó la infiltración en pequeña escala, demostrándose que en la ubicación elegida para la planta piloto (PTAR Cieneguilla) se filtraban volúmenes mayores de agua por unidad de tiempo. Con este resultado se podía deducir un material de suelo de grano muy grueso con alta permeabilidad, es decir, muy buenas condiciones marco para el proyecto MAR.

4.6.1 Investigaciones geoelectricas preliminares

Las investigaciones geoelectricas preliminares fueron realizadas en octubre de 2022 por una empresa local de ingeniería. Se trataba del final de la época de estiaje, por lo que el nivel freático en ese momento puede ser considerado un valor mínimo anual. Los estudios sirvieron para determinar la idoneidad del suelo y la posible ubicación de los piezómetros. La **Figura 14** muestra los lugares en los que se realizaron las investigaciones geoelectricas preliminares.

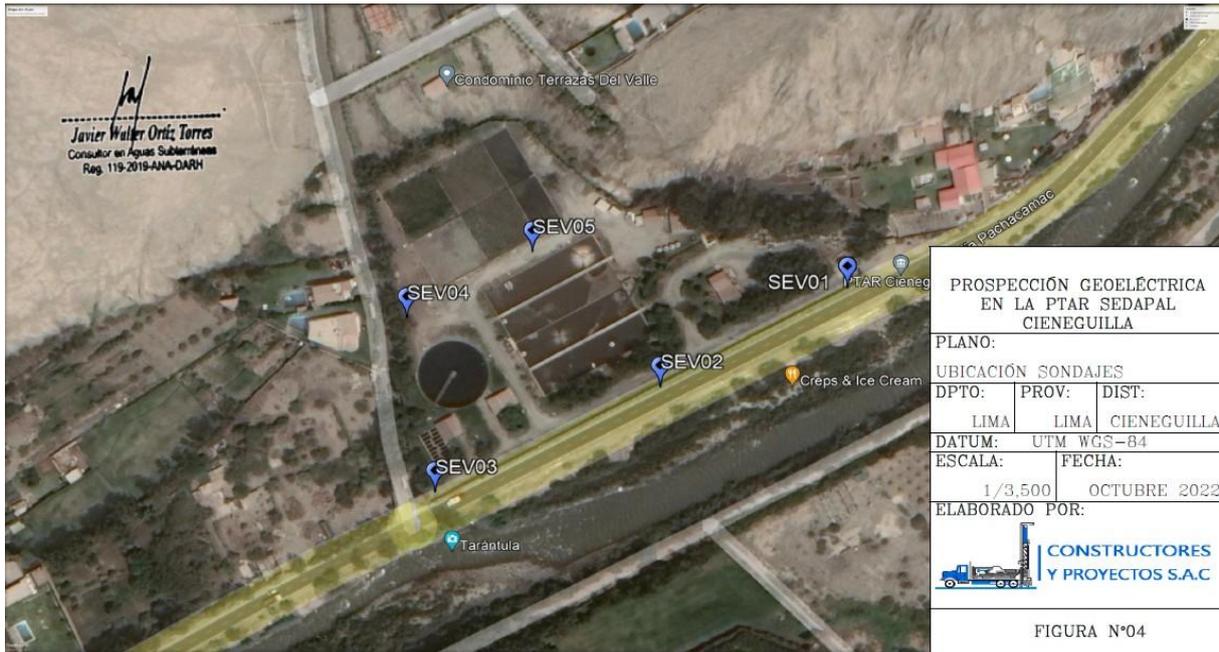


Figura 14: Ubicación de las investigaciones geoelectricas realizadas

Como resultado se define un perfil de suelo correspondiente a cada una de las secciones analizadas. El resultado de la sección pertinente para la instalación de los piezómetros se muestra en la **Figura 15**.

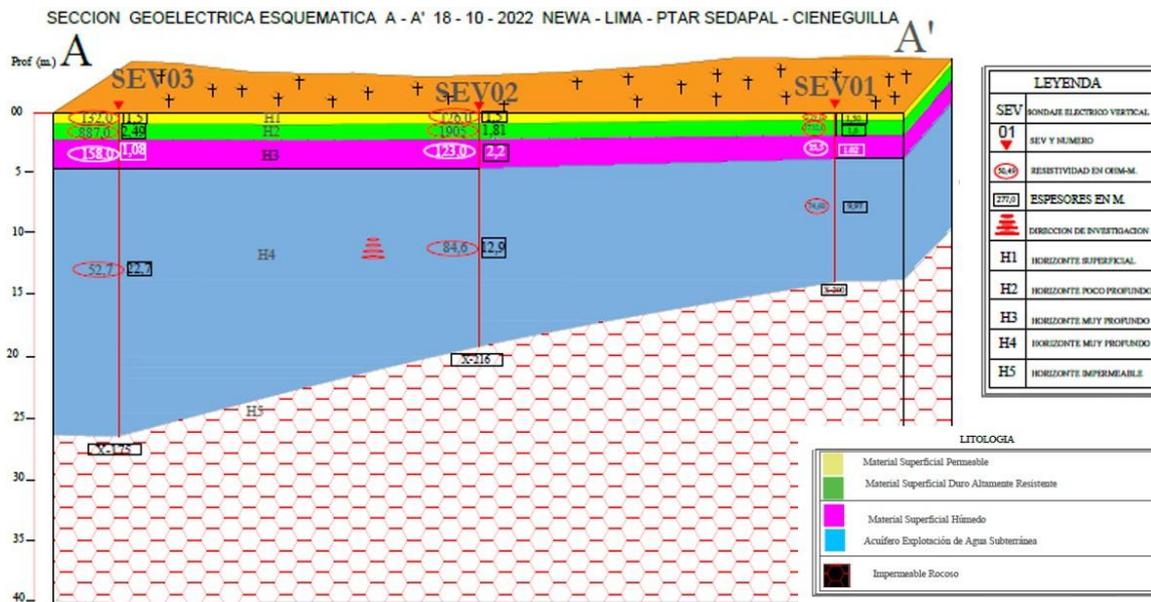


Figura 15: Resultado del estudio geoelectrico preliminar para la sección SEV01-03

En el tramo comprendido entre SEV01 y SEV03, el nivel de las aguas subterráneas se sitúa entre 1.5 y 5 m por debajo de la superficie de suelo, el sustrato rocoso a una profundidad de 13 a 26 m. De esta manera, el acuífero en el tramo considerado presenta un espesor de entre 8 y 19 metros.

Por lo tanto, las investigaciones geoelectricas preliminares tambien indicaron la presencia de capas de suelo adecuadas para la realizacion exitosa de MAR. El area entre SEV 02 y SEV 03 deberia ser el adecuado como puntos de perforacion para los piezometros, esperandose profundidades de perforacion de al menos 10 metros.

4.6.2 Testigos de perforacion (perfil del suelo)

En mayo de 2023 se realizaron tres perforaciones de prueba hasta una profundidad de 10-11 m mediante perforacion diamantina que posteriormente se ampliarian a piezometros. La ubicacion de las respectivas perforaciones se muestra en la **Figura 16**.



Figura 16: Ubicacion de las perforaciones (piezometros P01 bis P03)

Con los testigos de perforacion adquiridos fue posible identificar y especificar las distintas capas de suelo. La **Tabla 5** muestra los resultados basandose en los resultados de la perforacion P02. La **Figura 17** muestra imagenes de los testigos de perforacion

Tabla 5: Capas de suelo segun los testigos de perforacion en P02.

Profundidad debajo superficie (m)	Tipo de suelo	Descripcion
0 - 5	Aluvial	gravas en matriz arenosa, medianamente denso, humedo, color gris, estructura homogénea
5.0 - 5.8	Bloques aislados	
5.8 - 7	Limo arenoso	limo arenoso con contenido de arcilla, inorgánico, consistencia medianamente plástica, humedo, color marrón claro
7 - 8.6	Limo arcilloso	Limo arcilloso con contenido de arena, consistencia medianamente plástica, humedo, color marrón claro

Profundidad debajo superficie (m)	Tipo de suelo	Descripción
8.6 - 9.75	Limo arenoso	Limo arenoso con contenido de arcilla, consistencia medianamente plástica, húmedo, color marrón claro
9.75 - 11	Grava	Grava en matriz arenosa, medianamente denso, húmedo, color gris, subredondeada



Figura 17: Testigos de perforación diamantina en el punto P02

El perfil del punto P03 es muy similar, con el perfil del punto P01 se presentan ligeras diferencias. El nivel freático en P02 se ubicaba en el momento de la perforación a los 3,3 metros por debajo de la superficie de suelo. En general, los testigos de perforación confirmaron que la ubicación y el subsuelo son adecuados para la planta piloto MAR.

De acuerdo con los resultados de las investigaciones preliminares descritas en las secciones anteriores, ha sido posible concluir que en la ubicación de la PTAR Cieneguilla se encuentran las condiciones del subsuelo adecuadas para el proyecto MAR. Asimismo, los resultados de las tres perforaciones de prueba mostraron ser adecuadas para su posterior conversión en piezómetros. Así, respecto al punto P01, las aguas subterráneas que fluyen hacia la zona de estudio deberían poder registrarse, permitiendo que en los piezómetros en las ubicaciones de los sondeos de prueba P02 y P03 se realice la exfiltración del agua tratada infiltrada.

4.7 Construcción y puesta en marcha

Como órganos de infiltración se excavaron tres pozas de tierra de 3x5x1m (LxAxP) cada una. Esto proporcionó un área total de infiltración de 45 m². Una de las pozas se relleno con grava y una segunda poza con arena (altura de la capa aprox. 0,3 m), la tercera poza no se relleno. En la **Figura 18** se muestra una de las pozas (antes de la puesta en marcha).



Figura 18: Poza de infiltración excavada, PTAR Cieneguilla (17.02.2023)

Las tuberías de alimentación de las aguas claras de la PTAR a las tres pozas se instalaron de acuerdo con el diseño planificado (véase sección 4.3). La **Figura 19** muestra los trabajos de instalación de tuberías desde el punto de extracción (sistema de cloración de la PTAR) hacia las pozas de infiltración.



Figura 19: Tendido de tuberías hacia las pozas de infiltración (17.02.2023)

Con el objetivo de registrar los niveles freáticos y la toma de muestras para la determinación de la composición de las aguas subterráneas, así como del efecto de depuración durante el paso del suelo, se ampliaron las perforaciones de prueba en la zona de afluencia (P01) y se construyeron piezómetros en las dos perforaciones de prueba situadas cerca de las pozas de infiltración (P02 y P03, véase la sección 4.6.2). Adicionalmente, fue posible aprovechar como punto de medición un pozo ya existente en el terreno de la PTAR. La posición de los cuatro piezómetros se visualiza en la **Figura 20**.



Figura 20: Ubicación de los piezómetros y de las pozas de infiltración, PTAR Cieneguilla

La instalación de los nuevos piezómetros (P01, P02 y P03) se realizó hasta una profundidad de aprox. 10 m. Se usó una tubería de dos pulgadas ranurada longitudinalmente en los aprox. 7 m inferiores y envuelta con un geotextil. Para la estabilización de las paredes de la perforación, se colocó grava en la zona inferior permeable al agua y bentonita en la zona superior de la tubería. En esencia, la construcción de los tres piezómetros fue idéntica.

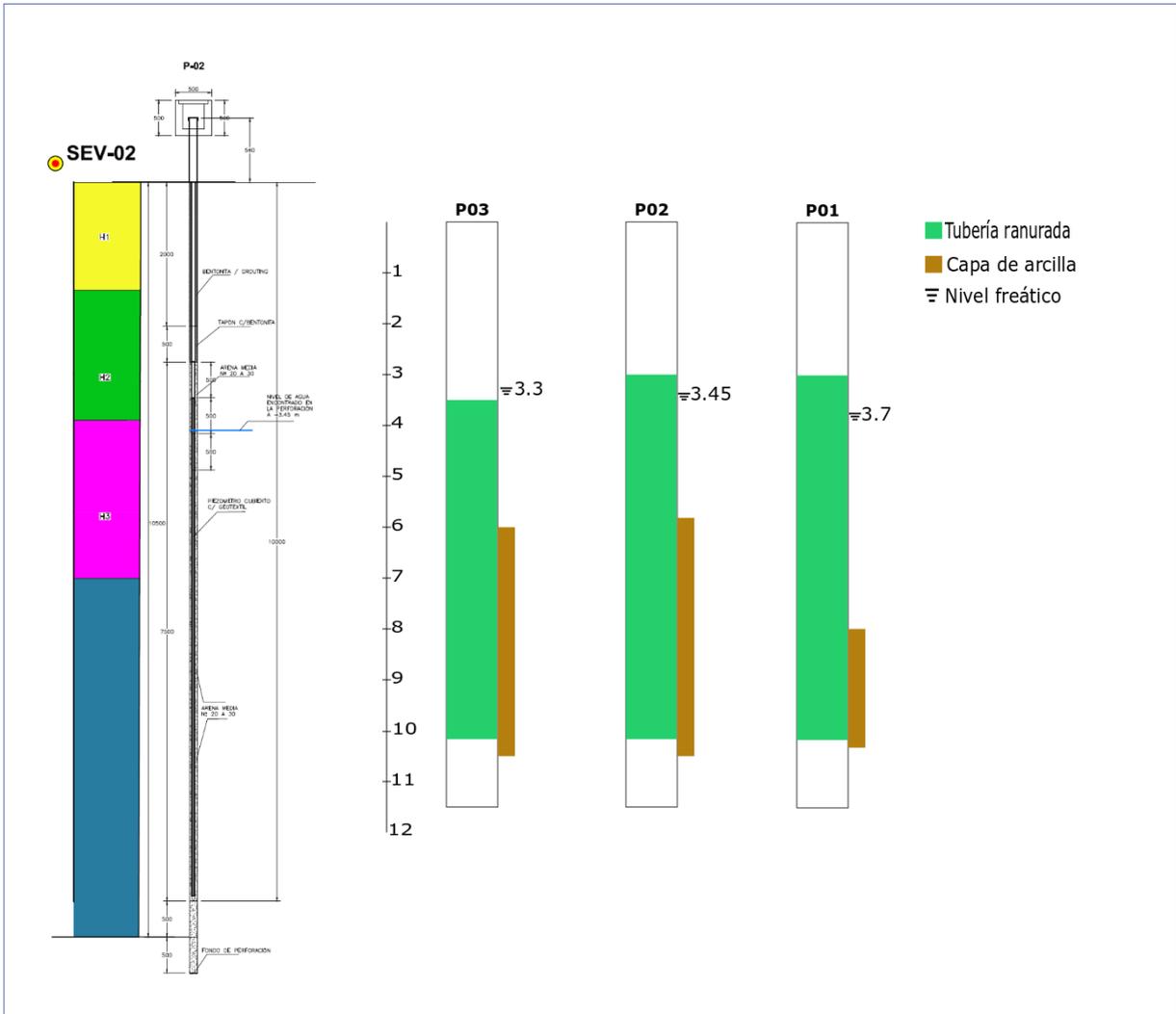


Figura 21: Diseño de los piezómetros (izquierda), así como esquema con nivel freático, tubería ranurada y capa de arcilla en el subsuelo (derecha)

La planta piloto inició operaciones el 25 de mayo de 2023. Una vez puesta en operación, se demostró que la capacidad del subsuelo en la zona de la poza 2 (IP 2) era superior al volumen de entrada limitado por la capacidad de la bomba de 12.5 m³/h. Por lo tanto, no era posible llegar a un tirante en esa poza. En consecuencia, durante los 17 meses siguientes con infiltración, sólo las pozas IP 1 e IP 3 fueron usadas para la infiltración.

Figura 22 muestra las dos pozas el día de su puesta en marcha.



Figura 22: Pozas de infiltración IP1 y 3 en plena operación (25/26.05.2023)

4.8 Operación y metodología

Durante el periodo de operación de aprox. 1 ½ años, salvo algunas interrupciones operativas, por las pozas IP 1 e IP 3 se infiltró agua tratada clorada procedente de la PTAR Cieneguilla. La infiltración se realizó al principio durante un lapso de tiempo de ocho horas, todos los días laborables y posteriormente de manera permanentemente. Se tomaron muestras del efluente de la PTAR (agua infiltrada) y del agua subterránea en las proximidades de las pozas de infiltración en intervalos regulares.

El programa de trabajo preveía originalmente una operación por intervalos de las pozas. Esto incluía series de mediciones de intervalos de secado, así como de diferentes tipos de tratamiento de la capa superficial en las pozas. El objetivo era determinar las medidas adecuadas para controlar la colmatación en la capa superior del suelo que garantizarán una operación estable con alta capacidad de infiltración. Sin embargo, el caudal de afluente necesario para mantener constante el tirante en las pozas IP 1 e IP 3 se mantuvo en gran medida estable, es decir, no se dio una colmatación de las zonas de infiltración. Una operación intermitente no fue, por tanto, necesaria.

Inicialmente, el caudal de afluente a las pozas IP 1 e IP 3 era de alrededor de 1 m³/h y 1.5 m³/h respectivamente, por lo que al principio sólo se infiltraba durante un periodo de unas 8 horas cada día laboral, acompañado de un monitoreo intensivo. Durante la fase de puesta en marcha, se fue modificando hacia una tasa de infiltración continua de aproximadamente

1 (IP 1) y 2.5 (IP 3) m³/h correspondiente a una carga superficial de 0.07 y 0.17 m/h. Esto correspondía aproximadamente al 1.5 % del efluente de la PTAR Cieneguilla al río Lurín.

Durante unas campañas de muestreo realizadas por el TZW, el caudal de infiltración se incrementó en el transcurso de uno o más días hasta alcanzar la capacidad máxima de bombeo de 12,5 m³/h, incluyendo para la infiltración la poza IP 2 (permeabilidad muy alta, sin tirante en la poza). El aumento significativo de la tasa de infiltración sirvió para asegurar que durante el muestreo tomado del piezómetro P02 se captara flujo de agua infiltrada anteriormente en las pozas.

Para evaluar la composición del agua, se midieron los parámetros básicos físico-químicos y microbiológicos y se realizaron análisis específicos. Por ejemplo, se analizaron virus, formas permanentes de parásitos intestinales, indicadores bacterianos y patógenos, así como numerosas sustancias trazas antropogénicas (p. ej., productos farmacéuticos, edulcorantes, sustancias alcalinas perfluoradas y polifluoradas (PFAS), así como alteradores endocrinos). Adicionalmente, se utilizó un método novedoso, el “análisis relacionado con el impacto” (WBA, véase capítulo 5.7).

Los primeros análisis del efluente de la PTAR revelaron cantidades significativas (140 µg/L) de la sustancia traza antropogénica sucralosa. Se trata de un edulcorante artificial que sólo se degrada muy lentamente en el medio ambiente. Por tanto, es adecuado como trazador de aguas residuales, adicionalmente a los trazadores convencionales como el cloruro y la conductividad eléctrica. Esto significa que a través de la concentración de sucralosa determinada en las aguas subterráneas o fluviales era posible definir con facilidad la proporción de efluente de PTAR en el agua respectiva.

Los distintos puntos de muestreo se describen en la **Tabla 6**. En la **Figura 20** se visualiza la ubicación de los puntos de medición centrales agua arriba (P01 y P04), así como cercano y aguas abajo (P02 y P03) de las pozas de infiltración. Adicional a los análisis de las aguas residuales utilizadas para la infiltración y los análisis de las aguas subterráneas en las proximidades de las pozas de infiltración de la planta piloto MAR (piezómetros P01-P04), se realizaron análisis de las aguas subterráneas de dos pozos privados situados aguas abajo de las pozas de infiltración y aguas del cercano río Lurín.

Los dos pozos privados analizados (“PW n. PTAR” y “PW n. 374”) son representativos para numerosos pozos en todo el valle del río Lurín que se utilizan para el autoabastecimiento de agua potable o para el riego. Al igual que los piezómetros P01-P04, se extienden a profundidades de 10-15 m por debajo del nivel del suelo y, por lo tanto, captan el agua subterránea cerca de la superficie. La recarga de aguas subterráneas en el valle del río Lurín se produce por infiltración desde el lecho del río y el agua del río en la época de estiaje consiste principalmente de efluentes de las PTAR. Por eso, los análisis sirvieron en particular para registrar el efecto depurador de un paso más largo del agua por el suelo. El pozo privado “PW n. PTAR” se encuentra a una distancia de aprox. 70 metros y el pozo privado “PW n. 374” a aprox. 120 metros del río Lurín.

Se tomaron muestras de agua del río tanto aguas arriba como aguas abajo del punto de vertimiento de la PTAR Cieneguilla. Con ello se buscó por un lado cuantificar la influencia del vertimiento de la PTAR, y, por otro lado, identificar la composición del agua que genera la recarga natural de las aguas subterráneas.

Tabla 6: Punto de muestreo

Denominación	Descripción	Muestreo
P01	Piezómetro, aprox. 100 m aguas arriba de las pozas de infiltración	Mediante una manguera de extracción y una bomba externa incorporadas en cada caso
P02	Piezómetro más cercano a las pozas de infiltración, a aprox. 10 m de distancia	
P03	Piezómetro, aguas abajo de las pozas de infiltración, aprox. 30 m	
Efluente PTAR Cieneguilla	Después de la cloración; corresponde al afluente de las tres pozas de infiltración.	A través de una bomba sumergible fija y una tubería de polietileno con grifo para toma de muestras
Río Lurín, aguas arriba	Río Lurín, 100 m aguas arriba del punto de vertimiento de la PTAR Cieneguilla	Muestra tomada directamente en el río
Río Lurín, aguas abajo	Río Lurín, 200 m aguas abajo del punto de vertimiento de la PTAR Cieneguilla	Muestra tomada directamente en el río
PW n. PTAR	Pozo privado en el terreno colindante al oeste de la planta de tratamiento (a unos 60 m de las pozas de infiltración)	A través de bomba y manguera existentes
PW Nr. 374	Pozo privado, 400 m aguas abajo de los estanques de infiltración y al otro lado del río	Grifo (bomba interna sumergible fija propia y tubería de polietileno)

4.9 Análisis y monitoreo

El objetivo del monitoreo era registrar en detalle el nivel freático y la composición de las aguas subterráneas y sus cambios como resultado de la medida de infiltración. Esto sirvió de base para una evaluación del rendimiento de depuración del paso por el suelo. El monitoreo se divide en tres partes:

1) Monitoreo básico

El monitoreo básico comprendió la documentación sobre el tirante de agua en las dos pozas de infiltración y, en caso necesario, el reajuste del volumen de entrada dos o tres veces al día, durante días laborables. En las primeras semanas, también se midió el nivel freático en los cuatro piezómetros cada día laborable utilizando un medidor de nivel freático. Estas mediciones se realizaron en intervalos semanales a medida que avanzaba el proyecto. También se midieron en campo semanalmente en el agua de los piezómetros y en la afluencia a las pozas los parámetros pH, conductividad eléctrica, concentración de oxígeno y turbidez. Asimismo, un laboratorio peruano tomó muestras para determinar parámetros fisicoquímicos y microbiológicos básicos (p. ej., dureza, amonio, nitrato e indicadores fecales), al principio semanalmente y después en intervalos de 2 - 4 semanas.

2) Monitoreo ampliado

Los empleados de TZW realizaron un monitoreo ampliado cada cuatro a seis meses, en parte con una mayor tasa de infiltración de 12.5 m³/h y una mayor y más prolongada extracción del piezómetro P02 (haciendo uso de una bomba más potente). El análisis de las muestras se realizó en el laboratorio del TZW en Alemania e incluyó, además de un análisis físico-químico completo, metales pesados y los parámetros especiales anteriormente mencionados, como la

sucralosa, así como los contaminantes emergentes (contaminants of emerging concern), virus, parásitos intestinales, disruptores endocrinos y sustancias alcalinas perfluoradas y polifluoradas (PFAS).

Durante el transporte de las muestras se aplicaron las medidas de estabilización necesarias. Por ejemplo, la definición de los parámetros amonio, nitrito y nitrato se determinaron a partir de muestras acidificadas en campo hasta un pH de aproximadamente 3.0 y se determinaron los niveles de metales pesados y elementos traza tóxicos a partir de muestras estabilizadas con ácido nítrico. Esto se utilizó para evitar una oxidación biológica de amonio o la adsorción de los metales pesados en el recipiente durante el transporte de varios días y el almacenamiento de las muestras.

A la hora de interpretar todos los resultados microbiológicos, debe considerarse que los análisis de bacterias y virus se realizaron en parte con métodos de cultivo en el laboratorio del TZW en Alemania. Dado que era inevitable un intervalo de tiempo de 3 a 6 días entre la toma de muestra y el análisis y sólo se detectan bacterias/virus vivos mediante métodos de cultivo, los resultados representan valores mínimos. No obstante, según la experiencia de TZW, cabe asumir que no se produce una reducción relevante de organismos debido al transporte de las muestras. Los quistes y ooquistes de los parásitos intestinales (*Giardia* y *Cryptosporidium*) se determinaron microscópicamente y son insensibles al transporte de la muestra, al igual que los parámetros víricos determinados mediante análisis qPCR.

3) Monitoreo holístico (según necesidad)

Cómo nuevo método holístico se aplicó el “análisis relacionado con el impacto” (WBA, véase capítulo 5.7). Se trata de una combinación de fraccionamiento, bioensayo (método de prueba biológica) y análisis químico. Esto permite evaluar de forma integral los efectos de sustancias trazas y sus cambios durante los procesos de tratamiento. A diferencia del análisis de sustancias individuales, esta metodología permite una evaluación integral de los efectos causados por la muestra de agua.



5. Resultados



5 Resultados

En las siguientes secciones se presentarán primero los resultados de los análisis del agua tratada de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) de Cieneguilla (efluente de la planta después de cloro) utilizada para la infiltración en la planta piloto de la gestión de la recarga del acuífero (MAR). Paso seguido, se sustentarán los resultados obtenidos durante los seis meses de las dos primeras fases del proyecto piloto, en las que, entre otras cosas, se demostró el correcto funcionamiento de cada uno de los componentes y se determinaron las condiciones de operación adecuadas. La última sección 5.4 contiene los resultados de las investigaciones realizadas durante los aproximadamente 10 meses de operación continua de la planta piloto MAR, en particular sobre el efecto depurativo del paso por suelo.

5.1 Composición del infiltrado (efluente de la PTAR)

La composición del efluente de la PTAR fue analizada regularmente a lo largo de todo el proyecto por un laboratorio local, considerando una serie de parámetros seleccionados, y en repetidas ocasiones de manera exhaustiva en el laboratorio del TZW. En la **Tabla 7** se presentan los resultados químicos y en la **Tabla 8** los resultados microbiológicos del TZW.

5.1.1 Parámetros químicos-físicos y sustancias trazas antropogénicas

Los resultados químico-físicos en campo enumerados en la parte superior de la **Tabla 7** son parámetros que cambiarían significativamente como consecuencia del transporte de las muestras, razón por la cual es necesario realizar mediciones en campo. El análisis de los demás parámetros se llevó a cabo en el laboratorio del TZW en Alemania, por lo cual se aplicaron las correspondientes medidas de estabilización en campo para el transporte de las muestras (por ejemplo, amonio, nitrito y nitrato de muestras acidificadas a pH 3 en campo). Además de los datos químico-físicos de la mitad superior de la tabla, en la parte inferior figuran los resultados de análisis exhaustivos de numerosas sustancias trazas antropogénicas. Los datos mostrados representan una selección, ya que no figuran varios productos farmacéuticos y PFAS (sustancias polifluoroalcalinas), cuyas concentraciones estaban por debajo del límite de detección en todas las mediciones.

Tabla 7: Resultados de análisis químico-físicos del infiltrado (efluente clorado de la PTAR Cieneguilla)

Parámetro	LD	Unidad	26.05. 2023	15.08. 2023	14.11. 2023	09.06. 2024	19.10. 2024
Temperatura	0.5	°C	23.8	24.2	27.5	23.9	25.3
Oxígeno en campo	0.5	mg/L	4.8	5.5	5.2	5.58	4.5
pH, en campo	0.05	-	7.07	7.1	7.16	7.12	6.95
Turbidez, en campo	0.05	NTU	3.6	3.5	2.9	7.0	5.1
CE (25°C)	10	µS/cm	1190	1270	1240	1230	1210
Cap. buffer pH 4.3	0.01	mmol/L	3.79	2.96	2.7	2.31	2.32
Calcio	0.5	mg/L	117	122	119	123	135
Magnesio	0.5	mg/L	16.6	19.6	18.7	19.1	21.2
Hierro	0.01	mg/L	0.02	0.02	0.01	0.05	0.01
Manganeso	0.005	mg/L	0.033	0.009	< LD	< LD	0.009
Sodio	0.3	mg/L	85.5	100	98.7	94.6	110

Parámetro	LD	Unidad	26.05.2023	15.08.2023	14.11.2023	09.06.2024	19.10.2024
Potasio	0.3	mg/L	11.8	13.8	14.1	12.4	15.5
Cloruro	1	mg/L	144	165	167	153	210
Amonio (pH 3)	0.01	mg/L	< LD	0.05	0.16	0.04	0.03
Nitratos (pH 3)	0.5	mg/L	4.8	59.8	32.5	88.2	88.5
Nitritos (pH 3)	0.01	mg/L	< LD				
Sulfatos	1	mg/L	177	195	182	174	202
Fósforo	0.1	mg/L	1.9	2.9	1.5	2.4	2.8
Silicio	0.1	mg/L	13.9	16.2	15.6	14.6	15.8
COT	0.2	mg/L	3.9	6.5	4.5	5.3	5.4
DQO	5	mg/L	12	17	12	16	13
CAE 254nm	0.1	1/m	7.4	7.8	5	6	4.3
Arsénico	0.001	mg/L	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002
Plomo	0.001	mg/L	< LD				
Boro	0.02	mg/L	0.29	0.34	0.32	0.33	0.34
Cadmio	0.0001	mg/L	< LD				
Cromo	0.0005	mg/L	< LD	0.0006	0.001	0.001	0.002
Cobre	0.01	mg/L	0.01	< LD	< LD	0.02	0.01
Niquel	0.001	mg/L	< LD				
Mercurio	0.0001	mg/L	< LD				
Uranio	0.0001	mg/L	0.0008	0.0011	0.0013	0.0011	0.0008
Ácido atenólico	0.01	µg/L	0.062	0.084	0.024	< LD	< LD
Carbamazepina	0.01	µg/L	0.1	0.083	< LD	< LD	< LD
Diclofenaco	0.01	µg/L	0.21	< LD	< LD	< LD	< LD
Ibuprofeno	0.01	µg/L	0.092	< LD	< LD	< LD	< LD
Iopamidol	0.01	µg/L	< LD	1.4	< LD	0.61	< LD
Irbesartán	0.01	µg/L	0.5	0.29	0.018	< LD	< LD
Oxipurinol	0.025	µg/L	0.21	< LD	< LD	< LD	< LD
Sulfametoxazol	0.01	µg/L	0.86	< LD	< LD	< LD	< LD
Ácido valsartánico	0.01	µg/L	0.45	0.61	0.55	0.61	0.15
Sacarina	0.01	µg/L	0.55	0.26	0.088	< LD	< LD
Sucralosa	0.05	µg/L	140	50	57	36	9.6
Melamina	0.01	µg/L	1.1	0.86	0.31	1.0	0.057
Benzotriazol	0.01	µg/L	0.054	nd	< LD	0.031	< LD
4-Metylbenzotriazol	0.01	µg/L	0.022	nd	< LD	< LD	< LD
1,4-Dioxan	0.025	µg/L	0.1	nd	0.082	0.062	< LD
EDTA	0.5	µg/L	22	nd	25	6.4	< LD
Bisfenol A	0.005	µg/L	< LD	nd	< LD	0.067	-
4-iso-Nonylfenol	0.025	µg/L	< LD	nd	< LD	< LD	-
Perfluorbutanoat	0.001	µg/L	0.007	nd	< LD	< LD	< LD
Perfluoroctanoat	0.001	µg/L	< LD	nd	< LD	< LD	< LD
Perfluornonanoat	0.001	µg/L	< LD	nd	< LD	< LD	< LD
Perfluorpentanoat	0.001	µg/L	< LD	nd	< LD	0.0069	0.0074
Perfluorhexansulfonat	0.001	µg/L	< LD	nd	< LD	< LD	< LD
Perfluoroctansulfonat	0.001	µg/L	0.0098	nd	< LD	< LD	< LD

Según esto, el efluente de la PTAR lleva una buena capacidad buffer durante todo el proyecto (véase la capacidad ácida hasta pH 4,3 = concentración de carbonato de hidrógeno). Además, contenía suficiente oxígeno y presentaba una mineralización media, así como valores ligeramente elevados de turbidez y de los parámetros orgánicos COT/CAE/DQO. Los principales componentes disueltos son Ca^{2+} y Mg^{2+} (dureza aprox. 20 °dH), así como los iones de sodio, cloruro y sulfato. Llama la atención el contenido relativamente bajo de amonio (evolución temporal con valores parcialmente elevados, véase la **Figura 31**), los valores de nitrato muy fluctuantes y las cantidades significativas de compuestos que contienen fósforo.

No se presentan metales pesados ni elementos traza tóxicos en cantidades relevantes. Como esperado, el agua tratada de la PTAR contiene numerosos sustancias trazas antropogénicas, aunque, en su mayoría, se presentan en concentraciones relativamente bajas. Las excepciones son los dos aditivos alimentarios EDTA (agente quelante) y sucralosa (edulcorante artificial), que se encontraban, en algunos casos, en concentraciones comparativamente altas. En la sección 5.2.5 se evalúa con más detalle la evolución temporal de las tres sustancias trazas antropogénicas sucralosa, melamina y sulfametoxazol en el efluente de la PTAR, así como en muestras de agua subterránea extraídas de los piezómetros. Además, el capítulo 5.7 también explica los resultados de un nuevo método de análisis (WBA) con el que se cuantificaron diversos efectos tóxicos que podrían proceder del efluente de la PTAR o que se minimizan al pasar por el suelo.

Como mencionado, además de los análisis en el TZW, ejecutados durante todo el tiempo de duración del proyecto, se realizaron muestreos y análisis por parte de un laboratorio peruano (al principio cada 1-2 semanas, posteriormente cada 3-4 semanas) de parámetros básicos físico-químicos. La **Figura 23** muestra una evaluación gráfica de los resultados de la conductividad eléctrica a 25 °C (CE), la concentración de oxígeno, el carbono orgánico total (COT) y la turbidez (medida del contenido de sólidos).

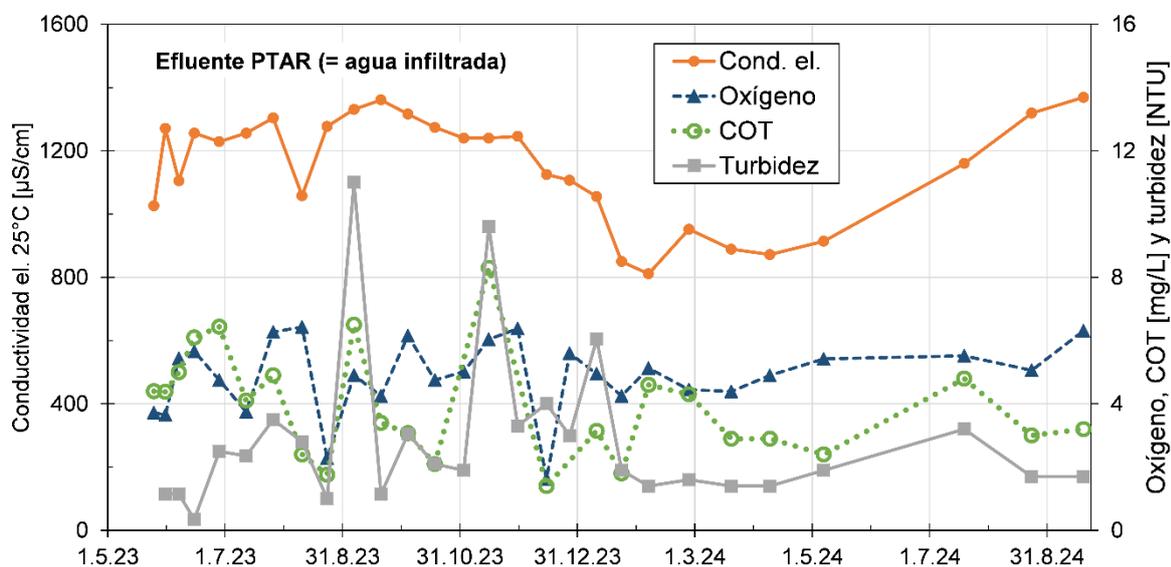


Figura 23: CE, concentración de oxígeno, COT y turbidez en el afluente de las pozas de infiltración (efluente de la PTAR)

En el caso de la CE, se observa una disminución de aprox. 1300 µS/cm a 800 µS/cm en el período de diciembre de 2023 a febrero de 2024. Posteriormente, los valores volvieron a aumentar de forma continua hasta los 1300 µS/cm al concluir el proyecto en octubre de 2024. Esto se debió a un aumento del nivel freático por infiltración de agua de río en la época de

avenida (de diciembre a abril), es decir, en el período que el río Lurín lleva mayores volúmenes de agua. En el caso de la PTAR de Cieneguilla, se reportó que cuando el nivel freático es más alto (véase la **Figura 41**) se produce una entrada de agua subterránea relativamente poco mineralizada en el sistema de alcantarillado debido a fugas existentes de las tuberías.

En la **Figura 23** se puede ver, además, que el efluente de la PTAR presentaba unos niveles de oxígeno relativamente constantes de aprox. 5 mg/l y que los valores de DQO y la turbidez se encontraban solo ligeramente elevados (2-6 mg/l y 3-8 NTU, respectivamente). En cuanto a la infiltración, se observaron valores favorables en los tres parámetros.

La **Figura 24** muestra que las concentraciones de nitrato y amonio en el efluente de la PTAR, es decir, en la entrada de las pozas de infiltración, fluctuaron considerablemente durante el primer año de operación (de mayo de 2023 a mayo de 2024, nitrato: 1 - 100 mg/l, amonio: <0.5 - 15 mg/l). La evolución opuesta muestra que esto se debió a una nitrificación insuficiente en algunos momentos. A partir de mayo de 2024, se logró una oxidación completa del amonio en la planta de tratamiento, lo que dio lugar a concentraciones de nitrato de 60-90 mg/l en el agua de infiltración.

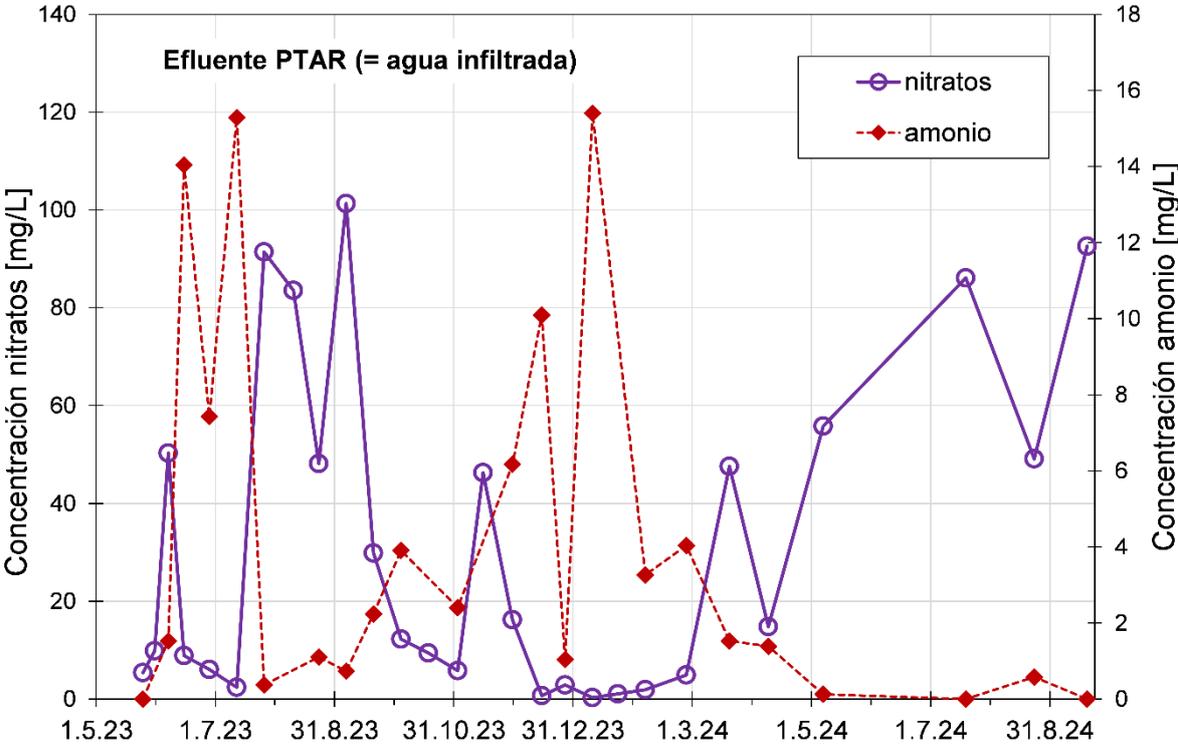


Figura 24: Concentración de nitratos y amonio en el afluente de las pozas de infiltración (efluente de la PTAR)

5.1.2 Parámetros microbiológicos (bacterias, virus y parásitos)

Con el objeto de ilustrar la composición microbiológica del agua tratada utilizada para la infiltración (“efluente PTAR post Cl₂” líneas sombreadas en azul), la **Tabla 8** recoge los resultados de análisis del TZW (temperatura, turbidez, color y olor) de todo el proyecto. Sirven de comparación los resultados adicionalmente indicados del efluente de la PTAR antes la cloración (“efluente PTAR pre Cl₂”) y del agua de río (aguas arriba y aguas abajo del punto de vertimiento de la PTAR).

Tabla 8: Resultados de análisis microbiológicos del efluente de la PTAR Cieneguilla antes y después de la cloración, así como del agua de río aguas arriba y aguas abajo del vertimiento de la PTAR

Punto de medición	Fecha de muestreo	en 100 mL					en 1 L	
		E. coli	Bacterias coliformes	Bacterias coliformes	Clostridium perfringens	Colifagos somáticos	Giardia-quistes	Cryptosporidien -Ooquistes
Río Lurín (aguas abajo)	14.03. 2022	13130	1413600	2760	nd	nd	nd	nd
Efluente PTAR (post Cl ₂)		69	650	20	nd	nd	nd	nd
Efluente PTAR (post Cl ₂)	25.05. 2023	0	0	0	0	0	nd	nd
Río Lurín (aguas abajo)	18.08. 2023	2190	104620	400	470	240	nd	nd
Efluente PTAR (pre Cl ₂)		980	4390	100	1340	1300	nd	nd
Efluente PTAR (post Cl ₂)		4	920	3	300	0	nd	nd
Río Lurín (aguas abajo)	14.11. 2023	0	3	0	20	0	nd	nd
Efluente PTAR (pre Cl ₂)		17330	61310	2400	5200	4400	750	9
Efluente PTAR (post Cl ₂)		0	313	0	0	0	750	9
Río Lurín (aguas arriba)	09.06. 2024	< 100	2920	24	3	1	< 0,1	< 0,1
Efluente PTAR (pre Cl ₂)		48840	155310	2160	1600	5700	2500	< 2
Efluente PTAR (post Cl ₂)		34	308	4	420	1	1800	< 2
Río Lurín (Aguas arriba)	23.10. 2024	55	4352	67	9	18	nd	nd
Efluente PTAR (pre Cl ₂)		2046	19900	1800	>800	2400	nd	nd
Efluente PTAR (post Cl ₂)		0	0	0	1	0	230	10

Como esperado, los resultados de la **Tabla 8** muestran valores **antes de la cloración** muy altos de organismos indicadores bacterianos y virales, así como de quistes u ooquistes de Giardias y Cryptosporidium, en el efluente de la PTAR. La cloración elimina eficazmente los organismos indicadores, pero no los quistes/ooquistes de los parásitos intestinales patógenos para el ser humano. Los valores en ocasiones ligeramente elevados de las bacterias indicadoras en el agua residual tratada con cloro que es utilizada para la infiltración indican un efecto desinfectante insatisfactorio en el momento del análisis. Sin embargo, en cuanto a

la descarga de la PTAR al río Lurín, esto tiene una importancia secundaria, ya que en la parte superior del río ya existe una contaminación fecal considerable.

5.1.3 Conclusiones de los estudios sobre la composición del efluente de la PTAR

El efluente de la PTAR Cieneguilla muestra en términos generales una buena composición y es adecuado para la recarga gestionada de acuíferos. Tiene una buena capacidad buffer, contiene suficiente oxígeno y no presenta niveles muy elevados de sales neutras como cloruro y sulfato. No se han detectado concentraciones problemáticas de sólidos, sustancias turbias ni sustancias orgánicas. Los datos de medición de COT y DQO mostraron una correlación muy buena entre estos dos parámetros orgánicos totales ($DQO/COT = \text{aprox. } 3.0$). Cabe destacar la presencia de cantidades significativas de compuestos que contienen fósforo, así como de cantidades temporalmente elevadas de amonio y nitrato.

Tampoco hay metales pesados ni elementos traza tóxicos en cantidades significativas, y los niveles de sustancias trazas antropogénicas son en su mayoría relativamente bajos, al igual que en ríos alemanes con mayor proporción de aguas residuales tratadas (por ejemplo, el río Ruhr y el río Neckar). Las excepciones son los dos aditivos alimentarios EDTA (agente quelate) y sucralosa (edulcorante artificial), que se encuentran en concentraciones significativas en el efluente de la PTAR. Debido a su baja biodegradabilidad en acuíferos aeróbicos, se presentan en este caso como “trazadores de aguas residuales” muy adecuados.

A diferencia de los organismos indicadores bacterianos y virales, los parásitos intestinales patógenos para el ser humano, presentes en cantidades relativamente elevadas en el efluente de la PTAR, no son eliminados por la cloración. Por lo tanto, estos organismos son especialmente relevantes en lo que respecta a su comportamiento durante el paso por el suelo.

5.2 Fase 1: puesta en marcha

Tras el inicio de la infiltración el 26.05.2023, se llevó a cabo en primer lugar una revisión exhaustiva del rendimiento de infiltración de las pozas y de la funcionalidad de los piezómetros recién construidos. A continuación, se inició una fase de puesta en marcha de aproximadamente cinco meses de duración, durante la cual se recopiló experiencia operativa mediante mediciones periódicas de la calidad y del nivel freático del agua.

5.2.1 Determinación de la capacidad de infiltración

Para definir la capacidad de infiltración inicial, se determinaron los caudales de entrada de efluente de la PTAR a las pozas de infiltración en los que se estableció un tirante constante de agua en las tres pozas (véase la **Figura 22**). En las pozas IP 1 e IP 3, el caudal fue de 1.5 y 2.5 m³/h respectivamente, mientras que en la poza IP 2 no se produjo ningún tirante ni siquiera con un caudal máximo de 12.5 m³/h (potencia de la bomba de impulsión para el efluente de la PTAR). Posteriormente se procedió a una infiltración intensamente monitoreada (ocho horas diarias) con caudales de 1 m³/h (IP 1) y 1.5 m³/h (IP 3). Más adelante, los tiempos de infiltración se prolongaron a 24 horas diarias. La poza IP 2 solo se utilizó en fases posteriores del estudio para una infiltración aumentada a 12.5 m³/h durante varios días en el marco de campañas de medición de TZW.

5.2.2 Verificación hidráulica de los piezómetros

La verificación hidráulica de los piezómetros tenía por objeto garantizar que la sección de filtración del piezómetro esté conectada correctamente al flujo de agua subterránea. Este es un requisito previo para poder, por un lado, realizar mediciones significativas sobre el nivel freático en los piezómetros y la dirección del flujo de agua subterránea y, por otro, tomar muestras representativas de su composición.

Para extraer agua subterránea de los cuatro piezómetros (profundidad de excavación de aprox. 10 m y nivel de agua en reposo de aprox. 3.5 m debajo de la superficie de suelo) se introdujo una manguera (resistente a la presión, 9 m de longitud, válvula de retención en el extremo inferior) y se extrajo agua de la parte inferior de los piezómetros con ayuda de una bomba de succión. A través de una válvula de control instalada en el lado de presión se ajustó un caudal de 0.3 – 0.5 m³/h. Se utilizó un medidor de nivel freático para medir el nivel de agua en reposo y el nivel de agua en el piezómetro que disminuía con el tiempo de bombeo. En los piezómetros P01 a P03, el nivel de agua en el piezómetro solo descendió durante los primeros minutos de bombeo, después se mantuvo constante. El piezómetro P04 (pozo ya existente previamente) no mostró ningún descenso con el caudal establecido, debido a su mayor diámetro de 0.4 m (P01-P03: 0.1 m).

Figura 25 muestra la diferencia entre el nivel de agua inicial (nivel de agua en reposo) y el nivel de agua en los cuatro piezómetros después de 20 minutos de bombeo en la fase de puesta en marcha.

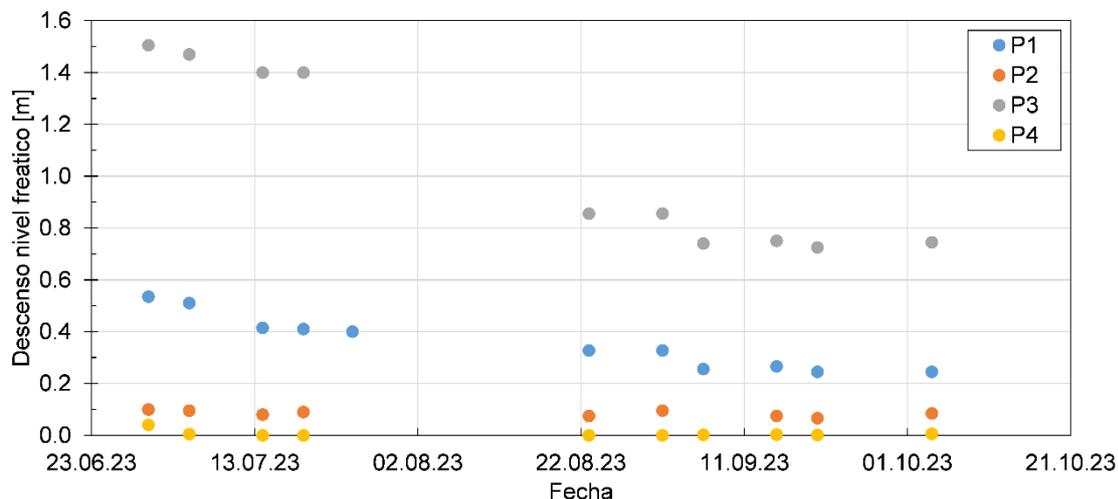


Figura 25: Descenso del nivel freático tras 20 minutos de bombeo

El piezómetro P03 mostró el mayor descenso, inicialmente de 1.5 m y posteriormente de 0.85 m. En los piezómetros P01 y P02, por el contrario, una extracción de aprox. 0.4 m³/h resultó solamente en un descenso del nivel freático de aprox. 0.4 y 0.1 m respectivamente.

Estos resultados muestran el funcionamiento correcto de los piezómetros. Todas las muestras posteriores de los piezómetros se tomaron siguiendo el procedimiento descrito. El procedimiento consiste en un bombeo de al menos 20 minutos con un caudal de aprox. 0.4 m³/h antes de una toma de muestras o de una medición en campo. Esto garantizó el

intercambio del volumen de estancamiento en los piezómetros P01-P03 de aprox. 20 L y, por lo tanto, la toma de muestra de un agua subterránea recién afluida.

5.2.3 Medición del nivel freático y dirección de flujo de las aguas subterráneas

La **Figura 26** muestra los resultados de las mediciones del nivel freático en los piezómetros realizadas el día anterior al inicio de la infiltración y durante los tres primeros meses de operación, todos los días laborables.

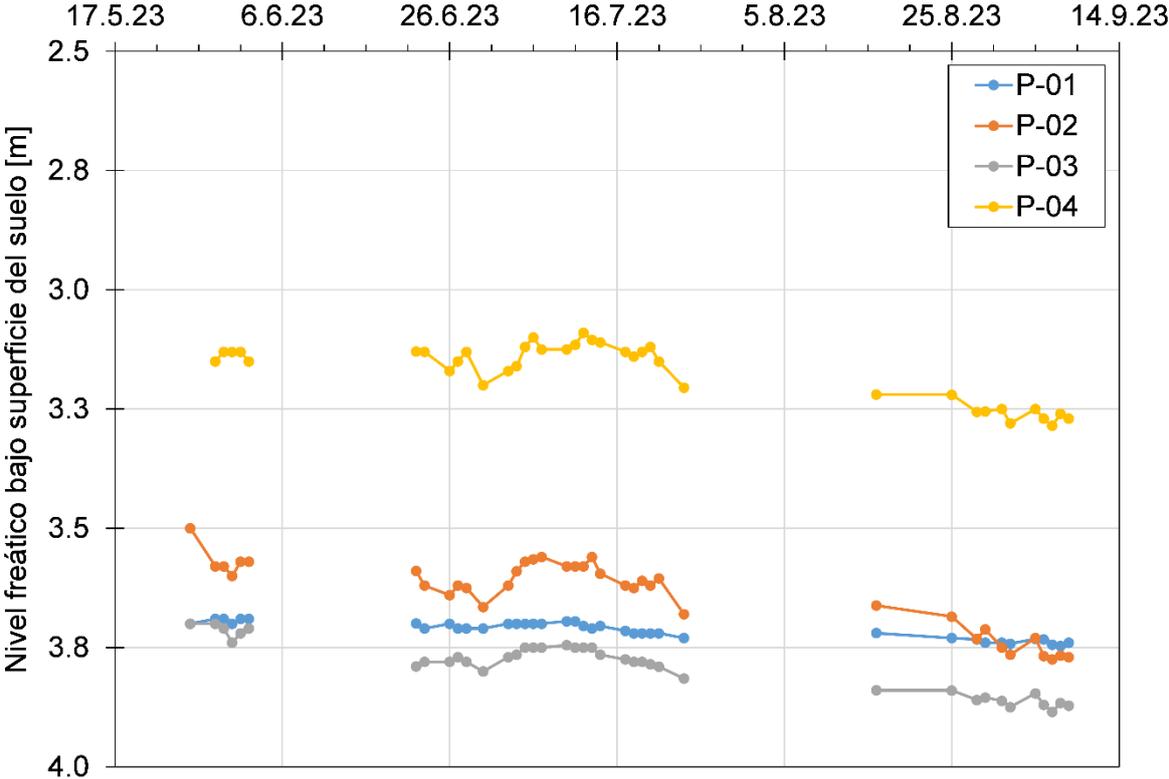


Figura 26: Nivel freático en reposo de los cuatro piezómetros, mayo-septiembre 2023

Los valores indicados representan la distancia entre la tapa del piezómetro (aprox. 0.7 m sobre el suelo) y la superficie del agua en el piezómetro (sin extracción previa de agua), es decir, el nivel de agua en reposo. Se puede observar que el inicio de la medida de infiltración no tuvo un impacto significativo en el nivel freático en los dos puntos de medición aguas abajo de las pozas de infiltración (P02 y P03).

La determinación de las direcciones de flujo de las aguas subterráneas se basa en los resultados de un levantamiento geodésico de la altura de referencia (tapa del piezómetro) realizado por encargo de SEDAPAL. En la **Figura 27** se muestran los niveles de agua en reposo de los cuatro piezómetros determinados de esta forma, así como la altura del lecho del río Lurín (a la altura de P02) en metros sobre el nivel del mar (msnm).



Figura 27: Nivel de agua en reposo determinado el 13.07.2023 en msnm

De ello se desprende que, como esperado, el agua subterránea fluye en la dirección del río Lurín, es decir, aproximadamente de este a oeste. Por lo tanto, la mayor parte del agua infiltrada en las pozas de infiltración debería fluir con el agua subterránea en dirección a los puntos de medición P02 y P03.

5.2.4 Evolución en el tiempo de la composición del agua

Durante la fase de puesta en marcha se realizaron mediciones en campo a intervalos regulares, así como tomas de muestras y análisis por parte de un laboratorio de Lima. Las mediciones tenían dos objetivos: documentar cualquier cambio en la composición del efluente de la PTAR destinado a la infiltración y, por otro lado, determinar hasta qué punto la medida de infiltración altera la composición de las aguas subterráneas. A continuación, se explican los resultados más importantes de estos análisis a partir de una selección de datos de medición.

La **Figura 28** muestra la evolución en el tiempo de la *conductividad eléctrica* (CE) en el afluente a las pozas y en los cuatro piezómetros como medida del contenido total de los principales componentes ionogénicos (Ca^{2+} , HCO_3^- , Cl^- y otros).

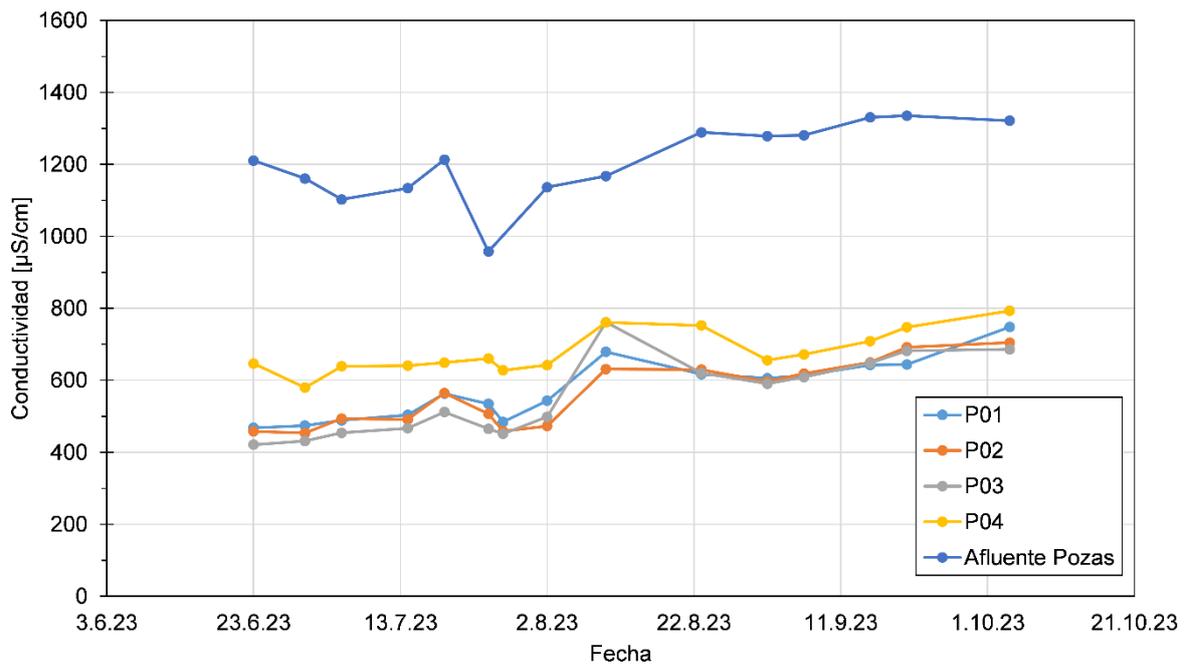


Figura 28: Conductividad eléctrica de las aguas en los cuatro piezómetros y en la salida de la PTAR (afluente a las pozas de infiltración), junio-octubre 2023

La conductividad eléctrica del afluente a las pozas (efluente de la PTAR Cieneguilla) se mantuvo relativamente constante durante toda la fase de operación, en torno a 1200 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La mineralización del agua subterránea es claramente inferior, con valores de conductividad eléctrica (CE) de entre 400 y 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$. En general, tras el inicio de la infiltración, es decir, en el periodo comprendido entre junio y octubre 2023, se observa un aumento de la CE en los cuatro piezómetros. Dado que la CE también aumentó en el agua subterránea aguas arriba de las pozas de infiltración (punto de medición P01, véase la **Figura 16**), se sospechó que este aumento no se debía a la infiltración del efluente de la PTAR, sino al inicio de la época de estiaje en mayo de 2023. Desde entonces, el caudal del río Lurín había disminuido considerablemente, por lo que también disminuyó la recarga natural de las aguas subterráneas con agua de río poco mineralizada. Esta suposición se confirmó en el transcurso de las investigaciones.

La **Figura 29** muestra las concentraciones de oxígeno en las aguas subterráneas de los piezómetros y en el afluente de las pozas de infiltración. El oxígeno es un parámetro importante para evaluar los procesos redox en el acuífero. Los contenidos de oxígeno de 4 - 8 mg/l determinados en el efluente de la PTAR son favorables, ya que evitan condiciones reductoras indeseadas que pueden provocar, por ejemplo, la liberación de Fe^{2+} y Mn^{2+} .

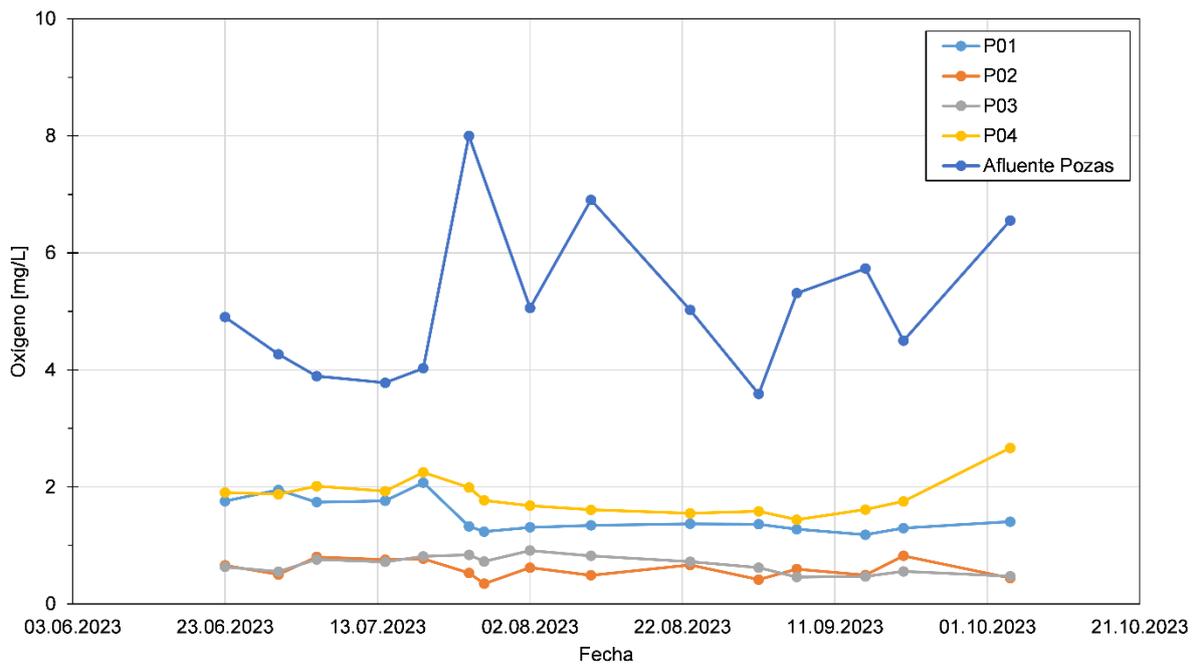


Figura 29: Concentración de oxígeno en las aguas subterráneas de los piezómetros y en el efluente de la PTAR (afluente de las pozas de infiltración), junio-octubre 2023

La concentración de oxígeno de 0.5 – 2.0 mg/l en el agua de los piezómetros es relativamente baja y muestra procesos naturales de degradación microbiológica en el subsuelo. Sin embargo, esto no conduce a un agotamiento total del oxígeno, por lo que no se esperaban problemas operativos en los piezómetros debido a la colmatación por precipitaciones de hidróxido de hierro.

Para minimizar la colmatación de las pozas de infiltración, el contenido de sólidos del efluente de la PTAR infiltrada debe ser lo más bajo posible. La **Figura 30** muestra los valores de turbidez en el afluente de las pozas de infiltración y en las aguas subterráneas de los cuatro piezómetros durante los tres primeros meses de operación. La turbidez se determina mediante medición de la luz difusa y, por lo tanto, es una medida directa del contenido de sólidos de un agua.

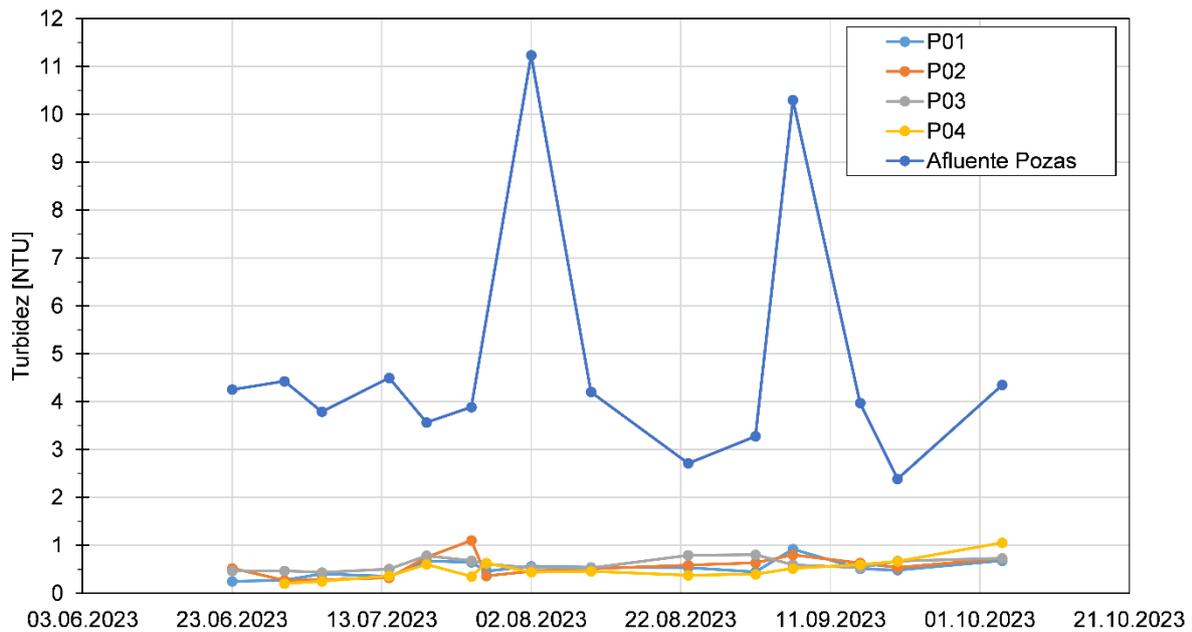


Figura 30: Turbidez en las aguas subterráneas de los cuatro piezómetros y en el efluente de la PTAR (afluente pozas de infiltración), junio-octubre 2023

Se puede observar que la turbidez y, por tanto, el contenido de sólidos en el agua de infiltración (afluente pozas) era generalmente muy bajo, en su mayoría en el rango de 3 - 5 NTU, determinándose como valor máximo 11 NTU. Como esperado, las aguas subterráneas estaban prácticamente siempre libre de turbidez.

Otros parámetros relevantes para la infiltración de aguas residuales depuradas son el nitrato y el amonio. La **Figura 31** muestra una evaluación gráfica de la presencia de nitrato en el afluente de las pozas de infiltración y en las aguas subterráneas de los piezómetros P01-P03, así como de la concentración de amonio en el afluente de las pozas de infiltración de junio a octubre de 2023.

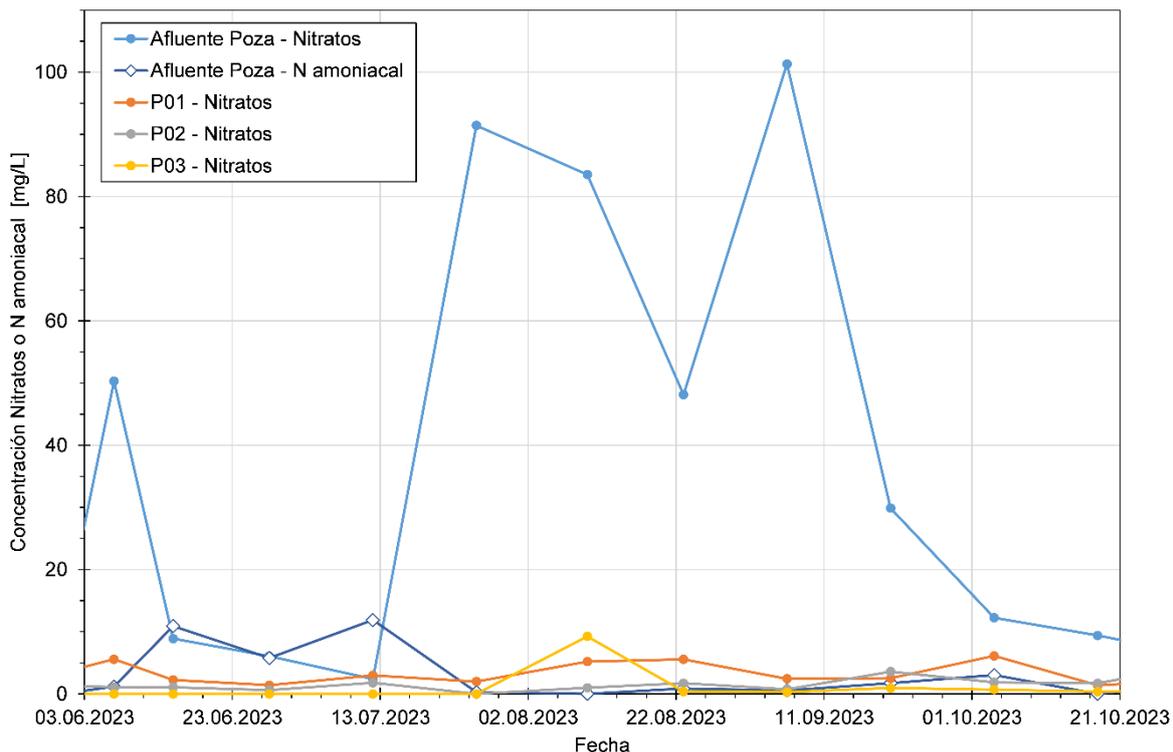


Figura 31: Concentración de nitratos y amonio en el efluente de la PTAR (afluente pozas) y de nitratos en las aguas subterráneas de los piezómetros P01-P03, junio-octubre 2023

De ello se desprende que las concentraciones de amonio y nitrato en el efluente de la PTAR, es decir, en el afluente de las pozas, fluctúan fuertemente y en parte en direcciones opuestas. Esto indica que los niveles de amonio en la entrada de la PTAR varían y que los procesos de nitrificación son inestables en el tratamiento aeróbico. La concentración de nitratos en los piezómetros siempre fue inferior a 10 mg/l y solo fluctuó ligeramente. En las mediciones del TZW más detalladas no se detectó en ningún momento amonio en las aguas subterráneas, lo cual era de esperar debido a las condiciones aeróbicas del medio (véase concentración de oxígeno en la **Figura 29**).

Además de los parámetros explicados y representados gráficamente, durante la fase de puesta en marcha un laboratorio de Lima (Certifical SAC) examinó otros componentes con una periodicidad semanal y quincenal. Tras evaluar los resultados correspondientes, los valores de pH en el efluente de la PTAR (afluente pozas) se situaron en torno a 7.2. Debido al proceso de cloración, en el efluente de la PTAR Cieneguilla utilizado para la infiltración se detectaron de manera poco frecuentes bacterias indicadoras (*E. coli* y bacterias coliformes termo tolerantes), y en esos casos en niveles de concentración muy bajas. La concentración de sustancias orgánicas registrada a través de los parámetros COT y DQO (carbono orgánico total o demanda química de oxígeno) fue en la mayoría de los casos de aprox. 4 mg/l (COT) o 12 mg/l (DQO). Los valores máximos de 6,5 mg/l para el COT y de 19.5 mg/l para el DQO se situaban todavía en un nivel relativamente bajo, lo que indica que el efluente de la PTAR presenta una muy buena calidad con respecto a la concentración de sustancias orgánicas. Por el contrario, los valores de fósforo se situaban en un nivel elevado, entre 2 y 12 mg/l (valor medio de 5.5 mg/l).

En las muestras de los piezómetros se determinaron valores de pH en el rango de 6.8 a 7.1 y la concentración de sustancias orgánicas y de fosfato se situó en un nivel bajo, característico en las aguas subterráneas.

Los resultados de los análisis realizados por el laboratorio local en el efluente de la PTAR en intervalos de tiempo cortos para determinados parámetros coincidían, con la excepción del amonio, con los resultados del TZW correspondientes a las mediciones de las fechas definidas (véase capítulo 5.1). En cuanto al amonio, las mediciones periódicas del laboratorio local detectaron fuertes fluctuaciones en el efluente de la PTAR que no se habían observado en las mediciones puntuales realizadas en fechas definidas por TZW.

5.2.5 Análisis ampliado del TZW

Como complemento a los análisis periódicos realizados por un laboratorio de análisis de Lima, antes de iniciar la medida de infiltración el 26.05.2023 y después de aproximadamente tres meses de operación de la infiltración (15.08.2023), el TZW tomó muestras y realizó un análisis exhaustivo del agua en el laboratorio del TZW en Alemania. A continuación, se revisan de cerca los resultados seleccionados, entre otros, respecto a sustancias trazas antropogénicas, así como los resultados de los análisis microbiológicos orientativos.

Parámetros químicos básicos y sustancias trazas antropogénicas

Como descrito en el capítulo 5.1 el efluente de la PTAR utilizado para infiltrar contiene numerosas sustancias trazas antropogénicas (véase capítulo 5.1), por lo que durante la fase operativa también se realizaron estudios sobre su presencia en las aguas subterráneas y fluviales (aguas abajo). La **Tabla 9** muestra una recopilación de resultados seleccionados, en la que, además de las sustancias trazas antropogénicas, también se enumeran los parámetros químicos básicos (véase en la parte superior de la tabla)..

Tabla 9: Parámetros químicos básicos y sustancias trazas antropogénicas en el agua subterránea y el agua fluvial

		P01		P02		P03		Río Lurín (aguas abajo)	
		26.05. 2023	15.08. .2023	26.05. 2023	15.08. 2023	26.05. 2023	15.08. 2023	26.05. 2023	15.08. 2023
Cap. buffer pH4.3	mmol/L	2.2	2.82	2.08	2.69	2.04	2.24	2.7	nd
Calcio	mg/L	61	90	58.9	84.9	44.5	77.5	61.9	93.2
Magnesio	mg/L	7.6	12	7	10.9	6.1	10	9.6	15.2
Hierro	mg/L	0.06	<0.01	0.05	<0.01	0.32	0.06	<0.01	<0.01
Manganeso	mg/L	0.052	0.008	0.051	0.032	0.158	0.136	0.019	0.017
Sodio	mg/L	25.2	37.1	22.4	37.8	30	38.8	37.5	66.1
Potasio	mg/L	2.9	3.6	3.2	3.9	3.7	4.4	4.9	8.7
Cloruro	mg/L	38.7	60.5	32.3	62	30.2	63.1	57.2	110
Nitratos	mg/L	3.3	8.7	2	1.9	< LD	0.8	1.8	31.3
Sulfatos	mg/L	74.3	126	69.9	120	64.4	127	96.6	153
Fósforo	mg/L	<0.1	nd	<0.1	nd	0.1	nd	0.4	1.37
COT	mg/L	1.8	0.99	2	1.2	1.4	1.1	2.1	3.1
CAE, 254 nm	1/m	2.1	2.0	2.4	2.5	2.5	2.3	4.1	5.4
Arsénico	mg/L	nd	nd	0.003	0.003	nd	0.005	0.006	0.004

		P01		P02		P03		Río Lurín (aguas abajo)	
		26.05. 2023	15.08. .2023	26.05. 2023	15.08. 2023	26.05. 2023	15.08. 2023	26.05. 2023	15.08. 2023
Uranio	mg/L	nd	nd	0.0013	0.0044	nd	0.0011	0.0011	0.0014
Melamina	µg/L	0.071	0.034	0.069	0.028	0.12	0.03	0.19	0.46
Diclofenaco	µg/L	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.047	0.056
Ibuprofeno	µg/L	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.011	<0.01
Iopamidol	µg/L	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.7
Irbesartán	µg/L	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.016	0.015	0.066	0.12
Oxipurinol	µg/L	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.036	<0.01	<0.01	<0.01
Sulfametoxazol	µg/L	0.024	0.04	<0.01	<0.01	0.025	0.02	0.2	0.011
Ácido valsartánico	µg/L	0.012	<0.01	<0.01	<0.01	0.03	<0.01	0.082	0.33
Sacarina	µg/L	< LD	nd	<0.01	nd	<0.01	<0.01	0.095	0.13
Sucralosa	µg/L	0.87	nd	0.11	nd	0.5	0.98	13	23

Según los resultados químico-físicos de la parte superior de la **Tabla 9**, el agua fluvial y las aguas subterráneas de los tres piezómetros P01-P03 examinados en detalle tienen una composición comparable entre sí. Son relativamente blandas (suma de calcio y magnesio de aprox. 2 mmol/l o 12 °dH), tienen suficiente capacidad (véase la capacidad buffer hasta pH 4.3) y contienen cantidades significativas de las sales neutras cloruro y sulfato. A excepción de cantidades insignificantes de arsénico y uranio, no contienen metales pesados ni elementos traza tóxicos. El agua del río contiene sustancias orgánicas (medidas a través del COT y CAE254), sustancias trazas antropogénicas y compuestos de fósforo en cantidades ligeramente elevadas o, en el caso del edulcorante sucralosa, en cantidades claramente más elevadas. En las tres aguas subterráneas esas sustancias se detectaron solamente en cantidades pequeñas. Llama la atención el aumento de mayo a agosto de las concentraciones de todos los componentes del agua, tanto en las aguas subterráneas como en el agua del río. Como ya se ha mencionado, esto es consecuencia de la disminución del caudal del río Lurín (menor dilución por el agua de lluvia procedente de las montañas) al comienzo de la época de estiaje en abril. En general, los resultados muestran que la recarga de las aguas subterráneas se produce por infiltración de agua fluvial, en cuyo paso por el suelo se descomponen las sustancias orgánicas y los compuestos de fósforo.

Las siguientes figuras muestran la evolución temporal de las concentraciones de las tres sustancias trazas antropogénicas sucralosa, melamina y sulfametoxazol en el efluente de la PTAR, en el agua del río Lurín (aguas abajo del punto de vertimiento de la PTAR Cieneguilla) y en las aguas subterráneas de los piezómetros P01-P03. La sucralosa es un edulcorante artificial que se degrada muy lentamente en el medio ambiente. La melamina es un producto químico industrial de uso frecuente. El sulfametoxazol es un antibiótico que también se degrada lentamente en el medio ambiente.

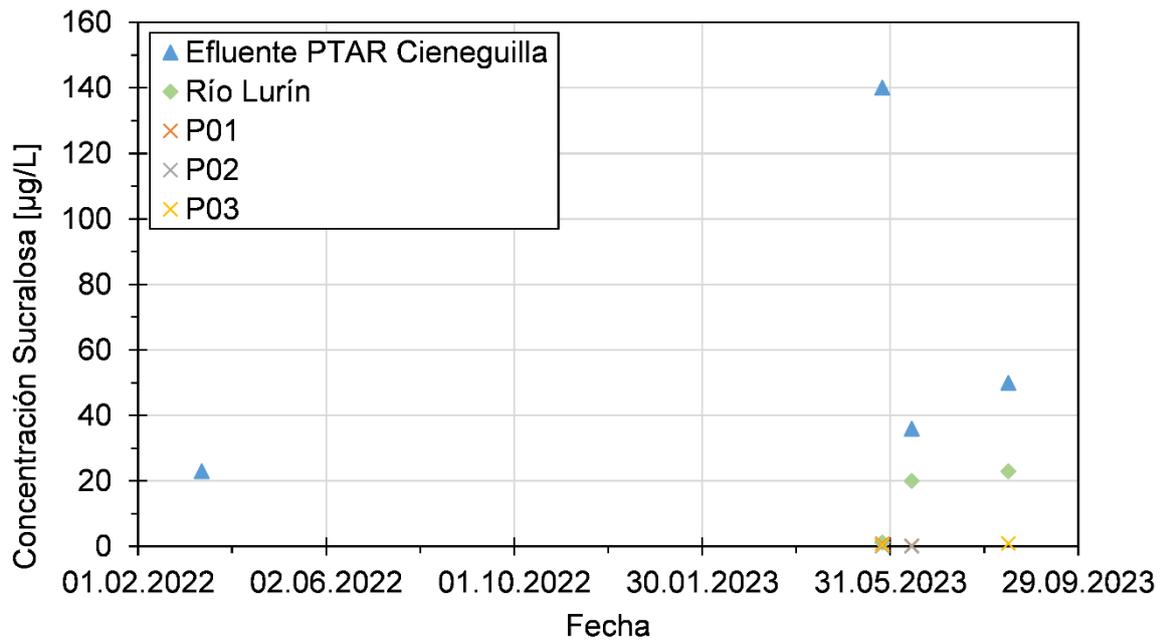


Figura 32: Concentración de sucralosa en distintos puntos de medición de la planta piloto

Según la **Figura 32** en el efluente de la PTAR se encontró sucralosa en concentraciones de entre 23 y 140 µg/L. Estos valores relativamente altos no fueron inesperados, ya que la sucralosa está presente en numerosos alimentos y bebidas y no se elimina durante el tratamiento de las aguas residuales. En consecuencia, el agua del río también contiene cantidades significativas de sucralosa, entre 1.1 y 23 µg/l, aguas abajo del punto de vertimiento de la PTAR Cieneguilla. Las concentraciones medidas en el río están determinadas por el caudal de agua del río, que varía considerablemente.

En los tres piezómetros, el 26.05.2023, antes de comenzar los ensayos de infiltración y durante toda la fase de operación, se registró una concentración similar y relativamente baja de sucralosa de 0.2 - 0.9 µg/L. Esto se debe a que la recarga de las aguas subterráneas se produce por infiltración natural del agua del río y a que la sucralosa se degrada muy lentamente en el acuífero. Hay que tener en cuenta que los datos de medición de la concentración de agua fluvial proceden de la época de estiaje. Durante la época de avenida, cuando el caudal del río Lurín es alto, las concentraciones de sucralosa en el agua fluvial que se infiltra de forma natural son significativamente más bajas.

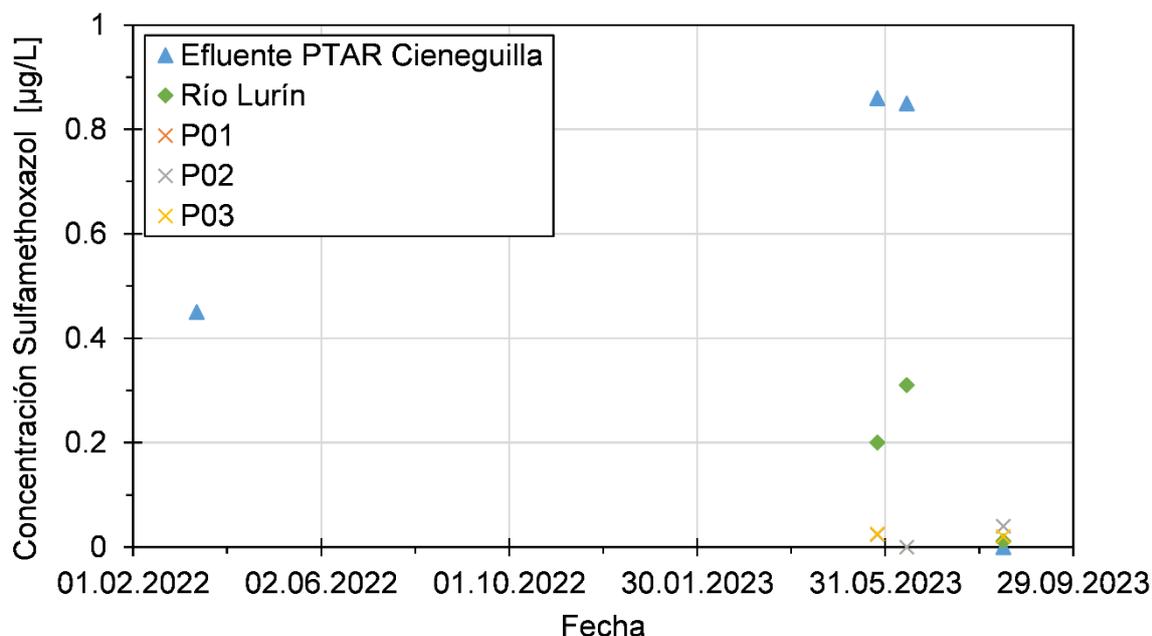


Figura 33: Concentración de Sulfametoxazol en distintos puntos de medición de la planta piloto

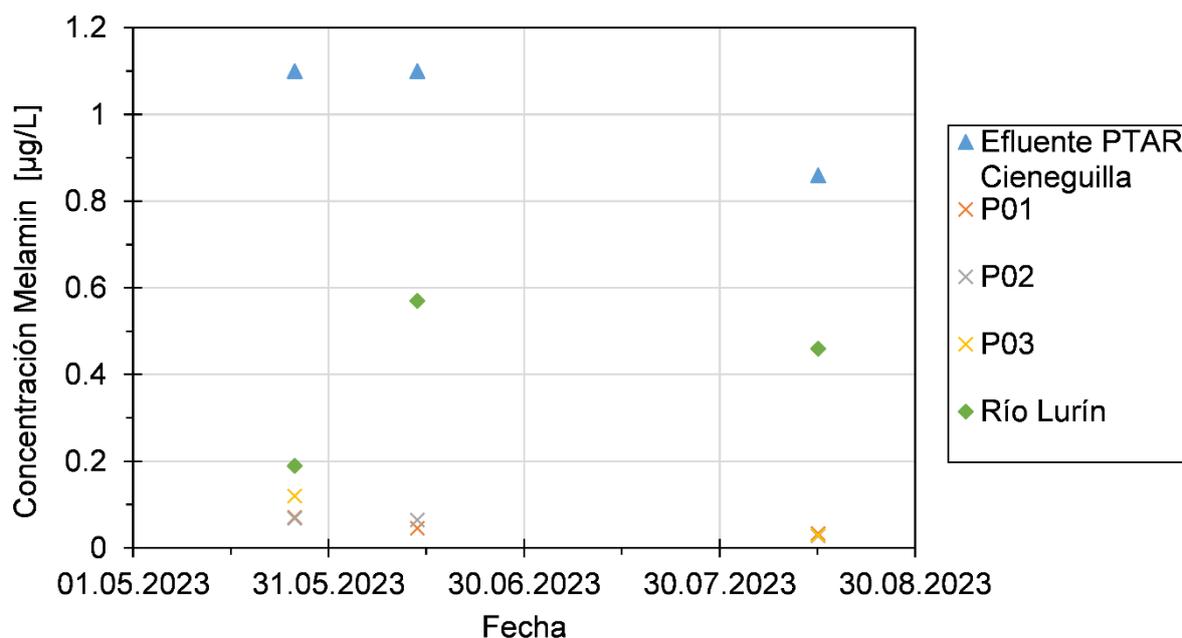


Figura 34: Concentración de melamina en distintos puntos de medición de la planta piloto

En el caso de las sustancias sulfametoxazol y melamina, la **Figura 33** y la **Figura 34** muestran observaciones similares a las descritas para la sucralosa. Sin embargo, las concentraciones se encuentran a un nivel significativamente más bajo. También en este caso, los valores medidos muestran que la infiltración natural del agua del río determina la calidad de las aguas subterráneas y que no se produjo un aumento de las concentraciones de aguas subterráneas en la fase de operación de la infiltración.

Parámetros microbiológicos

La experiencia demuestra que la filtración ribereña y, en general, el paso por el suelo, producen una limpieza muy eficaz, por lo que se puede suponer que las aguas subterráneas de los piezómetros P01-P03 tienen una calidad microbiológica incuestionable. Sin embargo,

la toma de muestras para análisis microbiológicos en piezómetros de este tipo, recién construidos, es problemática ya que es de esperar que se presenten contaminaciones atribuidas a la fase de construcción. En el presente caso, la metodología de extracción de agua subterránea, con una unidad móvil compuesta por una manguera de extracción y una bomba de succión que se introdujo en los piezómetros para tomar muestras, también era susceptible de contaminación durante la toma de muestras.

Por esta razón, las mediciones microbiológicas del TZW al inicio de la fase de operación sirvieron en particular para determinar las condiciones adecuadas de muestreo. Así, antes de iniciar la infiltración a través de las pozas de infiltración, el 25.05.2023 se tomaron muestras de los tres piezómetros después de un tiempo de bombeo de aproximadamente una hora (caudal de aproximadamente 0.5 m³/h). En el piezómetro P02, al inicio de la fase de bombeo se desinfectó adicionalmente el sistema de extracción. Para ello se introdujeron aprox. 10 litros de una solución de hipoclorito de calcio (aprox. 10 mg/l de cloro libre) a través de la manguera de extracción. Tras un tiempo de exposición de 10 minutos, el agua clorada del piezómetro primero se bombeó a través de la manguera y la bomba de succión durante 10 minutos con un caudal reducido a 0.1 m³/h. A continuación, se realizó un bombeo de aclarado durante unos 60 minutos con un caudal de 0.5 m³/h, tras lo cual, al cabo de 5 minutos, ya no se detectó cloro en el agua del piezómetro bombeada.

Los resultados de la **Tabla 10** muestran que, con este procedimiento, los resultados microbiológicos del agua subterránea del piezómetro P02 fueron incuestionables. En cambio, las muestras de los piezómetros P01 y P03 presentaban una clara contaminación bacteriana que, como se ha explicado anteriormente, se debió probablemente a las condiciones de muestreo. Esto también lo confirman los resultados de un estudio de seguimiento realizado el 14.06.2023, aproximadamente tres semanas después de la puesta en marcha de las pozas de infiltración.

Tabla 10: Resultados de análisis microbiológicos de la puesta en marcha de la planta piloto proyecto MAR en las instalaciones de la PTAR Cieneguilla

Punto de medición	Muestreo	Bacterias o virus por 100 mL				
		E. coli	Bacterias coliformes	Enterococos	Clostridium perfringens	Colifagos somáticos
P01	25.05.2023	310	6310	40	0	0
P02*		0	0	0	0	0
P03		37	23590	12	2	0
Efluente PTAR (post Cl ₂)		0	0	0	0	0
Efluente PTAR (post Cl ₂)	14.06.2023	0	0	0	0	0
P03*		0	36	0	0	0
Efluente PTAR (pre Cl ₂)	18.08.2023	980	4390	100	1340	1300
Efluente PTAR (post Cl ₂)		4	920	3	300	0
Río Lurín – aguas abajo		2187	104620	400	470	242
P02		0	9	0	0	0

* Se desinfectó el sistema con Ca(HOCl)₂ antes de la toma de muestra

5.2.6 Conclusiones de los estudios realizados durante la fase de operación

La comprobación del *rendimiento de infiltración* de las tres nuevas pozas reveló tasas de infiltración muy elevadas en algunas zonas. Esto se debió al subsuelo muy fracturado. Como puede verse en la **Figura 17** la superficie del terreno de la PTAR Cieneguilla está conformada por rocas. Después de que en algunas zonas por debajo de la poza de infiltración IP 2 se infiltrara grano fino de los espacios intermedios, el agua de infiltración pudo drenar muy rápidamente. Para poder aprovechar los procesos de degradación naturales en la primera capa del subsuelo, en la operación rutinario posterior solo se utilizaron las dos pozas de baja permeabilidad IP 1 e IP 3, en las que se ajustó una cierta altura de tirante con un caudal limitado a aprox. 1 y 2.5 m³/h, respectivamente.

La verificación hidráulica de los *piezómetros* confirmó el pleno funcionamiento de los tres piezómetros nuevos y del pozo ya existente en el terreno (P04). La sección de filtración de cada piezómetro está conectada al flujo de agua subterránea. Los piezómetros permiten así realizar mediciones relevantes del nivel freático o de la dirección del flujo de agua subterránea, así como la extracción de muestras representativas de la calidad y composición del agua subterránea. El nivel de agua en reposo en los piezómetros P01 - P03, excavados hasta unos 10 m por debajo del nivel del suelo, se sitúa a unos 3 - 4 m por debajo de la superficie del suelo y, con caudales de 0.4 m³/h, se produce en pocos minutos un descenso constante de tan solo 0.1 - 0.8 m.

Según los resultados de las *mediciones del nivel freático*, en la zona de estudio éste está determinado, como esperado, por el nivel del agua en el río Lurín, es decir, por la cantidad de agua del río infiltrada. Las aguas subterráneas cercanas a la superficie fluyen principalmente en paralelo al río Lurín, con una componente que se dirige hacia el lecho del río en época de estiaje (de mayo a octubre). Según los datos de medición de los piezómetros P02 y P03, con las condiciones de operación establecidas durante la fase de puesta en marcha, de mayo a septiembre de 2023 (caudal de aprox. 3.5 m³/h, 8 h/día laborable), la infiltración no afectó el nivel freático aguas abajo de las pozas.

El agua subterránea de los piezómetros tiene la *composición* esperada. Tiene un bajo contenido en oxígeno, es relativamente blanda, pobre en sustancia húmica y contiene bajas cantidades de diferentes sustancias trazas antropogénicas. Con el inicio de la época de estiaje, es decir, con un menor caudal del río Lurín y un aumento de la concentración en el agua del río, también aumentan las concentraciones de los componentes en las aguas subterráneas (por ejemplo, dureza, sales neutras y sucralosa). En general, los resultados muestran que la recarga de las aguas subterráneas se produce por infiltración de agua fluvial, en la que el paso por el suelo degrada las sustancias orgánicas, los compuestos de fósforo y, en parte, también las sustancias trazas antropogénicas contenidas. Revisando la evolución temporal de los datos del agua en el tiempo, de las tres sustancias trazas antropogénicas sucralosa, melamina y sulfametoxazol (trazadores de aguas residuales), entre otros, presentes en cantidades significativas en el efluente de la PTAR infiltrado, no se pudo determinar ningún efecto de la medida de infiltración sobre la composición de las aguas subterráneas, considerando las condiciones marco establecidas en la fase de operación. Esto concuerda con los resultados de las mediciones del nivel freático.

La toma de muestras de agua subterránea es susceptible de sufrir contaminaciones microbiológicas secundarias debido a las condiciones técnicas marco. Mediante estudios específicos se ha validado una metodología que permite una toma de muestras incuestionable y, por tanto, también una evaluación de la calidad microbiológica del agua subterránea.

5.3 Fase 2: ensayos de corto plazo con mayores tasas de exfiltración e infiltración

5.3.1 Incremento en la extracción de aguas subterráneas/exfiltración

Bajo las condiciones de operación dadas durante los primeros meses del ensayo piloto (mayo a agosto de 2023) no se pudo determinar ninguna influencia de la medida de infiltración en la composición de las aguas subterráneas aguas abajo de las pozas. Debido a eso, en la fase 2 se llevaron a cabo estudios específicos para comprobar en qué medida se puede recoger, de forma proporcional, el efluente de PTAR infiltrado mediante un mayor bombeo desde los piezómetros. En un primer momento, se bombeó de manera continua con un caudal de 0.42 m³/h desde el piezómetro P03 en el periodo comprendido entre el 12.09. y el 13.10.2023. Posteriormente, se extrajo, entre el 16.10. y el 10.11.2023, de forma continua un caudal de 2.7 m³/h del piezómetro P02, utilizando una bomba más potente.

De los niveles freáticos medidos en los piezómetros, no se puede deducir una disminución de los niveles freáticos ni por la extracción continua del piezómetro P03 con una capacidad de bombeo de 0.42 m³/h ni por el bombeo muy elevado del piezómetro P02. Al contrario, se registró una tendencia al alza (véase **Figura 35**). Durante la extracción de agua del piezómetro P02 no fue posible medir el nivel freático debido al diámetro de la tubería ascendente instalada.

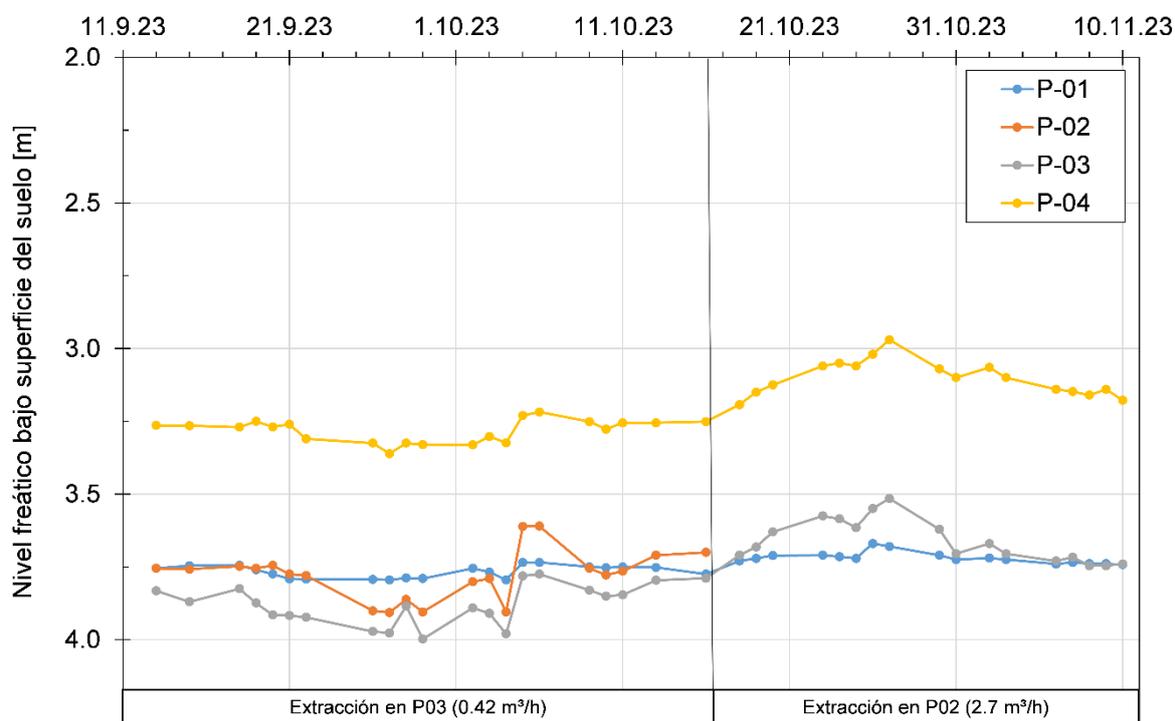


Figura 35: Nivel freático en los piezómetros durante la extracción intensificada de aguas subterráneas

El hallazgo de que el nivel freático en los demás piezómetros no disminuyera, sino que a pesar de la mayor extracción de P02 aumentara, muestra que el subsuelo de la zona de estudio tiene una permeabilidad relativamente alta y que el nivel freático está directamente determinado por el nivel de agua del río Lurín.

Aunque no se dispone de datos sobre el nivel de agua o el caudal del Lurín, la observación visual permite sacar las primeras conclusiones sobre la magnitud del flujo. Las **Figura 36** y **Figura 37** muestran el río Lurín el 26.10.2023 con una conductividad medida de 229 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y el 30.10.2023 con una conductividad medida de 397 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Esto confirma, por un lado, la dependencia esperada de la conductividad eléctrica del agua del río Lurín con respecto al caudal, es decir, la proporción de agua de lluvia en el río. Por otro lado, permite comprender el aumento y la disminución de los niveles de agua en los puntos de medición P03 y P04.



Figura 36: Río Lurín el 26.10.2023



Figura 37: Río Lurín el 30.10.2023

De igual manera, los valores de conductividad eléctrica mostrados en la **Figura 38** confirman que el agua subterránea está muy influenciada por el río Lurín y menos por la medida de infiltración. Esto se aplica a los tres piezómetros mostrados.

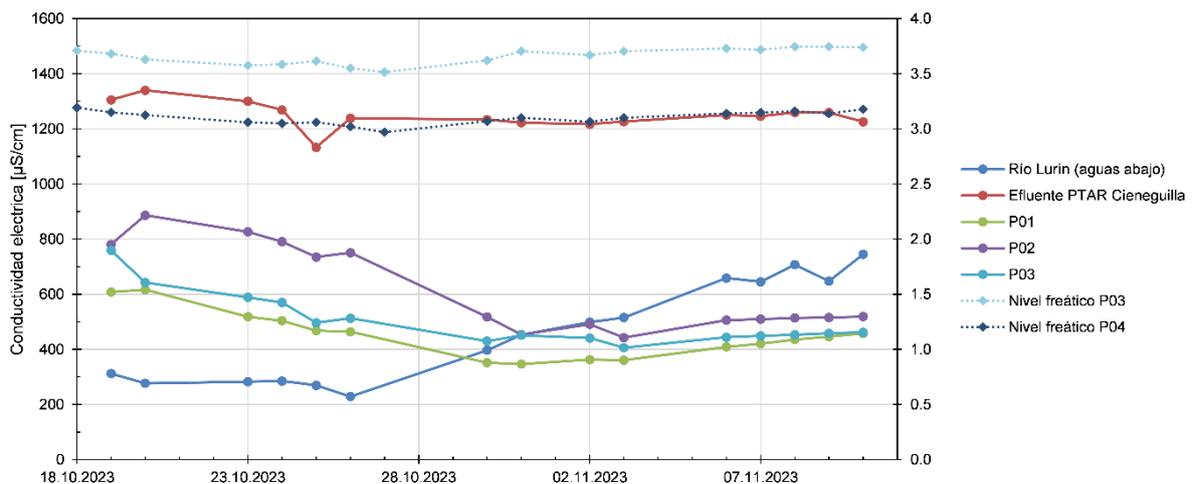


Figura 38: Conductividad eléctrica durante la extracción intensificada del P02

5.3.2 Infiltración intensificada

Después de que fuera imposible registrar una infiltración del efluente de la PTAR en los piezómetros P02 y P03 debido a la extracción intensificada de agua subterránea, se intentó alcanzar este objetivo mediante una infiltración intensificada a través de dos ensayos a corto plazo. En este contexto, se suministró a las tres pozas de infiltración, primero el 13/14 de noviembre y nuevamente el 29/30 de noviembre de 2023 en cada ocasión un caudal de aprox. 12.5 m³/h por un lapso de 28 horas, es decir un total de 350 m³, acompañando el proceso con mediciones analíticas del agua.

La **Figura 39** muestra la conductividad eléctrica (CE) medida en el efluente de la PTAR y en las aguas subterráneas de los piezómetros P02 y P03, reflejándose los resultados de la segunda serie de mediciones en las líneas discontinuas. Para la toma de muestras se impulsó un caudal de aprox. 0.5 m³/h durante 20 minutos.

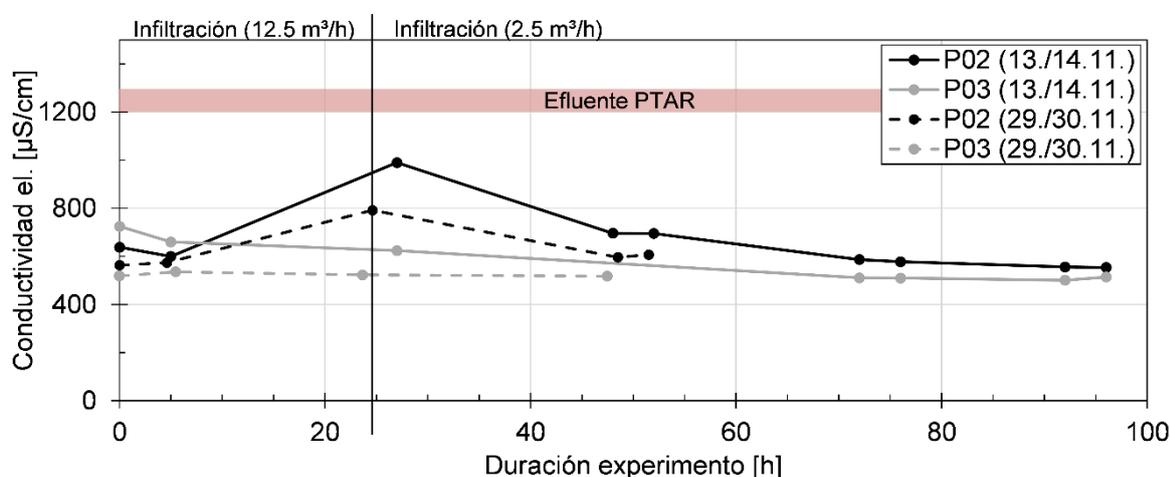


Figura 39: Conductividad eléctrica durante y después del ensayo de la infiltración intensificada

En ambas series de análisis se produjo un aumento significativo de la conductividad eléctrica (CE) en el agua subterránea del piezómetro P02 como consecuencia de la mayor infiltración de 12.5 m³/h, acercándose de manera general a la calidad del efluente de la planta de tratamiento. Esto no se observó en el piezómetro P03. Tras finalizar el ensayo con una tasa de infiltración elevada, la CE en el agua del piezómetro P02 volvió relativamente rápido a su nivel inicial. El aumento y disminución rápidos de la CE indican un tiempo de retención muy corto del agua infiltrada en el subsuelo. Esto debe ser tomado en consideración al interpretar los resultados sobre la eficacia de depuración del paso por el suelo en secciones posteriores.

5.3.3 Composición del agua durante la infiltración intensificada

Durante el primer ensayo con infiltración intensificada, se tomaron muestras para realizar análisis adicionales en el laboratorio del TZW. En este sentido, se tomaron muestras en el piezómetro P02 antes del inicio de la infiltración intensificada (13.11.2023) e inmediatamente después de finalizar el ensayo de infiltración (14.11.2023).

La **Tabla 11** muestra una selección de los resultados de los parámetros químicos junto con los datos de otros puntos de medición.

Tabla 11: Resultados químicos seleccionados antes (13.11.) y después (14.11.) de 28 h infiltración intensificada

		Lurín ¹	Lurín ²	Efl. PTAR ³	P2		P3
		13.11.2023	14.11.2023	13.11.2023	14.11.2023	14.11.2023	
CE (25°C)	µS/cm	440	680	1240	638	985	660
pH	-	8.5	8.4	7.16	7.25	7.28	7.15
Oxígeno	mg/L	8.5	8.1	4.1	0.6	0.7	0.8
Turbidez	NTU	1.8	2.8	2.6	0.25	0.22	0.2
Capacidad buffer pH4.3	mmol/L	1.7	2.1	2.9	2.3	2.5	nd
Calcio	mg/L	46.4	63.3	119	64.3	105	70.5
Magnesio	mg/L	8.6	11	18.7	8.9	14.4	9.2
Sodio	mg/L	28.8	45	98.7	41.5	64.2	37.5
Hierro	mg/L	0.05	0.04	0.01	<0.01	<0.01	0.05
Manganeso	mg/L	0.013	0.019	< 0.005	0.006	< 0.005	0.092
Arsénico	mg/L	0.005	0.004	0.002	0.003	0.003	0.005
Uranio	mg/L	0.0011	0.0012	0.0013	0.0026	0.0028	0.0013
Nitratos	mg/L	< 0.5	6.2	60.1	3.2	34.3	0.8
Cloruro	mg/L	40.8	74.4	167	57.8	131	50.3
Sulfatos	mg/L	83.9	109	182	96.6	152	119
Fósforo	mg/L	<0.1	0.501	1.46	<0.1	<0.1	0.139
COT	mg/L	1.4	2.8	4.5	1.2	2.4	1.1
1,4-Dioxan	µg/L	nd	nd	0.082	nd	0.055	nd
Benzotriazol	µg/L	nd	nd	<0.01	nd	0.018	nd
Melamina	µg/L	0.043	0.39	0.31	0.049	0.18	0.046
EDTA	µg/L	nd	nd	25	nd	16	nd
Carbamazepina	µg/L	< LD	0.023	<0.01	<0.01	0.028	<0.01
Diclofenaco	µg/L	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Irbesartán	µg/L	<0.01	0.076	0.018	<0.01	0.023	0.027
Sulfametoxazol	µg/L	<0.01	0.14	<0.01	0.082	0.059	0.14
Ácido valsartánico	µg/L	<0.01	0.15	0.55	0.021	0.51	0.032
4-iso-Nonylfenol	µg/L	nd	nd	<0.01	nd	<0.01	nd
Bisphenol A	µg/L	nd	nd	<0.01	nd	<0.01	nd
Sacarina	µg/L	<0.01	0.12	0.088	<0.01	0.051	<0.01
Sucralosa	µg/L	0.098	16	57	3.4	44	3.4
Perfluorbutanoat	µg/L	nd	nd	<0.01	nd	<0.01	nd
Perfluoroctanoat	µg/L	nd	nd	<0.01	nd	<0.01	nd
Perfluorhexansulfonato	µg/L	nd	nd	<0.01	nd	<0.01	nd
Perfluoroctansulfonato	µg/L	nd	nd	<0.01	nd	<0.01	nd

¹aguas arriba del punto de vertimiento de la PTAR

²aguas abajo del punto de vertimiento de la PTAR

³después de la cloración

Los resultados de los análisis químicos muestran que, debido a la infiltración intensificada durante 28 horas (12.5 en lugar de 3.5 m³/h), las concentraciones de casi todas las sustancias contenidas en el efluente de la PTAR aumentan significativamente en las aguas subterráneas del piezómetro P02 (con la excepción de las sustancias turbias y el fósforo). De este modo, confirman plenamente las conclusiones del aumento de la CE medido en campo. A partir del aumento de la concentración y de los valores determinados en el efluente de la PTAR, se puede estimar que el 14.11.2023 el porcentaje de efluente de la PTAR en el agua subterránea del piezómetro P02 era de aproximadamente 60 %.

La retención en gran medida de las sustancias turbias y/o las partículas durante el paso por el suelo entre las pozas de infiltración y el piezómetro P02 era de esperar, ya que en este transcurso se producen procesos de filtración (como, por ejemplo, en un filtro de arena). En cambio, fue sorprendente la retención de compuestos disueltos que contienen fósforo. Esto indicó una fuerte actividad biológica durante el paso por el suelo.

La comparación de los parámetros medidos en el río Lurín aguas arriba y aguas abajo del punto de vertimiento de las aguas residuales de la PTAR Cieneguilla, véase **Tabla 11**, muestra el aumento esperado de las concentraciones de los principales componentes (p. ej., Ca²⁺, Na⁺ y Cl⁻) y de las sustancias trazas antropogénicas (p. ej., melamina, sucralosa) en el agua del río debido al vertimiento. A partir de los datos de medición, se puede estimar que la proporción de efluente de la PTAR en el agua del río en el momento del estudio era del 20-30%.

Al final del primer ensayo con una infiltración aumentada a 12.5 m³/h durante 28 horas, se realizaron además análisis microbiológicos de bacterias, virus y parásitos seleccionados, cuyos resultados se muestran en la **Tabla 12**.

Tabla 12: Resultados microbiológicos después de una infiltración intensificada (el 14.11.2023)

	Río Lurín (aguas arriba)	Efluente PTAR (pre cloración)	Efluente PTAR (post cloración)	Piezómetro P02
Bacterias (pro 100 mL)				
E. coli	0	17330	0	3
Bacterias coliformes	3	61310	313	19
Enterococos	0	2400	0	0
Clostridium perfr.	20	5200	0	0
Virus (por 100 mL)				
Colifagos somáticos	0	4400	0	0
Adenovirus	nd	41	< 10	< 10
Rotavirus	nd	4100	23	< 10
Parásitos (por 1L)				
Giardia	nd	750	750	< 0.01
Cryptosporidia	nd	9	9	< 0.01

Se puede observar que, como esperado, la cloración de la salida de la PTAR inactiva a la mayoría de los organismos indicadores bacterianos y virales, pero no a las formas permanentes de los parásitos patógenos humanos (Giardia, Cryptosporidium). Sin embargo, tras su paso por el suelo, éstos ya no eran detectables.

5.3.4 Conclusiones de los estudios con infiltración intensificada

Los resultados de los análisis químicos del agua en los estudios con infiltración intensificada confirman la estimación previa de que el subsuelo en el área de estudio tiene una permeabilidad muy alta, permitiendo por tanto un flujo rápido de agua subterránea. En los primeros cinco meses de operación, con tasas de infiltración de aprox. 3 m³/h (8 h diarias) en los dos piezómetros de flujo descendente P02 y P03, no se detectó ningún efluente de PTAR infiltrado en las pozas de infiltración. Por lo tanto, el resultado de que, después de unas 20 horas de operación con una tasa de infiltración aumentada a 12.5 m³/h en el piezómetro P02, se obtuviera agua subterránea con una proporción significativa (50-70 %) de aguas residuales previamente infiltradas fue esencial para los estudios posteriores.

Teniendo en cuenta el escaso tiempo de paso del agua infiltrada por el suelo entre las pozas de infiltración y el punto de medición P02, así como la alta velocidad de flujo en el subsuelo (0.5 m/h), es notable que el paso por el suelo retuviera prácticamente por completo los compuestos de fósforo y las sustancias turbias/partículas y, en particular, que permitiera una purificación microbiológica eficiente en relación con las formas permanentes de parásitos (*Giardia*, *Cryptosporidium*). Aunque algunos indicadores bacterianos individuales todavía fueron detectables después del paso por el suelo, esto podría deberse a las condiciones desfavorables al momento del muestreo (bomba/manguera externa).

5.4 Fase 3: operación continua de la planta piloto MAR

La tercera fase de investigación duró del 11.12.2023 al 15.04.2024 y del 06.06.2024 hasta el final del proyecto el 23.10.2024. En esa fase se suministró de forma continua a las pozas IP 1 e IP 3 (antes 8 h diarias laborables) la cantidad de agua que podía infiltrarse en ambas pozas con el nivel máximo de tirante (en suma 3-4 m³/h). La interrupción de aproximadamente 7 semanas se debió a un pequeño sismo local. Esto provocó grietas por asentamiento en las estructuras de hormigón de la PTAR y, a petición de SEDAPAL, se pausó la infiltración como medida de precaución.

Al inicio (09.06.2024) y al término (23.10.2024) de la fase final de infiltración continua de aprox. 4,5 meses, empleados de TZW llevaron a cabo exámenes exhaustivos en campo y realizaron tomas de muestras en el marco de campañas de medición de varios días de duración, con una tasa de infiltración aumentada a 12.5 m³/h mantenida durante varios días.

5.4.1 Supervisión hidráulica de la infiltración

Como mencionado, en la tercera fase se realizó una infiltración continua (24/7) con un caudal maximizado en función del tirante en la poza. La **Figura 40** muestra los caudales infiltrados por poza y en suma para el periodo comprendido entre el 10.12.2023 y el 09.03.2024.

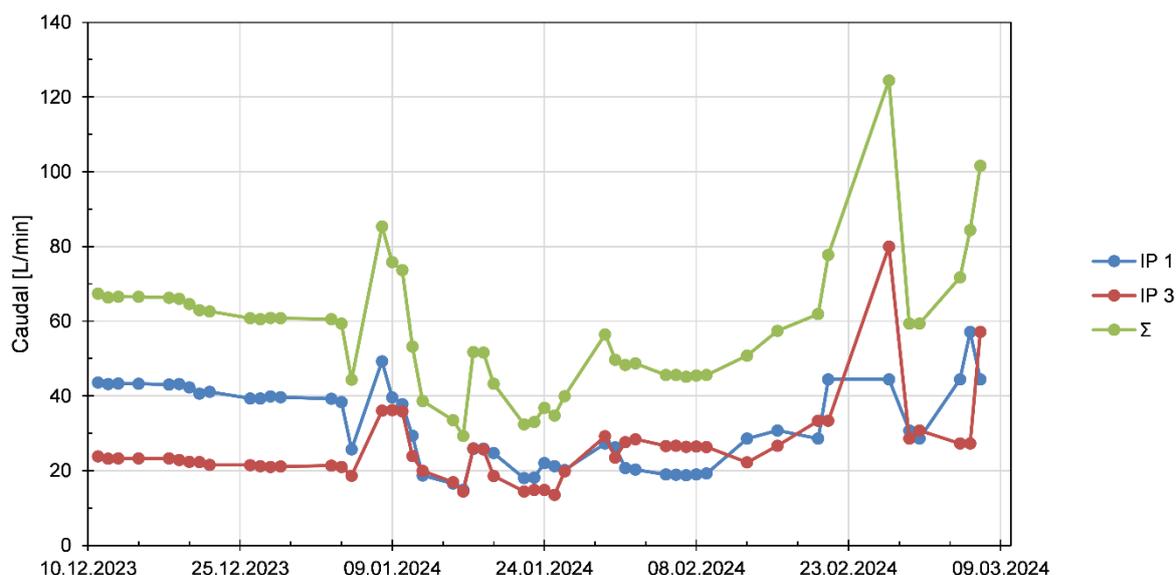


Figura 40: Cantidades infiltradas fase 3, infiltración continua

Se puede observar que en las aprox. primeras 3 semanas se pudo infiltrar un volumen mucho mayor de agua en la poza IP 1 que en la poza IP 3. Posteriormente, la tasa de infiltración (con un tirante constante) se equilibró en ambas pozas.

Incluso en el transcurso del proyecto, es decir, durante los aproximadamente ocho meses que duró la fase 3, no se produjo la disminución prevista de la capacidad de infiltración. Por lo tanto, no fue posible ni necesario realizar series de pruebas para controlar los procesos de colmatación en el fondo de la poza. Durante este tiempo se infiltraron de forma continua un promedio de unos 3.5 m³/h y un total de aprox. 20.000 m³ de efluente de la PTAR.

Entre diciembre de 2023 y marzo de 2024 se midió periódicamente el nivel freático en los piezómetros. La **Figura 41** muestra una evaluación gráfica de estos datos.

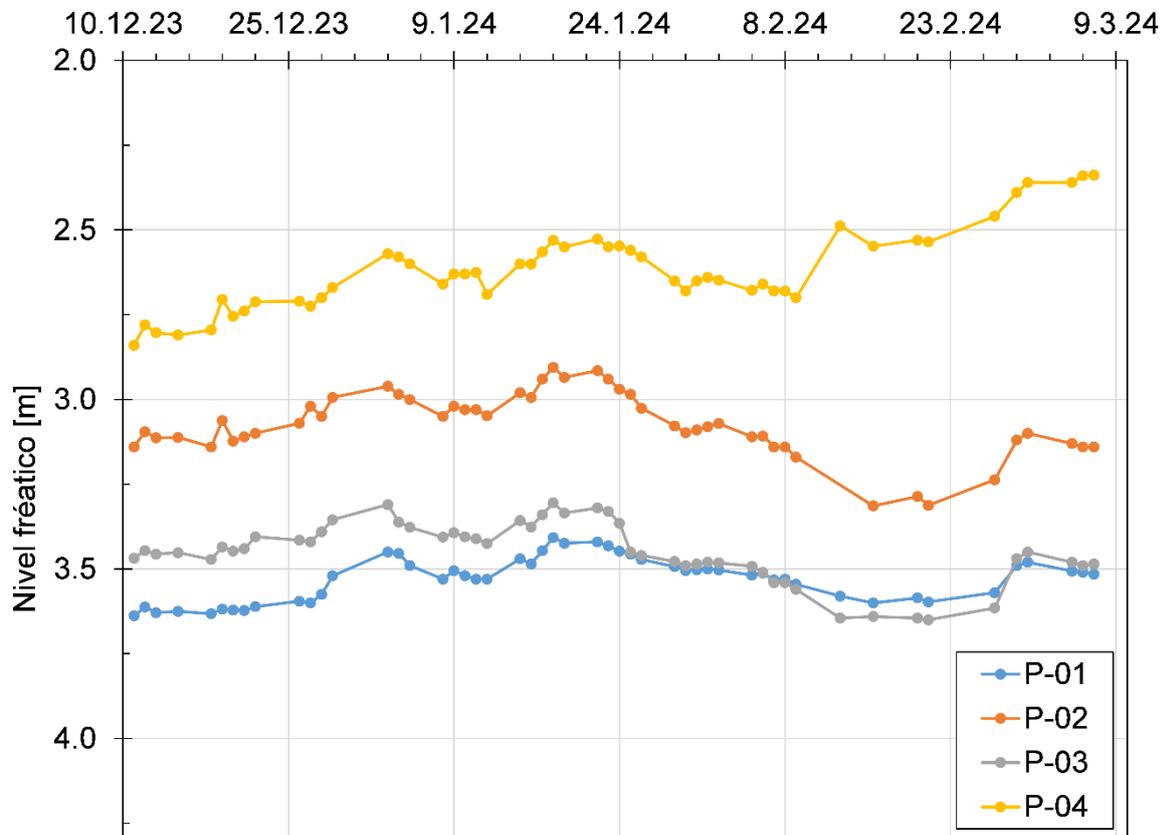


Figura 41: Nivel freático de los cuatro piezómetros durante la operación continua en la fase 3

Según los resultados presentados, los niveles freáticos en los piezómetros variaron durante el periodo de observación entre 0.15 m (P01) y 0.4 m (P04). La suposición de que esto se debía principalmente a la infiltración del río y menos a la infiltración del efluente de la PTAR en la planta piloto MAR ya fue confirmado durante la fase de puesta en marcha.

5.4.2 Composición del agua mediante datos de medición en campo

Los datos de conductividad eléctrica (CE, medida total de los componentes ionógenos disueltos), determinados de manera paralela a las mediciones del nivel freático, tanto en el efluente de la PTAR y en las aguas subterráneas de los piezómetros P01-P03, como en el agua del río (aguas arriba de la descarga de agua depurada) se muestran en la **Figura 43**. La **Figura 42** muestra la ubicación de los puntos de medición.



Figura 42: Puntos de medición de la conductividad eléctrica (CE)

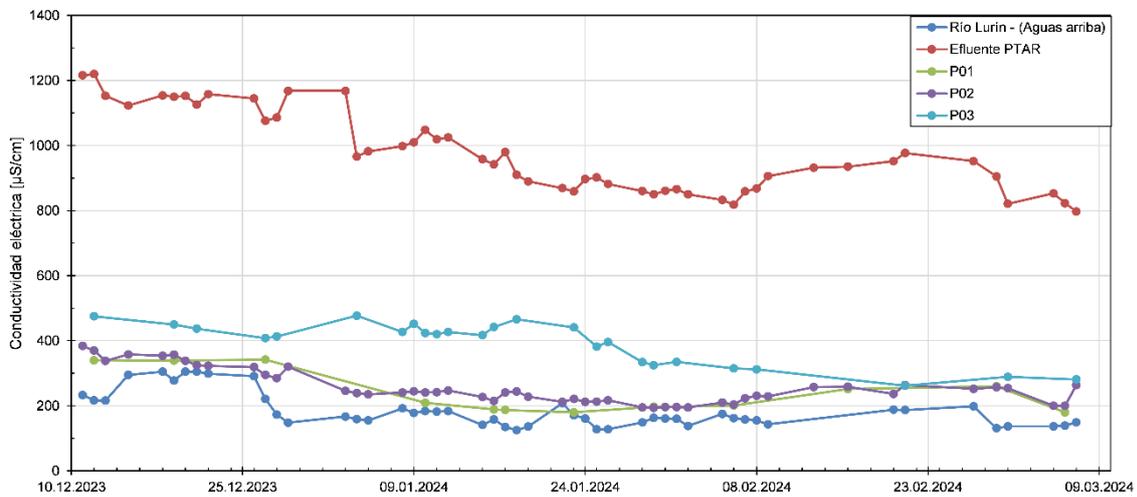


Figura 43: CE del efluente de la PTAR (infiltrado), en el agua fluvial y en el agua subterránea de los piezómetros P01-P03

Durante el periodo de observación se registró una ligera tendencia a la baja de la conductividad eléctrica en las aguas en todos los puntos de medición. En el caso de los piezómetros, esto se debió al incremento del caudal del río Lurín a partir de noviembre de 2024, infiltrándose más agua de río con una mineralización relativamente baja en el acuífero. En el caso de la PTAR de Cieneguilla, es sabido que cuando el nivel freático es más alto (véase **Figura 41**), se produce un ingreso de agua debido a fugas existentes en el sistema de canalización.

A partir del retraso en el tiempo entre el aumento o bien la disminución de la conductividad eléctrica (CE), se puede estimar un tiempo de retención del agua fluvial en el subsuelo de unos pocos días hasta alcanzar el punto de medición P02. La CE del agua del río está determinada a su vez por el caudal de agua de lluvia que tiene su origen en los Andes, es decir, cuando el caudal es alto, la CE disminuye debido a la dilución con el agua de lluvia, pobre en minerales. Las variaciones en el caudal del río Lurín durante la infiltración continua se muestran a modo de ejemplo en las **Figura 44** y **Figura 45**.



Figura 44: Río Lurín el 26.12.2023
(CE 291 μ S/cm)



Figura 45: Río Lurín el 02.02.2024
(CE 138 μ S/cm)

La evaluación gráfica de los datos de medición del valor pH y del contenido de oxígeno en los distintos puntos de medición entre diciembre de 2023 y marzo de 2024 se muestran en la **Figura 46** y **Figura 47**.

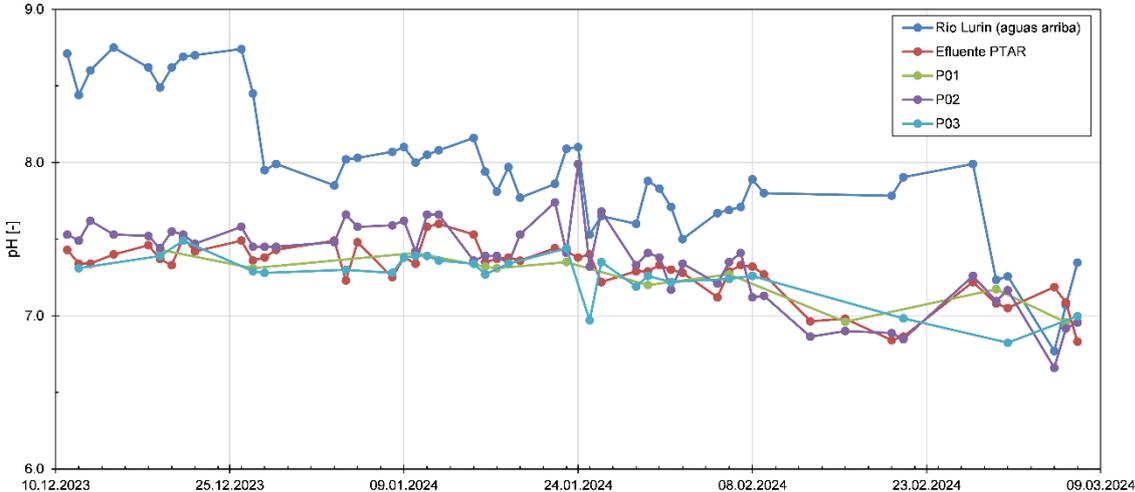


Figura 46: Valor pH en agua de río, agua subterránea y efluente PTAR

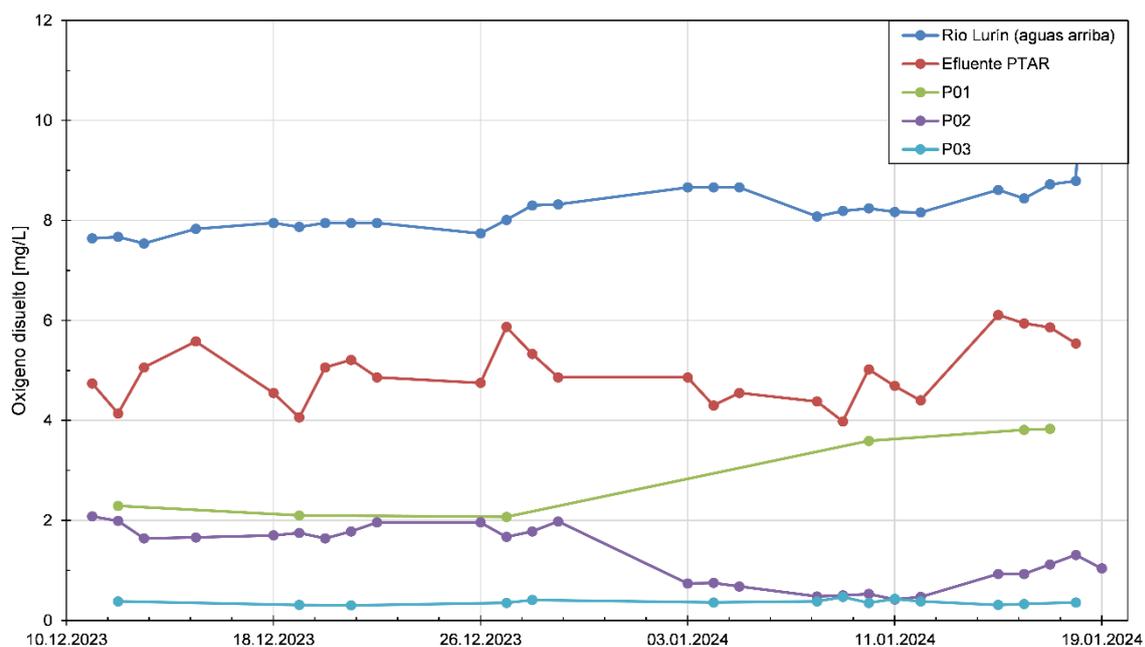


Figura 47: Oxígeno disuelto en el agua fluvial, en las aguas subterráneas y en el efluente PTAR

No se produjeron cambios significativos en comparación con la fase 1 (puesta en marcha, véase capítulo 5.2.4). Los valores pH de las aguas fluviales son en términos generales relativamente altos, lo que se debe a la liberación de CO_2 por el contacto intenso del agua con el aire. El CO_2 se forma a través de procesos microbiológicos durante el paso por el suelo o en la PTAR, de modo que el efluente de la PTAR y las aguas subterráneas presentan valores pH algo más bajos, de 7.0-7.5. La variación lenta en el tiempo del valor pH en los cinco puntos de medición hacia valores más bajos se debe probablemente al desgaste del electrodo pH utilizado en las mediciones periódicas en campo.

Como era de esperar, el agua del río estaba saturada en su mayor parte con oxígeno atmosférico (temperatura del agua de aprox. 24 °C), mientras que en el efluente de la PTAR y en las aguas subterráneas había niveles reducidos de oxígeno debido al consumo microbiológico de oxígeno. Sin embargo, cabe destacar que el oxígeno no se ha consumido por completo en las aguas subterráneas de todos los piezómetros, por lo que los procesos reductores, como la liberación de Fe^{2+} y Mn^{2+} , no deberían desempeñar ningún papel.

5.4.3 Efectos de una interrupción prolongada de la infiltración

Como mencionado anteriormente, la infiltración se detuvo entre el 15 de abril y el 6 de junio de 2024 (debido a grietas por asentamiento). Para poder evaluar los efectos de la interrupción y la reanudación operativa de la infiltración en la masa de agua subterránea, en la **Figura 48** se muestra la conductividad eléctrica del agua de río, del agua subterránea y de las aguas residuales, así como los niveles freáticos del piezómetro P02. El punto de muestreo del agua fluvial se encontraba 100 m aguas arriba del punto de vertimiento de las aguas residuales, de modo que puede descartarse que el vertimiento de las aguas residuales tratada haya influido en la CE del agua fluvial en el punto de muestreo. De los cuatro piezómetros fue seleccionado el P02 para la evaluación, ya que era el más cercano a las pozas de infiltración y el posible efecto de la falta de infiltración sería el primero en hacerse visible allí.

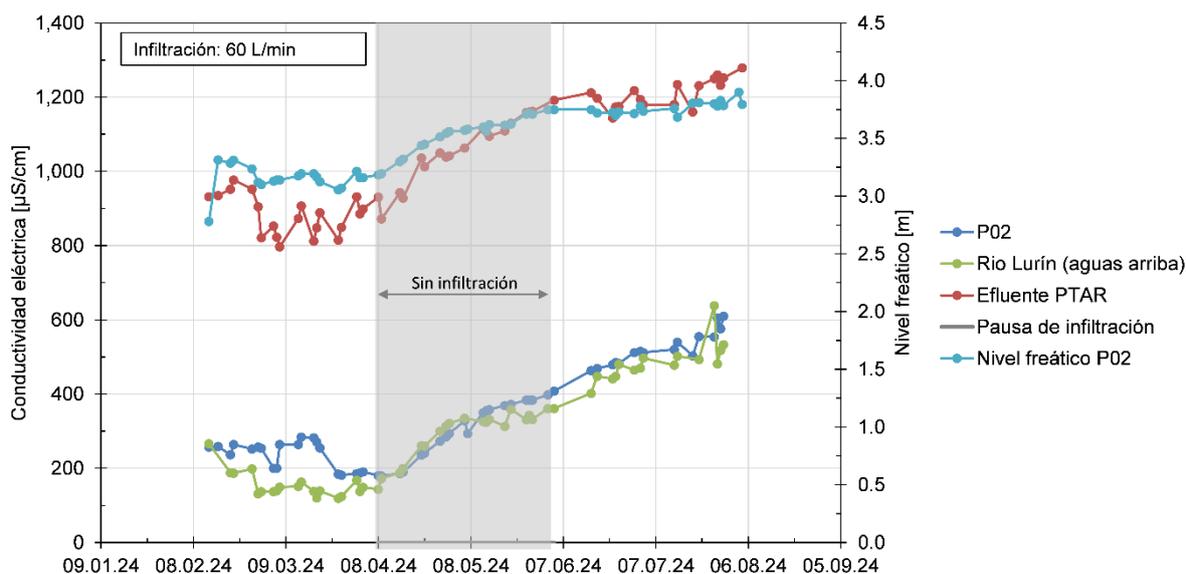


Figura 48: Conductividad eléctrica en el agua del río, el agua subterránea y las aguas residuales, así como nivel freático en P02

Se puede observar un movimiento en paralelo de las curvas de las dos variables en los tres puntos de medición. Con el inicio de la época de estiaje a finales de abril, el caudal del río Lurín disminuyó considerablemente. Debido a la menor dilución por nuevas precipitaciones, la conductividad eléctrica del agua del río aumentó significativamente de unos 120 a hasta 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a finales de julio de 2024, momento en el que el Lurín apenas llevaba agua (véase **Figura 50**). Llama la atención que la CE del agua subterránea del piezómetro P02 se comporte de manera prácticamente idéntica al río y que también el nivel freático caiga inmediatamente con la disminución del caudal del Lurín.



Figura 49: Río Lurín el 9.4.24
(173 $\mu\text{S}/\text{cm}$, inicio de la interrupción)



Figura 50: Río Lurín el 4.6.24
(361 $\mu\text{S}/\text{cm}$, fin de la interrupción)



Figura 51: Río Lurín el 26.7.24
(638 $\mu\text{S}/\text{cm}$)

El aumento de la CE en el efluente de la PTAR también es consecuencia de la disminución del nivel del río. Como mencionado anteriormente, el alcantarillado presenta fugas, disminuyendo la entrada de agua subterránea con baja CE a medida que desciende el nivel del río o del agua subterránea

Llama la atención que la interrupción y reanudación de la infiltración (aprox. 3.5 m^3/h) no afectara ni al nivel freático en el piezómetro P02 ni a la CE del agua subterránea contenida en él. Esto confirma las conclusiones sobre las series de análisis con una tasa de infiltración elevada expuestas en el capítulo 5.3.4. En el caso de tasas de infiltración relativamente bajas, no se observó ningún efecto de la infiltración en la zona del piezómetro P02 (ni tampoco en

P03), siendo que el nivel y la composición del agua subterránea estaban determinados exclusivamente por la infiltración a través del lecho del río.

5.4.4 Capacidad depurativa del paso de suelo

El objetivo de la fase piloto final de aproximadamente 4.5 meses (06.06. - 23.10.2024) era evaluar exhaustivamente los cambios en la composición del efluente de la PTAR debidos al paso por el suelo. Los resultados de análisis realizados hasta la fecha habían revelado que era necesario la operación del IP 2 y un caudal de infiltración total de aprox. 12.5 m³/h para que en el piezómetro P02 hubiera con seguridad agua subterráneas con una proporción significativa (50%) de efluente previamente infiltrado de la PTAR. Bajo esas condiciones es posible una evaluación analítica. Sin embargo, el problema era la alta permeabilidad del subsuelo en la zona del IP 2 y la corta permanencia del agua infiltrada en el subsuelo (< 20-40 h) como resultados del aumento de la tasa de infiltración a 12.5 m³/h. Se tuvo que tomar en cuenta en la evaluación de los resultados que en el presente caso la capacidad depurativa del paso por el suelo fuera desde el principio muy limitado, debido a estas restricciones hidráulicas.

Entre el 9 y el 11 de junio de 2024 y nuevamente entre el 19 y el 23 de octubre de 2024, empleados del TZW llevaron a cabo mediciones exhaustivas en la planta piloto MAR. Tras operar varios días o semanas con una tasa de infiltración de 3-4 m³/h se realizaron estudios y tomas de muestras, aumentándose como siguiente paso la tasa de infiltración a 12.5 m³/h y observar a continuación la reacción del sistema durante un período de 2-4 días.

Serie de mediciones en junio de 2024

La siguiente tabla muestra el desarrollo del ensayo, incluyendo datos de medición en campo, seleccionados en el periodo del 9 al 11 de junio de 2024.

Tabla 13: Proceso y datos de medición en campo de los ensayos con infiltración intensificada 09.-11.06.2024

	Fecha	Hora	IP1-3	Nivel freático	pH	Temp.	CE	O2	Turbidez	KS 4.3	Muestreo
			m ³ /h	m		°C	µS/cm	mg/L	NTU	mmol/L	
Infiltración	6.6.24	10:00	3.6								
P02	9.6.24	10:15		3.76	7.17	22.0	529	1.6	0.27	1.75	✓
Efluente PTAR	9.6.24	12:15		nd	7.12	23.9	1230	5.6	7.0	2.15	
P03	9.6.24	12:45	12.5	3.86	7.11	24.2	411	1.3	0.73	1.60	✓
Infil. max	9.6.24	13:00									
P02	9.6.24	16:30		nd	7.16	23.0	495	3.0	0.29	nd	
P02	10.6.24	09:40		nd	7.08	21.9	565	nd	nd	nd	
Río Lurín	10.6.24	10:30		nd	8.37	18.0	497	12.2	0.50	1.85	✓
P02	10.6.24	14:00		3.56	7.19	22.8	551	4.5	-	-	
P02	11.6.24	08:40		nd	6.97	22.1	939	4.2	0.27	1.85	
Efluente PTAR	11.6.24	09:15		nd	7.25	23.7	1203	5.2	6.5	2.05	
P02	11.6.24	10:00		3.46	6.96	22.2	931	3.6	nd	nd	✓
P03	11.6.24	10:30		3.75	7.12	23.5	408	1.6	nd	nd	✓
Infiltración	11.6.24	11:00	3.6								

Como se puede observar en la **Tabla 13**, el 9 de junio de 2024 se realizó una primera serie de mediciones con muestras de agua subterránea en los piezómetros P02 y P03 para realizar análisis exhaustivos en el laboratorio TZW, antes de que a las 13:00 horas se aumentara la cantidad de infiltración a un total de 12.5 m³/h con la puesta en marcha del IP 2. Mediante mediciones realizadas el día siguiente y el día subsiguiente nuevamente se registraron los cambios en el nivel freático y la composición de las aguas subterráneas y se tomaron nuevas muestras para un análisis en el laboratorio TZW.

Ya los datos de medición en campo muestran que el 11 de junio 2024 a las 8:40, es decir, después de 44 h con una tasa de infiltración elevada, la conductividad eléctrica (CE) en el agua del piezómetro P02 (muestreo después de bombear 20 minutos a 0.4 m³/h) había aumentado considerablemente de 529 a 939 μ S/cm. Con los datos de medición de la CE en la **Tabla 13** se puede estimar una proporción de efluente de la PTAR infiltrado en más del 60 % en el agua subterránea extraída en ese momento. Como esperado, con el aumento de la CE también aumentó el contenido de oxígeno disuelto, mientras que el valor de turbidez, que se mantuvo baja, muestra que las sustancias turbias contenidas en el efluente de la PTAR fueron retenidas durante el paso por el suelo, a diferencia de los componentes disueltos del agua.

De igual manera, el aumento del nivel freático de reposo de las aguas subterráneas en el punto de medición P02 refleja el efecto de la mayor infiltración en las aguas subterráneas en este punto de medición, subiendo unos 0.3 m de 3.76 m por debajo de la superficie de suelo el 9 de junio 2024 a las 10:15 horas a 3.46 m por debajo de la superficie de suelo el 11 de junio de 2024 a las 10:00 horas. Por el contrario, los datos de análisis tomados en campo para la CE y el contenido de oxígeno en las aguas subterráneas del piezómetro P03 no indican ninguna variación. El aumento del nivel freático en reposo de P03 de tan solo 0,09 m refleja una influencia relativamente pequeña de la mayor infiltración en este punto de medición, situado a una distancia ligeramente mayor de la poza de infiltración que P02.

En las fechas indicadas en la **Tabla 13** (columna de la extrema derecha) se tomaron muestras para análisis posteriores de mayor profundidad en el laboratorio del TZW. En la **Tabla 14** se muestra una selección de los resultados.

Tabla 14: Resultados de los análisis químicos de los ensayos con infiltración intensificada 9-11.06.2024

		Río	Efl.	P02		P03	
		Lurín ¹	PTAR ²	09.06.	11.06.	09.06.	11.06.
		10.06.	09.06.	2024	2024	2024	2024
CE en campo	μ S/cm	497	1230	529	931	411	408
Oxígeno en campo	mg/L	12.2	5.6	1.6	3.6	1.3	1.6
Calcio	mg/L	59.2	123	64.2	110	47.5	46.3
Magnesio	mg/L	8.6	19.1	8	13.7	6.4	6.3
Sodio	mg/L	28.1	94.6	28.3	55.5	21	21.4
Hierro	mg/L	<0.01	0.05	<0.01	<0.01	0.04	0.04
Manganeso		<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	0.033	0.039
Ammonio ³	mg/L	nd	0.04	<0.01	<0.01	0.03	0.03
Nitratos ³	mg/L	1.3	86.5	9.2	48.1	1.5	0.9
Cloruros	mg/L	39.1	153	47.8	112	32.2	32.2
Sulfatos	mg/L	83.7	174	86.7	139	72	70
COT	mg/L	1.4	5.3	1.1	1.9	1.1	1
Fósforo	mg/L	<0.1	2.4	<0.1	<0.1	0.12	0.12

		Río Lurín ¹	Efl. PTAR ²	P02		P03	
		10.06. 2024	09.06. 2024	09.06. 2024	11.06. 2024	09.06. 2024	11.06. 2024
Arsenio	mg/L	0.003	0.002	0.003	0.003	0.004	0.005
Uranio	mg/L	0.0014	0.0011	0.0009	0.0021	0.0004	0.0004
EDTA	µg/L	nd	6.4	0.84	4.0	nd	nd
Perfluorbutanoat	µg/L	nd	0.0069	0.0026	0.0054	nd	nd
Perfluoroctan sulfonato	µg/L	nd	<0.001	<0.001	0.0023	nd	nd
Melamina	µg/L	0.023	1.0	0.016	0.18	0.012	0.014
Sulfametoxazol	µg/L	<0.01	<0.01	0.023	0.26	-	<0.01
Ácido valsartánico	µg/L	<0.01	0.61	0.053	0.37	-	< 0.01
Acesulfamo	µg/L	<0.01	<0.01	<0.01	0.21	<0.01	<0.01
Sucralosa	µg/L	1.1	36	3.3	22	1.3	0.94

¹ aguas arriba al punto de vertimiento de la PTAR

²post cloración

³Análisis en los laboratorios de TZW con muestras acidificadas a pH3 en campo con HCl (prevención nitrificación)

Como esperado debido al fuerte aumento de la proporción de aguas residuales infiltradas en el piezómetro P02, que del 9 al 11 de junio aumentó a más que 60 % (estimado a partir de los datos de medición en campo de la CE), paralelamente al CE también aumentaron en el agua subterránea del P02 las concentraciones de prácticamente todos los componentes disueltos que se encuentran en el efluente de la PTAR en concentraciones más altas. Una excepción es el parámetro fósforo total, lo que indica una retención adsorptiva o una biodegradación de los compuestos de fósforo disueltos a pesar del paso relativamente corto por el suelo.

Los resultados de los análisis microbiológicos realizados entre el 9 y el 11 de junio 2024 se muestran en la **Tabla 15**. Para evaluar la eficacia de la adición de cloro en el efluente de la PTAR, también se realizaron análisis del efluente de la PTAR antes de la adición de cloro.

Tabla 15: Resultados de los análisis microbiológicos de los ensayos del 9 al 11.06.2024

	Río Lurín	Efl. PTAR pre Cl ₂	Efl. PTAR post Cl ₂	P02		P03
	10.06.24	09.06.24		09.06.24	11.06.24	11.06.24
Bacterias (por 100 mL)						
E. coli	85	48,840	34	0	30	0
Bacterias coliformes	2920	155,310	308	0	84	0
Enterococos	24	2,160	4	0	3	0
Clostridium perfringens	3	1,600	420	0	0	0
Virus (por 100 mL)						
Colifagos somáticos	1	5,700	1	0	0	0
SARS-CoV-2	< 27	< 27	< 27	< 27	< 27	nd
CrAssphage	< 27	255	42	< 27	< 27	nd
PMMoV	21,500	75,300	11,800	49	3,720	nd
Parásitos (por 1L)						
Giardia	< 1	2,500	1,800	< 0.01	< 0.01	nd
Cryptosporidia	< 1	< 2	< 2	< 0.01	< 0.01	nd

Se puede observar que, como esperado, la cloración del efluente de la PTAR inactiva eficazmente la mayoría de los organismos indicadores bacterianos y virales, pero no las esporas de *Clostridium perfringens* resistentes al cloro, ni las formas permanentes de los parásitos patógenos para el ser humano (*Giardia*, *Cryptosporidium*). El paso por el suelo eliminó por completo el *Clostridium perfringens* y los parásitos patógenos para el ser humano. El virus Pepper mild mottle (PMMoV), un indicador viral de aguas residuales, solo se eliminó parcialmente con el paso por el suelo. Esto, junto con los valores elevados de los indicadores bacterianos fecales *E. coli*, coliformes y enterococos, podría deberse a una contaminación secundaria causada por las condiciones desfavorables de muestreo (manguera y bomba móvil).

Los resultados químicos y microbiológicos de los análisis con una tasa de infiltración elevada en el periodo del 9 al 11 de junio de 2024 confirman los resultados de la serie de mediciones realizadas en noviembre de 2023 en condiciones marco comparables (véase capítulo 5.3.3)

Serie de mediciones en octubre de 2024

Para confirmar estos resultados, se realizó otra serie de mediciones al final de la fase piloto, entre el 19 y el 23 de octubre de 2024. El procedimiento fue comparable con el de noviembre de 2023 y junio de 2024. Sin embargo, esta serie de mediciones se realizó al final de la época de estiaje, después de aprox. 4 meses de infiltración continua (3-4 m³/h). Por lo tanto, desde el principio se asumió que había una mayor proporción de efluente de PTAR infiltrado en las aguas subterráneas de los piezómetros P02 y P03, situados aguas abajo de las pozas de infiltración.

Los resultados de los análisis químicos de la **Tabla 16** indican que este realmente fue el caso. Se puede observar que ya el 19 de octubre de 2024, es decir, antes de que se iniciara la infiltración intensificada, se presentaban concentraciones relativamente altas de los principales componentes ionógenos del efluente de la PTAR y, en consecuencia, una CE correspondiente en las aguas subterráneas de los piezómetros P02 y P03. El 19 de octubre de 2024 las concentraciones de los “trazadores de aguas residuales” sucralosa y cloruro en el agua del piezómetro P03 también ya se encontraban en un nivel ligeramente elevado. Por lo tanto, la infiltración continua de aguas residuales de la PTAR durante varios meses anteriores (lecho seco, sin infiltración del río Lurín) ha influido considerablemente en la composición de las aguas subterráneas aguas abajo de las pozas de infiltración. En el muestreo del 19.10.2024, ya se registraba una proporción significativa de efluente de la PTAR en las aguas subterráneas. Cabe destacar que, según los valores de COT y de contenido de oxígeno en las muestras de los piezómetros P02 y P03, los compuestos orgánicos se degradaron en las aguas subterráneas, sin que se produjeran condiciones reductoras. Además, a pesar de los valores de nitratos temporalmente elevados en el efluente de la PTAR, la concentración de nitratos en las aguas subterráneas apenas aumentó.

Tabla 16: Resultados de los análisis químicos de los ensayos con infiltración intensificada, 19.-23.10.24

		Río Lurín	Efluente PTAR	P02		P03
		23.10.24	19.10.24	19.10.24	23.10.24	19.10.24
CE	μS/cm	605	1315	703	786	721
pH	-	8.37	7.09	7.38	7.34	7.28
Oxígeno	mg/L	8.2	3.5	0.3	0.9	2.2
Turbidez	NTU	1.7	2.5	0.30	0.35	0.2
Cap. buffer 4.3	mmol/L	2.5	2.3	2.6	2.7	2.6
Calcio	mg/L	75.3	135	88.1	110	47.5
Magnesio	mg/L	11.6	21.2	12	13.7	6.4
Sodio	mg/L	34.8	110	40	55.5	21
Hierro	mg/L	0.04	0.01	<0.01	<0.01	0.1
Manganeso		<0.005	0.009	<0.005	<0.005	0.064
Arsenio	mg/L	0.004	0.002	nd	0.003	0.004
Uranio	mg/L	0.0023	0.0008	nd	0.0038	0.003
Amonio pH 3	mg/L	nd	0.03	nd	<0.01	nd
Nitratos pH 3	mg/L	<0.5	89.5	nd	4.5	3.3
Cloruros	mg/L	50.6	210	nd	72.5	72.3
Sulfatos	mg/L	104	174	nd	128	123
COT	mg/L	1.7	5.4	nd	1.1	0.94
Fósforo	mg/L	<0.1	2.8	nd	<0.1	<0.1
Perfluorbutanoat	μg/L	nd	0.0074	nd	0.0021	nd
Perfluorocetan sulfonato	μg/L	nd	<0.001	nd	<0.001	nd
Melamina	μg/L	0.021	0.6	nd	0.1	nd
Sulfametoxazol	μg/L	<0.01	<0.01	nd	0.022	0.02
Ácido valsartánico	μg/L	<0.01	0.15	nd	0.086	<0.01
Acesulfamo	μg/L	0.11	<0.01	nd	<0.01	<0.01
Sucralosa	μg/L	0.38	9.6	nd	6.5	4.9

Debido a la infiltración intensificada de cuatro días, las concentraciones de Ca²⁺, Na⁺ y CE en el agua del piezómetro P02 aumentaron considerablemente. Sin embargo, al igual que en los exámenes preliminares de noviembre de 2023 y junio de 2024, la turbidez y la concentración de fósforo se mantuvieron en niveles bajos.

Los resultados microbiológicos de la **Tabla 17** muestran que también en este caso se obtuvieron resultados similares a los de los dos estudios preliminares de noviembre de 2023 y junio de 2024. La cloración del efluente de la PTAR nuevamente neutralizó eficazmente la mayoría de los organismos indicadores bacterianos y virales, pero no las esporas de *Clostridium perfringens* ni las formas permanentes de los parásitos patógenos humanos (*Giardia*, *Cryptosporidium*). Estos parásitos resistentes al cloro fueron eliminados por completo gracias al paso por el suelo.

Tabla 17: Resultados de los análisis microbiológicos de los ensayos del 19.-23.10.2024

	Río Lurín	Efl. PTAR pre Cl ₂	Efl. PTAR post Cl ₂	P02	
	23.10.24	23.10.24		19.10.24	23.10.24
Bacterias (por 100 mL)					
<i>E. coli</i>	55	2,046	0	0	30
Bacterias coliformes	4,352	19,863	0	0	84
Enterkokken	67	1,800	0	0	3

	Río Lurín	Efl. PTAR pre Cl ₂	Efl. PTAR post Cl ₂	P02	
	23.10.24	23.10.24		19.10.24	23.10.24
Clostridium perfringens	9	>800	1	0	0
Virus (por 100 mL)					
Colifagos somáticos	18	2,400	0	0	0
Parásitos (por 1 L)					
Giardia	nd	nd	230	<0.01	<0.01
Cryptosporidia	nd	nd	10	<0.01	<0.01

5.4.5 Análisis complementarios respecto al uso de trazadores de aguas residuales

Como mencionado, en el efluente de la PTAR se registran dos sustancias antropogénicas trazas en concentraciones elevadas, el EDTA y la sucralosa, que, debido a su persistencia en el medio ambiente, son adecuadas como “trazadores de aguas residuales”. Sin embargo, los costos de análisis de estas sustancias son relativamente altos. En las siguientes consideraciones se ha comprobado la idoneidad de la conductividad eléctrica (CE), que puede determinarse fácilmente en campo mediante una sonda de medición, y del parámetro de laboratorio cloruro (de bajo costo) como trazador de aguas residuales.

El gráfico superior de la **Figura 52** muestra la evaluación del edulcorante sucralosa, el cual registró una concentración en el efluente de la PTAR ($C_{PTAR, efl}$) de 57 y 36 µg/L en noviembre y junio de 2023, respectivamente (concentración habitual para la PTAR Cieneguilla). La representación de los datos de medición muestra que apenas se vertieron aguas residuales conteniendo sucralosa aguas arriba de la PTAR Cieneguilla. La concentración de sucralosa determinada en el agua del río en noviembre de 2023 indica que el porcentaje de efluente de la PTAR Cieneguilla en el agua del río al momento de la toma de muestras fue del 28 %. Para las aguas subterráneas del punto de medición P02, los valores de sucralosa determinados antes de la infiltración intensificada indican solo un bajo porcentaje de efluente de la PTAR (6 y 9 %, respectivamente). Las concentraciones de sucralosa determinadas en el punto de medición P02 tras 2 y 4 días de infiltración intensificada demuestran en ambas series de mediciones un aumento de la proporción de efluente de PTAR en las aguas subterráneas por encima del 60 %.

La **Figura 52** muestra una comparación de las evaluaciones correspondientes para los parámetros de cloruro y CE en los gráficos medio e inferior de la figura. Indica que esta prueba de una proporción significativa de efluentes de la PTAR en las aguas subterráneas del piezómetro P02 como resultado de la infiltración intensificada también puede basarse en estos parámetros fáciles de determinar. Sin embargo, son menos adecuados para determinar la proporción de efluente de la PTAR en el agua fluvial o en las aguas subterráneas antes de la infiltración intensificada. Esto se debe a que tanto el agua fluvial aguas arriba como las aguas subterráneas P02, poco o nada afectadas por la infiltración normal, ya presentaban valores ligeramente elevados para estos dos parámetros.

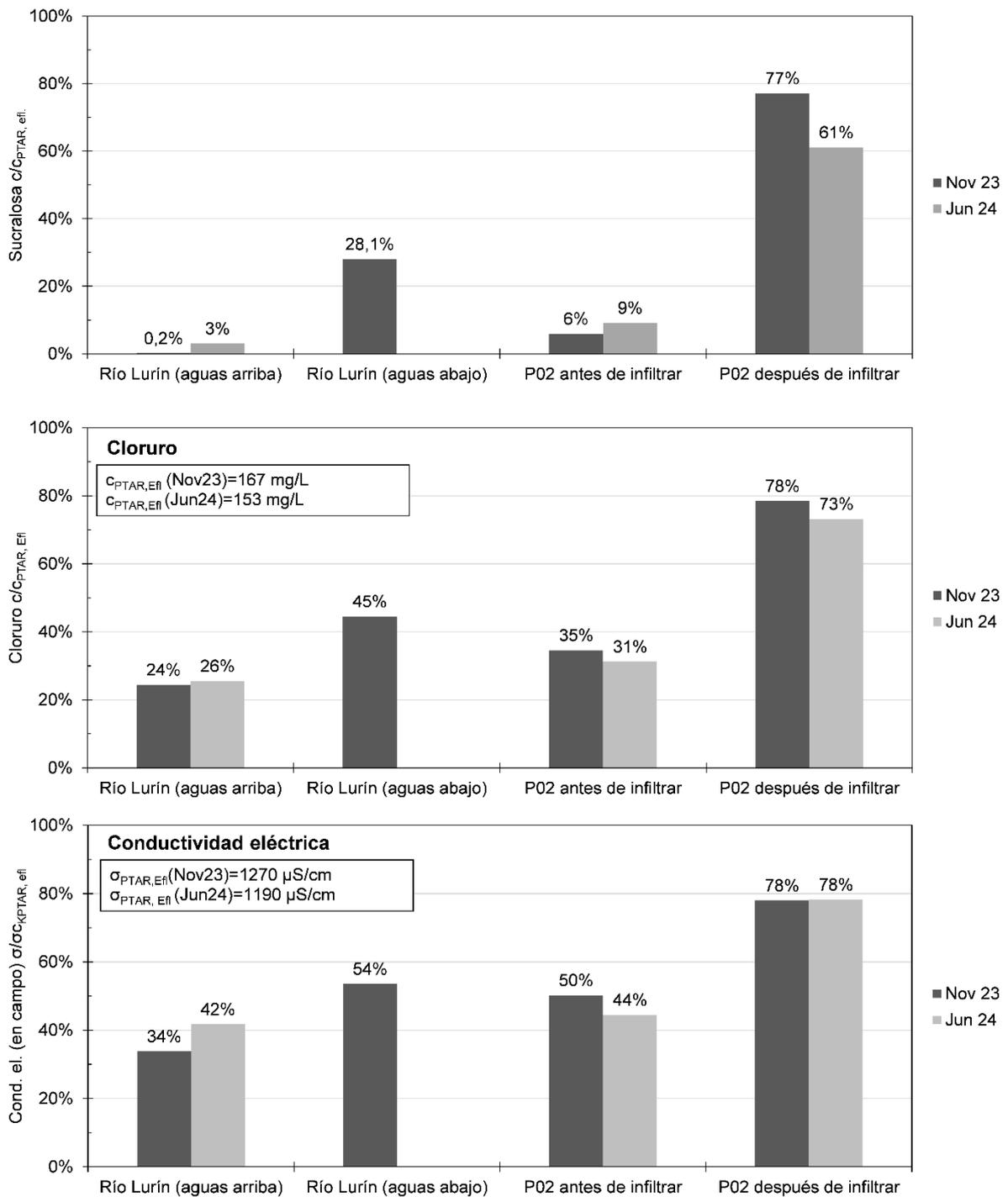


Figura 52: Trazadores de aguas residuales: sucralosa (arriba), cloruro (centro) y CE (abajo) en el agua del río y en las aguas subterráneas antes y después de la infiltración intensificada en noviembre 2023 y junio 2024

5.4.6 Conclusión de la fase 3 con infiltración continua

Los resultados de la fase 3 de investigación final, con ocho meses de infiltración continua y tasas de infiltración temporalmente elevadas, confirman los hallazgos de las fases 1 y 2. En la fase 3 se infiltraron en promedio aprox. 3.5 m³/h de manera continua, es decir, un total de alrededor de 20 000 m³ de efluente de la PTAR. Durante este tiempo, el rendimiento de infiltración de las dos pozas utilizadas se mantuvo constante, sin que fuera necesario tomar medidas especiales para evitar una colmatación en el fondo de la poza.

La influencia notoria de las tasas de infiltración permanentes y relativamente bajas (3.5 m³/h) en la composición del agua subterránea aguas abajo de las pozas de infiltración no se detectó hasta el final de la época de estiaje de 2024, después de varios meses sin que se produjera una recarga de aguas subterráneas por infiltración desde el río Lurín.

Sin embargo, debido a un aumento de la tasa de infiltración a 12.5 m³/h durante un periodo de 24-40 h, se pudo registrar en un total de tres series de mediciones una mayor proporción de efluente de la PTAR en el piezómetro P02, lo que permitió evaluar con seguridad la eficacia de la depuración en el paso por el suelo. Como era de esperar, con el aumento de la tasa de infiltración, también aumentaron en el agua subterránea las concentraciones de la mayoría de los componentes disueltos presentes en mayor cantidad en el efluente de la PTAR (por ejemplo, oxígeno, Ca²⁺, Na⁺, Cl⁻, sucralosa). Una excepción es el parámetro fósforo total, que indica una retención adsorptiva o una biodegradación de los compuestos de fósforo disueltos durante el paso por el suelo.

A pesar de la permeabilidad relativamente alta del subsuelo y la consiguiente alta velocidad de flujo (> 0.3 m/h) o el tiempo reducido de permanencia en el suelo (<40 h) durante los estudios con infiltración intensificada, se logró una retención efectiva de sustancias turbias y partículas. Cabe destacar que este paso acelerado por el suelo también retuvo por completo patógenos resistentes al cloro como el *Clostridium perfringens* y formas permanentes de parásitos patógenos humanos (*Giardia*, *Cryptosporidium*).

5.5 Medidas para estabilizar las tasas de infiltración

En el proceso de recarga gestionada del acuífero en pozas de infiltración, tras un cierto tiempo de operación normalmente se produce una colmatación y, por tanto, una disminución de la tasa de infiltración debido a la acumulación de turbidez o de sólidos y al crecimiento de biopelículas en los poros de la zona de infiltración. Esto puede contrarrestarse con medidas como el secado de las pozas y el arado o, si es necesario, la eliminación de las capas superiores del suelo. Para determinar las condiciones de operación más adecuadas de las instalaciones de infiltración, se recomienda probar diferentes variaciones de operación, como la carga superficial, los intervalos de secado y el tratamiento de la superficie, en función de las condiciones locales (Bouwer 2002; Dillon et al. 2022; Toze et al. 2004).

Contrariamente a lo esperado, en el presente proyecto piloto no se produjo ningún descenso en el rendimiento de infiltración durante los aproximadamente 16 meses de operación con tirante en las pozas IP1 e IP3. Por lo tanto, no fue necesario realizar los estudios previstos para optimizar las condiciones de operación mediante la variación de la carga superficial, los intervalos de secado y el tratamiento de la superficie.

La causa de la constante capacidad de infiltración elevada se debe al subsuelo rocoso y muy permeable del valle del río Lurín. Parece ser posible conseguir tasas de infiltración más altas, p. ej. de 1 m³/(m²h), incluso a largo plazos.

5.6 Composición de las aguas subterráneas y de los filtrados ribereños

Además de los análisis de las aguas subterráneas en las proximidades de las pozas de infiltración de la planta piloto MAR (piezómetros P01-P04) detallados en los capítulos anteriores, se realizaron análisis de las aguas subterráneas en un área más amplia. Las muestras se tomaron de dos pozos privados (pozo privado n. PTAR y pozo privado n.º 374; para más detalles sobre la ubicación y la toma de muestras, véase **Tabla 6**). superficial (profundidad de excavación de los pozos privados 10-15 m por debajo de la superficie de suelo). Dado que la recarga de las aguas subterráneas en el valle del río Lurín se produce por filtración ribereña, es decir, por infiltración desde el lecho del río, y que el agua del río en la época de estiaje procede principalmente del efluente de las PTAR, los análisis también sirvieron en particular para determinar la capacidad depurativa de un mayor tiempo de retención en el suelo. El pozo privado “PW n. PTAR” se encuentra ubicado a unos 70 m y el pozo privado “PW n. 374” a unos 120 m del río Lurín.

En la **Tabla 18** se presentan los resultados seleccionados de las aguas de los dos pozos privados en dos momentos de análisis. Los resultados de agua subterránea profunda en el valle del río Lurín (“TBr. Manchay”, extracción hasta 90 m por debajo de la superficie de suelo) que se muestran en la columna de la derecha aplican para comparar o evaluar los cambios en la calidad del agua subterránea respecto a la profundidad de extracción (datos del proyecto TRUST, véase León et al. 2021).

Tabla 18: Resultados de los análisis de agua subterránea superficial (agua de pozo privado) y de un pozo profundo del valle del río Lurín

		PW n. PTAR		PW Nr. 374		TBr. Manchay
		15.08.23	14.11.23	15.08.23	23.10.24	28.11.18
E. coli	1/100 mL	0	0	0	0	0
Colifagos somáticos	1/100 mL	0	0	0	0	0
pH en campo	-	7.17	7.18	7.11	7.19	7.24
Oxígeno en campo	mg/L	nd	1.5	-	3.7	3.1
CE 25°C	µS/cm	823	657	557	615	833
Cap. Buffer pH 4.3	mmol/L	2.97	2.6	2.82	2.14	2.85
Calcio	mg/L	95.9	71.1	58.8	63.8	95.9
Magnesio	mg/L	13.5	9.8	8.3	8.8	11.9
Sodio	mg/L	46.2	36.6	41.4	45.7	47.9
Hierro	mg/L	0.15	0.03	0.01	0.02	<0.01
Arsenio	mg/L	0.004	0.004	<0.001	<0.001	0.002
Boro	mg/L	0.36	0.28	0.24	0.21	0.26
Uranio	mg/L	nd	0.0011	0.0021	0.0009	0.0009
Cloruros	mg/L	81.7	57.6	43.3	70	117
Nitratos	mg/L	9.9	4.4	5.8	2.6	12
Sulfatos	mg/L	143	97.7	73.7	92.1	110
Fósforo	mg/L	nd	<0.1	nd	<0.1	<0.1
COT	mg/L	1.2	0.95	0.74	0.79	0.38
Melamina	µg/L	<0.01	0.012	<0.01	<0.01	<0.01
Ácido atenolólico	µg/L	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01

		PW n. PTAR		PW Nr. 374		TBr. Manchay
		15.08.23	14.11.23	15.08.23	23.10.24	28.11.18
Carbamazepina	µg/L	<0.01	<0.01	0.014	0.013	<0.01
Diclofenaco	µg/L	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Iopamidol	µg/L	< LD	<0.01	0.017	0.012	<0.01
Irbesartán	µg/L	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Sulfametoxazol	µg/L	0.031	0.035	0.03	0.049	0.033
Ácido valsartánico	µg/L	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Acesulfamo	µg/L	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.047
Sucralosa	µg/L	2.6	2.7	2.3	1.1	nd

Una comparación de los resultados de los dos pozos privados de la **Tabla 18** con los datos de los piezómetros P01-P03 (véase, p.ej., la **Tabla 9**) muestra una composición muy similar de las cinco aguas subterráneas cercanas a la superficie. Son aguas pobres en oxígeno y nitratos, de dureza media (suma de Ca^{2+} y Mg^{2+} 1.8 – 2.5 mmol/L), con suficiente capacidad buffer (véase capacidad de buffer hasta pH 4.3) que contienen cantidades significativas de cloruro y sulfato. Con excepción de cantidades insignificantes de arsénico y uranio, no contienen metales pesados ni elementos traza tóxicos. Las concentraciones de sustancias orgánicas (véase COT) son bajas y se detectan trazas de sustancias antropogénicas como sucralosa y sulfametoxazol. Las aguas subterráneas tampoco presentan problemas desde el punto de vista higiénico-microbiológico.

El agua de los pozos profundos tiene una composición físico-química prácticamente idéntica a la de las aguas subterráneas cercanas a la superficie. También contiene dos sustancias trazas antropogénicas: acesulfamo (edulcorante) y sulfametoxazol (antibiótico). El bajo valor de COT indica procesos de degradación biológica o de depuración muy extensos en caso de permanencia prolongada en el acuífero. En este contexto, cabe destacar la presencia de oxígeno en las zonas más profundas del acuífero. En consecuencia, en este caso los procesos reductores que conducen a la liberación de los contaminantes típicos de las aguas subterráneas profundas Fe^{2+} y Mn^{2+} no desempeñan ningún papel.

En resumen, tanto las aguas subterráneas profundas como las aguas subterráneas superficiales analizadas en el valle del río Lurín presentan una calidad incuestionable. En principio, pueden utilizarse como agua potable sin necesidad de tratamiento. La presencia de cantidades bajas de sustancias trazas antropogénicas persistentes en el medio ambiente demuestra la recarga de las aguas subterráneas a través de la infiltración de agua fluvial con una cierta proporción de aguas residuales. Por lo tanto, las aguas subterráneas del valle del Lurín son filtrados en las riberas del Lurín, donde se producen amplios procesos de purificación durante el paso por el suelo.

5.7 Análisis relacionado con el impacto (WBA)

5.7.1 Metodología

El Análisis relacionado con el Impacto (WBA, según sus siglas en alemán) es una combinación de fraccionamiento, bioensayo (método de prueba biológica) y análisis químico. Mediante el uso de la cromatografía en capa fina de alta eficiencia (HPTLC, según sus siglas en inglés) como técnica de separación, se pueden realizar bioensayos para detectar múltiples efectos tóxicos directamente en la placa de capa fina. Esto permite evaluar de forma integral los efectos de sustancias trazas y sus cambios durante los procesos de tratamiento. A diferencia del análisis de sustancias individuales, esta metodología permite una evaluación integral de los efectos causados por la muestra de agua.

Para los bioensayos se utiliza una batería de bioensayos que consta de seis unidades. Se mide un sustrato en cada caso, que se forma como fluorescencia o luz. Para el análisis de muestras de agua la sensibilidad de los bioensayos debe ser incrementada mediante un proceso de enriquecimiento, por lo que se realiza una extracción en fase sólida (SPE, según sus siglas en inglés) después de la toma de muestras.

En la **Tabla 19** se muestran las enzimas/organismos utilizados en el bioensayo y los criterios de valoración (toxicidad). Cabe señalar que el uso exclusivo de sistemas unicelulares o enzimas como biotests (bacterias y células de levadura) solo permite una transferencia limitada de los resultados a organismos complejos.

Tabla 19: Enzimas/organismos y criterios de valoración de los bioensayos en el WBA

Sigla	Bioensayo	Organismo / Enzima	Criterio de valoración
AF	<i>Aliivibrio fischeri</i> -Assay	<i>Aliivibrio fischeri</i>	Toxicidad básica
AChE	Acetylcholinesterase-Assay	Acetylcholinesterase	Neurotoxicidad
BS	<i>Bacillus subtilis</i> -Assay	<i>Bacillus subtilis</i>	Citotoxicidad
YES	Yeast Estrogen Screen	<i>Saccharomyces cerevisiae</i> BJ3505	Estrogenicidad
YAS	Yeast Androgen Screen	<i>Saccharomyces cerevisiae</i> PGKhAR	Androgenicidad
Umu	Umu-Assay	<i>Salmonella typhimurium</i> TA1535/pSK1002	Genotoxicidad

La metodología aplicada, basada en la separación cromatográfica en capa fina de alta eficiencia (HPTLC) y el bioensayo, se muestra en la **Figura 53**. Para más detalles sobre la metodología del análisis relacionado con el impacto (WBA), véanse las publicaciones correspondientes (Flörs et al. 2025; Schoenborn et al. 2017; Stütz et al. 2020).

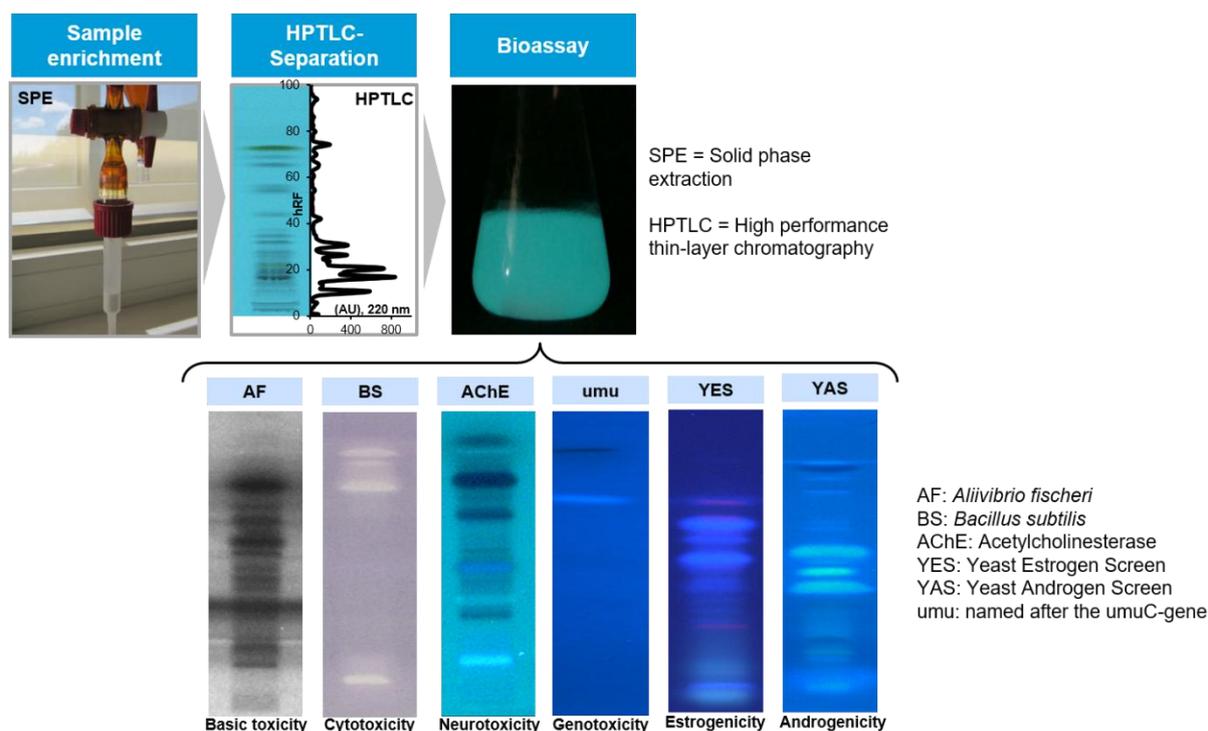


Figura 53: Metodología del análisis relacionado con el impacto (WBA), © Landeswasserversorgung Stuttgart

Los estudios de análisis relacionado con el impacto (WBA) fueron analizados por el Zweckverband Landeswasserversorgung (empresa municipal abastecedora de agua potable a aprox. 3 millones de personas con sede en la ciudad de Stuttgart). El uso de la batería de biotests tenía como objetivo determinar si la infiltración de aguas residuales tratadas introducía sustancias activas en las aguas subterráneas.

5.7.2 Resultados

Las campañas de medición se dividen en función del momento de la toma de muestras y de la fase de ensayo correspondiente. “Inicio” describe la primera toma de muestras poco después de la puesta en marcha del piloto; “60 l/min” se refiere a la toma de muestras durante la infiltración continua de 60 l/min (operación continua); “200 l/min” o “150 l/min” se derivan de la toma de muestras durante fase de la infiltración continua de 150-200 l/min (ensayo de corta duración). La **Tabla 20** resume los puntos de muestreo y su descripción.

Tabla 20: Puntos de toma de muestras para el análisis relacionado con el impacto (WBA)

Denominación	Descripción
Efl. PTAR pre Cl ₂	Efluente de la PTAR Cieneguilla pre cloración
Efl. PTAR post Cl ₂	Efluente de la PTAR Cieneguilla post cloración
PW 374	Aguas subterráneas de un pozo privado en el valle del río Lurín, aprox. 400 m aguas abajo de la PTAR
P02 pre infiltrar	Aguas subterráneas del piezómetro P02, antes del ensayo de infiltración
P02 post infiltrar	Aguas subterráneas del piezómetro P02, después del ensayo de infiltración
Río Lurín	Río Lurín, aguas arriba del vertimiento de la PTAR

Las bandas del análisis relacionado con el impacto (WBA) no se muestran a continuación. Sin embargo, a través del tiempo de elución permiten determinar si la sustancia o sustancias causantes del efecto son las mismas o diferentes.

Los resultados del WBA se muestran en la **Figura 54** por bioensayo como concentración equivalente (EQ) respectiva.

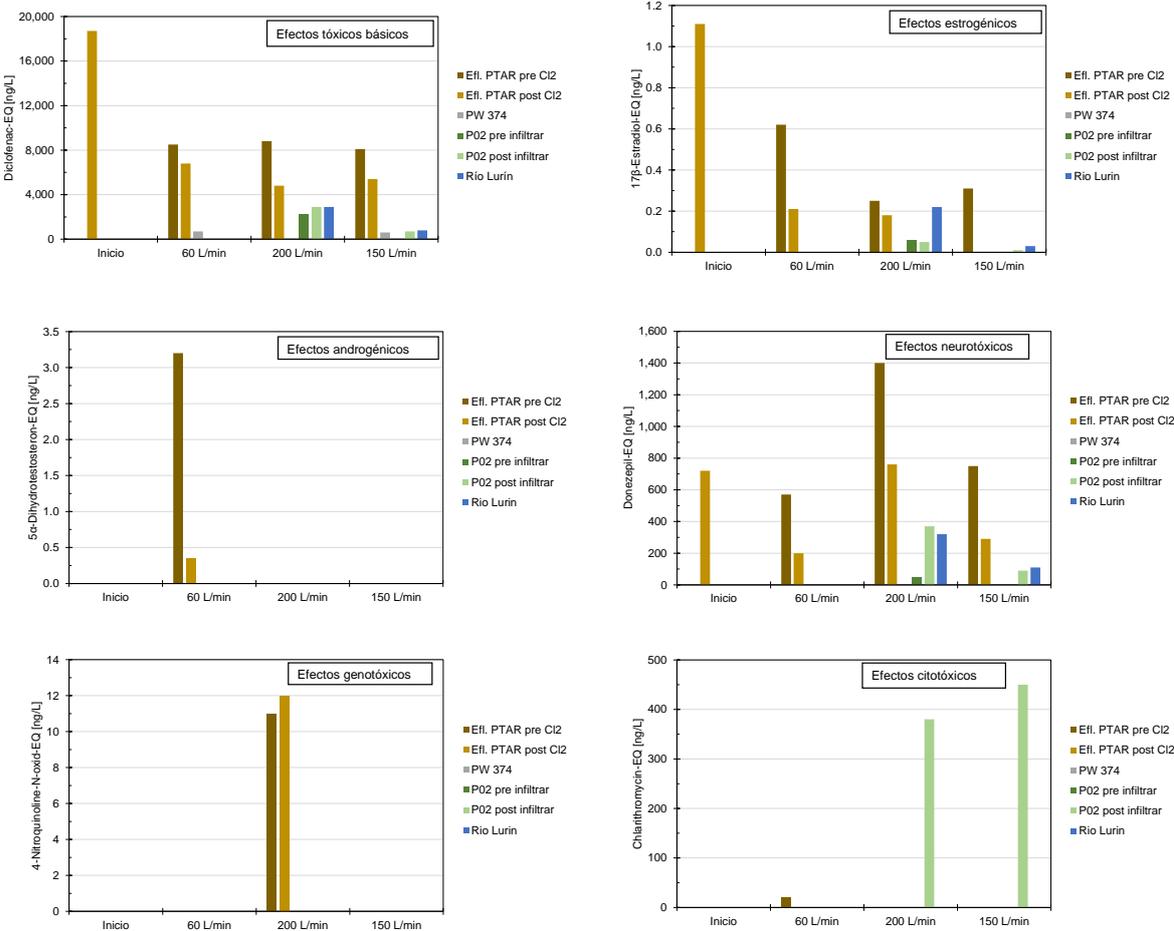


Figura 54: Resultados del WBA

Los resultados de los distintos bioensayos y los efectos detectados pueden resumirse de la siguiente manera:

- Los efectos del efluente de la PTAR después de la cloración en la primera toma de muestras (inicio) son llamativamente altos en todas las pruebas, lo que sugiere que había una alta carga en las aguas residuales al momento del muestreo.
- En todos los bioensayos se observa que la cloración de las aguas residuales (comparación del efluente PTAR antes y después de la cloración) no genera sustancias efectivas. De hecho, la cloración reduce gran parte de los efectos.
- En cuanto a la toxicidad básica, la infiltración provocó un ligero aumento de la concentración en las aguas subterráneas de P02, aunque se trata de una

intensificación de las bandas que ya se habían detectado anteriormente y que también se encuentran en las aguas residuales. Las concentraciones equivalentes se encuentran dentro del rango habitual de valores para el agua subterránea o fluvial. En las muestras de aguas residuales se detectó una carga significativamente mayor de sustancias activas, aunque el efecto se redujo considerablemente con la cloración. El paso por el suelo reduce los efectos de las muestras de aguas residuales (véase Efl. PTAR post Cl₂ y P2 post infiltrar).

- Se detectaron en menor medida efectos estrogénicos en casi todas las muestras. En ese contexto se observó un efecto leve en las muestras de agua subterránea y, como era de esperar, efectos más fuertes en las muestras de agua fluvial. No se observó ningún cambio en el efecto en las aguas subterráneas debido a la infiltración. La concentración equivalente de hasta 1 ng/L detectada en el efluente de la PTAR no es excesivamente alta para las muestras de aguas residuales y se redujo significativamente tras el paso por el suelo (véase Efl. PTAR post Cl₂ y P2 post infiltrar).
- Efectos androgénicos fueron detectadas solo en unas pocas muestras. En un momento dado se detectaron efectos en las aguas residuales, que se redujeron considerablemente con la cloración. El efecto en un pozo privado (no representado en la **Figura 54** se debe probablemente a las condiciones de muestreo y no a la influencia de las aguas residuales, ya que se presenta una banda diferente a la de las aguas residuales.
- Se han detectado efectos neurotóxicos en el río Lurín y en las muestras de agua subterránea con una infiltración de 200 y 150 L/min respectivamente. En comparación, las muestras de aguas residuales registran un efecto neurotóxico total más fuerte. Con la infiltración aumenta el efecto en el agua subterránea del piezómetro P02. Se trata de la intensificación de las bandas que ya se habían detectado anteriormente en el agua subterránea del piezómetro, pero también en las muestras de aguas residuales. Los 370 ng/L EQ en el piezómetro P02 después de la infiltración se encuentran dentro del rango de valores habituales para un agua superficial. En comparación con las muestras de aguas residuales (infiltrado), se produjo una reducción debido al paso por el suelo.
- En el ámbito de la genotoxicidad, los efectos se detectaron exclusivamente en el efluente de la PTAR. No se detectaron efectos en las aguas subterráneas ni en las aguas superficiales. El efecto en las aguas residuales de 11-12 ng/L EQ debe considerarse muy elevado, pero este efecto solo se detectó en las aguas residuales en uno de los cuatro momentos. El efecto detectado no aparece en el piezómetro P02 después de la infiltración.
- Un efecto citotóxico en las aguas subterráneas y superficiales solamente se demostró en el agua subterránea del piezómetro P02 después de la infiltración, así como en un pozo privado (no representado en la **Figura 54**). El efecto detectado se debe probablemente a las condiciones de muestreo. El efecto en el piezómetro P02 se registra únicamente después de la infiltración. Se añade un nuevo efecto que no estaba presente antes de la infiltración, pero que tampoco se detectó en las muestras de aguas residuales. Por lo tanto, el efecto adicional no se debe necesariamente a la infiltración o a la influencia de las aguas residuales. Sería recomendable realizar más investigaciones.

En términos generales, las pruebas del Análisis relacionado con el Impacto (WBA) mostraron que los efectos detectados eran mayores en las de aguas residuales, seguidas por las de aguas fluviales. Las muestras de aguas subterráneas son las menos contaminadas. Para la mayoría de las muestras, los efectos detectados o la concentración equivalente (EQ) se encontraban dentro del rango habitual de valores. Se observó una reducción de los efectos debido a la cloración de las aguas residuales.

Debido a la infiltración de las aguas residuales, se detectó un ligero aumento del efecto tóxico básico y neurotóxico en el agua subterránea del piezómetro P02. Sin embargo, se trata de la intensificación de las bandas ya detectadas previamente a la infiltración en P02, pero que también se encuentran en las aguas residuales. Se observó un aumento del efecto citotóxico, apareciendo una nueva banda que no se encuentra en las aguas residuales. Por lo tanto, es necesario realizar más investigaciones antes de poder atribuir el aumento del efecto citotóxico a la infiltración.

No se detectaron efectos genotóxicos o androgénicos en el piezómetro P02, ni antes ni después de la infiltración. El efecto estrogénico en P02 no se vio alterado por la infiltración.

En cuanto a la toxicidad básica, el efecto estrogénico y la neurotoxicidad, se logró una reducción del efecto mediante el paso por el suelo, lo cual se pone de manifiesto al comparar el efluente de la PTAR que sirve de infiltrado con el agua subterránea en P02 después de la infiltración. De este modo, el método integral del Análisis relacionado con el Impacto (WBA) demuestra que MAR no solo tiene potencial desde el punto de vista cuantitativo, sino que también se puede conseguir un tratamiento adicional del infiltrado mediante el paso por el suelo.

5.8 Tratamiento avanzado para la eliminación de sustancias trazas

MAR es una tecnología que permite el reúso del agua al infiltrar las aguas residuales tratadas en el subsuelo y someterlas a tratamientos de depuración adicionales en las zonas saturada y no saturada del suelo. MAR es, por tanto, un método de tratamiento sencillo, de operación estable y de muy bajo costo.

Como han demostrado los resultados del proyecto NEWA-LIMA, el paso por el suelo retiene en gran medida las sustancias turbias/partículas y los microorganismos patógenos para el ser humano, produciéndose una biodegradación de las sustancias orgánicas. Sin embargo, las sustancias persistentes en el medio ambiente, es decir, las sustancias biológicamente difíciles de degradar no pueden eliminarse eficazmente con un proceso tan natural. La mayoría de las sustancias de esta clase, como la sucralosa y el EDTA, aditivos alimentarios que se encuentran en todas las aguas residuales municipales, si bien no son tóxicos, tampoco son deseables en el agua tratada.

En principio, las sustancias trazas antropogénicas persistentes pueden eliminarse del agua mediante los procesos de ósmosis inversa, adsorción con carbón activado y procesos de oxidación avanzada (AOP, según sus siglas en inglés). Sin embargo, los tres procesos requieren inversiones comparativamente altas y también son costosos en términos operativos debido al consumo de energía y de consumibles que generan.

En el marco del proyecto NEWA-LIMA se realizaron estudios de orientación con los procedimientos de ósmosis inversa (OI) y filtración por carbón activado (FCA), los cuales se presentan en los dos capítulos siguientes.

5.8.1 Ósmosis inversa

En la ósmosis inversa, el agua bruta entrante es presionada a través de una membrana con ayuda de una bomba o de un aumento de presión, separándose así en una corriente parcial mayor (permeado) que se encuentra en gran medida libre de sustancias y en una corriente parcial a la que suman las sustancias retenidas con la membrana. En el tratamiento de aguas subterráneas o aguas residuales tratadas, las presiones habituales son de 8 a 15 bares. Mediante la adición de productos químicos estabilizadores, se pueden obtener flujos de permeado de hasta el 80 % (en relación con el agua bruta de entrada). A modo de comparación: la desalinización de agua de mar por ósmosis inversa requiere presiones superiores a 60 bares y el flujo de permeado suele ser inferior al 50 % del caudal de entrada.

En el proyecto NEWA-LIMA, se investigó el tratamiento con ósmosis inversa (OI) del efluente de la PTAR Cieneguilla en el marco de un trabajo universitario de un estudiante (Universidad Nacional de Ingeniería), utilizando una pequeña planta de OI diseñada para el tratamiento doméstico del agua. La instalación estaba configurada por dos prefiltros para la eliminación de partículas y un módulo de ósmosis inversa y tenía un rendimiento de permeado de aprox. 2.5 L/min. El objetivo de los estudios era calcular los costos de operación (sobre todo de energía) y mantenimiento.

Como esperados, los resultados de los análisis de agua complementarios que figuran en la **Tabla 21** muestran la retención completa de iones divalentes como Ca^{2+} y sulfato, así como la retención de más del 90 % de iones monovalentes como nitrato y cloruro mediante el tratamiento con OI. En consecuencia, la conductividad eléctrica, como parámetro que resume el contenido de sustancias iónicas, también se reduce en aprox. un 98 %. Por el contrario, los gases como el oxígeno atraviesan las membranas de OI prácticamente sin obstáculos.

Tabla 21: Resultados de los análisis de la planta experimental de OI del 14.11.2023 (temperatura del agua 25 °C)

		Afluente OI	Permeado OI	Concentrado OI
pH en campo		7.1	5.7	7.2
Oxígeno en campo	mg/L	4.0	3.9	4.0
CE (25°C)	µS/cm	1240	25.6	1495
Calcio	mg/L	119	<0.5	160
Magnesio	mg/L	18.7	<0.5	24.4
Sodio	mg/L	98.7	4.3	128
Arsenio	mg/L	0.002	<0.001	0.002
Boro	mg/L	0.32	0.21	0.35
Uranio	mg/L	0.0013	<0.0001	0.0018
Cloruro	mg/L	167	2.4	217
Nitratos	mg/L	60.1	3.9	80.3
Sulfatos	mg/L	182	<1	237
Fósforo	mg/L	1.5	<0.1	1.9

		Afluente OI	Permeado OI	Concentrado OI
Silicio	mg/L	15.6	0.3	20.6
COT	mg/L	4.5	0.26	4.7
1,4-Dioxan	µg/L	0.082	<0.025	nd
Benzotriazol	µg/L	0.013	< 0.01	nd
Melamin	µg/L	0.31	0.054	nd
EDTA	µg/L	25	< 0.01	nd
Ácido aténico	µg/L	0.024	< 0.01	nd
Diclofenaco	µg/L	< 0.01	< 0.01	nd
Irbesartán	µg/L	0.018	< 0.01	nd
Sulfametoxazol	µg/L	< 0.01	< 0.01	nd
Ácido valsatánico	µg/L	0.55	< 0.01	nd
4-iso-Nonylpenol	µg/L	< 0.01	< 0.01	nd
Bispenol A	µg/L	< 0.01	< 0.01	nd
Sacarina	µg/L	0.088	< 0.01	nd
Sucralosa	µg/L	57	0.2	nd
Perfluorbutanoat	µg/L	< 0.01	< 0.01	nd
Perfluoroctanoat	µg/L	< 0.01	< 0.01	nd
Perfluoroctansulfonato	µg/L	< 0.01	< 0.01	nd

A partir de los datos analíticos del principal componente ionógeno se calcula un rendimiento de tan solo el 25 % al momento del análisis, lo cual se debió a la limitada presión de entrada (aprox. 2.5 bar). Para la mayoría de las sustancias antropogénicas, los datos analíticos muestran, como era de esperar, una retención prácticamente completa por parte de la membrana de OI. Una excepción a esto muestra ser el producto químico industrial melamina (eliminación de aprox. el 80 %). Esto se debe a que se trata de una molécula no polar y relativamente pequeña (masa molar de 126 g/mol). La baja retención de boro también muestra los límites del tratamiento con OI. De la tasa de eliminación de alrededor del 35 % solamente se puede concluir que los contenidos de boro en la salida de la PTAR Cieneguilla (= afluente a la OI) se deben principalmente al ácido bórico y no a los perboratos polares (aditivos de detergentes) (nota: El ácido bórico, con pH de 7.1, se encuentra en su mayor parte no disociado como B(OH)₃ y, por tanto, como molécula pequeña y no polar). Esto se encuentra en las aguas subterráneas locales y se debe a causas geológicas, como muestran p.ej. los resultados de las muestras de pozos privados de la zona de Cieneguilla en la **Tabla 18**.

Durante las varias semanas de operación de la planta de OI a escala pequeña, se hizo evidente que era necesario limpiar con frecuencia y mecánicamente los prefiltros y sustituir prematuramente el cartucho de OI. El costo total de la depuración de aguas residuales con la planta a escala pequeña se estimó en aprox. 5 dólares estadounidenses por m³ de permeado (Bolívar 2025).

A la hora de evaluar estos costos en comparación muy elevados, hay que tener en cuenta que, en el caso de instalaciones a escala pequeñas de este tipo, los costos de adquisición y los costos de energía (debido al bajo rendimiento) son desproporcionadamente altos. Según experiencia adquirida en Alemania en la producción a gran escala de agua potable a partir de aguas subterráneas y de aguas salobres (de características similares a las del agua tratada procedente de PTAR municipales), aplicando OI, los costos de producción son

considerablemente más bajos, del orden de 0.4 a 0.6 dólares estadounidenses por m³ de permeado (experiencia práctica de muchos años del TZW). Sin embargo, estos costos no incluyen la eliminación del concentrado. Ésta puede llegar a generar costos muy elevados, por ejemplo, si se vierte en una planta de tratamiento de aguas residuales (p.ej., 2.0 dólares/m³ de concentrado o 0.5 dólares/m³ de permeado). Los costos de tratamiento MAR de aguas residuales tratadas son, en comparación, mucho más bajos (0.02 USD/m³, véase el capítulo 2.3.4), aunque en este caso no se consigue una eliminación de la mayor parte de las sustancias traza antropogénicas. Se puede encontrar otras estimaciones de costos de las plantas MAR en la literatura correspondiente (p. ej. Maliva 2014, Vanderzalm et al. 2022).

5.8.2 Adsorción con carbón activado

La adsorción con carbón activado es un procedimiento para el tratamiento de aguas probado y utilizado con éxito desde hace décadas en Alemania. Se utilizan dos variantes diferentes: la filtración del agua a tratar a través de un lecho de carbón activado granulado y la adición de carbón activado en polvo al agua. En este último caso, es necesario un tratamiento posterior para separar el carbón en polvo, por ejemplo, en una etapa de filtración de arena.

El carbón activado se caracteriza por tener una superficie interna muy grande (>500 m²/g), a la que se adhieren preferentemente las sustancias no polares y que, por tanto, se eliminan de la fase acuosa. Sin embargo, esto significa que el proceso de adsorción con carbón activado es muy selectivo, es decir, que las distintas sustancias antropogénicas contaminantes se eliminan con diferente eficacia (dependiendo, entre otras cosas, de su polaridad). La calidad o el grado de activación del carbón activado utilizado también desempeña un papel decisivo en el rendimiento alcanzable (en el caso de un lecho de carbón activado granulado) o en la cantidad de adición necesaria (en el caso de carbón activado en polvo) y, por tanto, en los costos resultantes de los consumibles. Si bien ya existen índices de medición, como el índice de yodo y el índice de nitrobenzeno, que permiten una primera estimación de la capacidad de adsorción de carbón activado, la experiencia práctica demuestra que en muchos casos estos parámetros de laboratorio no son suficientes y que es preferible una evaluación basada en el proceso mismo, p. ej. en ensayos de filtración a pequeña escala.

Por este motivo, en el proyecto NEWA-LIMA se decidió probar una metodología de filtrado a pequeña escala para evaluar la calidad o el rendimiento de adsorción de los gránulos de carbón activado disponibles en el mercado. La particularidad de la metodología reside en un diseño experimental muy sencillo y en el hecho de que no requiere un análisis de sustancias traza complejo. En su lugar, la evolución temporal de la capacidad de adsorción se registra mediante el coeficiente de adsorción espectral a 254 nm (CAE254), que puede medirse fácilmente en campo mediante un dispositivo de medición portátil.

Los dos filtros pequeños de carbón activado instalados en la planta piloto de MAR en la PTAR Cieneguilla consistían cada uno de un tubo de plexiglás de aprox. 1 m de largo y 15 mm de diámetro interior colocado en posición vertical. Como “fondo del filtro” se pegó en cada caso en la parte inferior una red de plástico y sobre ella se colocó una capa de grava de 5 cm de altura y encima una capa de 80 cm de altura de los gránulos de carbón activado a analizar. El agua se introdujo y extrajo a través de mangueras de polietileno con un diámetro interior adecuado al tubo de plexiglás. Para la descarga de grano fino, los filtros pequeños se enjuagaron en el flujo ascendente con una expansión de lecho de aproximadamente el 20 %

durante la puesta en marcha. La operación del ensayo de seis días se llevó a cabo en el efluente del filtro, controlando o ajustando el caudal objetivo de 2.7 l/h, correspondiente a una velocidad de filtrado de 15 m/h, al aforo del afluente.

En el caso de los dos granulados de carbón activado analizados se trata de los productos disponibles en el Perú Hydriffin 40 N de la empresa Jacobi Carbons AB y el carbón AquaSorb 6300 8x30mesh de la empresa Donau Carbon GmbH, utilizado frecuentemente en Alemania para el tratamiento de agua potable.

Como mencionado, el CAE254 se utilizó como medida de evaluación de la capacidad de adsorción, es decir, la capacidad del carbón activado para retener sustancias contaminantes. El CAE254 detecta las sustancias orgánicas en el agua que contienen estructuras aromáticas y/o de doble enlaces. Este grupo de sustancias se adsorbe relativamente bien en el carbón activado, de modo que la medición del CAE254 permite sacar conclusiones sobre el comportamiento de otras sustancias adsorbibles. En la serie de mediciones con los dos filtros a escala pequeña de carbón activado en la PTAR Cieneguilla, se midió el CAE254 en intervalos de 3-12 h durante el periodo del ensayo de seis días en el efluente de la PTAR (= afluente a los filtros pequeños) y en el efluente de los dos filtros pequeños (medidor: UV254 FIELD METER, Real Tech Inc.). Para validar este método de evaluación de la capacidad de adsorción de un carbón activado mediante la penetración de sustancias CAE-activas, se tomaron muestras adicionales en los ensayos de los filtros pequeños en paralelo a la medición en campo del CAE254, con el objeto de analizar en el laboratorio TZW las tres sustancias trazas antropogénicas sucralosa, ácido valsartánico y melamina.

La **Figura 55** muestra una evaluación gráfica de los valores CAE254. En el eje X está representado el rendimiento específico existente en el momento de la medición (“volumen de lecho” = volumen de agua filtrada en relación al volumen de carbón activado introducido) y en el eje Y está representado el CAE254 medido en cada uno de los dos efluentes, en relación con el CAE254 correspondiente del afluente. Se puede observar que hasta un volumen de lecho de aprox. 1500 m³/m³, ambos carbones activados tenían una eficacia adsortiva similar. Posteriormente, el AquaSorb 6300 mostró un comportamiento de adsorción algo más favorable, aunque con ambos carbones activados las sustancias con capacidad CAE ya penetraban en gran medida a partir de volúmenes de lecho de 3000 m³/m³.

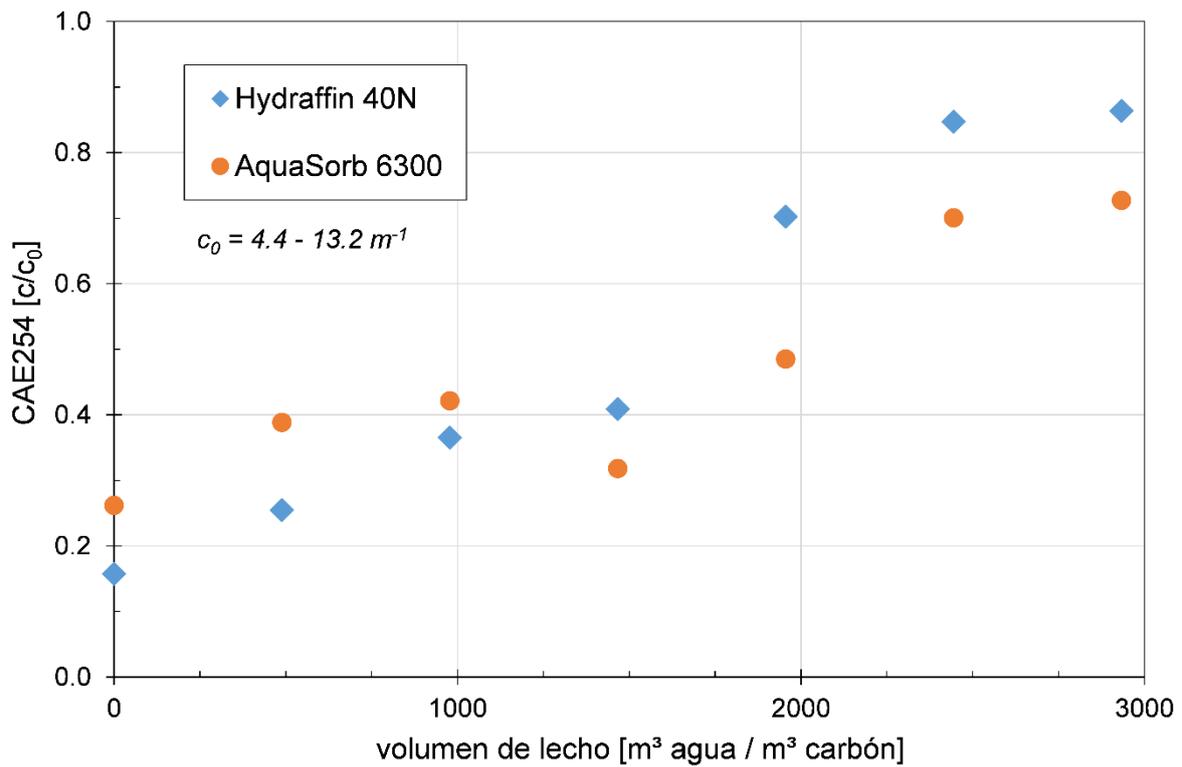


Figura 55: Ensayo de filtro pequeño: penetración de sustancias CAE- en la adsorción de carbón activado con dos granulados de carbón activo diferentes

La **Figura 56** y **57** muestran evaluaciones gráficas de los resultados de la penetración de las tres sustancias trazas antropogénicas. Las concentraciones de efluente se representan en el eje Y en relación con la concentración de afluente correspondiente. Estas últimas se indican en la leyenda de las figuras y se calcularon entre marzo de 2022 y octubre de 2024 como concentración media del efluente de la planta de tratamiento a partir de las ocho muestras tomadas en el marco del proyecto NEWA-LIMA.

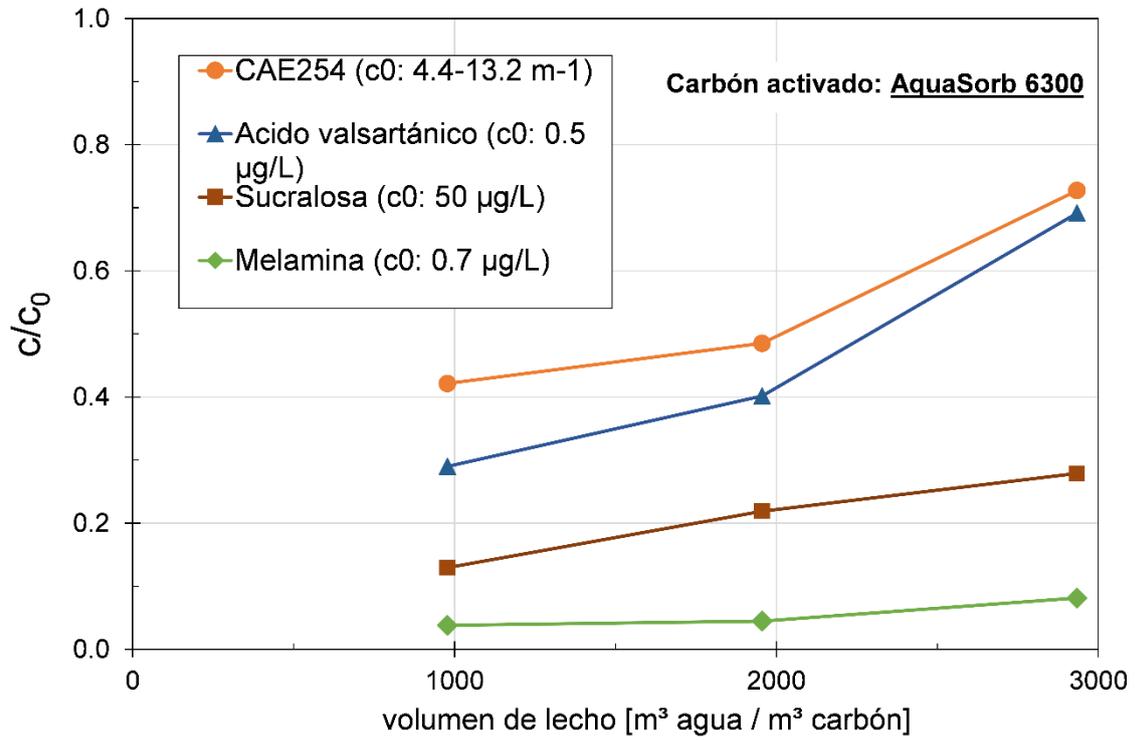


Figura 56: Penetración de sustancias CAE y de tres sustancias traza antropogénicas en la adsorción con carbón activado con AquaSorb 6300 en el filtro a escala pequeña

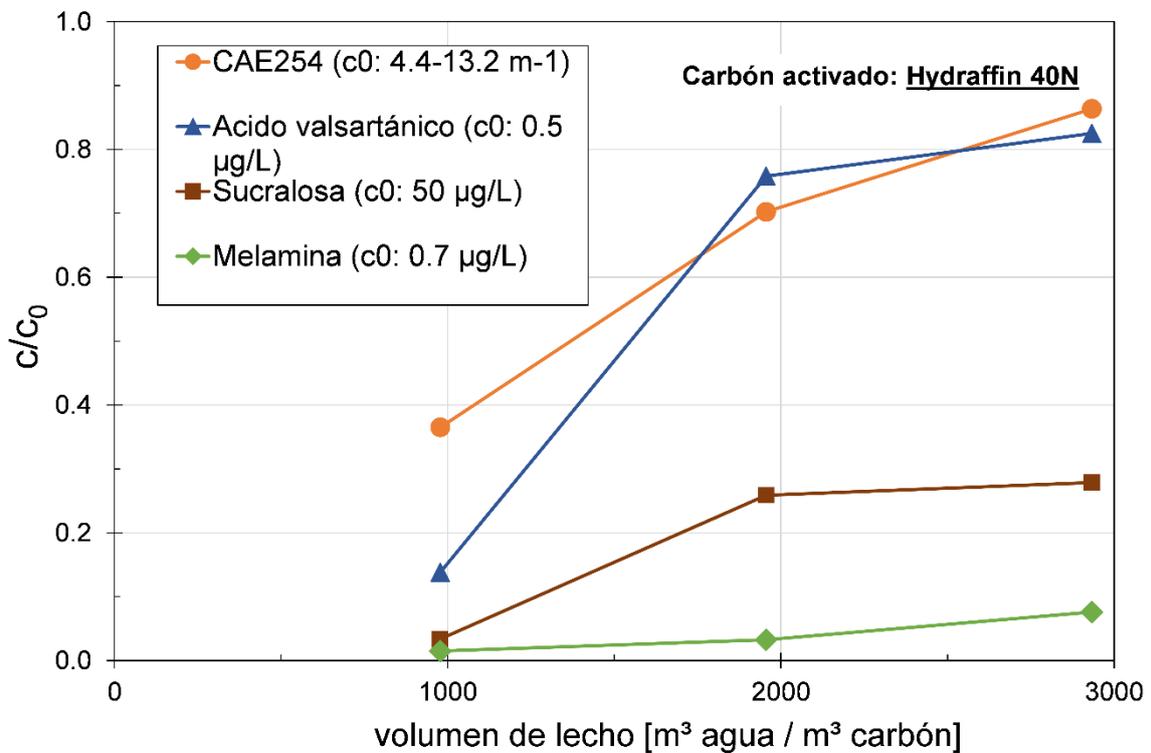


Figura 57: Penetración de sustancias CAE y de tres sustancias traza antropogénicas en la adsorción de carbón activado Hydraffin 40N en el filtro de escala pequeña

Como esperado, los tres sustancias trazas muestran un comportamiento de penetración similar en ambos carbones activados, confirmándose el resultado de la metodología CAE254 (véase **Figura 55**), que muestra un efecto de adsorción algo mejor del carbón AquaSorb 6300 en comparación con el Hydraffin 40N. Adicionalmente, se puede observar que la melamina, sustancia química industrial, es la mejor adsorbible de las tres sustancias y el ácido valsartánico la peor.

Un escalamiento a cantidades mayores de los volúmenes de lecho obtenidos en pruebas de filtrado realizados a pequeña escala no es sobreentendido ni fácil. Sin embargo, el agotamiento de la capacidad de adsorción observado con ácido valsartánico con volúmenes de lecho de tan solo 3000 m³/m³ corresponde a las experiencias de TZW. En el tratamiento adsorptivo de efluentes de PTAR, se presenta una fuerte competencia entre los componentes orgánicos naturales del agua presentes en altas concentraciones (mg/l) y las sustancias trazas antropogénicas (µg/l) a eliminarse debido a los limitados puntos de adsorción en la superficie del carbón activado. Esto provoca una penetración muy temprana de muchas sustancias trazas antropogénicas que tienen propiedades polares o hidrófilas. Si se consideran los costos de 1,500 dólares americanos por m³ de carbón activado de alta calidad con un volumen de lecho de, p. ej. 3,000 m³/m³, el costo específico de los consumibles sería de 0.5 dólares americanos por m³ de efluente tratado. Esto sin tener en cuenta los gastos operativos derivados del frecuente cambio de carbón activado.

En resumen, los resultados de las pruebas de filtración en pequeña escala realizados en la PTAR Cieneguilla confirman la idoneidad general de la metodología de filtración pequeña escala desarrollada para evaluar de forma sencilla y a bajo costo el rendimiento de adsorción y la calidad del carbón activado granulado para plantas de filtración de agua. Adicionalmente, se confirmaron las experiencias de Alemania, según las cuales muchas sustancias trazas antropogénicas son, comparativamente, muy poco asimilables. La eliminación de estas sustancias mediante carbón activado no es económicamente viable.



6. Aspectos legales y sociales de la gestión de la recarga del acuífero



6 Aspectos legales y sociales de la gestión de la recarga del acuífero

El marco legal desempeña un papel decisivo en la gestión de la recarga de acuíferos, sobre todo si se utilizan aguas residuales tratadas. Es necesario contar con una normativa clara para minimizar los riesgos ecológicos y sanitarios y garantizar el uso sostenible de los recursos hídricos. En este sentido, las cuestiones relativas al uso de los recursos hídricos, al suministro de agua potable y al tratamiento de aguas residuales, así como a la protección del medio ambiente y de la salud, son de especial importancia.

En este capítulo se ofrecerá una visión general del marco jurídico para la implementación de proyectos de gestión de la recarga de acuíferos (Managed Aquifer Recharge, MAR) en Perú y se analizan las leyes y reglamentos nacionales pertinentes. Por último, se describirán las competencias institucionales, así como el proceso de autorización.

6.1 Marco normativo en el Perú

6.1.1 Regulaciones legales y reglamentos

Regulaciones relativas a los recursos hídricos

La **Ley de Recursos Hídricos** (Ley de Recursos Hídricos Nr. 29338, que utiliza el término “recarga artificial”) menciona expresamente la recarga gestionada de acuíferos como medida de conservación de los acuíferos. Complementa otros mecanismos de control como el monitoreo de la extracción de aguas subterráneas, la regulación de límites a su sobreexplotación, así como la planificación y ejecución del aprovechamiento conjunto de aguas subterráneas y superficiales. La **Autoridad Nacional del Agua (ANA)** actúa como ente rector y máxima autoridad técnico-administrativa del Sistema Nacional de Gestión de los Recursos Hídricos.

Se entiende por recarga artificial de acuíferos a la recuperación de su volumen natural e incluso su aumento, como resultado de la intervención humana por medio de perforaciones, de pozos excavados o de la infiltración de agua a través de la superficie del terreno por infraestructura hidráulica.

Fuente: Ley de Recursos Hídricos (numeral 1 del artículo 231 del Reglamento de la Ley N° 29338, Ley de Recursos Hídricos aprobada mediante Decreto Supremo N° 001-2010-AG).

El **Reglamento de la Ley de Recursos Hídricos** menciona explícitamente solo los excedentes de aguas superficiales como fuente de agua para la recarga de acuíferos. Un ejemplo de ello es la **Resolución Jefatural N° 033-2014-ANA** del año 2014, que regula la recarga con los recursos hídricos excedentes del río Ica durante la época de avenida.

En el **Plan Nacional de Recursos Hídricos (PNRH)** de 2015, la recarga gestionada del acuífero es considerada como medida para los acuíferos sobreexplotados y que tienen un balance hídrico negativo. Para ello deben cumplirse dos requisitos:

1. Deben existir excedentes de aguas superficiales.
2. Las características de permeabilidad en la superficie de dichos acuíferos deben ser favorables para la infiltración.

El uso de **aguas residuales tratadas procedentes de plantas de tratamiento de aguas residuales** no ha sido regulado ni por la Ley de Recursos Hídricos, ni por su reglamento y disposiciones complementarias. Sin embargo, la falta de una regulación explícita no significa automáticamente una prohibición. La definición legal del término “recarga artificial de acuíferos” utiliza, respecto a la infiltración, la referencia general al recurso hídrico (agua), sin excluir a alguna de sus variantes como las aguas residuales tratadas.

Normativa que regula los servicios de agua y saneamiento

La **Ley de Saneamiento** regula tanto el sistema de alcantarillado como el sistema del tratamiento de aguas residuales. El objetivo de este último es mejorar la calidad de las aguas residuales provenientes del sistema de alcantarillado hasta el punto de que puedan desecharse de forma segura o reúso.

Dentro de las actividades (usos potenciales) de **reúso de aguas residuales tratadas** se distinguen diferentes tipos de uso:

- Uso privado (p. ej., riego de áreas verdes)
- Uso público (p. ej., riego de parques, limpieza de vías públicas)
- Uso agricultura (p. ej., riego de cultivos)
- Uso industrial (p. ej., aguas de proceso)
- Uso recreativo (p. ej., para el mantenimiento de campos de golf)
- Uso ambiental (p. ej., mantenimiento de humedales, silvicultura y recarga de acuíferos)

De este modo, la **recarga de acuíferos con aguas residuales tratadas** es calificada como una actividad de reúso del agua. Esto está comprendido dentro del ámbito de competencia de las empresas de servicios de agua potable y saneamiento (EPS), ya que contribuye a la conservación de los recursos hídricos, tanto de las aguas superficiales como de las subterráneas.

El **Decreto Legislativo No. 1185** regula el monitoreo y la gestión del uso de las aguas subterráneas. Permite a las EPS cobrar una tarifa por el uso de las aguas subterráneas (excepto para el riego agrícola). Estos ingresos pueden ser destinados, entre otros, para medidas de conservación e incremento de la recarga natural y artificial de acuíferos.

Adicionalmente, **los artículos 130 y 132 del Reglamento de la Ley de Saneamiento** regulan la comercialización a terceros de aguas residuales tratadas y no tratadas. Éstos pueden reusar las aguas residuales siempre y cuando, en el caso de las aguas residuales sin tratar, inviertan ellos mismos en el tratamiento necesario. De esta forma, también terceros pueden llevar a cabo medidas para la recarga de acuíferos, cumpliendo la normativa ambiental evidente que correspondan.

Las normas que regulan la prestación de servicios de saneamiento no regulan los niveles de **calidad de las aguas residuales requeridos para la recarga de acuíferos**. En su lugar, se remite a los parámetros aplicables a la **norma ambiental** (ECA y/u otras normas de calidad) que sean aprobados por los sectores rectores competentes. En su defecto, se aplicarán las guías y directrices de la **Organización Mundial de la Salud (OMS)**. Sin embargo, la OMS no ha definido hasta la fecha directrices específicas para la calidad de las aguas residuales para la recarga de acuíferos.

Normas ambientales

Los **Estándares de Calidad Ambiental aplicables al agua** (ECA-Agua) establecen el nivel de concentración máxima permitido de parámetros físicos, químicos y biológicos presentes en el agua que no representa riesgos significativos para la salud de las personas ni para el medio ambiente.

La ECA-Agua distingue según el uso previsto del agua, sea p. ej., para la producción de agua potable o para el riego de cultivos. Sin embargo, el **Decreto Supremo N°004-2017 MINAM de la ECA-Agua** que aprueba los ECA-Agua excluye expresamente las aguas subterráneas. En su lugar, la competencia para definir de normas de calidad específicas para las aguas subterráneas recae sobre la Autoridad Nacional del Agua (ANA).

Normativa de salud

De acuerdo con la **Ley de Salud** (Ley No. 26842, Art. 104), está impedido efectuar descargas de desechos o sustancias contaminantes en el agua, el aire o el suelo, sin tratarlas previamente de forma adecuada. El objetivo de esta normativa es evitar la propagación de enfermedades a través de estos medios ambientales.

Por lo tanto, el **tratamiento y la eliminación definitiva de las aguas residuales domésticas mediante su infiltración en el suelo** requieren una autorización de la **Dirección General de Salud Ambiental** (DIGESA). Esta normativa se creó especialmente para regular la operación y el mantenimiento de los sistemas de alcantarillado en zonas rurales o regiones sin alcantarillado, con el fin de prevenir brotes de enfermedades como el dengue o la malaria.

No se puede determinar de manera fehaciente si la gestión de la recarga del acuífero es considerada por DIGESA como actividad incluida en los alcances de la norma (D.S. 033-2020-SA). En la práctica, sin embargo, se efectúa la infiltración de aguas residuales tratadas en el suelo, lo que podría ocasionar que sustancias potencialmente contaminantes lleguen al acuífero.

6.1.2 Instituciones y competencias

En Perú, varias instituciones participan del proceso de aprobación y autorización de proyectos MAR. Dependiendo del ámbito de competencia, intervienen las siguientes entidades:

- **Empresas Prestadoras de servicios de agua potable y saneamiento (EPS):**
Ejecuta inversiones para la recarga de acuíferos y financia estas medidas a través de la “Tarifa de Monitoreo y Gestión de Uso de Aguas Subterráneas”. Si comercializan las aguas residuales tratadas a favor de terceros que deseen realizar proyectos de recarga de acuíferos, esta actividad puede ser retribuida bajo mecanismos de retribución por servicios ecosistémicos (MERESE).
- **Autoridad Nacional del Agua (ANA):**
Autoriza la ejecución de obras y el reúso de las aguas residuales. Define los parámetros de calidad aplicables (ECA) y supervisa implementación.
- **Dirección General de Salud Ambiental (DIGESA):**
Emite autorización sanitaria del sistema de tratamiento y disposición final de aguas residuales con infiltración en el suelo.

- **Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento (MVCS):**
Autoriza la evaluación de impacto ambiental (Instrumento de Gestión Ambiental – IGA).
- **Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento (SUNASS):**
En caso de utilización de MERESE, la SUNASS integra el monto de la retribución por servicios ecosistémicos en la tarifa de agua potable y aguas residuales. Además, la SUNASS aprueba la tarifa correspondiente al servicio de monitoreo y gestión de aguas subterráneas. Los ingresos obtenidos se destinan a actividades de gestión del acuífero.

6.1.3 Proceso de autorización

Dado que no existe una regulación específica para la recarga gestionada de acuíferos con aguas residuales tratadas, la falta de desarrollo normativo expreso es suplido con las disposiciones ambientales generales, aquellas que regulan el régimen de recursos hídricos y la normativa del sector salud. El proceso de autorización de un proyecto de recarga gestionada de acuíferos (MAR) consta de los siguientes pasos:

1. Adquisición de aguas residuales tratadas

En caso necesario, la gestión comercial se lleva a cabo a través de empresas prestadoras de servicios de saneamiento o mediante acuerdos directos con terceros que no son prestadores de servicios de saneamiento. Esto no se aplica al caso en que las EPS ejecuten directamente los proyectos de recarga de acuíferos.

2. Autorizaciones para la ejecución de obras e instalaciones para la recarga de acuíferos

Además de las autorizaciones y licencias generales (p. ej., una licencia de construcción, si fuese necesario) y la obtención del Instrumento de Gestión Ambiental (IGA) respectivo, se requiere una autorización de la Autoridad Nacional del Agua (ANA). Para ello, debe presentarse ante la ANA una “Solicitud para la ejecución de obras en los bienes naturales asociados al agua”. Cuando corresponda, se debe adjuntar la certificación ambiental y la memoria descriptiva de la obra prevista con la conformidad de un ingeniero colegiado y habilitado.

3. Autorización de la autoridad sanitaria DIGESA

Deben presentarse los planes de las medidas previstas, los cálculos, el manual de operación y mantenimiento, así como el IGA de la intervención (incluida la prueba de infiltración y la evaluación ambiental de los efectos de la infiltración de las aguas residuales tratadas en el acuífero).

4. Autorización para el reúso de aguas residuales tratadas

Debe presentarse una solicitud ante la ANA acompañada con toda la información relevante y una copia del IGA respectivo. Si las aguas residuales se obtuvieron de un prestador de servicios de saneamiento, se deberá presentar igualmente una copia del contrato de adquisición del agua residual tratada.

6.2 Implicancias sociales en la implementación de proyectos MAR

Los proyectos de infraestructura no solo enfrentan retos técnicos y de planificación. Las implicancias sociales están demostrando ser un factor cada vez más decisivo para su éxito. Incluso la solución más innovadora y técnicamente más avanzada puede fracasar si no cuenta con el apoyo de la población y de los grupos de interés relevantes. Los temas especialmente sensibles, como el **reúso de aguas residuales tratadas**, conllevan el riesgo de que los miedos y prejuicios creen barreras que dificulten considerablemente la implementación. La gestión de la recarga de acuíferos (**Managed Aquifer Recharge, MAR**), en particular mediante la infiltración de aguas residuales tratadas, también puede generar reservas y preocupaciones en la población. Por lo tanto, no basta con centrarse únicamente en los aspectos tecnológicos o regulatorios. Un enfoque integrador que incluya factores sociales en las fases de planificación y de ejecución es esencial para establecer soluciones sostenibles y garantizar la **licencia social**.

6.2.1 Concepto para la participación de la población local

Con el fin de integrar los intereses, las preocupaciones y perspectivas de la población local y de los actores relevantes en una fase temprana de la planificación de los proyectos MAR, NEWA-LIMA ha desarrollado un **concepto de taller participativo**. El enfoque se centra en la interacción directa con los actores sociales, lo cual no solo refuerza la identificación con el proyecto, sino que también contribuye a identificar posibles áreas de conflicto en una fase temprana y a desarrollar conjuntamente soluciones viables.

Un paso central es la selección de participantes que contribuyan con distintas perspectivas y representen diferentes grupos sociales. Esto incluye representantes de autoridades y administraciones municipales, de organizaciones y asociaciones locales, miembros de organizaciones no gubernamentales (ONGs) y representantes de agrupaciones profesionales que tengan relación especial con el tema, como los agricultores. Estas personas actúan, además, como multiplicadores, transmitiendo a sus redes de contacto conocimientos y experiencias adquiridos.

La colaboración con la Autoridad Nacional del Agua (ANA) resultó ser de especial relevancia para la captación de participantes en el marco del proyecto NEWA-LIMA. En la cuenca del río Lurín ya existe un grupo organizado por la ANA (Grupo de Trabajo Multisectorial Bajo Lurín), cuyos miembros proceden de los sectores arriba mencionados y debaten regularmente temas relacionados con el agua. Con el apoyo de la ANA, se consiguió que un total de 35 participantes de 25 grupos de interés diferentes asistieran al taller (véase la **Tabla 22**).

Tabla 22: Resumen de los actores que participaron en el taller

<p>Entidades del Estado y Municipalidades</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Autoridad Local de Agua (ALA) Chillón-Rímac-Lurín • Municipalidad Distrital de Cieneguilla • Municipalidad Distrital de Lurín • Municipalidad Distrital de Pachacamac
<p>Organizaciones comunales</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Centro Poblado Rural Guayabo • Centro Poblado Rural Manchay Lote B • Centro Poblado Rural Puente Manchay • Centro Poblado Rural Quebrada Verde • Comunidad Campesina Chontay • Comunidad Campesina Sisicaya • Junta Administradora de Servicios de Saneamiento (JASS) Quebrada Verde
<p>Organizaciones sociales</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Agrupación Distrital Cuenca Lurín • Asociación Defensores de las Lomas • Asociación para el Desarrollo de Cieneguilla y de la Cuenca del Río Lurín - ADCRIL • Asociación Ecológica Cieneguilla - AEC • Asociación de Productores y Emprendedores Ecológicos de Quebrada Verde - APEE QV • Asociación de Propietarios Unidos por Cieneguilla
<p>Organizaciones no gubernamentales (ONGs)</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Comisión Diocesana Ecológica de Lurín • Frente de Defensa del Agua de la Cuenca del Río Lurín - FEDAC-L • Instituto de Promoción para la Gestión del Agua - IPROGA
<p>Juntas y Comisiones de Usuarios de agua con fines agrarios</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Junta de Usuarios Lurín • Comisión de Usuarios Condorhuaca-Molino • Comisión de Usuarios Jatosisa-Sotelo • Comisión de Usuarios Mejorada • Comisión de Usuarios Venturosa

6.2.2 Realización del taller en Lurín

El taller tuvo lugar el 6 de junio de 2024 de 8:30 am a 12:30 pm en las instalaciones de un hotel en el distrito de Lurín. Tras las palabras de bienvenida por parte del representante de la Autoridad Nacional del Agua (ANA), el equipo del proyecto NEWA-LIMA presentó los alcances del proyecto y el concepto MAR. A continuación, los participantes se organizaron en grupos de seis a siete personas. Cada grupo contó con un facilitador del equipo del proyecto NEWA-LIMA (véase la **Figura 58**).

La Gestión de la Recarga de Acuíferos – ¿una solución para la seguridad hídrica en la cuenca del río Lurín?

Taller participativo con actores del sector agua

Fecha y lugar:

Día: jueves 06 de junio 2024
 Horario: 8:30 am a 12:30 pm
 Lugar: Hotel Fundo del Valle, km 32.5 Antigua Panamericana Sur, Lurín

Objetivos del taller

- Debater sobre los conceptos básicos de la Gestión de la Recarga de Acuíferos (MAR, por sus siglas en inglés) como Solución Basada en la Naturaleza para mitigar la sobreexplotación del acuífero.
- Identificar y analizar los aspectos que implicaría la introducción de la Gestión de la Recarga de Acuíferos en la cuenca baja del Río Lurín utilizando los excedentes de agua del río y/o aguas residuales tratadas.

Como insumo se presentará el proyecto NEWA-LIMA (www.nawalima.de/es) y el enfoque de la Gestión de la Recarga de Acuíferos (MAR). MAR consiste en la infiltración controlada de las aguas superficiales o aguas residuales tratadas y su depuración en el suelo. Es una práctica probada con éxito y durante décadas en muchas partes del mundo. Por un lado, MAR no requiere tecnologías costosas y es de bajo consumo de energía. Por otro lado, hay aspectos que requieren una investigación exhaustiva, especialmente si se quiere aprovechar las aguas tratadas procedentes de plantas de tratamiento de aguas residuales.

Metodología

La metodología del taller es la aplicación del análisis "PESTEL" con la dinámica del "World Café". La herramienta estratégica de análisis PESTEL (Político-Económico-Social-Tecnológico-Ecológico-Legal) es de utilidad para identificar y evaluar los factores externos que pueden afectar la gestión de la recarga de acuíferos (MAR). El método "World Café" ofrece a los participantes la oportunidad de alternar entre distintos grupos de trabajo organizados temáticamente según el enfoque PESTEL para desarrollar ideas en un intercambio interdisciplinario.

Se propone agrupar a los participantes en mesas de trabajo para discutir y analizar los factores PESTEL. Utilizando la metodología "World Café" la discusión será rotativa. Cada grupo tendrá la oportunidad de, en un tiempo limitado, dar sus opiniones sobre todos los factores PESTEL. Un moderador permanece en la mesa y transmite los resultados de la primera ronda al siguiente grupo. De este modo, los participantes se enriquecen mutuamente con nuevas ideas y perspectivas. Finalmente, habrá un diálogo entre todos los participantes para consolidar ideas, priorizarlas y obtener conclusiones.

Auspiciado por el Ministerio Federal del Ambiente de Alemania (BMUV)



Agenda

Hora	Tema	Responsable
8:30-9:00	Registro de participantes	
9:00-9:15	Bienvenida	Carlo Zapata
9:15-9:45	Presentación del proyecto NEWA-LIMA y la Gestión de la Recarga de Acuíferos (MAR)	Katharina Fesch
9:45-10:00	Introducción a la metodología del taller	Christian D. León
10:00-10:45	Trabajo grupal en mesas de trabajo 1) Tecnología-Ecología 2) Socio-economía 3) Político-legal	Moderadores: • Katharina Fesch • Alicia Minaya • Christian D. León
10:45-11:15	Coffee break	
11:15-12:00	Trabajo grupal (cont.)	
12:00-12:30	Presentación de los resultados de los grupos de trabajo en plenaria	
12:30-13:00	Conclusiones y cierre del taller	
13:00	Almuerzo*	

* previo registro

Auspiciado por el Ministerio Federal del Ambiente de Alemania (BMUV)



Figura 58: Agenda del Taller Participativo

El taller combinó métodos probados para el análisis y debate de temas sociales, en particular el **método PESTEL** y el formato **World Café**.

En el **Taller NEWA-LIMA** el concepto del **World Café** fue adaptado especialmente para el proyecto: en lugar de cambiar de mesa, los participantes permanecieron en sus grupos mientras **los temas rotaban**. Cada grupo se dedicó primero a un tema específico, anotó las conclusiones principales en un rotafolio y, después de un tiempo determinado, pasó los resultados al siguiente grupo. De esta forma, **cada grupo pudo debatir, analizar y complementar todos los temas**. Los moderadores acompañaron el proceso y se aseguraron de que todos los resultados de los debates se tuvieran en cuenta y se registraran por escrito. Al final, en sesión plenaria, un representante elegido de cada grupo presentó los resultados obtenidos.

World Café

El World Café es un método probado para fomentar el diálogo y el intercambio creativo en grupos. En un entorno abierto e informal, los participantes debaten temas cambiantes en diferentes estaciones. Normalmente, los participantes se mueven entre las estaciones para conocer diferentes perspectivas. Los resultados se registran conjuntamente y se presentan posteriormente en sesión plenaria.



Figura 59: Orden de las mesas para la discusión en grupo durante el taller en Lurín

Para estructurar los temas de los debates grupales se utilizó el **método PESTEL**, que permite identificar de forma sistemática los factores de influencia favorables y desfavorables (véase el cuadro informativo).

Método PESTEL

El método PESTEL (Political-Economic-Social-Technological-Environmental-Legal) es una forma de análisis para la consideración sistemática de los factores externos que influyen en un proyecto. Abarca seis dimensiones:

- **Factores políticos** (p. ej., política hídrica local y nacional y requisitos legales)
- **Factores sociales** (percepciones, temores y actitudes culturales)
- **Factores tecnológicos (viabilidad técnica y eficacia)**
- **Factores medioambientales** (protección de los ecosistemas locales y efectos medioambientales)
- **Factores legales** (cumplimiento de normas y estándares e instrumentos de resolución de conflictos)

Para direccionar el debate hacia una dirección específica, se formuló la pregunta central:

„¿Cuáles son los desafíos para la implementación de proyectos de Gestión de la Recarga de Acuíferos en la cuenca baja del río Lurín?“

6.2.3 Resultados del taller

Mediante la aplicación del método PESTEL se identificaron un total de 122 desafíos (factores) que los participantes anotaron en tarjetas. En la **Tabla 23** se muestra una selección de estos factores.

Tabla 23: Selección de los factores identificados en los grupos de trabajo

Político	Económico	Social	Tecnológico	Ecológico	Legal
<p>Colaboración entre Juntas Vecinales</p> <p>Posibilidades laborales para la población local</p> <p>Cambio de parámetros urbanísticos a favor de proyectos inmobiliarios</p> <p>Autorización para el uso de agua de pozo - sobreexplotación del acuífero</p> <p>Imponer la aplicación de legislación vigente</p> <p>Monitoreo efectivo y aplicación de sanciones</p> <p>Control de pozos informales e ilegales</p>	<p>Costo del proyecto</p> <p>Mecanismos de financiamiento (MERESE)</p> <p>Sostenibilidad de la operación</p> <p>Relación costo-beneficio del proyecto</p> <p>Escalabilidad en gran escala</p> <p>Competencias y roles</p> <p>(Estado, Municipio, Agricultores, Privados)</p>	<p>Agua para el agro</p> <p>Apoyo a los agricultores</p> <p>Beneficios para la población</p> <p>Agua potable de calidad para todos</p> <p>Participación de la población organizada</p> <p>Empoderamiento de las organizaciones sociales</p> <p>Comunicación transparente orientada al grupo objetivo</p> <p>Difusión del conocimiento y la información</p> <p>Eventos de capacitación y formación medio ambiental</p> <p>Identidad cultural y valores</p> <p>Integración de universidades</p> <p>Plataformas de diálogo entre actores</p> <p>Desconfianza frente a las empresas de agua y saneamiento</p>	<p>Existen zonas que no tienen acuíferos</p> <p>Buen funcionamiento de la PTAR</p> <p>Plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas a base de humedales como fase previa</p> <p>Ventajas y desventajas del reúso directo de aguas residuales</p> <p>Tasa de infiltración para definir el espacio necesario</p> <p>Tiempo que se requiere para ver efecto sobre las aguas subterráneas</p> <p>Proyectos para el beneficio directo de la población afectada por la falta de agua</p>	<p>Contaminación de las aguas superficiales por vertimientos ilegales</p> <p>Calidad del agua infiltrada</p> <p>Transmisión de enfermedades por vectores (Dengue)</p> <p>Protección de los ecosistemas</p>	<p>Procesos de autorización para la infiltración</p> <p>Vacíos legales en el tema de infiltración de aguas residuales tratadas</p> <p>Uso de tierras agrícolas para proyectos MAR</p> <p>Regulaciones para la protección de los ríos y las fajas marginales</p> <p>Absolución de consultas, reclamos y quejas de la población</p> <p>Mecanismos para la solución de conflictos</p>



Figura 60: Discusión en pequeños grupos

Los resultados recopilados se presentaron en la sesión plenaria posterior y se debatieron de manera concluyente. El debate final en la sesión plenaria dio lugar a una gran cantidad de propuestas prácticas, como p. ej. la organización de eventos informativos para la población local, la inclusión de escuelas y grupos comunitarios y la organización de excursiones a proyectos MAR existentes para conocer la tecnología.

Las experiencias del taller en la zona del proyecto de Lurín ponen de manifiesto que, además de los aspectos tecnológicos y normativos, **la inclusión activa de la población** representa igualmente un aspecto fundamental para el éxito de los proyectos MAR. La clave del éxito en la planificación y ejecución de proyectos MAR radica, por tanto, en un enfoque participativo y en la **consideración de las condiciones específicas de partida** de cada localidad.



7. Implementación a gran escala en el valle de Lurín



7 Implementación a gran escala en el valle de Lurín

Para considerar la implementación de la Gestión de la Recarga de Acuíferos (MAR) a gran escala en el valle del río Lurín, se consideraron por un lado los recursos de agua cruda disponibles y se estudió en profundidad un proceso de tratamiento de aguas residuales haciendo uso de un sistema de filtro percolador, con el objetivo de reusar agua tratada para la recarga gestionada del acuífero. Por el otro lado, la elaboración de un modelo de aguas subterráneas sirvió adicionalmente para analizar y estudiar los efectos de una infiltración a gran escala, teniendo en cuenta los resultados de la planta piloto MAR en la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) Cieneguilla, especialmente en lo que respecta a la mejora de la calidad del agua a través del paso por el suelo.

7.1 Modelo hidrogeológico

Para obtener más información sobre la aplicación a gran escala del sistema de recarga gestionada del acuífero (MAR) en el valle del río Lurín, se creó un modelo conceptual hidrogeológico. El objetivo principal era estudiar los efectos de una infiltración a gran escala en el cuerpo de agua subterránea. Se trata de un modelo numérico estacionario, es decir, no se consideran las fluctuaciones estacionales y los flujos de entrada y salida son considerados constantes.

7.1.1 Metodología

La base para la elaboración del modelo conceptual hidrogeológico son los estudios de SEDAPAL y del proyecto de investigación TRUST (León et al. 2021). El modelo del acuífero se creó con el software FEFLOW, que resuelve la ecuación de flujo tanto para rocas porosas como para rocas fracturadas. En el estudio de caso Lurín, el modelo para el flujo de agua en un medio poroso simple se diseña de acuerdo con la Ley de Darcy. El medio poroso se describe aquí como un volumen elemental representativo. FEFLOW permite la construcción de estructuras geométricas complejas y la proyección del modelo en 2D o 3D. La ecuación de flujo puede resolverse tanto para condiciones saturadas como no saturadas, aplicando en este último caso la ecuación de Richards para simular la infiltración potencial a través de pozas.

El área del modelo se extiende a lo largo de unos 2.5 km del valle y cubre una superficie de unos 3.4 km². En el centro del valle, el acuífero registra un espesor de aprox. 180 m. En el modelo se registran 51 pozos (**Figura 61**) con una extracción total de 405,637 m³ por año (2018), lo que corresponde a un caudal medio de extracción de 7,954 m³ por pozo y año. La **Figura 62** muestra el área del modelo con las isopropundidades calculadas.

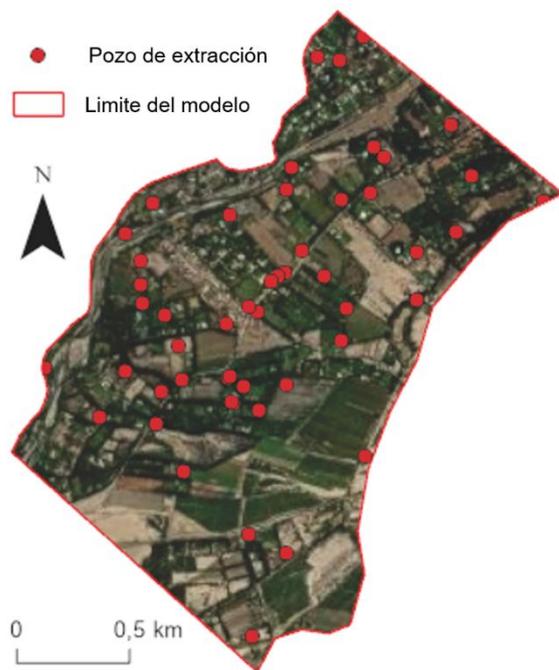


Figura 61: Ubicación de los pozos de extracción (existentes)

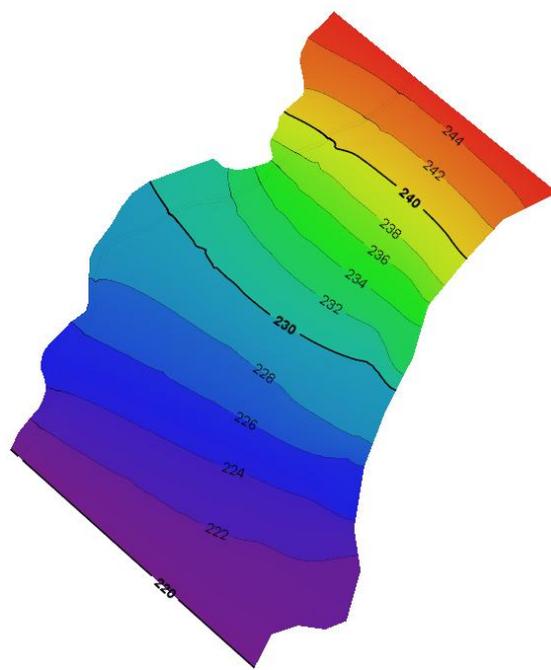


Figura 62: Isopropfundidades del nivel freático simulados sin infiltración

La infiltración del río en el acuífero se calculó en el marco del proyecto TRUST (León et al. 2021). Para ello, se midieron los caudales en dos puntos de las zonas de Manchay y Antapucro entre enero y mayo de 2019 y se calculó la diferencia. El caudal acumulado de 77.1 millones m^3 en Antapucro y de entre 58.4 y 69 millones m^3 en Manchay da como resultado una infiltración total de entre 8.1 y 18.7 millones m^3 en un tramo de 29 km. Dado que la mayor parte de las precipitaciones y caudales de la temporada 2019 se produjeron durante el periodo de observación, el resultado se consideró como una estimación aproximada para el año hidrológico 2019. En consecuencia, se estimó una infiltración media de 0.47 millones m^3 por km y año (con una imprecisión o rango de fluctuación de 0.64 a 0.28 millones $m^3/(km \cdot a)$). La estimación no tiene en cuenta el desvío de agua y las extracciones para el riego agrícola en el área considerada, ya que no se disponía de información al respecto. Sin embargo, su influencia se considera de impacto insignificante.

Como condición marco hidráulica se estableció en los límites noreste y suroeste un potencial hidráulico que se derivó de los niveles medios de las aguas subterráneas en los pozos de observación. El río Lurín está ligeramente incrustado en la superficie del terreno y se ha considerado con una anchura de aprox. 12 m como tercera condición marco. Se asumió una altura de 1 m para el nivel del agua. Como cuarta condición marco los pozos se han considerado con las tasas de extracción de cada pozo correspondientes al año 2018.

El valor K_f horizontal se fijó en $5.3E-04$ y el valor K_f vertical en $1.8E-04$ con una porosidad efectiva de 0.25. La tasa de transferencia del flujo se fijó en 0.015 m/día (tasa de transferencia interna). El modelo está calibrado para la infiltración del río Lurín, que, según los cálculos mencionados anteriormente, es de aproximadamente 0.47 millones m^3 por km y año. Esto corresponde a una infiltración total de aproximadamente 1.17 millones de m^3/a para una longitud de 2.5 km en el área del modelo. Para alcanzar esta tasa de infiltración, se asumió un nivel de agua de 1 m y se ajustó el ancho del río correspondientemente (12 m). La **Figura 63** muestra un esquema del modelo de flujo tridimensional.

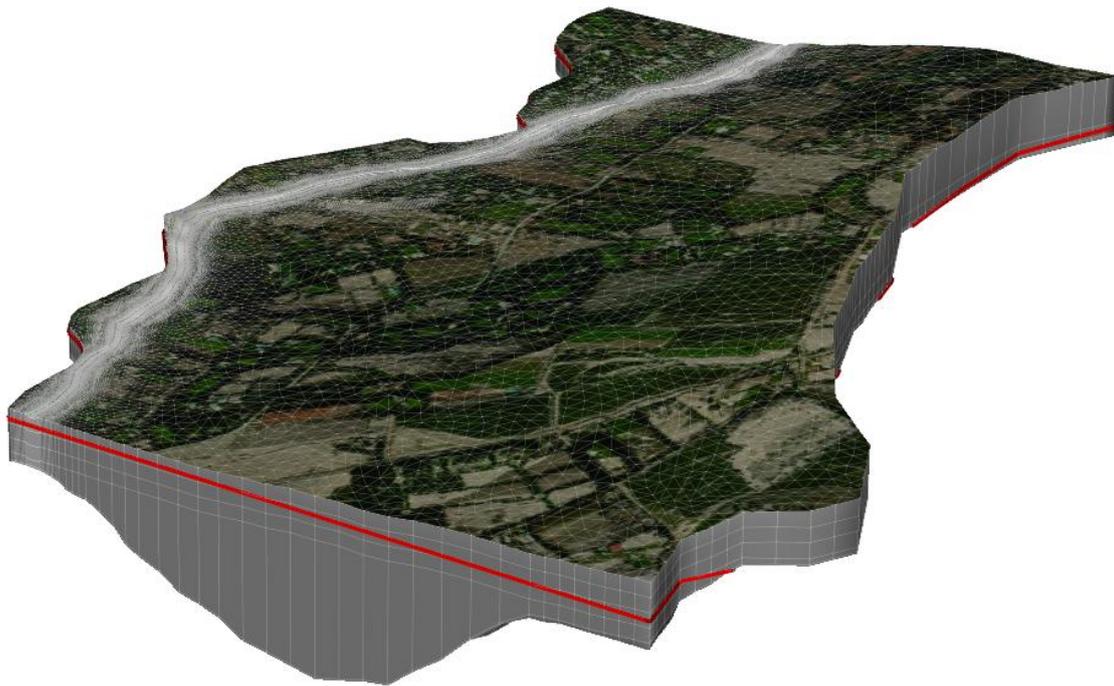


Figura 63: Modelo de flujo tridimensional con nivel freático simulado (línea roja)

7.1.2 Resultados de la simulación

Los resultados de los cálculos de simulación realizados con el modelo hidrogeológico muestran una calibración satisfactoria de los distintos parámetros. Así, el balance hídrico del modelo muestra un equilibrio muy bueno entre el flujo de entrada y el de salida, con un error de aprox. 3 %. El flujo de entrada medio anual de aguas subterráneas en el modelo es de 11.6 millones m^3/a . Con una cantidad de infiltración anual por kilómetro de río de 0.34 millones m^3/a , el valor calculado se encuentra dentro del rango estimado en el proyecto TRUST de 0.28 a 0.64 millones $m^3/(km*a)$. La tasa de extracción de los pozos, de 0.37 millones m^3/a , está relativamente cerca de la tasa de 2018 de 0.40 millones m^3/a , aunque la subestimación se debe probablemente a que algunos pozos se secan debido a la discreción vertical aproximada del modelo. El nivel freático simulado para la ubicación de la planta piloto MAR en las instalaciones de la PTAR Cieneguilla se encuentra unos 0.65 m por debajo de los valores medidos, lo cual es un valor muy bueno para el tamaño del modelo.

La simulación de la infiltración de agua a través de una poza de infiltración mayor (aprox. 250 x 40 m) en la margen izquierda del río Lurín con una superficie total de 10,000 m^2 y una tasa de infiltración de 0.1 m por día (0.37 millones m^3 por año) dio como resultado el trayectoria de las líneas de flujo que se muestra en la **Figura 64**. Estas líneas de flujo discurren paralelas al río, al igual que las líneas de flujo calculadas para la planta piloto MAR (**Figura 65**).

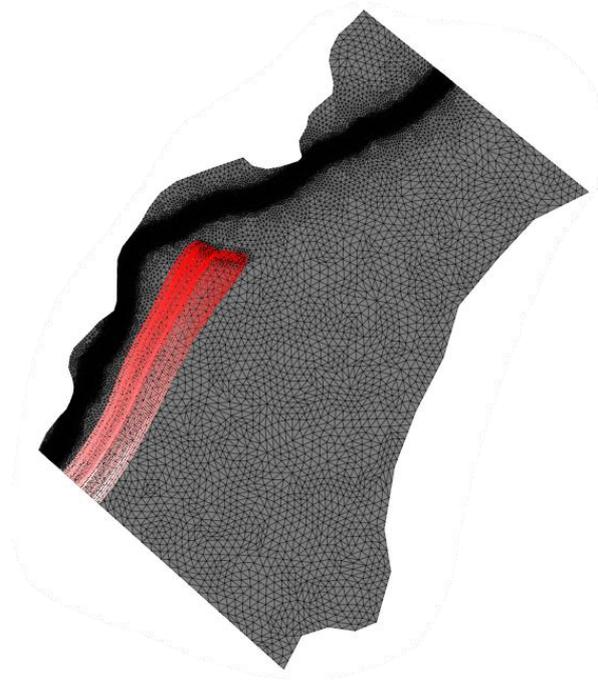


Figura 64: Líneas de flujo simuladas a través de la infiltración por una poza de infiltración de 10,000 m²

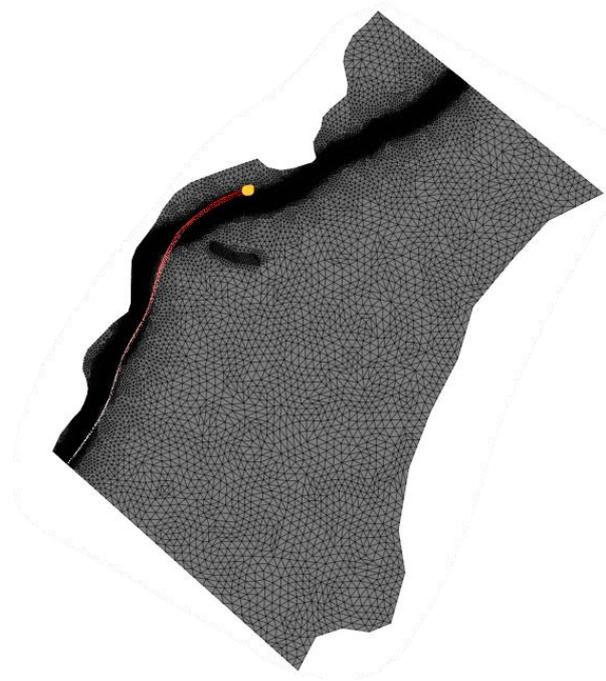


Figura 65: Líneas de flujo simuladas a través de la planta piloto MAR

Según el gráfico de resultados de la **Figura 66**, el nivel freático no cambia con la tasa de infiltración de 0.1 m por día. Si en el cálculo de simulación se aumenta la tasa de infiltración al valor base de 2.4 m por día (0.1 m/h) establecido en la planta piloto MAR durante varios meses, es decir, a una cantidad de infiltración local comparativamente alta de 8.8 millones de m³ al año, el nivel freático aumenta varios metros en la zona de la poza de infiltración (véase **Figura 67**). Para ambos cálculos estacionarios se ha tenido en cuenta una disponibilidad constante de agua de infiltración y la ausencia de ciclos de secado para las pozas de infiltración.

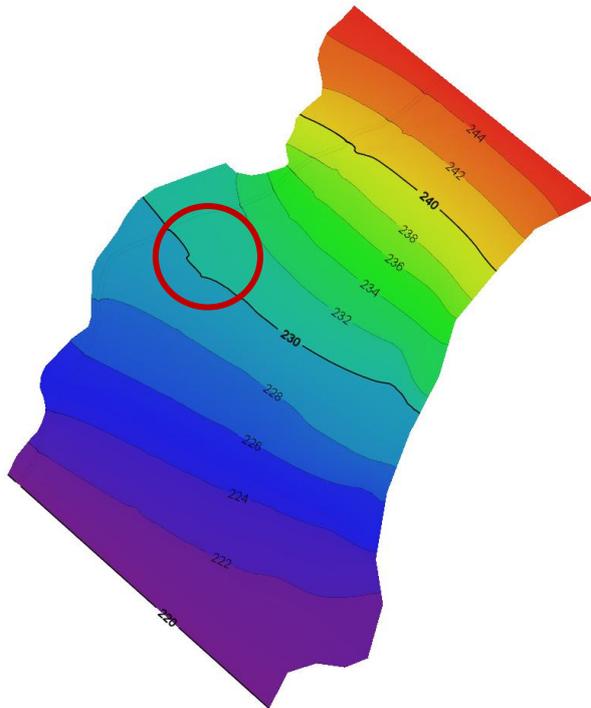


Figura 66: Isopropfundidades calculados con una tasa de infiltración constante de 0.1 m/día. Círculo rojo: ubicación de la posible poza de infiltración

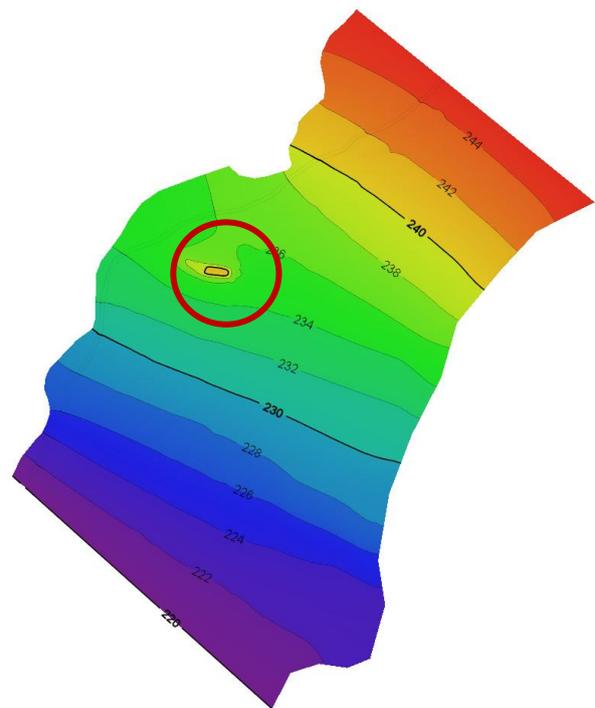


Figura 67: Isopropfundidades calculados con una tasa de infiltración constante de 2.4 m/día. Círculo rojo: ubicación de la posible poza de infiltración

7.2 Uso de aguas residuales tratadas (modelo San Bartolo)

Para estimar el potencial de uso de los efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) para MAR en el valle del río Lurín, la **Figura 68** muestra las PTAR ubicadas en el valle del río Lurín, incluyendo los caudales medios de entrada.

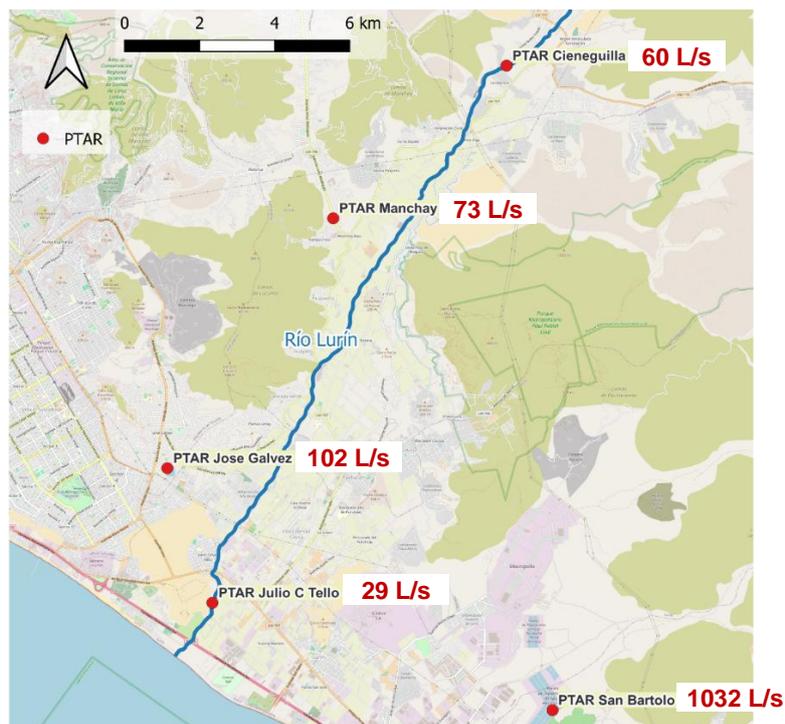


Figura 68: PTAR en el valle del río Lurín (datos: SUNASS 2024)

Como muestra la **Figura 68**, los caudales de entrada en las cuatro PTAR en el valle del río Lurín son relativamente bajas. Adicionalmente, la mayor parte de sus aguas tratadas son utilizadas para el riego durante la época de estiaje. En cambio, la PTAR San Bartolo dispone de un caudal de aguas residuales de 1032 L/s, una cantidad mucho más alta. La planta no se encuentra directamente en el valle del río Lurín, pero la tubería de unos 30 km que transporta las aguas residuales de Lima hasta la PTAR San Bartolo atraviesa el valle del río Lurín. Después de pasar por la PTAR San Bartolo, el efluente es llevado a través de otra tubería hasta un punto cerca de la desembocadura del río Lurín. Por lo tanto, existen en principio varias opciones para captar parte de esta agua y, de ser necesario, someterla a procesos de tratamiento adicionales y luego infiltrarla en el acuífero del valle del río Lurín.

La PTAR San Bartolo utiliza tanques de aguas residuales aireados, aunque muchos de ellos han tenido que ser puestos fuera de servicio debido a deficiencias estructurales. Además, como consecuencia del elevado consumo energético de los aireadores de superficie, la aireación en los tanques restantes es limitada.

Para estudiar la posibilidad de reusar las aguas residuales de la PTAR San Bartolo como fuente de agua para proyectos MAR, se realizó un modelamiento del proceso de tratamiento con filtros percoladores. La elección de este proceso se debió principalmente a sus ventajas en términos de consumo energético en comparación con otros procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales. Además, se caracteriza por una operación sencilla, un mantenimiento simple y una larga vida útil de los componentes del sistema de la planta. Por ello, los filtros percoladores son especialmente adecuados para regiones en las que los sistemas de tratamiento de aguas residuales están en fase de desarrollo o no disponen de un suministro de energía seguro y estable, pero sí de suficiente gradiente hidráulico y espacio. Además, los filtros percoladores pueden garantizar de forma fiable tanto la eliminación de carbono como los procesos de nitrificación hasta la eliminación de nitrógeno.

7.2.1 Parámetros de entrada y calidad del agua

La calidad del agua cruda se determinó en base a los datos de medición en la entrada (afluente) de la PTAR San Bartolo y la PTAR José Gálvez. La calidad del agua cruda es el punto de partida para modelar el tratamiento con filtros percoladores y se resume en la **Tabla 24**.

Tabla 24: Calidad del agua cruda asumida para la PTAR San Bartolo

Parámetro	Unidad	Valor asumido
Caudal	L/s	150
Caudal	m ³ /h	540
DQO	mg/L	1,400
DQO filt	mg/L	616
DBO ₅	mg/L	615
SST	mg/L	500
NKT	mg/L	110
P total	mg/L	17
NH ₄ ⁺ -N	mg/L	90
pH	-	7

Se establecieron tres escenarios diferentes para la calidad del agua que debe alcanzarse en el efluente de la planta de filtros percoladores. Los dos primeros escenarios se basan en las directrices peruanas existentes: el escenario 1 en los Límites Máximos Permisibles (LMP) para plantas de tratamiento de aguas residuales (Decreto Supremo N° 003-2010-MINAM) y el escenario 2 en los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para el uso del agua con fines de riego (Decreto Supremo N°004-2017-MINAM, categoría 3, riego de vegetales). El escenario 3 refleja los requisitos de calidad para MAR basados en valores empíricos. Los valores objetivo correspondientes se resumen en la **Tabla 25**.

Tabla 25: Valores objetivo de efluente para la planta de filtros percoladores según escenarios

Parámetro	Unidad	Exigencias a las aguas residuales		
		Escenario 1 LMP (300 L/s)	Escenario 2 ECA (150 L/s)	Escenario 3 MAR (150 L/s)
DBO ₅	mg/L	<100	<15	<5
DQO	mg/L	<200	<40	<30
NH ₄ ⁺ -N	mg/L	NA	NA	<2
NO ₃ -N	mg/L	NA	<100	<50
P total	mg/L	NA	NA	<1
Coliformes termotolerantes	NMP/100mL	<10,000	<1,000	0

NA: No aplicable.

Nota: Los diferentes caudales a tratar dependen de la calidad de efluente requerida. En caso de exigencias de calidad más elevadas, el caudal se reduce para poder instalar la planta en la misma superficie (100 x 175 m).

7.2.2 Metodología

El modelamiento y el diseño de la planta de filtros percoladores se realizaron con el software Simba para PTAR y el software de planificación para filtros percoladores de la empresa Brentwood Europe GmbH. Los distintos escenarios del software Simba permitieron determinar los niveles de tratamiento, el número de filtros y las características generales de las unidades, mientras que el programa de Brentwood Europe GmbH verificó el dimensionamiento de los filtros percoladores y la concordancia de los resultados con los grados de eficacia esperados para los medios filtrantes fabricados por la empresa.

7.2.3 Resultados

En función de la calidad de efluente deseada, se han deducido las etapas de tratamiento necesarias para cada uno de los escenarios. Los resultados se resumen en la **Tabla 26**.

Tabla 26: Etapas de tratamiento necesarias por escenario, según resultados del modelamiento

	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3
Reja	✓	✓	✓
Desarenador / desengrasador	✓	✓	✓
Denitrificación	✓	✓	✓
Sedimentador primario	✓	✓	✓
Filtro percolador (alta carga)	✓	✓	✓
Número de filtros percoladores	3	4	3
Clarificador secundario	✓	✓	✓
Filtro percolador (nitrificación)	✗	✗	✓
Número de filtros percoladores	✗	✗	3
Filtro de arena	✗	✓	✓
Tratamiento avanzado (opcional)	✗	✗	Inyección de precipitante, filtración de carbón activado, desinfección UV
Desinfección	✓	✓	✓
Recirculación	<ul style="list-style-type: none"> – Efluente filtro percolador a afluente filtro percolador – Efluente clarificador a denitrificación 	<ul style="list-style-type: none"> – Efluente filtro percolador a afluente filtro percolador – Efluente clarificador a denitrificación 	<ul style="list-style-type: none"> – Efluente filtro percolador a afluente filtro percolador (2 etapas) – Efluente clarificador a denitrificación

Como era de esperar, las etapas de tratamiento aumentan con las exigencias de calidad del agua tratada. El alcance del tratamiento adicional en el escenario 3 depende sobre todo de la proporción de DQO no biodegradable. En el modelo, este valor se ha fijado en un 2.5 %. Por lo tanto, para consideraciones de planificación adicionales, es recomendable una revisión previa de la proporción de DQO no biodegradable.

La calidad de efluente necesaria de la PTAR San Bartolo para la recarga de acuíferos puede lograrse mediante el uso de procesos como los filtros percoladores, siempre y cuando la carga de DQO no biodegradable se mantenga por debajo de los valores límite definidos. Adicionalmente, es necesaria una etapa de denitrificación para cumplir los requisitos de nitrógeno total y nitrógeno amoniacal en el efluente.

Por lo tanto, el proceso de filtros percoladores es una opción adecuada para el tratamiento de las aguas residuales de la PTAR San Bartolo, con el objeto de poder alcanzar la calidad necesaria para el reúso en proyectos MAR a gran escala.

7.3 Requisitos para proyectos MAR a gran escala

Para la implementación exitosa del concepto MAR a gran escala, se deben verificar de antemano algunos requisitos generales, como se hizo con la planta piloto del proyecto NEWA-LIMA (véase el capítulo 4). Estos requisitos se resumen en la **Figura 69**.



Figura 69: Requisitos para proyectos MAR

- (1) **Fuente de agua:** el primer requisito es que exista una fuente de agua con una composición adecuada para la infiltración. En el caso del valle de Lurín, pueden ser los excedentes del agua del río Lurín (durante la época de avenida) o las aguas residuales tratadas. La gran ventaja del uso de aguas residuales tratadas es que el recurso está disponible durante todo el año. Actualmente las aguas residuales se vierten al río para terminar en el mar, con lo que se pierde el recurso. Para el uso de agua de río o de aguas residuales tratadas para la infiltración, es necesario comprobar previamente la aptitud respecto a la calidad del agua.
- (2) **Terreno disponible:** dependiendo del método de infiltración, puede ser necesario un área considerable. La disponibilidad de un terreno adecuado es decisiva, sobre todo en el caso de la infiltración a través de pozas.
- (3) **Acuífero adecuado:** En primer lugar, debe existir un acuífero en la zona en evaluación. Las características adecuadas del suelo y del acuífero se definen según la literatura (Dillon et al. 2022; Dillon et al. 2009; Sharma y Kennedy 2017) de la siguiente manera:
 - Conductividad hidráulica que permita la recarga y propiedades hidráulicas uniformes.
 - Espesor del acuífero y porosidad que permitan el almacenamiento de agua.
 - Preferiblemente, zonas tanto aeróbicas como anaeróbicas en el acuífero para lograr la máxima eliminación de patógenos y materia orgánica.

- Subsuelo adecuado: permeabilidad del subsuelo, que debe ser lo suficientemente permeable para que el agua pueda filtrarse, pero al mismo tiempo lo suficientemente fino para que tenga un efecto de filtrado.
- Se deben evitar capas de arcilla u otras capas que limiten el flujo vertical en la zona vadosa.

El tipo de acuífero influye en la elección del método de infiltración más adecuado. En un acuífero confinado se preferirá la inyección directa, mientras que en un acuífero libre se optará por la infiltración a través de pozas.

- (4) **Punto de extracción:** el punto de extracción del agua subterránea depende del reúso previsto. En general, debe haber una distancia mínima entre la zona de infiltración y el punto de extracción. La norma mexicana (NOM-014) establece una distancia mínima de 150 m (en caso de infiltración a través de pozas) y de 600 m (en caso de inyección directa).
- (5) **Objetivo del (re)uso:** se deben determinar el objetivo del (re)uso y quiénes son los usuarios del agua extraída.
- (6) **Permisos y autorizaciones:** para lograr una implementación exitosa debe existir un marco jurídico que permita obtener las autorizaciones necesarias.
- (7) **Aceptación y participación:** Para la recarga del acuífero, especialmente cuando se utiliza agua residual tratada, la aceptación social es de vital importancia para implementar el proyecto con éxito a largo plazo. Un diseño de proyecto participativo y un análisis de coste-beneficio pueden ayudar a garantizar la licencia social.
- (8) **Monitoreo:** es necesario realizar un monitoreo continuo para controlar la calidad del agua, tanto del agua infiltrada como del agua subterránea extraída del acuífero. En general, la instalación y la operación de una planta piloto pueden ser útiles para verificar los puntos mencionados anteriormente con mayor precisión y adaptarlos a las condiciones locales.

7.4 Propuestas para proyectos MAR a gran escala en el valle del río Lurín

Los cálculos realizados con el modelo hidrogeológico numérico elaborado a partir de los resultados de la planta piloto mostraron un alto potencial para la implementación del concepto MAR en el valle del río Lurín. Cabe destacar la alta permeabilidad del subsuelo, que permite la infiltración de grandes cantidades de agua en áreas de infiltración relativamente pequeñas. Además, existe una amplia zona vadosa que permite almacenar grandes cantidades de agua en el subsuelo. Con los excedentes del río Lurín (55 millones de m³/a de caudal hacia el mar, León et al. 2021) y el efluente de la PTAR San Bartolo (aprox. 32 millones de m³/a de caudal hacia el mar, SUNASS 2024) también se dispone de recursos en abundancia.

Como resultado general de las investigaciones realizadas en el marco del proyecto NEWA-LIMA, se propone implementar proyectos MAR a gran escala en dos ubicaciones del valle del río Lurín, dando preferencia al uso de agua de río para la infiltración:

1. MAR en la parte media del valle.

MAR en la parte media del valle (zona de Cieneguilla) permitiría, por un lado, la extracción sostenible de grandes cantidades de agua subterránea a través de pozos adicionales en la zona cercana al cauce. Por otro lado, esta medida serviría para garantizar a largo plazo la extracción de agua subterránea en la parte baja del valle del río Lurín.

2. MAR en la zona costera

El objetivo de MAR en la zona costera sería, en particular, construir una barrera de agua dulce contra la intrusión marina. Esto permitiría obtener agua para el uso industrial cerca del proyecto MAR y garantizaría la producción de agua potable a través de pozos ubicados tierra adentro, minimizando el flujo de agua subterránea hacia el mar.

En el caso más sencillo, ambas instalaciones MAR, tanto en la parte media del valle como en la costa, consistirían de una estructura de captación en la orilla del río con el correspondiente sistema de canales para distribuir el agua en 10-15 pozas con una superficie de, p. ej. 300 m² (el tamaño de una cancha de tenis, aproximadamente). Dependiendo del caudal del río Lurín, en la época de avenida se podrían infiltrar en cada uno de los dos proyectos entre 100 y 1000 m³/h de agua de río.

En el caso de la planta MAR situada en la parte media del valle, sería posible extraer hasta 2 millones de m³/a de agua subterránea de alta calidad en pozos adicionales situados aguas abajo. Además, ambas plantas de infiltración podrían alimentarse con aguas residuales tratadas durante la época de estiaje, lo que como consecuencia aumentaría la capacidad de la planta, posiblemente duplicándola. En el caso de la planta MAR en la parte media del valle, habría que estudiar medidas adicionales de tratamiento de aguas residuales (p. ej., carbón activado). En cambio, en la zona costera sería suficiente un tratamiento convencional de aguas residuales, ya que no se pretende producir agua potable. En caso de utilizar las aguas residuales de la PTAR San Bartolo para la recarga de acuíferos, se podría considerar un tratamiento convencional o la tecnología de filtros percoladores (véase el capítulo 7.2).

Se recomienda construir en una primera fase dos pozas de infiltración en la zona de Cieneguilla y abastecerlas con hasta 100 m³/h de agua de río durante la época de avenida. El objetivo sería obtener experiencias operativas a largo plazo, p. ej., sobre las tasas de infiltración alcanzables y las medidas de limpieza adecuadas para las superficies de infiltración.



8. Resumen de resultados y recomendaciones



8 Resumen de resultados y recomendaciones

El cambio climático tiene un impacto significativo en la seguridad hídrica global, por lo que las fuentes alternativas, como p. ej. las aguas residuales tratadas, están ganando importancia. En este sentido, la recarga gestionada de acuíferos (Managed Aquifer Recharge, MAR), que ya se aplica con éxito en todo el mundo, ofrece un gran potencial para un uso eficiente. No solo permite una mayor depuración del agua infiltrada, sino también el almacenamiento en el subsuelo de aguas superficiales que sólo están disponibles temporalmente.

El proyecto NEWA-LIMA, financiado por el Ministerio Federal de Medio Ambiente, Conservación de la Naturaleza, Seguridad Nuclear y Protección al Consumidor (BMUV, por sus siglas en alemán) tenía como objetivo demostrar el uso de MAR como un método natural y de bajo costo para el abastecimiento de agua industrial y potable en Lima, Perú. Además, buscó identificar estrategias sostenibles para preservar los limitados recursos locales de agua subterránea de la región, algunos de los cuales están parcialmente sobreexplotados.

Después de realizar exhaustivas investigaciones preliminares, se construyó una planta piloto de recarga gestionada de acuíferos (MAR) en las instalaciones de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) Cieneguilla, ubicada en el valle del río Lurín, al sur de Lima. La planta piloto estaba compuesta por tres pozas para la infiltración de aguas residuales tratadas y varios piezómetros. Fue operada durante 17 meses en colaboración con la Empresa Prestadora de Servicios de Agua y Saneamiento de Lima, SEDAPAL. Durante este período, se monitoreó en detalle el rendimiento del proceso de depuración a través del suelo mediante un exhaustivo análisis del agua, incluyendo el análisis de contaminantes emergentes y la aplicación de un innovador análisis relacionado con el impacto. Paralelamente, se realizaron estudios sobre tecnologías de tratamiento avanzadas, como la adsorción con carbón activado y la ósmosis inversa, en el marco de trabajos académicos desarrollados por estudiantes universitarios.

Con el propósito de conocer los intereses y las perspectivas de la población local y de los actores clave en relación con el proyecto MAR, se diseñó un taller participativo que tuvo lugar en Lurín. El enfoque buscó fomentar la interacción directa con los participantes para fortalecer su vínculo con el proyecto y, al mismo tiempo, identificar posibles barreras sociales. El objetivo fue desarrollar soluciones viables y aumentar la aceptación de futuros proyectos similares.

Para respaldar una posible implementación a gran escala en el valle del río Lurín, también se analizó el marco legal vigente, se desarrolló un modelo hidrogeológico para la zona de Cieneguilla y se elaboró un concepto general para el uso de la tecnología de filtros percoladores en el tratamiento de aguas residuales.

Principales resultados de la planta piloto MAR

El efluente de la PTAR Cieneguilla utilizado para la recarga de acuíferos presentaba en general una buena composición durante el período del proyecto. Registró una mineralización media y un contenido relativamente bajo de sólidos y sustancias orgánicas. Se observaron cantidades significativas de compuestos de fósforo, así como concentraciones temporalmente elevadas de amonio y nitrato. No se detectaron metales pesados ni elementos traza tóxicos en concentraciones significativas, y los niveles de sustancias traza antropogénicas fueron en

su mayoría bajos, comparables a los registrados en los ríos en Alemania que contienen una mayor proporción de aguas residuales tratadas (por ejemplo, los ríos Ruhr y Neckar). Sin embargo, se encontraron concentraciones notablemente altas de dos aditivos alimentarios en el efluente de la PTAR Cieneguilla: EDTA (agente quelate) y sucralosa (edulcorante). Debido a su baja biodegradabilidad en acuíferos aeróbicos, estos dos compuestos pueden ser utilizados como trazadores de aguas residuales. A diferencia de los organismos indicadores bacterianos y virales, los parásitos intestinales patógenos para el ser humano no son eliminados en el proceso de cloración de las aguas residuales en la PTAR. Estos organismos estaban presentes en el efluente de la PTAR utilizado para la infiltración y, por lo tanto, eran especialmente relevantes en cuanto a su comportamiento durante el paso por el suelo.

Las tres pozas de infiltración de la planta piloto (superficie de 15 m² cada una) construidas cerca del río Lurín permitieron alcanzar tasas de infiltración elevadas, en algunos casos superiores a 1 m/h. Esto se debió al subsuelo muy rocoso, ya que la superficie del terreno en el valle del río Lurín está formada en gran parte por rocas. Por este motivo, durante la mayor parte de la fase piloto solo se utilizaron las dos pozas menos permeables, con tasas de 0.1 - 0.2 m/h. A pesar de la acumulación permanente de agua, no se produjo una colmatación en estas pozas, es decir, las tasas de infiltración se mantuvieron constantes durante todo el periodo de la fase de operación de la planta piloto.

La prueba hidráulica de los piezómetros perforados confirmó su plena funcionalidad. El nivel de agua en reposo en los piezómetros (profundidad hasta unos 10 m por debajo de la superficie del terreno) se situaba entre 3 y 4 m por debajo de la superficie del terreno. Con caudales de bombeo de aprox. 0.4 m³/h (por ejemplo, para la toma de muestras), se producía un descenso constante en pocos minutos de entre 0.1 y 0.8 m, dependiendo del piezómetro.

Los resultados de las mediciones indicaron que el nivel freático en la zona de estudio estaba determinado, como se esperaba, por el nivel del agua en el río Lurín, influenciado por las variaciones estacionales en la infiltración del agua fluvial. Durante la mayor parte del año, las aguas subterráneas cercanas a la superficie fluían principalmente en paralelo al río Lurín, mientras que en la época de estiaje (de mayo a noviembre) presentaban una componente de flujo dirigida hacia el lecho del río.

Las aguas subterráneas en el área de la planta piloto MAR y sus alrededores presentaron las características esperadas (filtración ribereña). Contenían poco oxígeno, eran relativamente blandas y pobres en sustancias húmicas y contenían bajas cantidades de sustancias traza antropogénicas. Con el inicio de la época de estiaje, es decir, con la disminución del caudal del río Lurín y el aumento de la concentración de sustancias en el agua del río, aumentaron prácticamente de manera simultánea las concentraciones en las aguas subterráneas cercanas a la superficie (por ejemplo, dureza, sales neutras y sucralosa). En general, los resultados de los análisis del agua confirman que la recarga del acuífero se produce por infiltración de agua fluvial. A pesar de la alta velocidad de flujo, las sustancias sólidas, orgánicas, fósforo y, en parte, también las sustancias traza antropogénicas contenidas en el agua fluvial se eliminan o degradan durante su paso por el suelo.

Solo en la fase final del proyecto se determinó una influencia notable del volumen de agua infiltrada (ajustada en 3.5 m³/h de forma permanente en la planta piloto MAR) en la calidad

del agua subterránea extraída en el piezómetro situado aguas abajo de las pozas de infiltración. Este momento se produjo al final de la época de estiaje en 2024, es decir, habían transcurrido varios meses sin recarga de aguas subterráneas a través de la infiltración del río Lurín.

Sin embargo, debido a un aumento de la tasa de infiltración a 12.5 m³/h durante un periodo de 20-40 h, fue posible captar de forma selectiva una mayor proporción de efluente de la PTAR en uno de los piezómetros aguas abajo. Esto permitió realizar una evaluación analítica del rendimiento de depuración en el paso por el suelo en varios momentos. Como era de esperarse, como consecuencia de la infiltración, las concentraciones de la mayoría de los componentes disueltos presentes en el efluente de la PTAR (p. ej., oxígeno, Ca²⁺, Na²⁺, Cl⁻, sucralosa) se detectaron en concentraciones más altas en las aguas subterráneas de los piezómetros ubicados cerca de las pozas de infiltración. Una excepción fueron los compuestos de fósforo, lo que indica su retención adsorptiva o biodegradación durante el paso por el suelo.

A pesar de la permeabilidad relativamente alta del subsuelo y la consiguiente alta velocidad de flujo (aprox. 0.3 m/h), en la planta piloto de MAR se retuvieron en su totalidad las sustancias turbias y las partículas, incluidos los patógenos resistentes al cloro (*Clostridium perfringens*, *Giardia* y *Cryptosporidium*), durante el paso por el suelo. Además, los resultados del análisis relacionado con el impacto muestran que los efectos endocrinos y neurotóxicos detectables en el efluente de la PTAR se han minimizado gracias al paso por el suelo.

Los ensayos de infiltración realizados en la planta piloto proporcionaron información de orientación sobre la capacidad depurativa del paso por el suelo, a pesar de los efectos de superposición con la infiltración del agua del río y la alta velocidad de la infiltración de las aguas residuales tratadas. Aunque no se han aclarado por completo todas las preguntas en cuanto a la optimización de las condiciones de operación, esta primera cuantificación de la eficacia de la infiltración es muy valiosa, sobre todo en vista de la infiltración no gestionada del acuífero que se observa en el valle del río Lurín desde hace décadas debido a la infiltración del agua del río, que en la época de estiaje está compuesta en algunos lugares exclusivamente por aguas residuales tratada.

Ensayos con ósmosis inversa y filtración de carbón activado

Como esperado, los resultados de los estudios piloto MAR mostraron que esta tecnología natural no elimina sustancias persistentes, es decir, sustancias biológicamente difíciles de degradar. La mayoría de los representantes de esta clase de sustancias, como por ejemplo la sucralosa y el EDTA, aditivos alimentarios presentes en todas las aguas residuales domésticas, sin ser tóxicos, no son deseables en agua tratada. Por ello, en el marco del proyecto NEWA-LIMA se realizaron también estudios con los procesos de tratamiento más avanzados de ósmosis inversa (OI) y filtración de carbón activado (CA).

Los resultados de estos estudios orientativos confirman la experiencia práctica de muchos años en Alemania, según la cual las membranas de OI retienen la mayoría de las sustancias antropogénicas con un alto grado de eficacia, mientras que el carbón activado solo elimina eficazmente las sustancias no polares. Ambos procedimientos tienen un costo relativamente

elevado (OI: 0.3-0.6 USD/m³, CA: 0.1-0.3 USD/m³). En el caso de la OI, pueden surgir costos adicionales para la eliminación del concentrado (aprox. el 25 % del agua bruta), en el que se acumulan las sustancias eliminadas. En comparación, los costos de un tratamiento MAR de aguas residuales depuradas ascienden, según la literatura especializada, a 0.02 USD/m³.

Modelo hidrogeológico

Los cálculos realizados con el modelo hidrogeológico a partir de los resultados del proyecto piloto mostraron un alto potencial para la aplicación del concepto MAR en el valle del río Lurín. Cabe destacar la alta permeabilidad del subsuelo, de modo que se pueden infiltrar mayores volúmenes de agua en espacios de infiltración relativamente limitados. Adicionalmente, existe una amplia zona no saturada en la que estas cantidades de agua pueden almacenarse en el subsuelo. Con el río Lurín (aprox. 50 millones m³/a caudal hacia el mar) y la PTAR San Bartolo (aprox. 35 millones m³/a caudal hacia el mar) se dispone, asimismo, de dos fuentes de agua aún no aprovechados.

Recomendaciones para los siguientes pasos

Los estudios preliminares fueron esenciales para la instalación del proyecto piloto MAR en el proyecto NEWA-LIMA. Por lo tanto, en proyectos similares y a gran escala, se deben tener en cuenta los siguientes aspectos: fuente de agua, terreno disponible, acuífero adecuado, punto de extracción, objetivo de (re)uso, permisos y autorización, aceptación y participación y monitoreo. Opcionalmente, se puede instalar una planta piloto antes de la instalación de una planta a gran escala.

Sobre esta base, se propone implementar proyectos MAR a gran escala en dos ubicaciones del valle del río Lurín. En este sentido, debería utilizarse para la infiltración preferentemente agua fluvial o aguas residuales tratadas:

1) MAR en la parte media del valle

MAR en la parte media del valle (zona de Cieneguilla) permitiría, por un lado, la extracción sostenible de grandes cantidades de agua subterránea a través de pozos adicionales en la zona cercana al cauce. Por otro lado, esta medida serviría para garantizar a largo plazo la extracción de agua subterránea en la parte baja del valle del río Lurín.

2) MAR en la zona costera

El objetivo de MAR en la zona costera sería, en particular, construir una barrera de agua dulce contra la intrusión marina. Esto permitiría obtener agua para el uso industrial cerca del proyecto MAR y garantizaría la producción de agua potable a través de pozos ubicados tierra adentro, minimizando el flujo de agua subterránea hacia el mar.

En el caso más sencillo, ambas instalaciones MAR, tanto en la parte media del valle como en la costa, consistirían de una estructura de captación en la orilla del río con el correspondiente sistema de canales para distribuir el agua en 10-15 pozas con una superficie de, p. ej. 300 m² (el tamaño de una cancha de tenis, aproximadamente). Dependiendo del caudal del río Lurín, en la época de avenida se podrían infiltrar en cada uno de los dos proyectos entre 100 y 1000 m³/h de agua de río.

En el caso de la planta MAR situada en la parte media del valle, sería posible extraer hasta 2 millones de m³/a de agua subterránea de alta calidad en pozos adicionales situados aguas abajo. Además, ambas plantas de infiltración podrían alimentarse con aguas residuales tratadas durante la época de estiaje, lo que como consecuencia aumentaría la capacidad de la planta, posiblemente duplicándola. En el caso de la planta MAR en la parte media del valle, habría que estudiar medidas adicionales de tratamiento de aguas residuales (p. ej., carbón activado). En cambio, en la zona costera sería suficiente un tratamiento convencional de aguas residuales, ya que no se pretende producir agua potable. En caso de utilizar las aguas residuales de la PTAR San Bartolo para la recarga de acuíferos, se podría considerar un tratamiento convencional o la tecnología de filtros percoladores.

Se recomienda construir en una primera fase dos pozas de infiltración en la zona de Cieneguilla y abastecerlas con hasta 100 m³/h de agua de río durante la época de avenida. El objetivo sería obtener experiencias operativas a largo plazo, p. ej., sobre las tasas de infiltración alcanzables y las medidas de limpieza adecuadas para las superficies de infiltración.

Una opinión de experto jurídico ha confirmado que en Perú no existen restricciones normativas para proyectos de recarga de acuíferos con aguas residuales tratadas. Hasta la fecha, la normativa vigente no contiene disposiciones específicas sobre la calidad del agua para este tipo de aplicación.

Como ocurre en casi todos los proyectos de gestión de recursos hídricos, la licencia social es un factor clave para el éxito de proyectos MAR. En este contexto, se derivan las siguientes recomendaciones fundamentales dirigidas a los responsables de la planificación y ejecución de proyectos de Gestión de la Recarga de Acuíferos:

1. **Inclusión temprana de la opinión pública:** Es crucial mantener una comunicación transparente sobre los objetivos, métodos y posibles riesgos del proyecto. En este contexto, las consideraciones técnicas complejas deben ser explicadas de manera comprensible.
2. **Planificación orientada al diálogo:** Es esencial conocer e incorporar los intereses y preocupaciones de los posibles afectados. Esto no solo fomenta la confianza, sino que también proporciona información valiosa para adaptar el proyecto a las necesidades locales.
3. **Generación de confianza:** Crear confianza en los responsables del proyecto y en la tecnología aplicada es un proceso que requiere tiempo. Los proyectos piloto y las demostraciones prácticas pueden ayudar a ilustrar y explicar la eficacia y seguridad de las medidas adoptadas.
4. **Integración de los actores locales:** La colaboración con las autoridades locales, los grupos de la sociedad civil y otras partes interesadas pueden aumentar la aceptación y el alcance del proyecto, asegurando una mayor integración en la comunidad.
5. **Asociaciones estratégicas con ONGs o universidades:** Desde la fase de planificación, las ONGs o universidades deben ser identificadas como socios clave e integradas en el desarrollo del proyecto. Además de aportar con su experiencia técnica, estos actores pueden ayudar a generar confianza y a mediar entre los diferentes grupos de interés, dada su posición neutral.



9 Bibliografía

- BMI (1985): Künstliche Grundwasseranreicherung. Stand der Technik und des Wissens in der Bundesrepublik Deutschland // Stand d. Technik u. d. Wissens in d. Bundesrepublik Deutschland; Empfehlungen für weitere Unters. u. Anwendungsbereiche. Berlin: Bundesministerium des Inneren; Erich Schmidt.
- Bolívar, Alexandra (2025): Mejoramiento de la calidad del efluente de una PTAR de lodos activados mediante un reactor piloto de osmosis inversa para fines de reuso. (por publicar). Tesis de Ingeniería Sanitaria. Universidad Nacional de Ingeniería, Lima - Perú.
- Bonilla Valverde, José P.; Stefan, Catalin; Palma Nava, Adriana; Bernardo da Silva, Eduardo; Pivaral Vivar, Hugo L. (2018): Inventory of managed aquifer recharge schemes in Latin America and the Caribbean. En: *Sustain. Water Resour. Manag.* 4 (2), pág. 163–178. DOI: 10.1007/s40899-018-0231-y.
- Bouwer, Herman (2000): Integrated water management: emerging issues and challenges. En: *Agricultural Water Management* 45, pág. 217–228.
- Bouwer, Herman (2002): Artificial recharge of groundwater. Hydrogeology and engineering. En: *Hydrogeology Journal* 10 (1), pág. 121–142. DOI: 10.1007/s10040-001-0182-4.
- Bugan, Richard D.H.; Jovanovic, Nebo; Israel, Sumaya; Tredoux, Gideon; Genthe, Bettina; Steyn, Maronel et al. (2016): Four decades of water recycling in Atlantis (Western Cape, South Africa). Past, present and future. En: *WSA* 42 (4), pág. 577. DOI: 10.4314/wsa.v42i4.08.
- Coronel, H. C. (2012): Modelo Matemático del Acuífero Lurín - Actualización y Operación. Informe final. SEDAPAL. Lima, Peru.
- CSIRO (2020): Marco operativo para proyectos de recarga artificial en acuíferos. Informe final. Santiago, Chile.
- Dillon, P. (2005): Future management of aquifer recharge. En: *Hydrogeol J* 13, pág. 313–316. DOI: 10.1007/s10040-004-0413-6.
- Dillon, P.; Toze, S.; Page, D.; Vanderzalm, J.; Bekele, E.; Sidhu, J.; Rinck-Pfeiffer, S. (2010): Managed aquifer recharge. Rediscovering nature as a leading edge technology. En: *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research* 62 (10), pág. 2338–2345. DOI: 10.2166/wst.2010.444.
- Dillon, Peter; Alley, William; Zheng, Yan; Vanderzalm, Joanne (2022): Managed Aquifer Recharge: Overview and Governance.
- Dillon, Peter; Pavelic, Paul; Page, Declan; Beringen, Helen; Ward, John (2009): Managed aquifer recharge: An Introduction. En: *Waterlines Report* 13.
- Drewes, Jörg; Karakurt, Sema; Schmid, Ludwig; Bachmaier, Marian; Hübner, Uwe (2018): Dynamik der Klarwasseranteile in Oberflächengewässern und mögliche Herausforderung für die Trinkwassergewinnung in Deutschland. edit. por Umweltbundesamt.
- Elkayam, R.; Aharoni, A.; Vaizel-Ohayon, D.; Sued, O.; Katz, Y.; Negev, I. et al. (2018): Viral and Microbial Pathogens, Indicator Microorganisms, Microbial Source Tracking Indicators, and Antibiotic Resistance Genes in a Confined Managed Effluent Recharge System. En: *J. Environ. Eng.* 144 (3). DOI: 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001334.
- EPA/600/R-12/618 (2012): Guidelines for Water Reuse.

Escolero Fuentes, Oscar; Gutiérrez Ojeda, Carlos; Mendoza Cázares, Edgar Yuri (2017): Manejo de la recarga de acuíferos: un enfoque hacia Latinoamérica.

Decreto Supremo N°004-2017, 07/06/2017: Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua.

Flörs, Markus; Schertzing, Gerhard; Pannekens, Helena; Seitz, Wolfram; Zwiener, Christian; Winzenbacher, Rudi (2025): High-performance thin-layer chromatography–umu combined with nontarget analysis—a sensitive genotoxicity screening tool applicable for potable water analysis. En: *Environmental Toxicology and Chemistry*, vgae076. DOI: 10.1093/etjnl/vgae076.

Goren, O.; Burg, A.; Gavrieli, I.; Negev, I.; Guttman, J.; Kraitzer, T. et al. (2014): Biogeochemical processes in infiltration basins and their impact on the recharging effluent, the soil aquifer treatment (SAT) system of the Shafdan plant, Israel. En: *Applied Geochemistry* 48 (1), pág. 58–69. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2014.06.017.

Hofer, Sarah (2023): Wasserwerk Dresden-Hosterwitz – Sanierung erfolgreich abgeschlossen. En: *gwf Wasser+Abwasser*, 10/06/2023. Disponible en línea en <https://gwf-wasser.de/branche/wasserwerk-dresden-hosterwitz-sanierung-erfolgreich-abgeschlossen/>, Última comprobación el 10/02/2025.

Humberto, Hernández Aguilar M.; Raúl, Campuzano Chávez; Lorenzo, Valenzuela Vásquez; Jorge, Ramírez-Hernández (2018): Aquifer recharge with treated municipal wastewater. Long-term experience at San Luis Río Colorado, Sonora. En: *Sustain. Water Resour. Manag.* 4 (2), pág. 251–260. DOI: 10.1007/s40899-017-0196-2.

León, C. D.; Brauer, F.; Hügler, M.; Keller, S.; Kosow, H.; Krauss, M. et al. (2021): Soluciones para la gestión integrada del agua en la cuenca del río Lurín, Lima, Perú, en apoyo del Objetivo de Desarrollo Sostenible 6 de las Naciones Unidas. Versión en español del informe final del proyecto TRUST. Universidad de Stuttgart. Disponible en línea en <http://dx.doi.org/10.18419/opus-11390>.

Maliva, Robert G. (2014): Economics of Managed Aquifer Recharge. En: *Water* 6(5), pág. 1257–1279. DOI: 10.3390/w6051257.

NOM-014, 2009: Norma Oficial Mexicana NOM-014-CONAGUA-2003, Requisitos para la recarga artificial de acuíferos con agua residual tratada.

NRMMC; EPHC; AHMC (2006): National Water Quality Management Strategy (NWQMS) - National Guidelines for Water Recycling: Managing Health and Environmental Risks (Phase 1): Environment Protection and Heritage Council, the Natural Resource Management Ministerial Council and the Australian Health Ministers' Conference.

NRMMC; EPHC; NHMRC (2009): National Water Quality Management Strategy Australian Guidelines for Water Recycling: Managing Health and Environmental Risks (Phase 2) Managed Aquifer Recharge: Natural Resource Management Ministerial Council; Environment Protection and Heritage Council; National Health and Medical Research Council.

BOE-A-2007-21092, 2007: Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas.

EU 2020/741, 25/05/2020: Regulation (EU) 2020/741 on minimum requirements for water reuse.

Schoenborn, Andreas; Schmid, Pascal; Bräm, Sarah; Reifferscheid, Georg; Ohlig, Marina; Buchinger, Sebastian (2017): Unprecedented sensitivity of the planar yeast estrogen screen by using a spray-on technology. En: *Journal of Chromatography A* 1530, pág. 185–191. DOI: 10.1016/j.chroma.2017.11.009.

Sharma, Saroj K.; Kennedy, Maria D. (2017): Soil aquifer treatment for wastewater treatment and reuse. En: *International Biodeterioration & Biodegradation* 119, pág. 671–677. DOI: 10.1016/j.ibiod.2016.09.013.

Stütz, Lena; Schulz, Wolfgang; Winzenbacher, Rudi (2020): Identification of acetylcholinesterase inhibitors in water by combining two-dimensional thin-layer chromatography and high-resolution mass spectrometry. En: *Journal of Chromatography A* 1624, pág. 461239. DOI: 10.1016/j.chroma.2020.461239.

SUNASS (2024): Sistema de registro de planta de tratamiento de agua residual. Disponible en línea en <https://www.gob.pe/51584-consultar-informacion-sobre-las-plantas-de-tratamiento-de-aguas-residuales-ptar>.

Toze, S.; Hanna, J.; Smith, T.; Edmonds, L.; Mccrow A. (eds.) (2004): Determination of water quality improvements due to the artificial recharge of treated effluent. symposium HS04 held during IUGG2003. Sapporo, July 2003. 285 Tomo: IAHS Publ.

Tredoux, G.; Genthe, B.; Steyn, M.; Engelbrecht, J. F. P.; Wilsenach, J.; Jovanovic, N. Z. (2009): An assessment of the Atlantis artificial recharge water supply scheme (Western Cape, South Africa). En: C. A. Brebbia, M. E. Conti y E. Tiezzi (eds.). RAVAGE OF THE PLANET 2009. Western Cape, South Africa, 15.12.2009 - 17.12.2009: WIT PressSouthampton, UK (WIT Transactions on Ecology and the Environment), pág. 403–413.

Vanderzalm, Joanne; Page, Declan; Dillon, Peter; Gonzalez, Dennis; Petheram, Cuan (2022): Assessing the costs of Managed Aquifer Recharge options to support agricultural development. En: *Agricultural Water Management* 263 (10), pág. 107437. DOI: 10.1016/j.agwat.2021.107437.

WHO (2017): Potable reuse. Guidance for producing safe drinking-water. Geneva, Switzerland: World Health Organization.

Xanke, Julian (2017): Managed aquifer recharge into a karst groundwater system at the Wala reservoir, Jordan. Doktors der Naturwissenschaften. Karlsruher Instituts für Technologie (KIT), Karlsruhe. Fakultät für Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften.

Zheng, Y.; Ross, A.; Villholth, K. G.; Dillon, P. (eds.) (2021): Managing Aquifer Recharge. A Showcase for Resilience and Sustainability. Paris: UNESCO.

Lista de abreviaciones

Abreviación	Descripción
ANA	Autoridad Nacional del Agua
BMUV	Ministerio Federal de Medio Ambiente, Conservación de la Naturaleza, Seguridad Nuclear y Protección al Consumidor de Alemania
CA	Carbón activado
CAE254	Coeficiente de absorción espectral
CE	Conductividad eléctrica
COT	Carbón orgánico total
EQ	Equivalent concentration (concentración equivalente)
FCA	Filtración por carbón activado
IP	Infiltration Pond (poza de infiltración)
KS	Capacidad buffer (pH 4.3)
LD	Límite de detección
MAR	Managed Aquifer Recharge (Gestión de la Recarga del Acuífero)
msnm	metros sobre el nivel del mar
nd	no determinado
OI	Osmosis inversa
PTAR	Planta de Tratamiento de Aguas Residuales
SAT	Soil-Aquifer Treatment (Tratamiento Suelo-Acuífero)
TRUST	Proyecto de investigación „Suministro de agua potable sostenible, equitativo y ecológico en regiones prósperas con déficit hídrico: Desarrollo de soluciones y herramientas de planificación para lograr los Objetivos de Desarrollo Sostenible, utilizando el ejemplo de la cuenca hidrográfica de la región Lima/Perú“ https://www.trust-grow.de/es/
TZW	TZW: DVGW Technologiezentrum Wasser (Centro Tecnológico del Agua), Alemania
WBA	Wirkungsbezogene Analytik (Análisis relacionado con el impacto)
WHO	World Health Organisation (Organización Mundial de la Salud)

Agradecimiento

Deseamos dar las gracias a las siguientes personas y organizaciones de Perú y Alemania por su apoyo y compromiso con el proyecto NEWA-LIMA:

Organización / Institución	Personas
Abwasserverband Braunschweig	Heinrich Ripke
Autoridad Nacional del Agua (ANA)	Abner Zavala Carlo Zapata
Expertos en el sector Agua del Perú	Carlos Silvestri Josué Céspedes
Expertos en normativa de agua	Julio Vidal Evelyn Roman
Hessenwasser GmbH & Co.KG	André Girard
Junta de Usuarios de aguas subterráneas del valle de Ica	Roberto Navarro
MKB	Alicia Minaya
Padisweb	Paola Bravo
Pontificia Universidad Católica del Perú (PUCP)	Eduardo Parodi
Servicio de Agua Potable y Alcantarillado de Lima (SEDAPAL), en orden alfabético	Edgar Alva Baltazar, Pilar Alva, Yolanda Andia Cárdenas, César Bedon Nunura, Miguel Egusquiza Córdova, Yolanda Fernández Matos, Jorge Gómez Reátegui, Erwin Guerrero San Martín, Pedro Mendoza, Octavio Moreno Ruiz, Jesús Martín Peláez Quispe, Humberto Reyes Rocha, Iván Rodríguez Cabanillas, Néstor Roque Huertas, Carlos Tiznado Banda, Francisco Quezada Neciosup, Elmer Quinteros Hajar, Cecilia Zevallos Bejar
SUNASS	Fluquer Peña
TZW por BMBF Green Talent Award	Camille Zimmer
Universidad Nacional Agraria La Molina	Sebastián Santayana
Universidad Nacional de Ingeniería (UNI)	Rosa Yaya Alexandra Bolívar
Zweckverband Landeswasserversorgung	Dr. Wolfram Seitz Markus Flörs

También estamos muy agradecidos a todos los participantes en los talleres por su tiempo y contribuciones a los resultados del proyecto.



Supported by:



Federal Ministry
for the Environment, Nature Conservation,
Nuclear Safety and Consumer Protection



based on a decision of
the German Bundestag

