



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



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 de investigación TRUST “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”, financiado por el Ministerio Federal de Educación e Investigación de Alemania (BMBF) dentro de la directriz de financiación „El agua como recurso global” (Water as a global Resource, GRoW).



EDITORES:

Christian D. León, Friederike Brauer, Michael Hügler, Sina Keller, Hannah Kosow, Manuel Krauss, Stephan Wasielewski, Jan Wienhöfer

AUTORES:

(en orden alfabético)

Jan Bondy, Friederike Brauer, Jaime Cardona, Johannes Chamorro, Thilo Fischer, Lucia Hahne, Stefan Hinz, Michael Hügler, Christian D. León, Sina Keller, Hannah Kosow, Hanna Kramer, Manuel Krauss, Ralf Minke, Fabienne Minn, Felix Riese, Samuel Schroers, Stefan Stauder, Sebastian Sturm, Stephan Wasielewski, Jan Wienhöfer, Yvonne Zahumensky

CITACIÓN:

León, C. D., Brauer, F., Hügler, M., Keller, S., Kosow, H., Krauss, M., Wasielewski, S., & Wienhöfer, J. (Eds.) (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.

El informe completo en inglés está disponible en: <http://dx.doi.org/10.18419/opus-11390>

PÁGINA WEB:

www.trust-grow.de/es

Stuttgart y Karlsruhe, Alemania, Marzo de 2021

El proyecto en el que se basa este informe fue financiado por el Ministerio Federal de Educación e Investigación de Alemania bajo el código de financiación O2WGR1426A-G.
El contenido de esta publicación es responsabilidad de los autores.



Socios del proyecto de investigación TRUST, código de financiación y principales contribuciones:

Socio del proyecto código de financiación	Principales contribuciones
Universidad de Stuttgart - 02WGR1426A Centro de Estudios Interdisciplinarios sobre Riesgos e Innovaciones (ZIRIUS) Christian D. León Dr. Hannah Kosow Fabienne Minn Yvonne Zahumensky Instituto de Ingeniería Sanitaria, Calidad del Agua y Gestión de Residuos Sólidos (ISWA) Ralf Minke Manuel Krauss Stephan Wasielewski Hanna Kramer Philipp Richter	Coordinación del proyecto Análisis de conflictos Combinación de políticas Evaluación participativa Diálogos multi-actores Conceptos de aguas residuales y reúso Evaluación de los ODS Desarrollo de capacidades
Universidad Tecnológica de Karlsruhe (KIT) - 02WGR1426B Instituto para la Gestión del Agua y Cuencas Hidrográficas – Hidrología (IWG) Dr. Jan Wienhöfer Jan Bondy Samuel Schroers Instituto de Fotogrametría y Percepción Remota (IPF) Prof. Dr. Stefan Hinz Dr. Sina Keller Dr. Felix M. Riese	Monitoreo del balance hídrico Modelamiento hidrológico Teledetección o percepción remota
TZW: DVGW- Centro Tecnológico del Agua - 02WGR1426C Sebastian Sturm Dr. Michael Hügler Friederike Brauer Thilo Fischer Dr. Stefan Stauder	Monitoreo de la calidad del agua Gestión de riesgos y plan de seguridad del agua Recarga artificial de aguas subterráneas Conceptos de agua potable
decon international GmbH - 02WGR1426D Heinrich Meindl Jaime Cardona Johannes Chamorro	Desarrollo de capacidades
Disy Informationssysteme GmbH - 02WGR1426E Dr. Andreas Abecker Lucia Hahne Jonas Gottwalt Vanessa Rojas	Gestión de datos Herramienta de apoyo a la decisión Plataforma de información web
Ingenieurbüro Pabsch & Partner Ingenieurgesellschaft mbH - 02WGR1426F Dr. Holger Pabsch	Estudio de prefactibilidad de tratamiento de aguas residuales
OTT Hydromet GmbH - 02WGR1426G Mario Keil	Suministro de equipos y software de medición hidrológica

Resumen	8
1. Introducción	10
2. Datos e instrumentos de evaluación	14
2.1 Visión general de los datos de TRUST y la gestión de datos	16
2.2 Monitoreo hidrometeorológico	16
2.2.1 Visión general de los datos hidrometeorológicos en la región de CHIRILU	17
2.2.2 Instalación de estaciones de monitoreo y recolección de datos en la cuenca del río Lurín	17
2.2.3 Estaciones hidrométricas y curvas de gasto	18
2.3 Adquisición de datos por teledetección y estimaciones basadas en datos en Perú y Alemania	20
2.4 Análisis y participación de las partes interesadas para la transformación de conflictos	22
2.5 Monitoreo de la calidad del agua y de las aguas residuales	25
2.6 Plan de Seguridad del Agua	26
3. La cuenca del río Lurín: Geografía, hidrología, gobernanza y conflictos por el uso del agua	28
3.1 Visión general de la geografía, la demografía y la gestión del agua en toda la cuenca	30
3.2 Balance de agua e hidrología de la cuenca del Lurín	31
3.2.1 Estimaciones del balance de agua	32
3.2.2 Interpolación de la precipitación	32
3.2.3 Modelamiento hidrológico	34
3.2.4 Análisis de los datos de monitoreo	36
3.2.5 Aumentar la disponibilidad de recursos hídricos	39
3.3 Actores y gobernanza	39
3.4 Combinaciones de políticas coherentes para superar los conflictos sobre el uso del agua	41
4. Cuenca alta del río Lurín: Comunidad campesina San Andrés de Tupicocha	48
4.1 Visión general	50
4.2 Actores de la gobernanza del agua	51
4.2.1 Mapeo de los actores relacionados con el agua	51
4.3 Situación del suministro de agua	52
4.3.1 Suministro de agua potable	52
4.3.2 Percepción local de los servicios de agua	55
4.3.3 Evaluación de riesgos	56
4.3.4 Calidad del agua	59
4.4 Situación de las aguas residuales	61
4.5 Conceptos integrados para el suministro sostenible de agua potable y la eliminación de aguas residuales	62
4.5.1 Concepto técnico para mejorar el suministro de agua potable	62
4.5.2 Concepto técnico para el tratamiento y el reúso seguro de las aguas residuales	67
4.5.3 Evaluación participativa de los conceptos técnicos	70

5. Cuenca baja del río Lurín: Zonas urbanas	72
5.1 Visión general	74
5.2 Situación del suministro de agua	74
5.2.1 Calidad del agua subterránea y superficial	75
5.3 Situación de las aguas residuales	81
5.4 Conceptos para el tratamiento sostenible de aguas residuales y la recarga de aguas subterráneas	84
5.4.1 Recarga de aguas subterráneas	84
5.4.2 Concepto técnico para el tratamiento de las aguas residuales (reacondicionamiento de la PTAR Cieneguilla)	88
5.4.3 Concepto técnico para el tratamiento de las aguas residuales (reacondicionamiento de la PTAR José Gálvez)	90
 6. Recomendaciones generales	 96
 Referencias bibliográficas	 102
 Abreviaturas	 105
 Autores	 108
 Agradecimientos	 110

Con la **Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible**, las Naciones Unidas han establecido un catálogo de 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) para lograr un futuro mejor y más sostenible para todos en 2030. Un aspecto importante, formulado como **Objetivo 6**, es **garantizar la disponibilidad y la gestión sostenible del agua y el saneamiento para todos**. La consecución del ODS 6 representa un reto para la planificación, la gobernanza y la gestión del agua, especialmente en las regiones prósperas con escasez de agua, donde la demanda de agua aumenta constantemente y supera el suministro sostenible.

A lo largo de un periodo de 3,5 años, el **proyecto TRUST** („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“) ha desarrollado **conceptos inter- y transdisciplinarios para el uso del agua potable, la eliminación segura de las aguas residuales y la reutilización del agua para apoyar la consecución del ODS 6 en regiones con escasez de agua**, utilizando el ejemplo de la cuenca del Río Lurín, Perú.

Este informe presenta los enfoques y resultados desarrollados en el proyecto TRUST. Los enfoques combinan los **conocimientos de las ciencias naturales, la ingeniería y las ciencias sociales procedentes de la investigación y la práctica**, comenzando en el ámbito local y ampliando hasta el nivel de las cuencas hidrográficas. Están estructurados en los ámbitos de „recursos hídricos“, „uso del agua“ y „gestión del agua“. Estos ámbitos están estrechamente interrelacionados y permiten trabajar en el desarrollo de conceptos de gestión integrada del agua. Cada uno de estos ámbitos comienza con la **creación de una base de información**, seguida de la **realización de análisis y el desarrollo de conceptos**. Concluye con la derivación de **lecciones aprendidas y recomendaciones** para cada uno de los dominios.

La generación de una **sólida base de información multidisciplinar** es fundamental para la planificación de los recursos hídricos y la **realización de análisis**. La instalación de un pequeño número de estaciones de control en los lugares adecuados permite obtener información importante sobre la cantidad de agua. Establecer y mantener una **red de monitoreo de la cantidad de agua** es una tarea difícil en zonas remotas y montañosas, que requiere esfuerzos y compromisos a largo plazo. Sin embargo, las series temporales largas son importantes para ejecutar modelos hidrológicos y aún más si las tendencias relacionadas con el cambio climático o el cambio en el uso de la tierra deben tenerse en cuenta en las decisiones de gestión. La evaluación de **la calidad del agua y los riesgos asociados** sigue requiriendo análisis de laboratorio convencionales, tanto físico-químicos como microbiológicos. Los kits de pruebas que permiten la realización de análisis sencillos del agua por parte de actores locales con formación específica pueden proporcionar un medio adicional para adquirir datos sobre la calidad del agua. Las **técnicas de teledetección** pueden aplicarse para la clasificación de los usos del suelo, la detección de cambios en la cubierta vegetal y la estimación de la humedad del suelo. Proporcionan una base para soluciones metodológicas estableciendo un enfoque de detección de cambios en la cobertura del suelo con métodos de aprendizaje profundo sobre datos satelitales multitemporales.

Un **sistema de apoyo a la toma de decisiones** recientemente desarrollado, basado en el concepto de **Plan de Seguridad del Agua (PSA)** de la OMS, permite registrar y evaluar los riesgos en la zona de captación, así como documentar las medidas de control de riesgos. Al ser una aplicación en línea con procesamiento de geodatos Web- GIS, puede ser utilizada por usuarios sin acceso propio a los SIG. La herramienta visualiza rápidamente los resultados, apoyando así la comunicación sobre los objetivos del análisis de riesgos y ayudando a lograr una comprensión común de qué información es relevante.

En cuanto a los temas de gobernanza y el análisis de conflictos, el **análisis de las partes interesadas** es importante para obtener una visión general de los roles y las relaciones. Permite desarrollar una **estrategia de participación** que identifique a quién hay que involucrar durante qué actividad del proyecto y en qué intensidad. Es necesario realizar repetidos viajes de campo y entrevistas con los actores clave para lograr una comprensión completa y una visión detallada de las posiciones de las partes interesadas con respecto a los objetivos del proyecto, y de las interrelaciones entre los grupos interesados.

El nuevo **análisis de políticas y conflictos** permite identificar conflictos centrales (latentes) relacionados con el uso del agua, así como desarrollar y evaluar posibles soluciones políticas integradas para una gestión del agua mejorada y sostenible. El enfoque hace explícitos los objetivos divergentes y las alternativas políticas de los diferentes grupos de usuarios del agua. Revela cómo los efectos secundarios no intencionados de las políticas afectan a la eficacia de otras políticas y permite identificar combinaciones de políticas coherentes, sinérgicas y sostenibles.

Para el desarrollo de **conceptos integrados de abastecimiento de agua y saneamiento**, resulta muy útil un proceso inter y transdisciplinar en el que colaboren estrechamente científicos, ingenieros especializados en agua y saneamiento, científicos sociales y actores y partes interesadas locales. La **evaluación participativa** permite identificar los criterios de evaluación que son relevantes para los actores locales y tenerlos en cuenta en el desarrollo posterior de los conceptos. Reunir a los actores de la cuenca alta y baja en **talleres** conjuntos de **múltiples partes interesadas** conduce a un mayor diálogo y fomenta la cooperación entre las partes de la cuenca. En general, el enfoque integrado permite tener en cuenta la integración social de los conceptos tecnológicos y **construir los conceptos junto con las partes interesadas locales**. Además, la participación de las partes interesadas con diferentes perspectivas sigue exigiendo que se garantice el mismo nivel de información y conocimiento. Es necesario capacitar y empoderar a las partes interesadas para que participen regularmente en los procesos de planificación integrada; para ello, son valiosos los talleres de **desarrollo de capacidades**. El uso del ODS 6 como punto de referencia garantizó que nuestros resultados fueran vinculables a los debates y normas internacionales gracias a la comparabilidad de los indicadores.

Las condiciones centrales para **transferir** nuestros **enfoques integrados** incluyen el interés activo de las partes interesadas, una colaboración continua y/o repetida entre los actores locales, los investigadores y las ONG, así como datos suficientes, una conciencia común del problema y condiciones de contorno comparables (en relación, por ejemplo, con la hidrología, la geoquímica, la sociología, la cultura, la educación, la gestión del agua urbana, etc.). Sin embargo, los contextos locales pueden ser muy específicos, por lo que los enfoques deben ser cuidadosamente contextualizados.

1. Introducción

Christian D. León





Imagen: C. D. León

Garantizar el desarrollo económico y la protección de los ecosistemas al mismo tiempo es un reto al que se enfrentan muchas regiones del mundo. Esto es especialmente cierto para aquellas situadas en zonas con escasez de agua. Además, hay otros objetivos que deben cumplirse, como la reducción de la pobreza y la garantía del suministro energético. Con la adopción de la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible, las Naciones Unidas han establecido un catálogo de 17 objetivos destinados a erradicar la pobreza en todas sus formas y dimensiones a nivel mundial (UN General Assembly, 2015). Un aspecto central es „garantizar la disponibilidad de agua y su gestión sostenible y el saneamiento para todos“, que se formula como objetivo 6 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) de la ONU y que debe alcanzarse para 2030. La consecución de este objetivo, que se concreta en ocho metas, representa un reto para la planificación, la gobernanza y la gestión del agua, especialmente en las regiones prósperas con déficit hídrico, donde la demanda de agua aumenta constantemente.

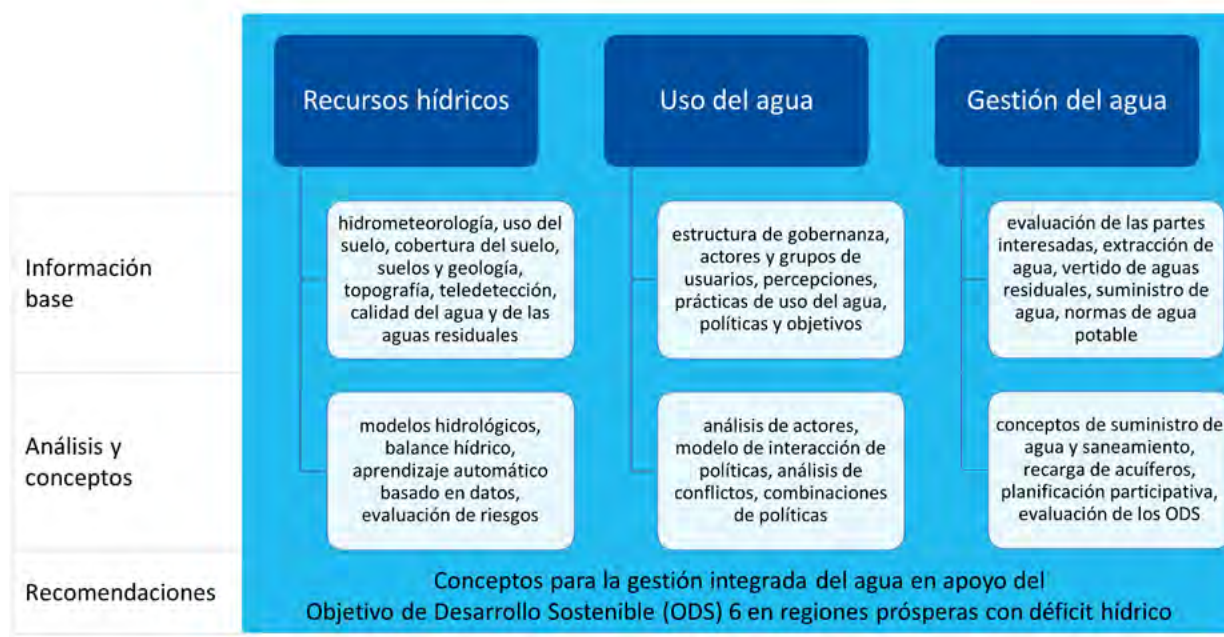
El proyecto de investigación TRUST se tituló „Suministro de agua potable sostenible, equitativo y ecológico en regiones prósperas con déficit hídrico: Desarrollo de soluciones y herramientas de planificación para lograr los Objetivos de Desarrollo Sostenible, utilizando el ejemplo de la cuenca hidrográfica de la región Lima/Perú“ (León et al., 2019). El proyecto fue financiado durante un período de 3 años y medio por el Ministerio Federal de Educación e Investigación de Alemania (BMBF, por su sigla en alemán) dentro de la medida de financiamiento „El agua como recurso global“ (Water as a global Resource, GRoW). Utilizando el ejemplo de la cuenca hidrográfica del río Lurín, Perú, el proyecto TRUST demostró cómo los enfoques interdisciplinarios pueden contribuir a resolver los desafíos de la gestión del agua y contribuir al ODS 6 en regiones prósperas con déficit hídrico.

La cuenca del río Lurín (1 670 km²) es una de las tres cuencas hidrográficas relevantes para el suministro de agua de Lima, la capital del Perú. Se trata de una zona que combina las características típicas de las regiones prósperas del mundo, donde el rápido crecimiento de los centros urbanos y la competencia por el uso doméstico, agrícola e industrial de los recursos hídricos están agravando el déficit hídrico. Aunque la contribución del río Lurín al total de los recursos hídricos de las tres cuencas es baja (el 11 % del total de las aguas superficiales y el 10 % de los recursos hídricos subterráneos), el río Lurín es cada vez más importante para el suministro de agua en la zona de la cuenca baja. Sin embargo, su creciente importancia plantea grandes retos para la gobernanza del agua debido a la debilidad del marco institucional en combinación con una base de datos insuficiente.

La investigación de TRUST se estructuró en torno a los ámbitos de „recursos hídricos“, „uso del agua“ y „gestión del agua“ (véase la figura 1.1). Los ámbitos están estrechamente interrelacionados, por lo que esta clara estructura sirvió de apoyo al trabajo de desarrollo de conceptos integrados para la gestión del agua. El objetivo del primer ámbito (recursos hídricos) es caracterizar la cuenca y evaluar la disponibilidad y la calidad de los recursos hídricos en la cuenca hidrográfica. El segundo ámbito (uso del agua) tiene como objetivo describir los diferentes usuarios del agua, evaluar su respectiva demanda de agua y analizar los posibles conflictos. El tercer ámbito (gestión del agua) describe las opciones de política en función de los recursos hídricos disponibles y la demanda de agua. El trabajo en cada uno de estos ámbitos comenzó con la creación de una base de información, seguida de la realización de análisis y el desarrollo de conceptos. En este contexto, el proyecto TRUST desarrolló conceptos para el uso del agua potable, la eliminación segura de las aguas residuales y la reutilización del agua en estrecha colaboración con los actores locales y las autoridades nacionales.

Este informe presenta los resultados y conclusiones del proyecto TRUST (para el informe completo en inglés, véase León et al., 2021). Se muestran los enfoques inter y transdisciplinarios que combinan los conocimientos de las ciencias naturales, la ingeniería y las ciencias sociales procedentes de la investigación y la práctica. Los enfoques comienzan en el ámbito local y pueden ampliarse hasta el nivel de las cuencas hidrográficas.

El informe TRUST tiene como objetivo ser un manual para ayudar a desarrollar e implementar soluciones adaptadas a nivel local para la gestión sostenible del agua. Está dirigido a los responsables de la toma de decisiones y a todas las partes interesadas que se dedican a la gestión de los recursos hídricos a nivel local, regional y nacional.



» **Figura 1.1:** Estructura del enfoque de investigación de TRUST a lo largo de los tres ámbitos: „recursos hídricos“, „uso del agua“ y „gestión del agua“.

2. Datos e instrumentos de evaluación

Autor organizador: Sina Keller



Imagen: F. M. Rieser



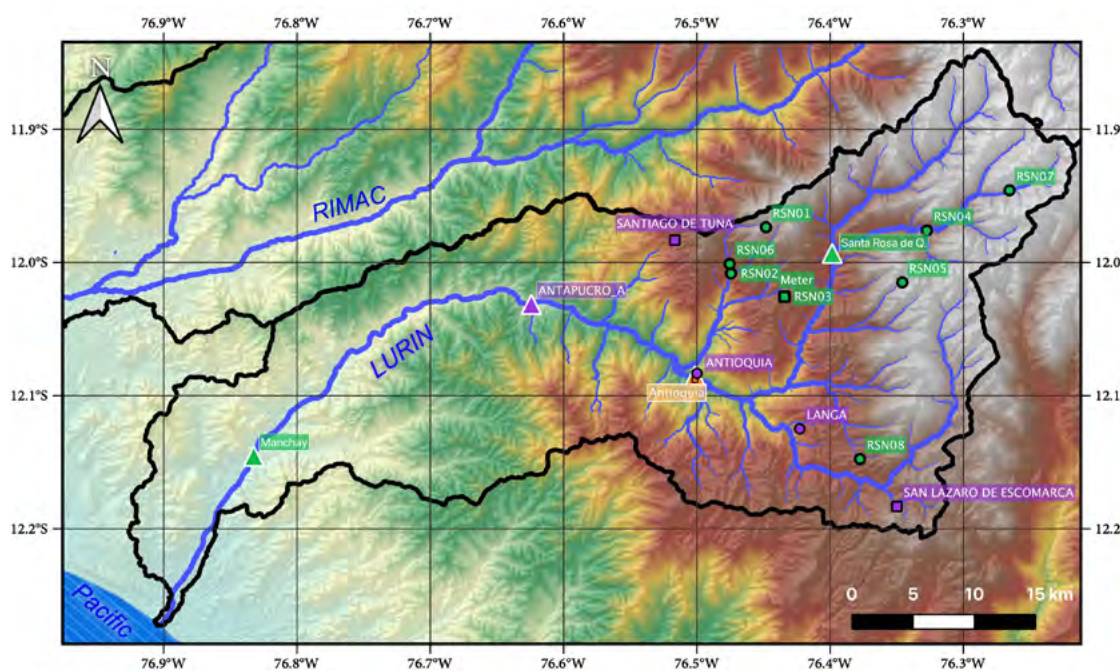
2.1 Visión general de los datos de TRUST y la gestión de datos

En el marco del proyecto TRUST se han medido o recogido diferentes datos. Los datos abarcan varias zonas: la cuenca del Lurín en el Perú (Lurín) y sus cuencas adyacentes (Chillón, Rímac, Lurín - CHIRILU), el distrito de San Andrés de Tupicocha dentro de la cuenca superior del río Lurín, y la cuenca del reservorio de Klingenberg en Sajonia (Alemania). Para más información, consulte el informe completo (León et al., 2021).

2.2 Monitoreo hidrometeorológico

Jan Bondy, Samuel Schroers, Jan Wienhöfer

Para comprender, cuantificar y simular el balance de agua y la dinámica de la descarga en la cuenca del río Lurín, necesitamos datos de las estaciones de monitoreo hidrometeorológico e información sobre los parámetros del suelo. Los parámetros más importantes son la precipitación y el caudal (descarga). Además, son relevantes los datos que describen las condiciones atmosféricas, como la temperatura del aire, la radiación solar, la humedad relativa del aire y la velocidad del viento. La medición de la humedad del suelo no suele formar parte de las redes de monitoreo terrestre, a pesar de que es un parámetro crucial que influye en los flujos en la interfaz suelo-atmósfera. En las regiones remotas o con recursos limitados para el monitoreo ambiental, suele haber menos datos disponibles. La cuantificación y el modelamiento de los sistemas hidrológicos con una pequeña cantidad de datos espacio-temporales supone un reto clave en las predicciones en cuencas no aforadas.



» **Figura 2.1:**
Mapa de las
estaciones de
monitoreo hidro-
meteorológico en
la cuenca del río
Lurín.

Leyenda

▬ Límite de la cuenca

— Red hidrográfica

▭ Cuadrícula de PISCO

■ Estación meteorológica de KIT-IWG

● Estación pluviométrica de KIT-IWG

▲ Estación hidrométrica de KIT-IWG

▲ Estación meteo.+hidro. de SEDAPAL

■ Estación meteorológica de SENAMHI

● Estación pluviométrica de SENAMHI

▲ Estación hidrométrica de SENAMHI

DEM 30m
(NASA-ASTER)
5251 msnm
0 msnm

2.2.1 Visión general de los datos hidrometeorológicos en la región de CHIRILU

Al inicio del proyecto TRUST, sólo existían en la cuenca del río Lurín unas pocas estaciones de monitoreo hidrometeorológico instaladas por el servicio meteorológico peruano SENAMHI. Éstas se encontraban principalmente en la parte central y suroccidental de la cuenca (Figura 2.2). Por lo tanto, instalamos estaciones adicionales en las partes norte y noroeste („estaciones IWG“ en la figura 2.2): estaciones hidrométricas (sección 2.2.3), estaciones de precipitación (cubos basculantes Aerocone, Davis Instruments, EE.UU.; con registradores Hobo Pendant, Onset Computer Corp., EE.UU.), mediciones de la humedad del suelo (SMT100 y TrueLog100, Truebner GmbH, Alemania) y una estación meteorológica automática (ATMOS 41, Meter Group, EE.UU./Alemania). Además de los datos de las estaciones de monitoreo en la cuenca del Lurín, también recuperamos datos de las dos cuencas vecinas, Rímac y Chillón, de fuentes peruanas, a saber, SENAMHI y SEDAPAL. El cuadro 2.1 resume las estaciones de monitoreo en la región de CHIRILU.

» **Cuadro 2.1:**

Estaciones de monitoreo operadas en la región de CHIRILU durante el plazo del proyecto entre 2017 y 2020. Las estaciones de SEDAPAL y del IWG sólo se instalaron durante ese período, mientras que las estaciones del SENAMHI ya estaban en funcionamiento. La única estación hidrométrica del SENAMHI en la cuenca del río Lurín (en Antapucro) fue destruida durante una inundación en marzo de 2017, y fue reemplazada por un sensor sin contacto en junio de 2018.*

OPERATOR	TIPO DE ESTACIÓN	NÚMERO DE ESTACIONES INSTALADAS		
		LURÍN	RÍMAC	CHILLÓN
SENAMHI	Estaciones meteorológicas, estaciones de precipitación	4	22	12
	Estaciones hidrométricas	1*	6	3
SEDAPAL	Estaciones meteorológicas, estaciones de precipitación	1	6	5
	Estaciones hidrométricas	1	6	2
KIT-IWG	Estaciones meteorológicas, estaciones de precipitación	8		
	Estaciones hidrométricas	2		
	Monitoreo de la humedad del suelo	3		

2.2.2 Instalación de estaciones de monitoreo y recolección de datos en la cuenca del río Lurín

La mayor parte de las estaciones de monitoreo utilizadas en el marco del proyecto TRUST se instalaron a una altitud de 3 000 metros sobre el nivel del mar (estación hidrométrica de Santa Rosa) o superior. La única excepción es la estación hidrométrica de Manchay, situada a 229 metros sobre el nivel del mar. En este entorno, la instalación de las estaciones y el mantenimiento regular de los equipos fue un reto. La mayoría de los lugares requieren un vehículo todoterreno 4x4, pero incluso con eso, sólo pudimos acceder a algunos sitios durante el período de bajo caudal entre mayo y noviembre, cuando es posible cruzar el cauce del río Lurín sin puentes (Figura 2.3). Las estaciones pluviométricas y meteorológicas se instalaron con el permiso de las comunidades agrícolas locales cerca de los campos de cultivo o de los reservorios de riego. De este modo, los equipos de medición se colocaron en terrenos seguros y fuera del alcance de los transeúntes no locales. También medimos las conductividades hidráulicas del suelo con un infiltrómetro de campana (UGT GmbH, Alemania; véase la figura 2.4) y obtuvimos muestras de suelo adicionales, que se analizaron en el laboratorio de suelos del IWG. En una segunda campaña, medimos la humedad del suelo con sensores manuales en estos sitios de campo, mientras que el IPF recolectaba datos con una cámara hiperespectral montada en un vehículo aéreo no tripulado (sección 2.3).

» **Figura 2.2:**
El cruce del río Lurín
en la cuenca alta
sólo es posible con
vehículos todoterreno
en condiciones de
bajo caudal. Imagen:
S. Schroers.



» **Figura 2.3:**
Izquierda: Evaluación
de la conductividad
hidráulica del suelo
en la cuenca del
río Lurín mediante
un infiltrómetro de
campana. Imagen:
J. Bondy. Dere-
cha: estación de
precipitación RSN05
en el distrito de San
Damián a 4 455
metros sobre el nivel
del mar. Imagen: S.
Schroers.



2.2.3 Estaciones hidrométricas y curvas de gasto

Las nuevas estaciones hidrométricas en la cuenca del río Lurín (Manchay y Santa Rosa) se construyeron en secciones transversales definidas por puentes. Fijamos tubos flexibles a las rocas y a los cimientos de los puentes (véase la figura 2.5) y los equipamos con registradores del nivel del agua (Hobo U20L, Onset Computer Corp., EE.UU.). Los limitados fondos no permitieron un equipamiento técnico y un diseño más sofisticado; por ejemplo, no era factible construir secciones transversales definidas, instalar sensores sin contacto o implementar la transmisión automática de datos.

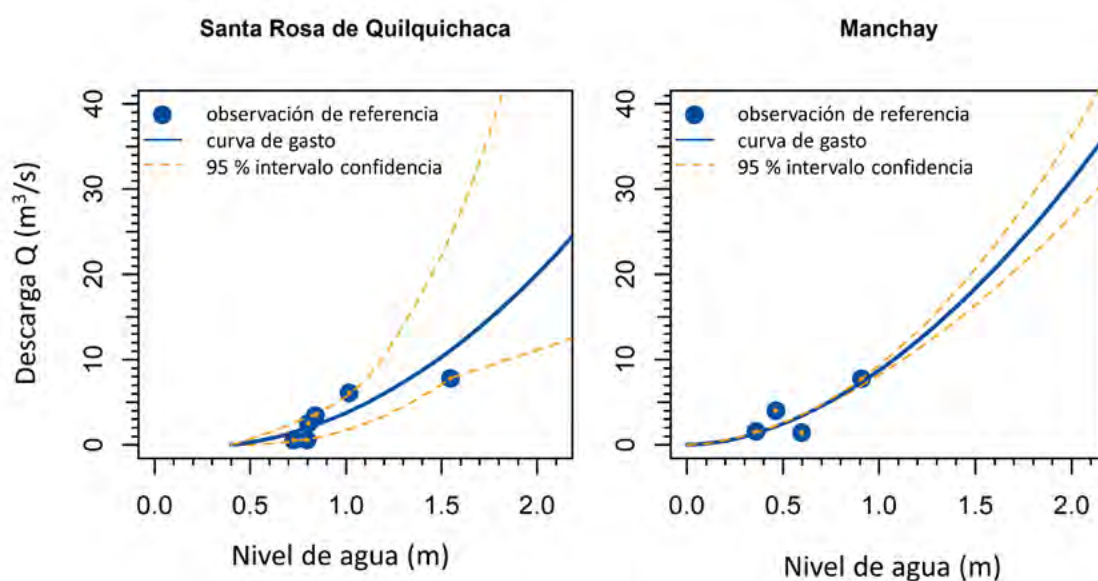
Para convertir los niveles de agua en descarga, hubo que definir curvas de gasto específicas para cada estación. Se midieron las descargas de referencia utilizando el método de dilución con trazadores usando sal o uranina (fluoresceína sódica) en diferentes fechas. Las descargas observadas cubrieron un rango entre $0.5 \text{ m}^3/\text{s}$ y $7.8 \text{ m}^3/\text{s}$. Junto con las correspondientes observaciones del nivel del agua, se utilizaron para ajustar las curvas de gasto continuas para cada estación (Figura 2.6). La incertidumbre de las curvas de gasto resultantes suele ser mayor en el caso de los caudales elevados, ya que es menos probable obtener observaciones independientes de la descarga. Los valores de referencia, como



» **Figura 2.4 :** Estación hidrométrica en Santa Rosa de Quilquichaca (3 000 msnm): Vista de la instalación en la orilla derecha del río desde el puente de arriba (el río fluye hacia la izquierda); el rectángulo destaca el tubo de la instalación, que tiene una longitud de unos 10 m (izquierda). Sección transversal y parte del lecho del río bajo el puente, mirando hacia arriba (derecha). Imágenes: S. Schroers.

toda medición, tienen una incertidumbre de medición relativa. La sección transversal del río en Santa Rosa tiene una forma irregular debido a la presencia de grandes rocas y a los bordes naturales del río que sobresalen, lo que aumenta aún más la incertidumbre de la curva de gasto para condiciones de caudal alto y bajo (Figura 2.6).

En conclusión, para que la medición hidrométrica y el monitoreo hidrometeorológico sean exitosos, es esencial que el mantenimiento y las mediciones de referencia se realicen regularmente. La obtención de nuevas observaciones de descarga de referencia puede ayudar a mejorar las curvas de gasto o a comprobar posibles cambios después de períodos de gran caudal. Del mismo modo, las estaciones de precipitación y las estaciones meteorológicas necesitan calibraciones y mantenimiento regulares.



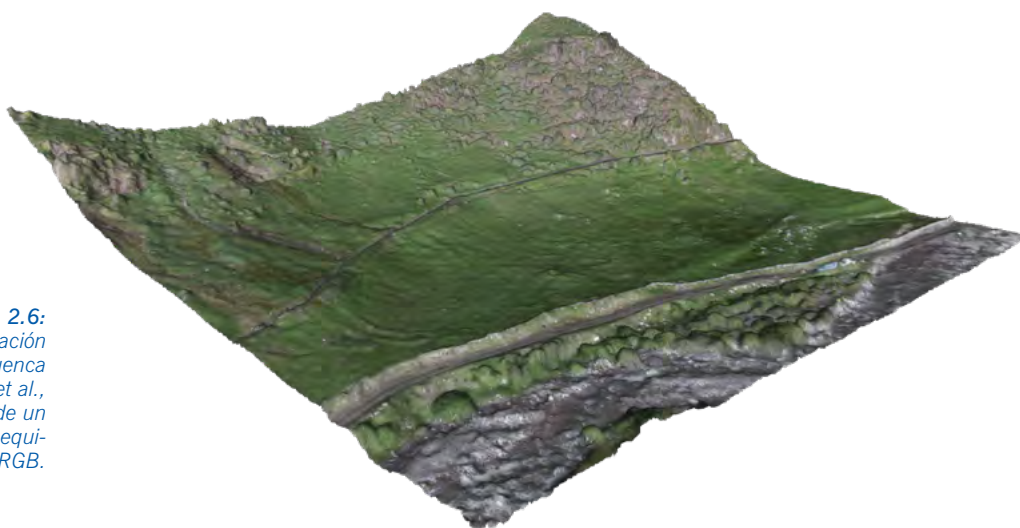
» **Figura 2.5:** Observaciones de la descarga de referencia y curvas de gasto continuo ajustadas para las estaciones hidrométricas de Santa Rosa (izquierda) y Manchay (derecha). Los intervalos de confianza del 95 % se estimaron a partir de la incertidumbre de la medición (derecha) y la ponderación diferencial de las observaciones de referencia durante el ajuste no lineal (izquierda). Los niveles de agua se refieren a la posición del sensor.

2.3 Adquisición de datos por teledetección y estimaciones basadas en datos en Perú y Alemania

Felix M. Riese, Sina Keller, Stefan Hinz

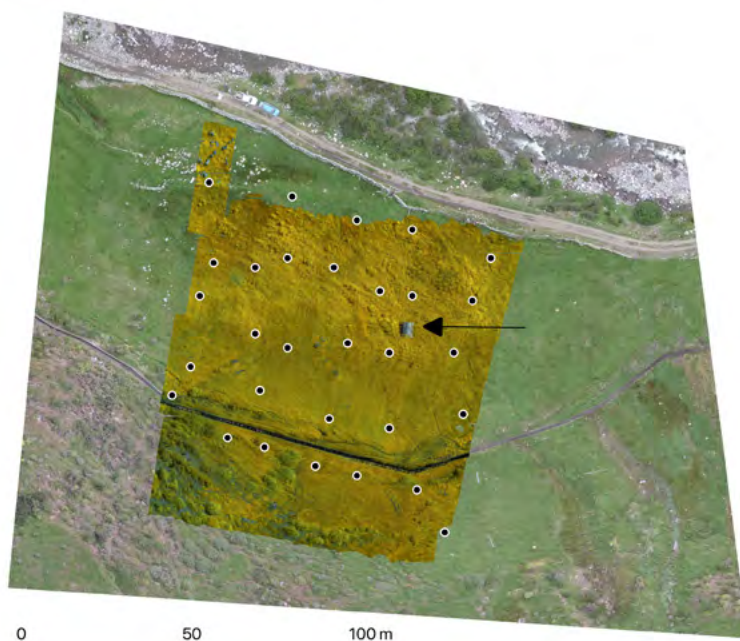
La teledetección de la tierra incluye la adquisición de imágenes, por ejemplo, a partir de plataformas móviles como satélites y vehículos aéreos no tripulados (UAV), el complejo procesamiento y análisis de los datos de teledetección adquiridos, y el apoyo a las decisiones a nivel de área con los datos procesados. Dentro del ámbito del proyecto TRUST, el Instituto de Fotogrametría y Teledetección (IPF) aportó varios resultados basados en diferentes datos de teledetección.

La metodología aplicada se describe en detalle en Riese & Keller (2020) y Riese (2020). Nuestros enfoques metodológicos se basan principalmente en el aprendizaje automático basado en datos como parte de la inteligencia artificial. En general, la estimación de una variable con enfoques de aprendizaje automático sigue cuatro niveles: el nivel del sensor, el nivel de los datos, el nivel de las características y el nivel del modelo. En el caso de nuestras estimaciones en TRUST, las variables son clases de uso del suelo, valores de humedad del suelo, clases de textura del suelo y valores de parámetros de calidad del agua. El nivel de sensores incluye campañas de medición con varios sistemas de sensores para registrar los datos de teledetección y los correspondientes datos de referencia. Por ejemplo, calculamos un modelo digital de elevación de una zona de la cuenca del río Lurín a partir de imágenes RGB captadas por una cámara montada en un UAV (véase la figura 2.7).

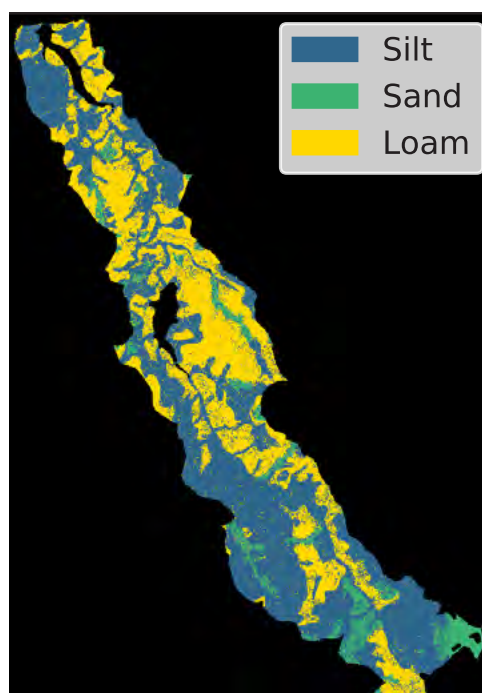


» **Figura 2.6:**
Modelo digital de elevación (MDE) de una zona de la cuenca del río Lurín (véase Riese et al., 2020b) generado a partir de un vehículo aéreo no tripulado, equipado con una cámara RGB.

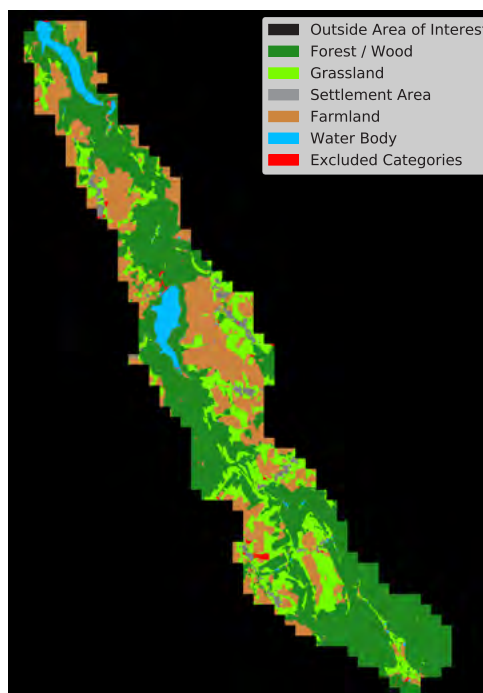
Para la estimación de la humedad del suelo, se realizaron mediciones de la humedad del suelo en varias regiones de la cuenca del río Lurín (sección 2.2.2). El nivel de datos incluye el preprocesamiento de los datos adquiridos y la división del conjunto de datos, que es, por ejemplo, necesaria para evaluar el rendimiento del modelo y la capacidad de generalización de un modelo aplicado. Dentro del proyecto TRUST, generamos y publicamos tres conjuntos de datos que combinan mediciones de sondas de humedad del suelo y datos hiperespectrales: el conjunto de datos KarLy, el conjunto de datos HydReSGeo y el conjunto de datos ALPACA (Riese y Keller, 2018; Keller et al., 2020; Riese et al., 2020b). Además, nuestro conjunto de datos SpecWa que contiene valores de clorofila a y datos espectrales, también está disponible de forma gratuita (Maier & Keller, 2020). En la figura 2.8, se muestra un área de medición aplicada para el conjunto de datos ALPACA. Para la estimación a nivel de área de las variables seleccionadas con los enfoques metodológicos desarrollados, se utilizaron datos libremente disponibles de la misión Sentinel-2 de la ESA para zonas de estudio ubicadas en Perú y Alemania. En la figura 2.9 se muestran estimaciones ejemplares de la textura del suelo y del uso del suelo basadas en los datos de Sentinel-2. Además, en la estimación de la textura del suelo se incluyó la base de datos europea de libre acceso LUCAS.



» **Figura 2.7:** Imagen aérea de una zona de medición en Perú con una cámara rojo-verde-azul y una cámara hiperspectral, ambas montadas sobre un UAV. Una referencia blanca marcada con una flecha se encuentra dentro del área de medición para las calibraciones de la cámara. Además, se adquirieron datos de referencia sobre la humedad del suelo (círculos negros). Extraída de Riese, 2020.



» a



» b

» **Figura 2.8:** Clasificación mediante aprendizaje automático de (a) la textura del suelo y (b) el uso y la cobertura del suelo basada en los datos de Sentinel-2 de ESA, ambos para la cuenca del reservorio de Klingenberg en Sajonia, Alemania. Izquierda: Tomado de Rothfuß, 2019.

En general, las contribuciones de la teledetección en el proyecto TRUST sentaron las bases para dotar a los científicos medioambientales de herramientas esenciales para desarrollar y mejorar los modelos hidrológicos (por ejemplo, basados en el MDE), así como los mapas de riesgo de la cuenca del río Lurín y la región circundante (capítulos 4.3 y 5.2). Los investigadores de proyectos relacionados con retos similares también se benefician de estas contribuciones.

2.4 Análisis y participación de las partes interesadas para la transformación de conflictos

Christian D. León y Hannah Kosow

Un factor decisivo en la gestión del agua a nivel de cuenca hidrográfica es un análisis detallado de las partes interesadas relevantes, lo que se denomina mapeo de partes interesadas. Definimos a las partes interesadas como una persona, grupo u organización que tiene un interés o una inquietud por la gestión del agua y que puede afectar (o verse afectada por) las políticas y acciones de gestión del agua. Las partes interesadas relevantes incluyen a todos los usuarios del agua situados a lo largo de un río o una cuenca hidrográfica, así como a los actores públicos o privados que definen las políticas, proporcionan recursos financieros y toman decisiones que afectan positiva o negativamente a los usuarios del agua.

La siguiente clasificación ha demostrado ser útil para categorizar a las partes interesadas: 1) actores estatales/gubernamentales, 2) organizaciones no gubernamentales (ONG), 3) actores de la sociedad civil, 4) organizaciones de investigación y universidades, 5) actores del sector privado y 6) actores internacionales. También son posibles formas híbridas. Dentro de sus respectivas categorías, los actores se enumeraron según su grado de intervención en el tema de la investigación. Los actores clave son aquellos que están directamente afectados o involucrados. Esta clasificación es importante, ya que el objetivo de los análisis de las partes interesadas es evaluar qué actores deben participar en qué grado y en qué momento en un proceso participativo.

Aunque los procesos participativos requieren un tiempo y unos recursos considerables, ofrecen a las partes interesadas una importante oportunidad para familiarizarse con las opciones de gestión y participar en los procesos de toma de decisiones. Una mayor participación puede conducir, en última instancia, a una mayor identificación con los resultados, a un aumento de la credibilidad y la aceptación, o al reconocimiento de las medidas, políticas y objetivos previstos y necesarios (Behnke & Schwaiger, 2019).



» **Figura 2.9:**
Participantes del
taller de partes inte-
resadas en el debate.
Imagen: C. D. León.

Uno de los objetivos del proyecto TRUST fue la participación de los usuarios y las partes interesadas del sector del agua, así como de los expertos y los responsables de la toma de decisiones en el proceso de investigación. La participación se organizó en diferentes formatos: grupos focales con grupos de usuarios específicos (por ejemplo, mujeres), diálogos con múltiples partes interesadas y talleres de evaluación para incluir a los actores relevantes en el desarrollo de conceptos innovadores de gestión del agua. En concreto, estos talleres de evaluación participativa con las partes interesadas contribuyeron sustancialmente a obtener una perspectiva más sociotécnica (véase el capítulo 4).

La gestión de los recursos hídricos en regiones con déficit hídrico también significa gestionar los posibles conflictos entre los objetivos e intereses de los distintos usuarios del agua en una cuenca. Se pueden elegir diferentes acciones (políticas) para alcanzar distintos objetivos relacionados con el agua. Es necesario combinar una serie de herramientas de políticas (por ejemplo, medidas e instrumentos) para alcanzar múltiples objetivos. Estas combinaciones de herramientas de políticas – también denominadas combinaciones de políticas – no pueden construirse de forma libre o arbitraria, ya que las herramientas de política pueden contradecirse y complementarse mutuamente. Aplicamos el análisis cualitativo de sistemas para comprender los posibles conflictos en el uso del agua y diseñar combinaciones de políticas integradas, coherentes y sostenibles para evitarlos. Se utilizó el análisis del balance de impactos cruzados (CIB, Weimer-Jehle, 2006) para evaluar las interacciones entre políticas alternativas para alcanzar objetivos (potencialmente) conflictivos de los diferentes usuarios centrales del agua (agricultura, hogares, turismo, industria y ecosistemas) en diferentes partes de la cuenca del río Lurín. El proceso comprendió la investigación documental, la consulta a expertos y la participación de las partes interesadas. El cuadro 2.2 resume 14 objetivos centrales con 2 a 5 políticas alternativas cada una para alcanzar estos objetivos (en total, 47 opciones de políticas). Hemos identificado los objetivos así como las políticas a través de la revisión de la literatura y la consulta a las partes interesadas. Entrevistamos a actores locales ($n = 19$) y a expertos técnicos ($n = 10$) para conocer las interrelaciones que fomentan y dificultan las opciones de políticas y los diferentes objetivos. Todas las evaluaciones realizadas en conjunto formaron un modelo conceptual, aunque formalizado, de interacción entre políticas (véase la figura 3.12 del capítulo 3.4). El algoritmo de equilibrio de CIB permitió identificar combinaciones de políticas alternativas pero coherentes y sinérgicas para toda la cuenca del río Lurín y evaluar su contribución para alcanzar diferentes metas del ODS 6 (véase Kosow et al., 2019, y Kosow et al., 2020, para más información sobre la metodología). Las combinaciones de políticas identificadas sirvieron también como fuente de conocimientos para los procesos de participación y planificación locales (capítulo 3.4).

NO.	USUARIO DEL AGUA	OBJETIVO PRINCIPAL	POLÍTICAS ALTERNATIVAS				
CUENCA ALTA							
1	Hogares y turismo	Garantizar una cantidad suficiente de agua potable	1a Fuentes locales (incluidos los reservorios)	1b Suministro a partir de recursos remotos	1c Medición del agua y tarifas	1d Tecnología de ahorro de agua potable	
2	Hogares y turismo	Garantizar la calidad del agua potable para la protección de la salud (calidad)	2a Tratamiento en los hogares	2b Tratamiento centralizado del agua potable	2c Prevención de la contaminación (local)		
3	Hogares y comercio	Tratamiento y eliminación seguros de las aguas residuales domésticas y comerciales	3a Infiltración o eliminación directa (statu quo)	3b Tratamiento central	3c Tratamiento con separación del flujo de materiales		
4	Agricultura	Garantizar la disponibilidad de agua suficiente para ampliar las zonas agrícolas	4a Reservorios	4b Medios tradicionales (andenes, cochas, etc.)	4c Aumentar la eficiencia del agua	4d Reúso de las aguas residuales tratadas	
5	Ecosistemas	Conservación a largo plazo de los ecosistemas relacionados con el agua en la cuenca alta.	5a Infraestructura verde	5b Regulación de los recursos hídricos (zonas protegidas y caudal natural)			
CUENCA BAJA							
6	Hogares y turismo	Garantizar el acceso y la distribución del agua potable para la creciente población	6a Camiones cisterna	6b Red pública de agua potable y aguas residuales	6c Red local de agua potable y aguas residuales		
7	Hogares y turismo	Garantizar un suministro de agua potable suficiente para abastecer a la creciente población (cantidad)	7a Aguas subterráneas	7b Agua del río	7c Trasvase de aguas fluviales (desde otras cuencas)	7d Alternativas no convencionales	7e Recarga artificial de aguas subterráneas
8	Hogares y turismo	Garantizar la calidad del agua potable para la protección de la salud (calidad).	8a Tratamiento en los hogares	8b Tratamiento central del agua potable (nivel de los pozos)	8c Prevención de la contaminación (local)		
9	Hogares y turismo	Ahorro de agua y uso eficiente del agua potable	9a Medición del agua y tarifas	9b Tecnología de ahorro de agua potable en los hogares	9c Cultura del agua y cambio de comportamiento		

NO.	USUARIO DEL AGUA	OBJETIVO PRINCIPAL	POLÍTICAS ALTERNATIVAS			
10	Hogares y turismo	Tratamiento y eliminación seguros de las aguas residuales municipales	10a Tratamiento primario central (==> Océano Pacífico)	10b Tratamiento secundario central (==> Río)	10c Tratamiento terciario central	10d Tratamiento descentralizado con uso múltiple
11	Agricultura y áreas verdes	Garantizar agua suficiente para el riego de la agricultura y de las áreas verdes.	11a Aguas subterráneas	11b Agua del río	11c Aumentar la eficiencia del agua	11d Reúso de las aguas residuales tratadas
12	Industria	Garantizar una cantidad suficiente de agua de procesos para las actividades (agro) industriales	12a Pozos privados de agua subterránea	12b Desalinización privada de agua de mar	12c Aguas residuales tratadas (uso múltiple)	12d Red pública de agua potable
13	Industria	Tratamiento y eliminación seguros de las aguas residuales industriales	13a Eliminación a través de plantas de tratamiento municipales sin pretratamiento	13b Pretratamiento interno y descarga indirecta	13c Tratamiento descentralizado y descarga directa	
14	Ecosistemas	Conservación a largo plazo de los ecosistemas relacionados con el agua	14a Conservación de las zonas verdes	14b Regulación de los recursos hídricos (zonas protegidas y regulación de las extracciones)		

2.5 Monitoreo de la calidad del agua y de las aguas residuales

Michael Hügler y Stefan Stauder

Para evaluar la situación en la cuenca del río Lurín con respecto al logro del ODS 6 (Agua limpia y saneamiento), es necesario monitorear y evaluar la calidad del agua. Dado que los datos disponibles son mínimos, se desarrollaron y aplicaron conceptos de monitoreo a lo largo de la cuenca del río Lurín. Los análisis de la calidad del agua incluyeron reservorios, manantiales, redes de distribución de agua potable y descargas de aguas residuales en la cuenca alta. En la cuenca baja, se monitorearon los pozos de agua subterránea (a cargo de SEDAPAL y de los agricultores), las descargas de aguas residuales de dos plantas de tratamiento (Cieneguilla y José Gálvez) y el propio río Lurín. La calidad del agua se analizó de forma exhaustiva en el laboratorio de TZW, complementada con mediciones in situ de parámetros sensibles como el O₂, el pH y la turbidez. Los análisis de laboratorio incluyeron elementos principales y trazas, así como contaminantes orgánicos persistentes (por ejemplo, productos farmacéuticos, productos químicos industriales y plaguicidas). Para evaluar la calidad microbiana del agua, se analizaron indicadores bacterianos y virales, como E. coli, bacterias coliformes, enterococos, clostridios y colifagos somáticos, así como recuentos heterotróficos en placas (HPC) y recuentos totales de células (TCC). Las muestras seleccionadas se sometieron a análisis más detallados con la especificación bacteriana o la medición de bacterias resistentes a los antibióticos y patógenos índice.

Además, como parte de la campaña de monitoreo de aguas residuales, se tomaron muestras compuestas a intervalos de dos horas (8 a.m. - 8 p.m.) del afluente de las plantas de tratamiento de aguas residuales de Cieneguilla y José Gálvez. Posteriormente, se analizaron sus constituyentes (demanda química de oxígeno (DQO), demanda biológica de oxígeno (DBO5), carbono orgánico total (COT), sólidos suspendidos totales (SST), nitrógeno total kjeldahl (TKN), amonio (NH4-N), nitrato (NO3-N), nitrito (NO2-N), fosfato (PO4-P) y fósforo total (Ptot)). En Tupicocha se muestrearon las aguas residuales procedentes de una descarga en un barranco (6 a.m. - 6 p.m.).

2.6 Plan de Seguridad del Agua

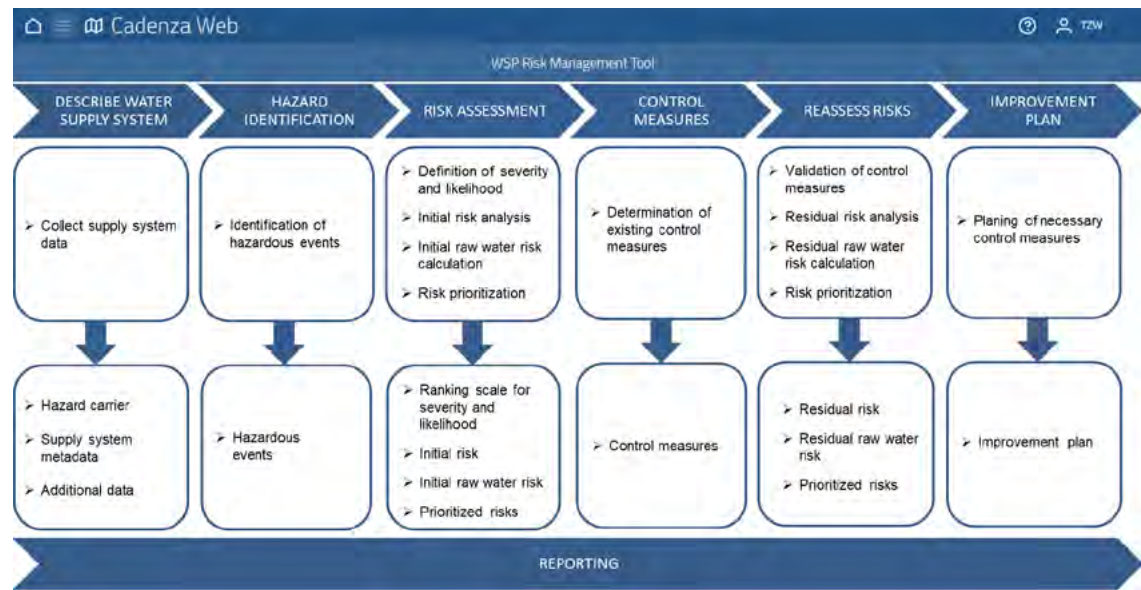
Friederike Brauer, Thilo Fischer, Lucia Hahne, Sebastian Sturm

Asegurar la calidad del agua potable a largo plazo es el principal objetivo de la protección preventiva de los recursos. El establecimiento de un sistema de gestión de riesgos, por ejemplo, un Plan de Seguridad del Agua (PSA), es un instrumento importante en este contexto. En la actualización de las directrices de la Organización Mundial de Salud (OMS) sobre la calidad del agua potable, la OMS recomienda la implementación de un PSA desde 2003. El concepto del PSA es un enfoque basado en el riesgo para la gestión de la calidad del agua potable y es el punto de referencia internacional para la gestión segura del suministro de agua potable desde la cuenca hasta el grifo. La OMS lo considera un instrumento esencial y aplicable a nivel mundial para alcanzar de forma segura el objetivo de desarrollo estratégico en materia de agua potable y limpia a nivel local (WHO, 2003).

En el marco del proyecto TRUST, hemos desarrollado un prototipo de sistema de apoyo a la toma de decisiones para facilitar la implementación de un sistema de gestión de riesgos ("WSP-Tool"). Su estructura se basa en el concepto de PSA. Se puede encontrar más información sobre el diseño de la aplicación en Gottwalt et al. (2018a, b) y Brauer et al. (2019).

El sistema de apoyo a la toma de decisiones se implementó como una aplicación especializada basada en una base de datos. Se centra en el análisis de riesgos en la cuenca, pero también facilita el análisis de riesgos en otras fases del proceso en las cadenas de suministro de agua, como la captación, el almacenamiento y la distribución del agua. Apoya una gestión específica de los recursos hídricos y proporciona una base para el desarrollo de sistemas de control y otras medidas para garantizar la calidad del agua.

La aplicación interactiva permite registrar y evaluar los riesgos en el sistema de suministro de agua y documentar las medidas de control de riesgos (Figura 2.10).



» **Figura 2.10:**
Pantalla de inicio
de la herramien-
ta del Plan de
Seguridad del
Agua.

Para el análisis de peligros, pueden utilizarse los datos existentes sobre el uso del suelo o las actividades en la zona. El usuario también puede crear nuevas funcionalidades dentro de la herramienta (Figura 2.11).



» **Figura 2.11:** Registro de portadores de peligro en el mapa (área de prueba en Klingenberg, Alemania).

En el siguiente paso, se pueden asignar los eventos peligrosos a esos portadores de peligro. Por ejemplo, la fertilización orgánica puede asignarse a la parte correspondiente de la tierra cultivable. El riesgo inicial de cada evento peligroso se calcula dentro de la herramienta en función de la gravedad de las consecuencias y la probabilidad de ocurrencia, que el usuario puede calificar en una escala de 5 niveles, de muy bajo a muy alto. Las razones que conducen a la calificación deben documentarse en la herramienta. El riesgo inicial es entonces el mismo para cada objeto de un tipo, independientemente de la ubicación dentro de la cuenca. Por ejemplo, todas las superficies de tierra cultivable abonadas orgánicamente reciben la misma calificación en este punto.

Para evaluar el riesgo derivado del agua no tratada se tienen en cuenta tanto el riesgo inicial derivado de los usos y las acciones, así como la vulnerabilidad de las zonas. Así, además de la información sobre el uso del suelo, pueden incluirse en la evaluación datos sobre las características de la zona, como la inclinación de la pendiente y el tipo de suelo, así como la distancia al punto de extracción. El resultado es una evaluación de riesgos diferenciada espacialmente y muestra claramente qué zonas tienen más probabilidades de provocar problemas significativos de calidad del agua. En el siguiente paso, se pueden asignar medidas de gestión de riesgos a los portadores de peligro que conllevan riesgos significativos. Los resultados muestran dónde es necesario actuar.

La herramienta del PSA permite una documentación uniforme y minimiza el esfuerzo que se requiere para mantener el PSA al brindar cálculos automatizados y conservar todos los datos en una única base de datos evitando así las entradas redundantes. La adición del componente espacial, indispensable para la gestión de los riesgos de las cuencas hidrográficas, representa un beneficio significativo en comparación con las herramientas disponibles anteriormente para crear y mantener un PSA.

3. La cuenca del río Lurín: Geografía, hidrología, gobernanza y conflictos por el uso del agua

Autores organizadores: Jan Wienhöfer y Hannah Kosow



Imagen: F. M. Riese

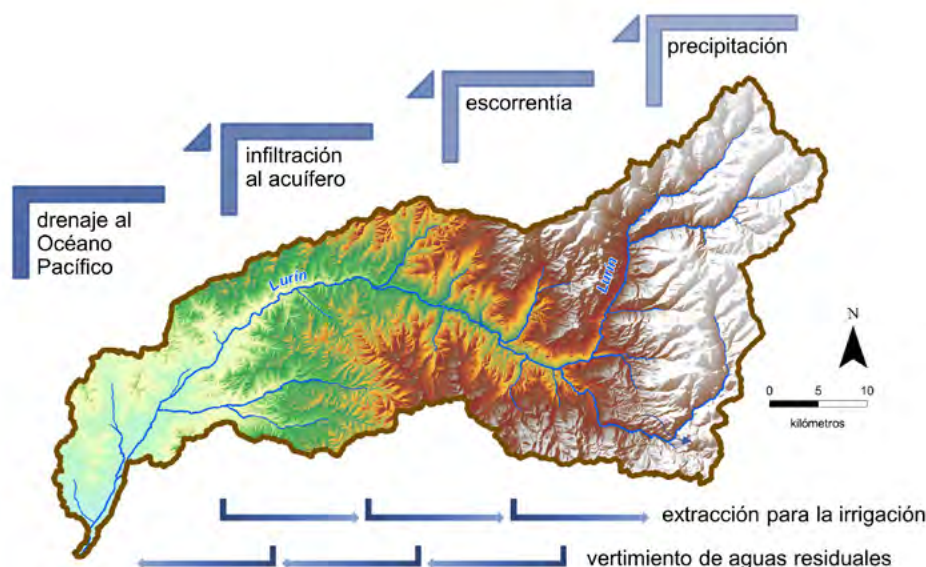


3.1 Visión general de la geografía, la demografía y la gestión del agua en toda la cuenca

Jan Wienhöfer, Hannah Kosow, Stephan Wasielewski, Jan Bondy, Christian D. León, Manuel Krauss

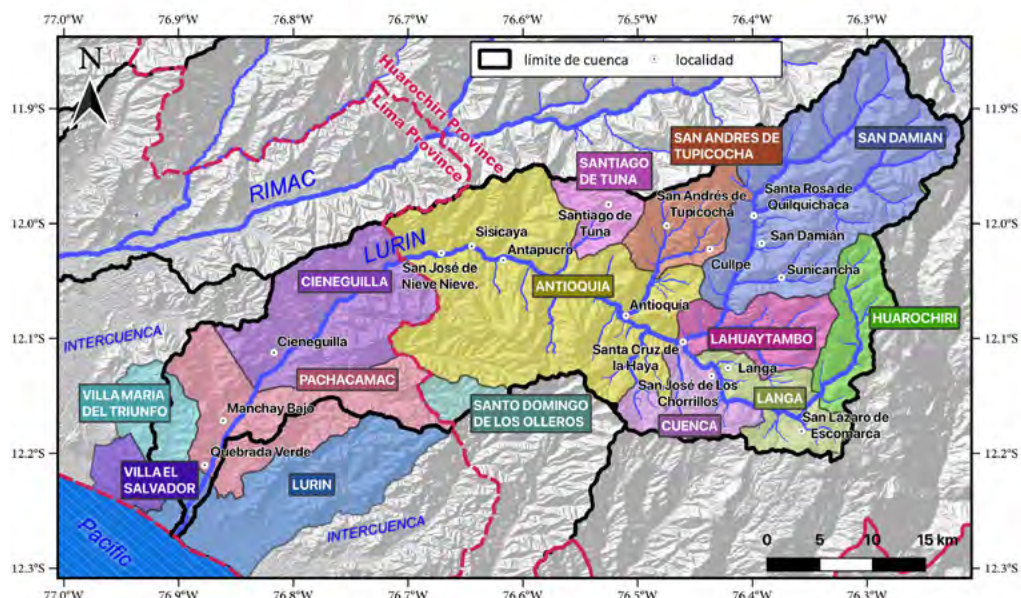
La cuenca del río Lurín está situada al sureste de Lima (entre 11°45' y 12°15' S, 76° y 77° W) y tiene una superficie de 1 670 km². El río Lurín tiene una longitud de unos 111 km, nace en los Andes occidentales a unos 5 250 msnm y desemboca en el océano Pacífico. El clima está influenciado por la topografía y el océano Pacífico. Las lluvias se producen casi exclusivamente durante el verano austral (de noviembre a abril). Las precipitaciones promedio son de unos 600 mm al año en las zonas altas, y prácticamente nulas en la costa. La descarga del río Lurín, que se reporta como alrededor de 5 m³/s en promedio, muestra una estacionalidad similar a la de las lluvias (Observatorio del Agua Chillón Rímac Lurín, 2019). Después de entrar en las partes bajas de la cuenca en el distrito de Cieneguilla, el río Lurín pierde una parte significativa de su agua, e incluso se seca completamente hacia el final de la estación seca. El agua del río se infiltra en el acuífero del fondo del valle y es, por tanto, la única fuente de reposición de los recursos hídricos subterráneos de la zona. Esta imagen general de la hidrología del río Lurín (Figura 3.1) se ha extraído de la bibliografía y de las propias visitas de campo; en la sección 3.2 se presentan más detalles sobre la hidrología.

» **Figura 3.1:**
Modelo perceptual de los recursos hídricos en la cuenca del Lurín, que se generan por las precipitaciones en la cuenca alta y la infiltración del agua del río en el acuífero de la cuenca baja. La extracción de agua del río para el riego y el vertido de aguas residuales en el río se producen a lo largo de toda la cuenca, con las mayores cantidades en la cuenca baja.



En la cuenca del río Lurín viven unas 683 000 personas, unas 674 500 en la parte baja y unas 8 500 en la parte alta. La cuenca comprende trece distritos administrativos (Figura 3.2). Cuatro distritos de la cuenca baja (Cieneguilla, Lurín, Pachacamac, Villa María del Triunfo) pertenecen a la Provincia de Lima Metropolitana, y nueve distritos de la cuenca alta (Antioquía, Cuenca, Huarochirí, Lahuaytambo, Langa, San Andrés de Tupicocha, San Damián, Santiago de Tuna, Santo Domingo de los Olleros) pertenecen a la Provincia de Huarochirí. Sin embargo, los distritos administrativos y la definición hidrológica de la cuenca coinciden sólo en parte. El distrito de Villa el Salvador, que topográficamente pertenece a una intercuenca, ha sido considerado como parte adicional de nuestra zona de estudio, porque alrededor de la mitad de su población se abastece de agua de la cuenca del río Lurín. Por el contrario, la población de Villa María del Triunfo sólo se abastece parcialmente de agua de la cuenca del río Lurín, y la población de Santo Domingo de los Olleros sólo en un grado muy pequeño. En consecuencia, incluimos el 50 % de la población de los distritos de Villa el Salvador y Villa María del Triunfo, respectivamente, y el 10 % de la población de Santo Domingo de los Olleros en nuestro recuento de población, que se basó en los datos censales a nivel de distrito (INEI, 2018).

La economía en la cuenca alta se basa principalmente en la agricultura a pequeña escala en campos de regadío; los cultivos importantes son la papa, el trigo, la alfalfa y el maíz. Además, se practica la



» **Figura 3.2:**
Mapa de la cuenca del
río Lurín con los distritos
administrativos y los
poblados seleccionados.

fruticultura en la cuenca media y la ganadería y la extracción de grava, arena y arcilla para la construcción en la cuenca baja. Sin embargo, los sectores económicos más importantes de la cuenca baja son la creciente industria y el creciente turismo de la capital, Lima (Alfaro et al., 2010).

El suministro de agua potable en los distritos situados en la parte alta de la cuenca está organizado de forma descentralizada. En cada poblado, las instalaciones de suministro de agua potable, incluidos los manantiales, los pozos, los depósitos elevados, la desinfección y la distribución se gestionan localmente (capítulo 4). Alrededor del 80 % de la población está conectada a sistemas de distribución de agua potable, y aproximadamente la mitad de los hogares están conectados a un sistema de alcantarillado (cálculos propios basados en INEI, 2018). Sin embargo, las aguas residuales se eliminan luego sin más tratamiento en el río, lo que supone un riesgo para los usos posteriores.

La cuenca baja del río Lurín pertenece a Lima Metropolitana, donde SEDAPAL es formalmente responsable del suministro de agua potable y de la eliminación de aguas residuales. Como sólo alrededor del 40 % de la población está conectada al sistema de suministro de agua potable (INEI, 2020), tanto los actores municipales como los privados (empresas que distribuyen agua desde camiones cisterna) desempeñan un papel en algunas partes de estos distritos. Los pozos profundos de agua subterránea son la principal fuente de agua potable. Un sistema central de alcantarillado recoge las aguas residuales de aproximadamente la mitad de los hogares. Las aguas residuales se tratan parcialmente en las plantas de tratamiento de aguas residuales de Cieneguilla, Manchay, José Gálvez, San Pedro de Lurín y Julio C. Tello.

3.2 Balance de agua e hidrología de la cuenca del Lurín

Jan Bondy, Samuel Schroers, Jan Wienhöfer

El balance de agua de una cuenca se define por la entrada de las precipitaciones (P) y el caudal de salida (Q), así como por la evapotranspiración (ET) y, posiblemente, por los cambios en el almacenamiento de agua (subsuperficial) (ΔS). Los procesos hidrológicos que convierten la lluvia en caudales ocurren a diferentes escalas. El caudal variable en el tiempo Q se mide en una estación hidrométrica en un punto determinado del río como un volumen por tiempo (por ejemplo, m^3/s). La precipitación P y la evapotranspiración ET son procesos variables tanto en el tiempo como en el espacio, y que se ven afectados por toda la zona contribuyente aguas arriba de la estación hidrométrica. Se miden como volumen por área y tiempo (por ejemplo, $L/(m^2 \cdot d) = mm/d$).

Para la evaluación de los balances de agua y la dinámica de las descargas en la cuenca del río Lurín, recogimos y analizamos los datos existentes (capítulo 2), establecimos nuevas estaciones de monitoreo y aplicamos el modelamiento hidrológico.

3.2.1 Estimaciones del balance de agua

Iniciamos el proyecto con una estimación del balance de agua anual de los dos últimos años hidrológicos con registros completos de precipitación y descarga (septiembre de 2014 a agosto de 2016). Se comparó la descarga en la estación hidrométrica de Antapucro (1 047 msnm), en primer lugar, con la suma de la precipitación medida en una estación de precipitación de elevación intermedia (Langa, 3 074 msnm), y en segundo lugar, con la precipitación areal del producto grillado de datos de precipitación PISCOp V2.1 (Interpolación peruana de las observaciones de datos climatológicos e hidrológicos del SENAMHI – precipitación; Aybar et al., 2019). La primera estimación del balance de agua sugiere un coeficiente de escorrentía (Q/P) cercano a la unidad (Figura 3.3), lo que indica que casi toda la precipitación salió de la cuenca como caudal. Sin embargo, en una región tropical semiárida, se espera que la evapotranspiración represente un porcentaje considerablemente mayor de la precipitación, lo que se refleja mejor en el balance de agua basado en PISCO (Figura 3.3). Por lo tanto, es esencial contar con una estimación confiable de las precipitaciones, pero a pesar de toda la información auxiliar que puede utilizarse (por ejemplo, información de radar o datos de satélite como en PISCO), sigue dependiendo de la disponibilidad de datos pluviométricos. Por ello, instalamos nuestras propias estaciones de precipitación en las partes poco cubiertas de la cuenca del río Lurín, también porque se desconocía el esquema de actualización de PISCO. Para obtener estimaciones areales de la entrada de las precipitaciones, desarrollamos nuestro propio esquema de interpolación.



3.2.2 Interpolación de la precipitación

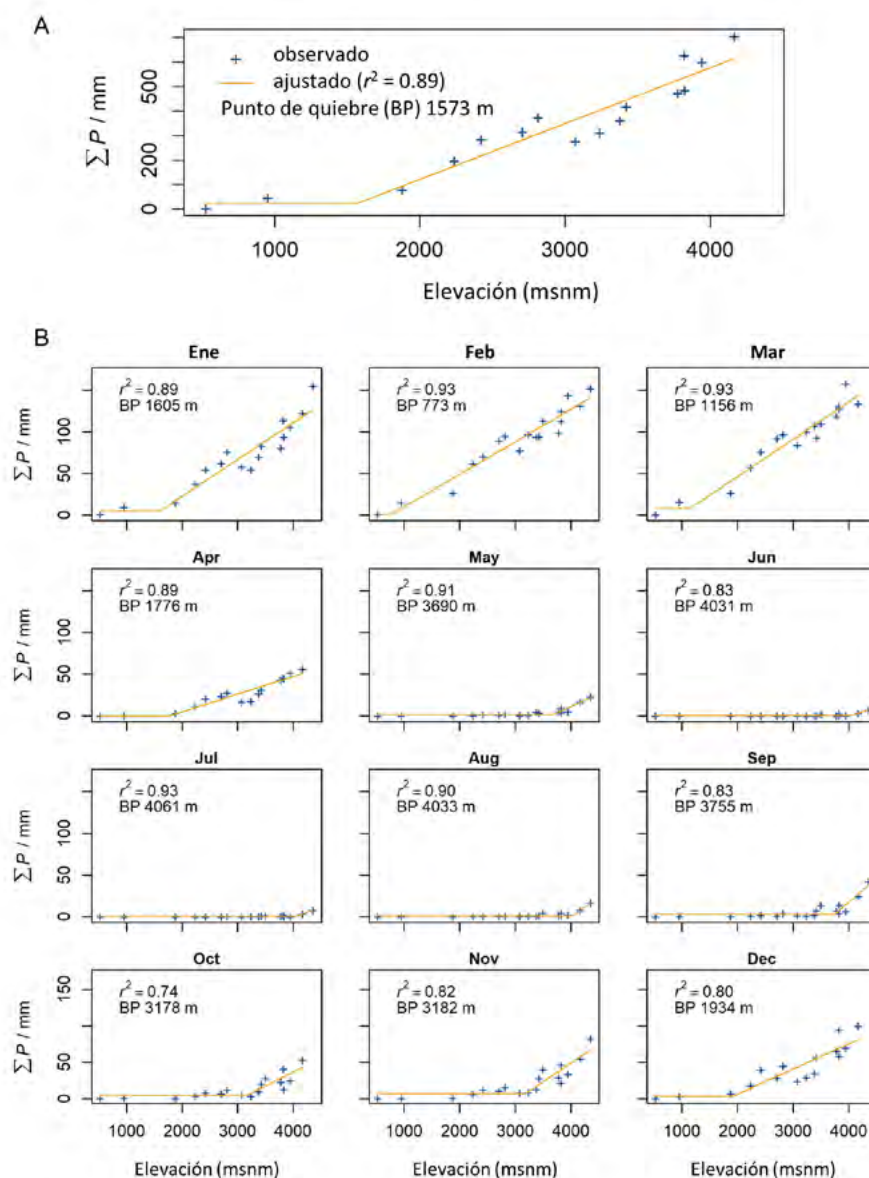
Las tres cuencas de CHIRILU tienen una orientación similar entre la cresta andina y el océano Pacífico, y por lo tanto ofrecen condiciones climáticas comparables. Para nuestros análisis de las características de la precipitación en la cuenca del río Lurín, incluimos los datos meteorológicos de las dos cuencas vecinas para aumentar la base de datos.

Tanto a escala anual como mensual, encontramos una fuerte correlación de las precipitaciones y la elevación por encima de un determinado umbral (Figura 3.4), que se situó en 1 573 msnm para las sumas de las precipitaciones anuales. El umbral muestra una variación estacional, que refleja las variaciones del espesor de la capa de inversión causadas por la subsidencia en la capa límite inferior de la atmósfera.

A continuación, analizamos las desviaciones locales de las sumas de las precipitaciones mensuales con respecto a la media dependiente de la elevación. Éstas no podían explicarse bien por la distancia entre las estaciones de medición, como mostraba un análisis de variograma, que es la base de los enfoques geoestadísticos clásicos de Kriging. En cambio, la fluctuación se correlacionó con la diferencia de elevación de las estaciones.

Para estimar la precipitación areal en la cuenca del río Lurín bajo las condiciones meteorológicas y topográficas imperantes, se utilizaron estas relaciones estadísticas para definir un modelo de interpolación que regionaliza la fluctuación ponderada alrededor de la media dependiente de la elevación a largo plazo (Alcamo, 2019). El modelo estima sumas mensuales de precipitación para un punto arbitrario de la cuenca, que pueden ser reducidas a valores diarios por distribución uniforme o por distribución a días de lluvia.

El modelo adaptado localmente produce una interpolación que es coherente con los datos disponibles. Estima sistemáticamente más precipitaciones para la cuenca en comparación con PISCO (Figura 3.5), lo que parece plausible en vista de los datos de descarga. Disponer de un método alternativo para la interpolación de las precipitaciones resultó especialmente útil para el año hidrológico 2018/19, cuando los datos de PISCO ya no estaban disponibles. Además, el modelo de interpolación permitió incluir las estaciones de monitoreo establecidas por el proyecto TRUST en 2018 en la parte más alta de la cuenca del río Lurín. Esta parte de la zona no ha sido monitoreada de otra manera, aunque aquí se pueden esperar las mayores cantidades de lluvia. La inclusión de estas estaciones en el modelo de interpolación aumentó la estimación de la precipitación total en 50 mm/a, en comparación con las estimaciones del modelo sin las nuevas estaciones (Figura 3.5). Las mayores cantidades de precipitación en la parte superior coinciden con las expectativas de los primeros balances de agua (Figura 3.3). Con estos datos sobre la entrada de las precipitaciones, estábamos preparados para establecer modelos hidrológicos para la cuenca del río Lurín.



» **Figura 3.4:** Correlación de las sumas medias de las precipitaciones en las cuencas de CHIRILU con elevación, basada en estaciones con 30 o más años de datos: (A) Promedios anuales de la suma de precipitaciones frente a la elevación sobre el nivel del mar (msnm) y regresión lineal ajustada, con punto de quiebre a 1573 msnm. (B) Lo mismo para los promedios mensuales de la suma de las precipitaciones; BP: punto de quiebre, r^2 : coeficiente de determinación.

» **Figura 3.5:** Comparación de las sumas de las precipitaciones para los años hidrológicos interpolados con el modelo IWG y PISCO para toda la cuenca de Lurín desde 2013 hasta 2019. En el año 2018/19 no se disponía de datos PISCO, pero sí de las nuevas estaciones de precipitación. En este año se muestran los resultados del modelo de interpolación con y sin las nuevas estaciones.



3.2.3 Modelamiento hidrológico

Un modelo hidrológico utiliza datos de forzamiento meteorológico (precipitación y otros parámetros meteorológicos) para simular la descarga en una estación hidrométrica o en la salida de una cuenca hidrológica. Un modelo permite potencialmente reunir datos de forma coherente, obtener información sobre flujos no medidos o flujos en subáreas no aforadas, así como la simulación y predicción de posibles escenarios futuros. El comportamiento de una cuenca se modela en términos de procesos de intercambio y almacenamientos dominantes. Los detalles de su representación, sin embargo, difieren considerablemente entre los numerosos modelos y enfoques de modelamiento que se utilizan en hidrología. Existen modelos de tipo lumped o distribuidos espacialmente, y los enfoques subyacentes pueden ser probabilísticos, conceptuales o de base física. El tipo de modelo y su estructura determinan el tipo de datos de entrada necesarios y los fines que puede cumplir el modelo. Los parámetros de estos modelos a menudo tienen que ser encontrados a través de la calibración, haciendo coincidir la salida del modelo (descarga) con las observaciones. Incluso si esta optimización permite un buen ajuste, es necesario verificar que los parámetros resultantes representan el comportamiento del sistema también en otros periodos de tiempo con condiciones diferentes (validación).

Para la cuenca del río Lurín, aplicamos el Modelo Hidrológico de mesoescala (mHM; Samaniego et al., 2010), que es un modelo espacialmente distribuido que utiliza un método específico de regionalización y calibración de parámetros. Los procesos que el mHM tiene en cuenta incluyen la interceptación por el dosel, la dinámica de la humedad del suelo, la infiltración, la escorrentía superficial, la evapotranspiración, el almacenamiento subsuperficial y la generación de descargas, la percolación profunda y el flujo de base, así como el enrutamiento de las inundaciones. Los parámetros del modelo utilizados en los cálculos de estos procesos se regionalizan mediante funciones de transferencia que vinculan los parámetros a las características de la cuenca (datos de entrada distribuidos espacialmente como la topografía, la textura del suelo, la geología y la vegetación). La calibración del modelo se realiza a partir de las funciones de transferencia. Se utilizaron los datos de entrada recogidos para la zona (cuadro 3.1) para configurar el mHM con un tamaño de malla de 1 000 m. La estación hidrométrica de Antapucro sirvió para la calibración, donde se disponía de datos de descarga entre agosto de 2014 y marzo de 2017, así como después de agosto de 2018. Se probaron diferentes medidas para las eficiencias del modelo (énfasis en los caudales altos o en los caudales bajos), y diferentes periodos de calibración; ya sea calibrando para los años hidrológicos seleccionados, o para el periodo de tiempo más largo 2014-2017, que incluye alrededor de 2.5 años hidrológicos.

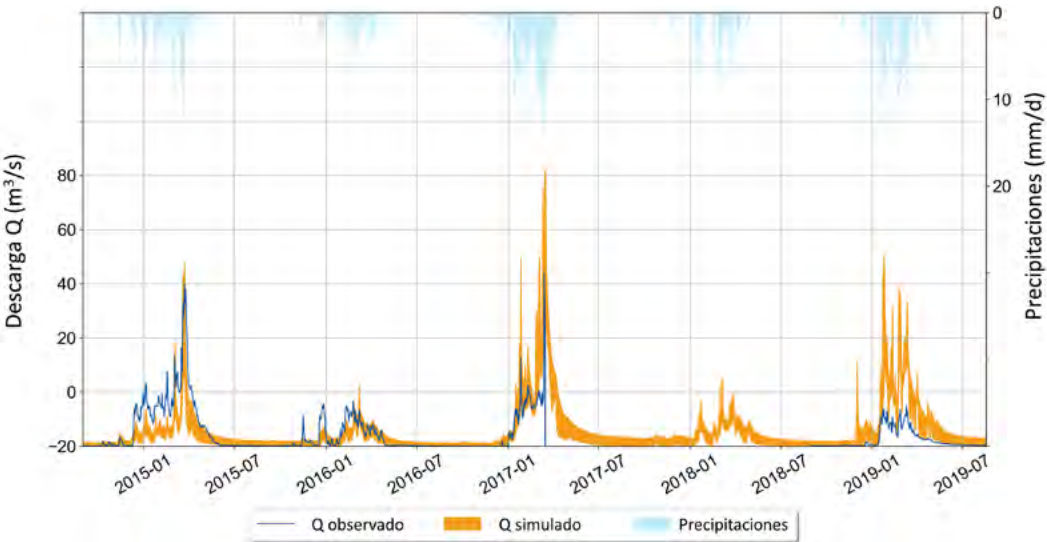
Mientras que para los años individuales se obtuvo una coincidencia satisfactoria con la descarga observada, el rango de simulaciones muestra diferencias significativas en la bondad del modelo entre los años hidrológicos (Figura 3.6). Esto es especialmente cierto cuando se calibra a años individuales y se valida con otros. Al calibrar para el periodo más largo, los valores simulados tienden a subestimar la descarga observada en el año hidrológico 2015, y a sobreestimar la descarga en el año hidrológico

2019. Según los datos de monitoreo, los años hidrológicos muestran coeficientes de escorrentía bastante diferentes incluso con cantidades de precipitación comparables. Dado que la calibración obliga al modelo a encontrar los mejores parámetros para su período de calibración, no puede dar cuenta de tales diferencias, sino que encontrará un conjunto de parámetros que se ajuste bien al año de calibración y peor a los demás, o bien encontrará un conjunto de parámetros que se ajuste igualmente a los diferentes años del período de calibración en una medida moderada.

Las razones de estas diferencias pueden ser múltiples. Lo más probable es que las razones se encuentren en los datos de descarga, ya que los datos de entrada de las precipitaciones, tanto con PISCO como con los datos interpolados de las estaciones, pueden considerarse relativamente seguros en comparación. Otra posibilidad es que en determinados años, debido al fenómeno de ENSO, las condiciones meteorológicas, como el tipo predominante de eventos de precipitación y, por tanto, las intensidades de las precipitaciones, sean diferentes y no queden suficientemente recogidas en los datos de monitoreo. Esta hipótesis se desprende de los hallazgos de un estudio de modelamiento realizado en el IWG para la cuenca del río Chillón, más densamente instrumentada, en el que la calibración/validación del mHM funcionó peor cuando se incluyeron los años del ENSO (Aybar, 2020).

» Cuadro 3.1: Resumen de los datos de entrada utilizados para la configuración de las simulaciones del mHM

DATOS	FUENTE	RESOLUCIÓN	MÉTODO
Descarga	Estación hidrométrica de Antapucro	Diario	Nivel de agua y curva de gasto
Precipitación	1. Producto PISCO	Diario 0,1° (~ 10 km)	Combinación de datos de satélites y de estaciones
	2. Estaciones de precipitación	Diario 1 km	Interpolación de precipitaciones de IWG
Evapotranspiración potencial (ETp)	Datos de temperatura de las cuencas de CHIRILU	Diario	temperatura basada en la elevación Método ETp: Hargreaves-Samani
Índice de área foliar (LAI)	MODIS DE LA NASA	Diario 500 m	
(Hidro)Geología	Mapa nacional del SIG		
Topografía/DEM	Tandem-X (DLR)	12 m	

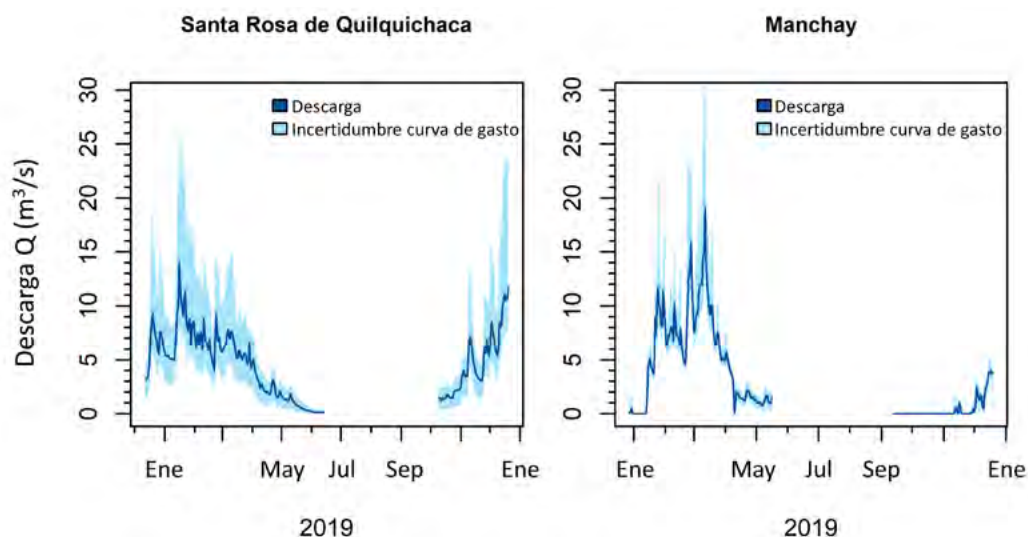


» Figura 3.6: Precipitación y rango de descargas simuladas con diferentes calibraciones de mHM en comparación con la descarga observada en la estación hidrométrica de Antapucro.

3.2.4 Análisis de los datos de monitoreo

Las nuevas estaciones hidrométricas se instalaron en la cuenca del río Lurín en lugares donde los datos de descarga permiten realizar análisis adicionales de la hidrología de la cuenca. Las mediciones de descarga de todas las estaciones están sujetas a las incertidumbres de las curvas de gasto. La incertidumbre es particularmente alta para los niveles de agua no cubiertos por el rango de mediciones de referencia (capítulo 2.2.3). Para las nuevas estaciones de Manchay y Santa Rosa de Quilquichaca, podemos incluir estas incertidumbres en nuestras estimaciones de descarga (Figura 3.7), lo que realmente aumenta la validez de los análisis.

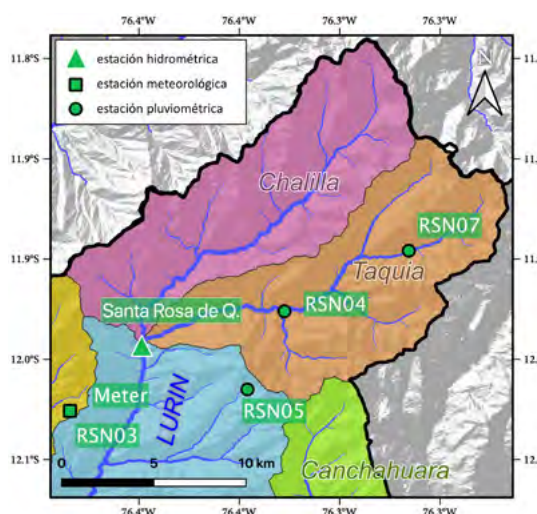
» **Figura 3.7:** Observaciones de descarga 2019 en las estaciones del IWG de Santa Rosa de Quilquichaca (izquierda) y Manchay (derecha) con el rango correspondiente a la incertidumbre de la curva de gasto. Los vacíos en los datos durante la estación seca se debieron a problemas técnicos.



3.2.4.1 Generación de escorrentía en las cabeceras de cuenca

El terreno empinado y escarpado y los pocos caminos de tierra hacen que las cabeceras de cuenca del río Lurín sean de difícil acceso para la recolección de datos, lo que probablemente sea una de las razones de la falta de datos de monitoreo en el pasado. Con la estación de precipitación de Santa Rosa de Quilquichaca a 3 005 msnm, y dos estaciones de precipitación instaladas en la subcuenca conectada de Taquí a 3 680 m y 4 340 msnm, respectivamente, hemos establecido una fuente de datos prometedora para analizar los procesos hidrológicos de las cabeceras de cuenca del río Lurín (Figura 3.8).

» **Figura 3.8:** Mapa de las cabecera de cuenca de las estaciones de monitoreo del río Lurín y del IWG instaladas durante el proyecto TRUST.

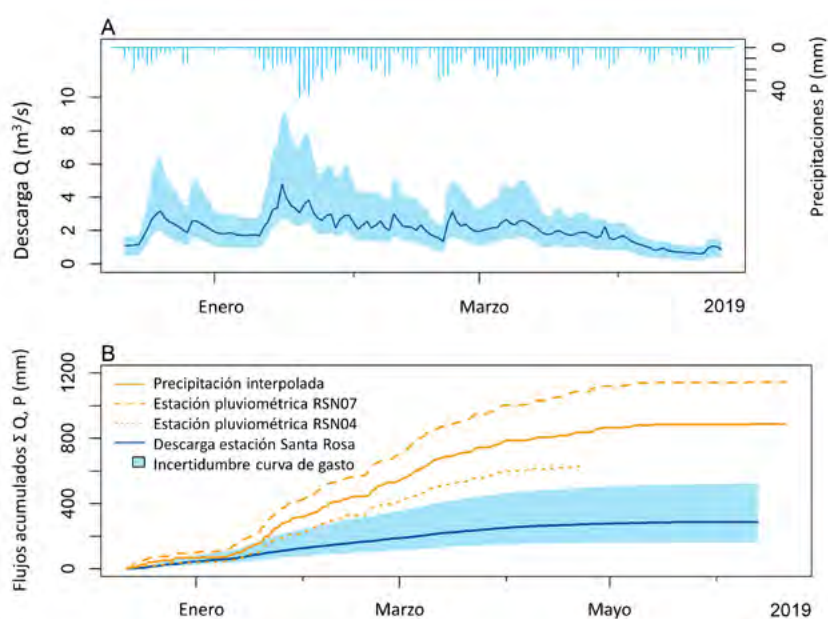


El primer año de datos de lluvia-escorrentía (año hidrológico 2019) mostró en general una respuesta bastante rápida de la descarga a la precipitación, que fue especialmente evidente al inicio de la temporada de lluvias (Figura 3.9A). La rápida respuesta implica que la escorrentía directa a través del flujo terrestre fue el principal proceso de generación de escorrentía. El pico de descarga más alto se

produjo a mediados de enero de 2019 después de lluvias continuas, pero moderadas, y por lo tanto relativamente temprano en la temporada de lluvias. Aunque a continuación se produjeron eventos de lluvia aún mayores, los picos de descarga resultantes fueron menores. Esto es probablemente el resultado del aumento gradual de la infiltración en el subsuelo junto con la humectación de la cubierta del suelo, lo que aumenta su conductividad hidráulica. Los suelos de la subcuenca de Taquíá resultaron ser suelos limosos con una alta conductividad hidráulica saturada: las mediciones de laboratorio en seis muestras de suelo de los 30 cm superiores dieron conductividades hidráulicas saturadas de alrededor de $5 \times 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$. Estas observaciones hacen plausible que el exceso de infiltración domine la generación de escorrentía al principio de la estación de lluvias, porque la lluvia no puede penetrar profundamente mientras el suelo está seco y presenta una baja conductividad hidráulica. Junto con las precipitaciones, también aumentaría el contenido de humedad del suelo y la infiltración de la lluvia en el mismo, lo que eventualmente sostendría el crecimiento de las plantas (evapotranspiración) más allá de la estación húmeda. Es posible que el agua también empiece a filtrarse a mayores profundidades y a recargar localmente las aguas subterráneas, que luego pueden alimentar el caudal base del río y los manantiales.

Sin embargo, los datos disponibles permiten realizar algunas estimaciones del balance de agua para el año hidrológico 2019. Instalamos los sensores en diciembre de 2018, cuando la temporada de lluvias ya había comenzado, pero en general captamos la temporada de forma bastante completa. Sobre la base de nuestra interpolación de las precipitaciones, la precipitación areal de diciembre a junio fue de aproximadamente 885 mm para las cabeceras de cuenca aguas arriba de Santa Rosa (Figura 3.9B), mientras que 120 mm cayeron en los tres meses anteriores a la instalación del equipo. La descarga medida hasta junio se corresponde con 286 mm con la curva de gasto promedio (mínimo 160 mm y máximo 522 mm).

Considerando solo el período medido, esto dejaría alrededor de 600 mm (725 mm a 363 mm) de precipitaciones entrantes que se almacenaron en el suelo y se utilizaron para la evapotranspiración (ET), o salieron de las cabeceras de cuenca después de junio como caudal base del río o como caudal subterráneo. Los resultados de nuestro modelamiento hidrológico (sección 3.2.3) indican que la ET real ascendió a unos 330 mm entre diciembre de 2018 y agosto de 2019. El caudal base en Santa Rosa de junio a agosto no fue más de 44 mm a 76 mm. El balance de estas cifras deja alrededor de 194 a 225 mm (con la curva de gasto promedio) de precipitaciones que no se contabilizan. Esta agua podría haber salido de las cabecera de cuenca de forma subterránea, alimentando los manantiales de la cuenca superior y el río aguas abajo. Como las estimaciones de P, Q y, sobre todo, de ET están sujetas a incertidumbre, es necesario seguir investigando para verificar y cuantificar en detalle la generación de escorrentía y el balance de agua.



» **Figura 3.9 :** Los datos de monitoreo de las cabecera de cuenca de Lurín incluyen la descarga en Santa Rosa de Quilquichaca y la precipitación de dos estaciones en la subcuenca de Taquíá (255 km^2): (A) descarga diaria y precipitación máxima diaria desde el 2018-12-12 hasta el 2019-04-24 (normalizada por área); (B) flujos acumulados de precipitación de las estaciones y del modelo de interpolación, así como la descarga con la incertidumbre de la curva de gasto, desde el 2018-12-12 hasta el 2019-06-21.

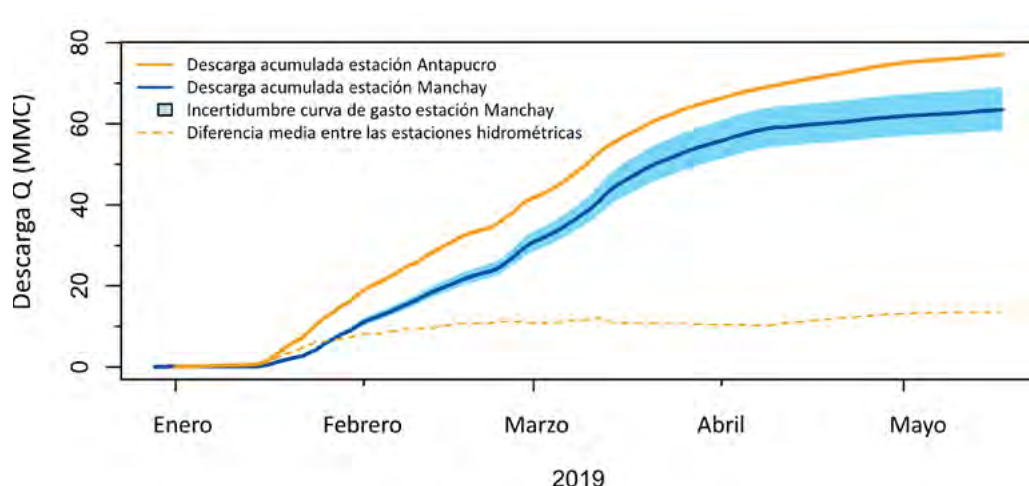
3.2.4.2 Infiltración del agua del río en el acuífero de las tierras bajas y drenaje al océano

La parte baja de la cuenca del Lurín apenas recibe precipitaciones. Los recursos hídricos de esta parte de la cuenca se alimentan completamente del agua del río Lurín. El agua se extrae directamente por los canales del río o, en gran parte, de las aguas subterráneas del acuífero del fondo del valle, que se recarga únicamente con el agua del río procedente de las partes más altas. Además de los pozos de agua subterránea gestionados por SEDAPAL, un gran número de pozos privados, que aún no se conocen con exactitud, también explotan las aguas subterráneas del acuífero del valle del río Lurín. Con las mediciones de descarga en Antapucro y Manchay es posible ahora estimar la cantidad de escorrentía que se infiltra entre los dos medidores, y por lo tanto la tasa de renovación de las aguas subterráneas que determina la cantidad de uso sostenible de las aguas subterráneas. La diferencia de descarga entre Antapucro y Manchay se evaluó incluyendo el rango de incertidumbre de la curva de gasto de Manchay (Figura 3.7). En el caso de la estación hidrométrica de Antapucro, no se pudo evaluar esta incertidumbre.

Para los meses de enero a mayo de 2019, que es el período desde la instalación de la estación hidrométrica de Manchay hasta el final de la temporada de lluvias, estimamos que alrededor de 63.4 millones de m³ (entre 58.4 y 69.0 millones de m³) pasaron por la estación de Manchay. El volumen en la estación hidrométrica de Antapucro, que se encuentra a 29 km aguas arriba, fue de 77.1 millones de m³ durante este período (Figura 3.10). La diferencia de 13.7 (8.1 a 18.7) millones de m³ es la cantidad de agua que se ha infiltrado en el acuífero del fondo del valle. Estas cifras también incluirían caudales adicionales como las extracciones del río para el riego, que no se han incluido en este análisis preliminar por falta de información cuantitativa. La única afluencia adicional encontrada durante las visitas al sitio fue el efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de Cieneguilla, que puede agregar menos de un estimado de 0.1 m³/s en el caudal máximo. Es probable que estos caudales adicionales en su conjunto sean relativamente menores en comparación con la infiltración.

La mayor parte de las precipitaciones y la escorrentía de la temporada se produjeron durante el período observado (compárese con la sección 3.2.4.1). Por lo tanto, podemos tomar el resultado como una estimación aproximada para el año hidrológico 2019. Es probable que la recarga de agua subterránea del Lurín entre las dos estaciones hidrométricas continúe durante todo el año, pero las cantidades serán sustancialmente menores hacia el final de la temporada seca. Con unos 8 a 19 millones de m³, las cifras encajan bien con la estimación de extracción sostenible de agua subterránea del acuífero de Lurín de unos 15 millones de m³ al año (Coronel, 2012; Observatorio del Agua Chillón Rímac Lurín, 2019). La posibilidad de medir la cantidad de infiltración con estaciones hidrométricas ayudará a corroborar la información sobre la recarga de agua subterránea en el futuro, y así facilitar la gestión sostenible de la extracción de agua subterránea. La continuación de las observaciones a largo plazo ayudará a comprender la variabilidad entre diferentes años, y las posibles tendencias debidas a cambios climáticos o de uso del suelo.

El drenaje de la cuenca hacia el océano también puede deducirse de la descarga medida. La infiltración adicional desde el río Lurín aguas abajo de Manchay es probablemente menor que aguas arriba, como lo sugieren las visitas al sitio durante la temporada seca. Para una estimación conservadora, aún podemos asumir una tasa de pérdida similar para los 16 km restantes hacia el océano Pacífico como la observada para el alcance entre Antapucro y Manchay, que se encontró que es alrededor de 0.47 millones de m³/km (0.64 a 0.28 millones de m³/km) durante el período considerado. Esto resultaría en pérdidas adicionales por infiltración de hasta 7.6 millones de m³ (10.3 a 4.5 millones de m³), y dejaría alrededor de 55 (48 a 64) millones de m³ de agua del río que han drenado de la cuenca del río Lurín al océano Pacífico durante este período.



» **Figura 3.10:** Volúmenes de descarga acumulados medidos en Antapucro (aguas arriba) y Manchay (aguas abajo) entre 2018-12-28 y 2019-05-17. La diferencia de volúmenes permite estimar la recarga de agua subterránea por infiltración en el acuífero del fondo del valle entre las dos estaciones hidrométricas, mientras que la observación en Manchay permite además evaluar el volumen de agua que drena hacia el océano Pacífico.

3.2.5 Aumentar la disponibilidad de recursos hídricos

Para hacer que (parte de) los 55 millones de m³ de agua estén disponibles para su uso sería necesario tomar una combinación de medidas que ayuden a retener el agua dentro de la cuenca que, de otro modo, se drenaría hacia el océano. El objetivo sería aumentar el caudal base y retrasar la dinámica de descarga. Esto podría lograrse fomentando la infiltración en los suelos de la cuenca alta a gran escala, por ejemplo, reactivando y ampliando las amunas, un sistema autóctono para mejorar la infiltración (Ochoa-Tocachi et al., 2019). Otras medidas podrían incluir el fomento de la infiltración en el acuífero de aguas subterráneas en la cuenca baja, y el almacenamiento de agua en embalses adicionales en la cuenca alta (véase también la sección 3.4. para una visión general de las medidas e instrumentos).

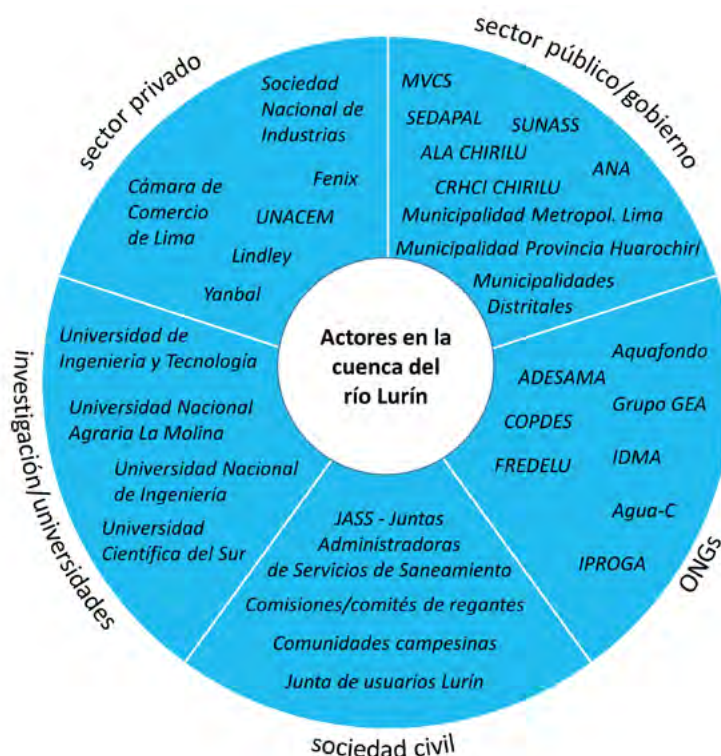
Las aguas subterráneas constituyen una parte importante de la extracción de agua en la cuenca, y deben ser consideradas también para un balance completo. Se sabe, también por estudios anteriores (Coronel, 2012), que el acuífero de la cuenca baja del río Lurín se alimenta únicamente de la infiltración del agua del río. Si bien la cantidad de infiltración se puede estimar con la ayuda de las estaciones hidrométricas situadas antes y después de la zona de infiltración, las cantidades de extracción por los más de mil pozos oficiales y no oficiales siguen siendo inciertas. Preocupa que la extracción actual de aguas subterráneas supere con creces la cantidad sostenible de extracción, lo que significa que es probable que los pozos poco profundos se sequen y que el agua subterránea de los pozos costeros aumente su salinidad. Parece obligatorio controlar y regular las cantidades de agua subterránea extraída; las estaciones hidrométricas en los límites de la zona principal de infiltración pueden ayudar a especificar las cantidades de extracción sostenibles. Además, la mejora de la recarga de las aguas subterráneas a partir del agua de los ríos y la reutilización del agua pueden ser opciones que ayuden a atenuar aún más esta disminución del volumen de las aguas subterráneas.

3.3 Actores y gobernanza

Christian D. León, Yvonne Zahumensky, Fabienne Minn, Hannah Kosow

Definimos a los actores relevantes en la cuenca del río Lurín como las partes interesadas (individuos, grupos u organizaciones), que tienen un interés, pueden afectar o ser afectadas por los conceptos o las políticas relativas a la gestión integrada de los recursos hídricos en la cuenca del río Lurín. Un análisis detallado y exhaustivo de todos los actores relevantes puede concebirse como un panorama de actores. Proporciona la base para una comprensión holística de las interrelaciones entre los actores, sus objetivos, intereses y posiciones respecto a la gestión del agua potable y las aguas residuales. Para ofrecer una visión general de la gran cantidad de información, hemos visualizado este panorama de actores en forma de „mapas“ que facilitan una comprensión fácil y rápida de la compleja dinámica de las redes de actores en la región del proyecto (capítulo 4.2.1).

El panorama de actores en la cuenca del Lurín es complejo porque incluye actores de varios sectores, incluyendo actores estatales, privados y de la sociedad civil, y a diferentes escalas, es decir, desde el nivel local hasta el nacional (Figura 3.11).



» **Figura 3.11:**
Visión general del
panorama de actores de
la cuenca del río Lurín
(selección de actores
centrales; véase la lista de
abreviaturas)

Todos los actores relevantes de la cuenca hidrográfica del río Lurín fueron descritos individualmente en un informe interno. Este informe contiene información sobre los objetivos, los proyectos y las actividades de los actores de la cuenca, y ha servido de referencia para los socios del proyecto. El informe se ha actualizado continuamente.

Se pueden hacer las siguientes observaciones sobre el entorno de los actores y el marco institucional resultante en el sector del agua: Los distintos sectores del agua (agua potable, agua para riego, agua industrial, aguas residuales, energía hidroeléctrica, ecosistemas) están a cargo de diferentes actores. Al no estar suficientemente interrelacionados, existe la posibilidad de que haya intereses contrapuestos en el uso de los mismos recursos hídricos. Estos conflictos pueden producirse dentro de la cuenca, entre partes de la cuenca o incluso dentro de entidades individuales. Los conflictos dentro de entidades individuales se producen principalmente en organizaciones con múltiples tareas, por ejemplo, responsabilidades de suministro de agua potable y saneamiento. Debido a la difícil accesibilidad de las comunidades de la cuenca alta y a su tradicional autogestión, las autoridades reguladoras estatales se centran principalmente en la parte baja de la cuenca. En consecuencia, en la parte alta de la cuenca no hay, o apenas hay, actividades de gestión del agua controladas por el Estado.

El sector del agua en la cuenca alta se organiza en torno a la autogestión y sigue estructuras desarrolladas tradicionalmente, cuyas rutinas y normas son específicas del lugar y no son fácilmente comprensibles para los forasteros. Los organismos locales tradicionales de gestión del agua en la cuenca alta son entidades de la sociedad civil que desempeñan tareas públicas, a menudo carentes de recursos humanos y financieros y, a veces, también de conocimientos y prestigio. Las autoridades locales pueden delegar la práctica de la gestión comunal del agua y su seguimiento a organizaciones de la sociedad civil que pueden variar en su grado de formalidad, pero que están históricamente arraigadas y socialmente aceptadas. La aplicación de la normativa nacional (a menudo impopular), por tanto, parece

a veces un reto o un imposible debido a los mandatos y funciones dobles y a veces contradictorios de estos actores híbridos, que actúan como organizaciones civiles y como proveedores de servicios públicos. Existe una brecha considerable entre la normativa legalmente aplicable y su aplicación real. Esto da lugar a un control y una supervisión poco eficaces. La cooperación intercomunal entre los municipios de la cuenca alta existe formalmente, pero no siempre es lo suficientemente estrecha. Las plataformas multiactores, como el CRHCI CHIRILU, se encuentran actualmente en las fases iniciales de su trabajo, y algunos sectores, en primer lugar el privado, siguen estando poco representados.

En resumen, los actores y las condiciones de gobernanza constituyen el telón de fondo para entender los conflictos sobre el uso del agua en la región del proyecto. Estos conflictos se describen a continuación.

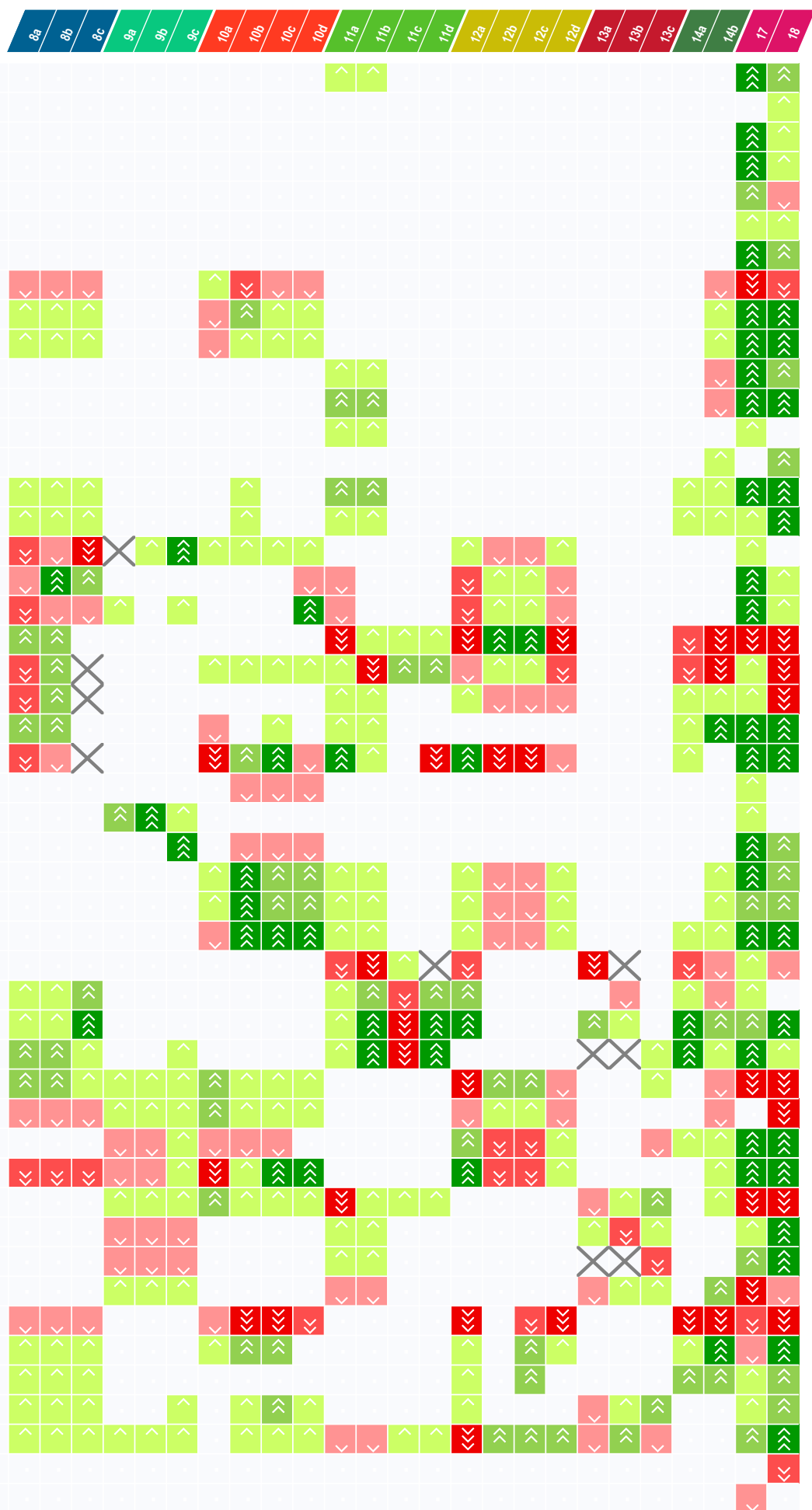
3.4 Combinaciones de políticas coherentes para superar los conflictos sobre el uso del agua

Hannah Kosow

La cuenca del río Lurín se caracteriza por una marcada línea de conflictos entre las realidades rurales y urbanas. Este conflicto clásico no sólo separa la parte superior rural de la parte inferior urbana de la cuenca, sino que también provoca tensiones dentro de la parte inferior, donde la agricultura sigue siendo activa pero se ve cada vez más amenazada por la expansión urbana (véase también Zucchetti y Chirinos, 2001). La figura 3.12 muestra las interacciones identificadas entre los instrumentos de política alternativos ($n = 47$) para alcanzar los diferentes objetivos ($n = 14$) de los distintos usuarios del agua en la cuenca alta (cuadrante superior izquierdo) y en la cuenca baja (cuadrante inferior derecho), así como las interacciones entre las políticas de la cuenca alta y baja.

La matriz de impactos cruzados (IC) representa un modelo conceptual de interacción de políticas para toda la cuenca del río Lurín (los métodos se describen en el capítulo 2.4). El análisis (Kosow et al., 2020a, b) de los objetivos (potencialmente) conflictivos de los diferentes usuarios del agua en el nivel de las políticas para alcanzar estos objetivos muestra la prevalencia (latente) de los conflictos clásicos de uso del agua en relación con la cantidad y la calidad del agua. En primer lugar, existe un uso competitivo de las aguas superficiales y/o subterráneas por parte de diferentes usuarios, como los hogares, la agricultura y la industria (conflictos de cantidad de agua). En la cuenca alta, la combinación de políticas del statu quo (Figura 3.13) consiste en el uso conjunto pero competitivo de los embalses para el agua potable y la agricultura. En la cuenca baja, los principales usuarios utilizan las aguas subterráneas como fuente principal de agua potable, agua para riego y agua de procesos. En segundo lugar, el tratamiento insuficiente y/o la eliminación insegura de las aguas residuales domésticas e industriales amenazan la calidad de las fuentes de aguas superficiales y subterráneas y, por tanto, también los recursos potenciales para el suministro de agua potable (conflictos de calidad del agua). Así pues, la actual combinación de políticas (combinación S „statu quo“) no es eficaz para cumplir los objetivos relacionados con el agua de todos los usuarios del agua en el mediano y largo plazo, ni es sostenible en cuanto al logro del ODS 6.





- Leyenda:**
- impacto impulsor fuerte
 - impacto impulsor significativo
 - impacta impulsor ligero
 - impacto inhibitorio fuerte
 - impacto inhibitorio significativo
 - impacto inhibitorio ligero
 - ningún impacto / indiferente
 - impacto anulador

» **Figura 3.12:**
Modelo de interacción de políticas para la cuenca del río Lurín (matriz de IC, visualización inspirada en Weitz et al., 2019).



» Figura 3.13:

La combinación de políticas del statu quo en la cuenca del río Lurín y los principales conflictos entre políticas.

Además, nuestro análisis también muestra que la implementación de nuevas soluciones de política puede introducir al mismo tiempo nuevas situaciones conflictivas. Estas son, por ejemplo:

- Una (re)utilización competitiva de las aguas residuales tratadas por diferentes usuarios (por ejemplo, riego, recarga de acuíferos o procesos industriales);
- Un uso competitivo del agua del río: La infiltración acelerada en las aguas subterráneas a través de galerías filtrantes para aumentar las cantidades disponibles para el uso doméstico, como propone la empresa de abastecimiento de agua SEDAPAL, o el uso directo del agua del río para el riego, como exigen los agricultores;
- El trasvase de agua (es decir, de agua embalsada en la cuenca alta y de agua fluvial - tratada - en la cuenca baja) transforma el conflicto relacionado a un uso competitivo de los recursos hídricos entre los usuarios (como la agricultura, los hogares, la industria) de un conflicto interno dentro de la cuenca del Lurín a un conflicto entre cuencas entre los usuarios de la cuenca del Lurín y los usuarios de la cuenca hidrográfica proveedora.

La aplicación del Análisis del Balance de Impactos Cruzados (CIB; Weimer-Jehle, 2006) en la cuenca del río Lurín muestra que alrededor de 500 de los 14.9 millones de combinaciones de políticas hipotéticas son eficaces para alcanzar conjuntamente los diferentes objetivos de los distintos usuarios, evitar las contradicciones entre las políticas, aprovechar las sinergias y contribuir al logro del ODS 6. El cuadro 3.2 muestra una selección de cuatro combinaciones de políticas que representan estas soluciones, al tiempo que son lo más diversas y coherentes internamente. Se asume que cada una de las políticas seleccionadas en una combinación se utiliza principal o primariamente (pero no exclusivamente) en esa combinación.

» Cuadro 3.2:

Resumen de cuatro combinaciones de políticas seleccionadas que cumplen los objetivos relacionados con el agua de todos los usuarios de la cuenca de Lurín (muestreo de diversidad). Para algunos objetivos, dos políticas son opciones igualmente consistentes; las que no se han elegido para evaluaciones posteriores se ponen entre paréntesis.

OBJETIVO	COMBINACIÓN	A „(RE) USO RESPONSABLE“	B „MEDIR Y RECARGAR“	C „TRADICIÓN Y MODERNIDAD“	D „CAMBIO MÍNIMO“
UPPER LURÍN CATCHMENT					
1 Garantizar el suministro de agua potable suficiente para los hogares y los turistas (cantidad)	1d Tecnologías de ahorro de agua	1c Medición del agua y tarifas	1d Tecnología de ahorro de agua	1a Recursos propios (incluidos los embalses)	
2 Garantizar la calidad del agua potable para la protección de la salud (calidad)	2b Tratamiento centralizado del agua potable	2a Tratamiento en los hogares (O 2b Tratamiento centralizado del agua potable)	2c Prevención de la contaminación (local)		
3 Tratamiento y eliminación seguros de las aguas residuales domésticas y comerciales (aguas residuales municipales)	3c Tratamiento por separación de flujos de materiales	3b Tratamiento centralizado de aguas residuales		3a Infiltración o eliminación directa (statu quo)	
4 Garantizar la disponibilidad de agua suficiente para ampliar las zonas agrícolas	4d Reutilización de las aguas residuales tratadas	4c Aumentar la eficiencia del agua	4b Medios tradicionales (andenes, cochas, etc.)	4c Aumentar la eficiencia del agua	
5 Conservación a largo plazo de los ecosistemas relacionados con el agua		5a Infraestructura verde			
CUENCA BAJA DEL RÍO LURÍN					
6 Garantizar el acceso y la distribución de agua potable para la creciente población de la cuenca baja	6b Red pública de agua potable y aguas residuales (O 6c Red local de agua potable y aguas residuales)	6c Red local de agua potable y aguas residuales		6a Camión cisterna agua (O 6c Red local de agua potable y aguas residuales)	
7 Garantizar una cantidad de agua potable suficiente para abastecer a la creciente población de la cuenca baja (cantidad)	7a Aguas subterráneas (O 7b Agua del río)	7e Recarga artificial de aguas subterráneas gestionada (MAR)	7d Alternativas no convencionales (desalinización o tratamiento de aguas residuales a nivel de agua potable O 7c Traspase de agua del río desde otras cuencas)	7a Aguas subterráneas (O 7b Agua del río)	
8 Garantizar la calidad del agua potable para la protección de la salud (calidad).		8b Tratamiento central de agua potable (a nivel de pozos)			
9 Consumo razonable y seguro de agua potable	9b Tecnologías de ahorro de agua (hogares)	9a Medición del agua y tarifas	9c Cultura del agua y cambio de comportamiento		
10 Tratamiento y eliminación seguros de las aguas residuales municipales	10c Tratamiento terciario central (O 10d Tratamiento descentralizado con uso múltiple)	10c Tratamiento terciario central	10d Tratamiento descentralizado con uso múltiple	10c Tratamiento terciario central	
11 Garantizar agua suficiente para el riego en la agricultura y las áreas verdes	11d Reutilización de las aguas residuales tratadas	11a Aguas subterráneas	11b Aguas de río (aguas superficiales)	11d Reutilización de las aguas residuales tratadas	
12 Garantizar una cantidad suficiente de agua de procesos para las actividades (agroindustriales)		12c Aguas residuales tratadas (uso múltiple)		12a Aguas subterráneas	
13 Tratamiento y eliminación seguros de las aguas residuales industriales		13c Decentralized treatment and direct discharge into the river or the ocean		13b Pretratamiento interno y descarga indirecta	
14 Conservación a largo plazo de los ecosistemas relacionados con el agua	14b Regulación de los recursos hídricos (zonas protegidas y regulación de las extracciones)		14a Conservación de áreas verdes		

En general, todas las combinaciones coherentes y sinérgicas requieren que en la parte inferior de la cuenca se garantice la calidad del agua potable mediante la desinfección de las aguas subterráneas (ya sea en el pozo de extracción o de forma centralizada) como medida de seguridad con respecto a una posible contaminación en las redes de distribución y para evitar contaminaciones locales. Además, las aguas residuales municipales e industriales deben ser tratadas y eliminadas de forma segura. En la cuenca alta, las soluciones son más diversas.

- En la combinación A de „(re)uso responsable“, los hogares de toda la cuenca ahorran agua mediante el uso de tecnologías de ahorro de agua. Además, las aguas residuales domésticas e industriales no sólo se tratan y eliminan de forma segura, sino que también se reutilizan para el riego en la agricultura de la cuenca alta y baja, así como en la industria de la cuenca baja. Esto permite utilizar los recursos de agua subterránea existentes como agua potable para los hogares.
- En la combinación B „medir y recargar“, se cumplen los objetivos de todos los usuarios del agua en Lurín porque el consumo doméstico de agua se controla mediante medidores de agua y se cobra por medio de tarifas en toda la cuenca. Además, la recarga artificial de acuíferos (RAA) favorece la disponibilidad de cantidades suficientes de agua en la cuenca baja.
- En la combinación C „tradición y modernidad“, en la cuenca alta los métodos tradicionales de almacenamiento de agua para el riego (por ejemplo, andenes, es decir, terrazas; y cochas, es decir, pequeños lagos artificiales y naturales para almacenar el agua de lluvia) se combinan con medidas de infraestructura verde (como la reforestación, etc.) para la conservación de los ecosistemas relacionados con el agua. En la cuenca baja, se aplican enfoques alternativos para abastecer a la creciente población, ya sea mediante trasvases de agua desde otras cuencas o mediante la desalinización de agua de mar.
- En la combinación D „cambio mínimo“, 9 de las 14 políticas se mantienen cerca del statu quo. Los usuarios del agua para la agricultura aplican técnicas y canales de riego eficientes (cuenca alta) y reutilizan las aguas residuales tratadas (cuenca baja). Esto permite que la industria y los hogares sigan utilizando las aguas subterráneas para satisfacer sus necesidades.

Las combinaciones sirvieron como aporte a un diálogo con las partes interesadas organizado en noviembre de 2019 para debatir los próximos pasos: ¿Qué hay que hacer para poner en práctica estas combinaciones de políticas, y por quién? Los participantes percibieron la perspectiva integradora de las combinaciones – en las partes alta y baja de la cuenca y teniendo en cuenta a todos los usuarios del agua – como un claro beneficio. Las combinaciones de políticas alternativas se consideraron un punto de partida útil para los procesos de planificación integrada de los actores locales y una posible contribución al plan de gestión de los recursos hídricos de la cuenca del río Lurín en el futuro.



Imagen: F. M. Riese

4. Cuenca alta del río Lurín: Comunidad campesina San Andrés de Tupicocha

Autores organizadores: Michael Hügler y Stephan Wasielewski



Imagen: M. Krauss



4.1 Visión general

La comunidad campesina San Andrés de Tupicocha (3 500 msnm, Figura 4.1) sirvió de estudio de caso en el proyecto TRUST. Seleccionamos la comunidad para registrar de forma ejemplar la situación del suministro de agua potable y la eliminación de aguas residuales de una comunidad típica de los Andes peruanos y en la cuenca alta del río Lurín. El objetivo era desarrollar conceptos integrados y sostenibles de suministro de agua potable y eliminación de aguas residuales para dichas comunidades.

» **Figura 4.1:**
El centro poblado
de San Andrés de
Tupicocha que
muestra el uso
típico del suelo en
la cuenca alta en la
temporada seca con
campos de regadío y
no regadío, en parte
en terrazas, rodeados
de arboledas de
eucaliptos y pastos.
Imagen: M. Krauss.



El distrito de San Andrés de Tupicocha está formado por el centro poblado y ocho asentamientos circundantes, los llamados “anexos”. Estos anexos son comunidades afiliadas, que se extienden desde ermitas hasta asentamientos más pequeños. Alrededor de 780 habitantes viven en el centro poblado, y 654 en los anexos, la comunidad tiene así alrededor de 1 400 habitantes (INEI, 2018). Como es típico en comunidades rurales del Perú, el suministro de agua potable y la eliminación de aguas residuales se organizan de forma descentralizada y son operados por una organización comunal de agua (Junta Administradora de Servicios de Saneamiento, JASS). La JASS realiza el trabajo de forma voluntaria y se encarga principalmente de la gestión y el mantenimiento de las instalaciones.

A través de la evaluación de los recursos hídricos (y de las aguas residuales) disponibles – basada en la evaluación de conjuntos de datos e informes locales complementados con el monitoreo mencionado anteriormente – se desarrollaron conceptos para mejorar la situación del agua potable y de las aguas residuales en cooperación con los actores locales.

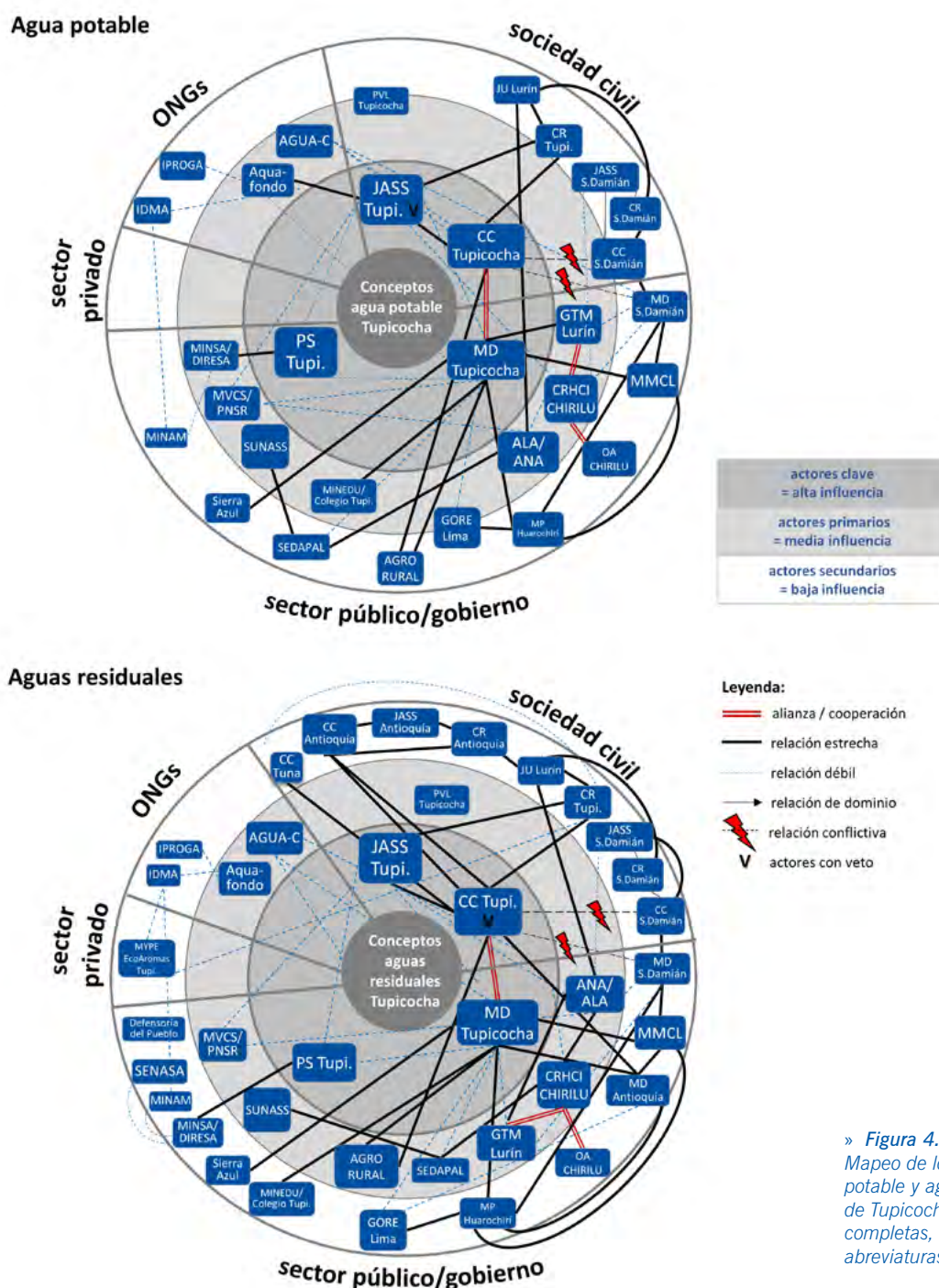
4.2 Actores de la gobernanza del agua

Yvonne Zahumensky, Fabienne Minn, Christian D. León

4.2.1 Mapeo de los actores relacionados con el agua

Para revelar las condiciones socioeconómicas marco de una comunidad rural típica de la cuenca alta del Lurín, realizamos un análisis de las constelaciones de actores para el sector de agua potable y aguas residuales en Tupicocha.

En la figura 4.2 se muestra el mapa de los actores relevantes relacionados con el agua y sus posibles influencias para el sector del agua potable y de las aguas residuales.



» **Figura 4.2:**
Mapeo de los actores del sector de agua potable y aguas residuales en San Andrés de Tupicocha (para las designaciones completas, véase el texto y la lista de abreviaturas).

Los actores clave en materia de agua potable son la Comunidad Campesina (CC), la Municipalidad Distrital (MD), el Puesto de Salud (PS) y la Junta Administradora de Servicios de Saneamiento (JASS). El sector privado no está presente. Los actores tienen grados de influencia heterogéneos. En comparación con los actores de la sociedad civil, sólo hay un ligero predominio de los actores estatales. Su influencia consiste en que, por un lado, los actores de la sociedad civil trabajan en red entre sí y, por otro, los actores estatales están bien conectados entre sí. El principal vínculo entre el sector estatal y la sociedad civil es la alianza entre la comunidad campesina (CC) y la administración municipal (MD).

Dentro del sector de las aguas residuales, los actores clave son la comunidad campesina (CC), la administración municipal (MD), el puesto de salud local (PS) y la organización comunal de agua (JASS). Sin embargo, en comparación con el sector del agua potable, hay muchos más actores implicados. Un número sorprendentemente grande de ellos son actores secundarios con escasa influencia en la gestión local de las aguas residuales. Sin embargo, estos actores no son irrelevantes, ya que su peso podría aumentar en el futuro, si el tema de las aguas residuales ocupara un lugar más importante en la agenda de los actores locales. El número de actores de la sociedad civil y del Estado está mayormente equilibrado. Los actores de la sociedad civil están fuertemente conectados, con la comunidad campesina como un nodo importante. Los actores estatales también están fuertemente interconectados entre sí y, al igual que en el sector del agua potable, están conectados con la administración municipal. Los actores estatales y de la sociedad civil están vinculados por la alianza de la comunidad campesina y la municipalidad. El sector privado apenas está presente y está débilmente conectado con los demás sectores.

En resumen, importantes actores clave del sector del agua en San Andrés de Tupicocha se ven limitados por la insuficiencia de recursos técnicos, financieros y de personal. La falta de financiación y la elevada rotación del personal también impiden el desarrollo de estas organizaciones, así como su capacidad para aplicar estrategias a largo plazo, orientadas al futuro y sostenibles para sus organizaciones, así como para la gestión sostenible del agua en general. Estas y otras limitaciones de las condiciones locales desempeñan un papel importante en la búsqueda de conceptos sostenibles para el suministro de agua potable y la eliminación de aguas residuales y, por lo tanto, se tienen en cuenta en el desarrollo de los conceptos técnicos.

4.3 Situación del suministro de agua

4.3.1 Suministro de agua potable

Stefan Stauder, Michael Hügler, Manuel Krauss

En el poblado de San Andrés de Tupicocha y sus alrededores, dos reservorios (Ururí, Tuctococha) y cuatro manantiales proporcionan agua potable. El agua de los manantiales se utiliza principalmente para fines agrícolas, pero también como agua potable (recogida en su mayoría directamente en los manantiales en pequeños contenedores), además del suministro de agua por tuberías desde los reservorios. Un sistema de agua potable se creó en 2007 para mejorar la situación del abastecimiento de los 780 habitantes que se calcula que tiene el centro poblado. Por lo tanto, la mayoría de los hogares del poblado están conectados al sistema de agua potable.

La mayoría de los hogares se abastecen continuamente de agua, aunque en las épocas de sequía (entre junio y septiembre) puede producirse un racionamiento de agua, lo que permite abastecer sólo parcialmente al pueblo y poner en marcha protocolos de racionamiento de agua. Durante el racionamiento de agua o cuando hay que desconectar el sistema (por ejemplo, en caso de daños en las infraestructuras), los residentes también recurren a fuentes naturales de agua (manantiales) para su abastecimiento.

La JASS local es responsable de la operación de este suministro de agua, de las instalaciones (por ejemplo, las tuberías, el tanque de almacenamiento) y también de la tarifa del agua (cuota familiar). Un empleado de la JASS revisa periódicamente que las tuberías para el transporte de agua no presenten daños y limpia las cámaras de rompe presión.

Recursos de agua cruda

El agua potable para el centro poblado de San Andrés de Tupicocha se abastece principalmente de dos reservorios, el reservorio de Ururí (3 800 msnm, aprox. 5 km al este de Tupicocha, figura 4.3) y el reservorio de Tuctococha (4 400 msnm, aprox. 25 km). Este último desemboca en la represa de Ururí a través de un canal cubierto de aproximadamente 23 km de longitud. Las aguas de ambos reservorios se mezclan en una pequeña cámara de mezcla antes de ser transportadas a Tupicocha. En años secos, como el de 2018, el reservorio de Ururí puede secarse, lo que provoca restricciones en el suministro local de agua potable.



» **Figura 4.3:**
El reservorio de Ururí al final de la temporada de lluvias (arriba, marzo de 2019), y al final de la temporada seca (abajo, noviembre de 2018).
Imágenes: M. Krauss.

El agua del reservorio de Ururí no se utiliza directamente, sino que el agua que lixivia a través de la represa se recoge al pie de esta. La mayor parte de la zona de recolección de lixiviados está cercada para protegerla del ganado de pastoreo. Sin embargo, el cerco ha sido dañado para permitir que las ovejas pasten en este terreno bastante verde.

Los lixiviados de Ururí fluyen por una tubería de PVC hasta la cámara colectora, donde se mezclan con el agua de la represa de Tuctococha. El contingente de los dos recursos varía estacionalmente, según el nivel de llenado de los reservorios. Desde la cámara colectora, el agua fluye hasta el tanque de agua de Tupicocha (Figura 4.4) a través de una tubería de aproximadamente 6 km de longitud. El recorrido exacto de la tubería, en parte subterráneo y en parte superficial, no está mapeado. Varias cámaras intermedias en la tubería alivian la presión. Esto es necesario debido a las grandes diferencias de altura entre la represa de Ururí y el depósito de agua (aproximadamente 400 m, correspondientes a 40 bar).

Tratamiento, almacenamiento y distribución de agua

Las instalaciones para el suministro de agua están situadas entre 50 y 150 m por encima del centro poblado de Tupicocha (Figura 4.4). El tanque de agua potable tiene un volumen de almacenamiento de aproximadamente 60 m³ y tiene que ser limpiado varias veces al año debido a la acumulación de sólidos orgánicos.



» **Figura 4.4:**
Tanque de almacenamiento de agua de Tupicocha con una caseta para la dosificación de cloro en la parte superior. Imagen: M. Krauss.

El agua del tanque se introduce por gravedad en la red de distribución de Tupicocha. Actualmente, el agua potable se distribuye sin tratamiento adicional ni desinfección suficiente y presenta contaminación microbiológica fecal (véase más adelante).

La pequeña construcción de ladrillo (Figura 4.4) situada en la parte superior del tanque de agua alberga un dispositivo de cloración por goteo, que consiste en un barril para una solución de hipoclorito de calcio que se introduce en el tanque de agua potable a través de una manguera con una válvula manual. Sin embargo, la cloración no estaba en funcionamiento durante varias visitas al lugar entre 2017 y 2019. Según la JASS, el consumo de cloro (si se ejecuta) es de aproximadamente 3.8 L al mes, lo que correspondería, según nuestros cálculos, a una concentración final de cloro de aproximadamente 0.1 mg/L. Con respecto a la calidad real del agua (véase más adelante), esta concentración de cloro es bastante baja y es muy probable que no sea suficiente para garantizar una desinfección segura.

Por lo tanto, hay que destacar que no se puede garantizar una desinfección adecuada/segura por varias razones:

- La cantidad de cloro dosificada es demasiado baja.
- No hay cloración continua.
- No hay eliminación de partículas (agua turbia, especialmente durante la temporada de lluvias).
- Alta probabilidad de que haya patógenos resistentes al cloro en el agua.

Los pobladores de Tupicocha parecen ser conscientes de estas circunstancias: Las entrevistas revelaron que en muchos hogares se hierve el agua del grifo antes de beberla (y utilizan leña para hervirla).

No se dispone de datos/información fiable sobre la red de suministro de Tupicocha. No existe una división del sistema de distribución en diferentes zonas de presión. Con las mayores extracciones en la parte inferior de la red, se producen importantes caídas de presión en la parte superior.

Tarifas de agua y demanda de agua

Los hogares de Tupicocha que están conectados al sistema de suministro pagan una tarifa mensual (cuota familiar) de 3 Nuevos Soles (aproximadamente 1 USD) por el uso de los servicios de agua y saneamiento.

La cuota familiar no se basa en el consumo real de agua, sino que es un cargo fijo. Los hogares de Tupicocha no disponen de dispositivos de medición, como por ejemplo medidores de agua. Por lo tanto, no hay ningún incentivo monetario para utilizar el escaso recurso del agua potable con moderación. Para lograr un mejor control del uso del agua, los miembros anteriores y actuales de la junta directiva de la JASS recomiendan la introducción de medidores de agua para determinar las tarifas en función del consumo individual de los hogares. Con ello no sólo se pretende ahorrar agua en los hogares, sino que un menor consumo de agua también permitiría un mayor tiempo de reacción del cloro en el tanque central de agua, lo que proporcionaría una mejor desinfección. Sin embargo, la JASS carece actualmente de medios financieros para instalar medidores de agua y sospecha que la población rechazaría esta iniciativa por temor a un aumento de sus cuotas mensuales.

Según la Organización Mundial de la Salud, un suministro continuo con una cantidad media de 100 litros per cápita y día (L/c/d) reflejan el „nivel de servicio deseado“, y el „acceso óptimo“ al agua potable respectivamente (Howard & Bartram, 2003). El ministerio peruano designa un valor de 80 L/c/d (MVCS, 2018). Para los aproximadamente 780 habitantes del centro poblado de Tupicocha esto corresponde a una demanda total diaria de 60 a 78 m³. Sin embargo, hay que considerar las pérdidas reales de agua en el sistema de distribución y la falta de concienciación de los usuarios respecto a la minimización del consumo de agua („pérdidas aparentes“). Estas últimas podrían ser consecuencia de la ausencia de medidores de agua. A partir de nuestros análisis, se estimó un consumo real de agua de hasta 300 L/c/d.

Nuestras consideraciones sobre cómo optimizar el suministro de agua potable en Tupicocha (sección 4.5.1) se basaron en una demanda máxima de 150 m³ por día (200 L/c/d). Con respecto a los limitados recursos de agua cruda, las pérdidas de agua reales y aparentes deben ser minimizadas en caso de que esta demanda pico no sea suficiente.

4.3.2 Percepción local de los servicios de agua

Fabienne Minn y Hannah Kosow

La siguiente descripción del estado percibido del sistema de suministro de agua y la calidad de los servicios de agua en Tupicocha se basan en varias entrevistas cualitativas y grupos focales con actores locales y expertos entre 2017 y 2020.

En general, la población de San Andrés de Tupicocha considera que las conexiones domiciliarias al sistema de agua potable y alcantarillado son un logro positivo que mejora la calidad de vida y facilita las tareas cotidianas, sobre todo para muchas mujeres. Sin embargo, a menudo se critica la calidad del agua potable. Todos los interlocutores se quejaron de que durante la temporada de lluvias los sedimentos suelen causar turbidez en el agua. Cuando hay sedimentos en el agua, se deja reposar el agua para que los sedimentos se asienten. Además, la gran mayoría de los entrevistados declaró que no bebía el agua directamente del grifo, sino que la hervía antes de consumirla, práctica que

no señalaron como molesta. Se afirmó que en una ocasión muchos niños enfermaron. Este incidente estuvo relacionado con la presencia de animales muertos en el canal cercano al reservorio de Ururí, lo que provocó una calidad deficiente del agua. A pesar de estos hallazgos, una gran parte de los entrevistados (mujeres y niños) declararon que la falta de calidad del agua no provocaba enfermedades (diarreicas), mientras que algunos individuos atribuyen fuertemente su enfermedad a la mala calidad del agua.

En general, parece que la evaluación de la situación actual del agua potable se basa en parte en una percepción compartida del problema (por ejemplo, en relación con la turbidez o la escasez de agua), pero también varía en cierta medida entre los encuestados (por ejemplo, en relación con los efectos de la mala calidad del agua en la salud pública). Las soluciones propuestas por los actores locales para resolver los problemas actuales de calidad y cantidad de agua incluyen una mejor protección del agua, el control de la calidad y el consumo del agua, la construcción de nuevos tanques o depósitos de agua y la explotación de nuevas fuentes de agua.

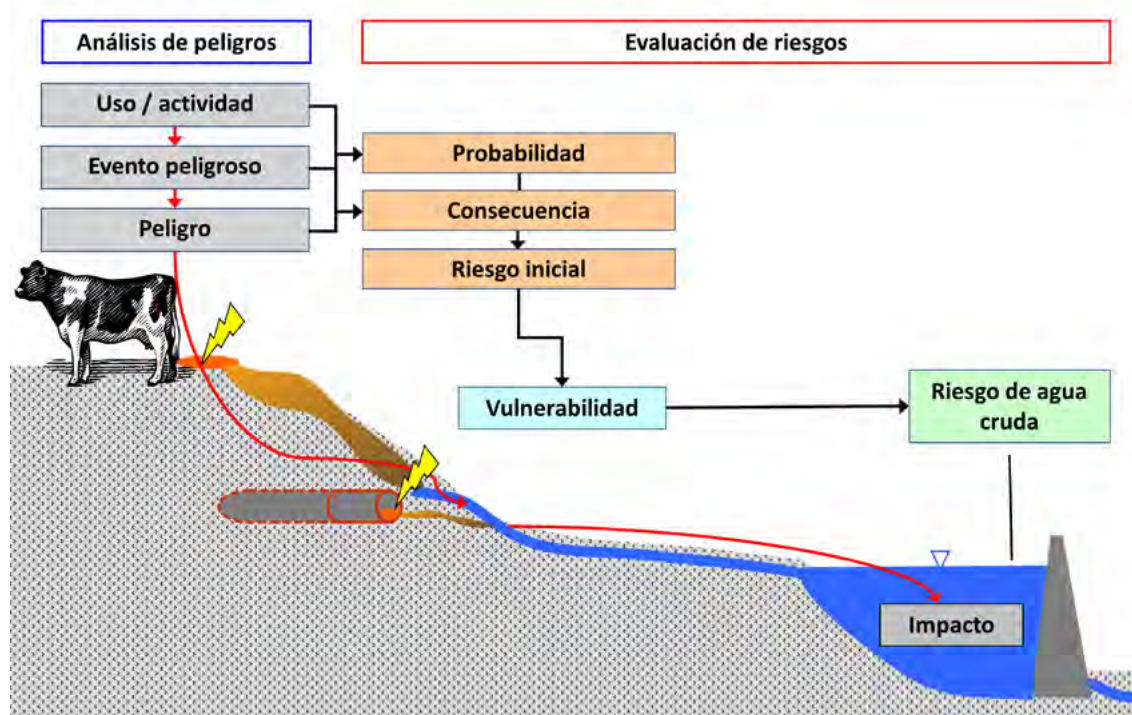
4.3.3 Evaluación de riesgos

Friederike Brauer, Thilo Fischer, Sebastian Sturm

La evaluación de riesgos sirve para priorizar los riesgos existentes. En la cuenca de agua potable de Tupicocha, esto ayuda a identificar las zonas y las acciones que plantean riesgos especialmente elevados para el suministro de agua. La evaluación de riesgos puede facilitar los procesos de toma de decisiones sobre dónde son principalmente necesarias las medidas de control de riesgos para garantizar la seguridad del suministro.

La figura 4.5 muestra de forma esquemática el enfoque metodológico de la evaluación de riesgos en la cuenca. El riesgo para el agua cruda se deriva de:

- El riesgo inicial deducido de la gravedad de las consecuencias y de la probabilidad de ocurrencia de eventos peligrosos en la cuenca.
- La reducción del riesgo inicial a través de la función protectora de la cuenca.



» Figura 4.5:
Método para
determinar el
riesgo procedente
de la cuenca.
Fuente: TZW.

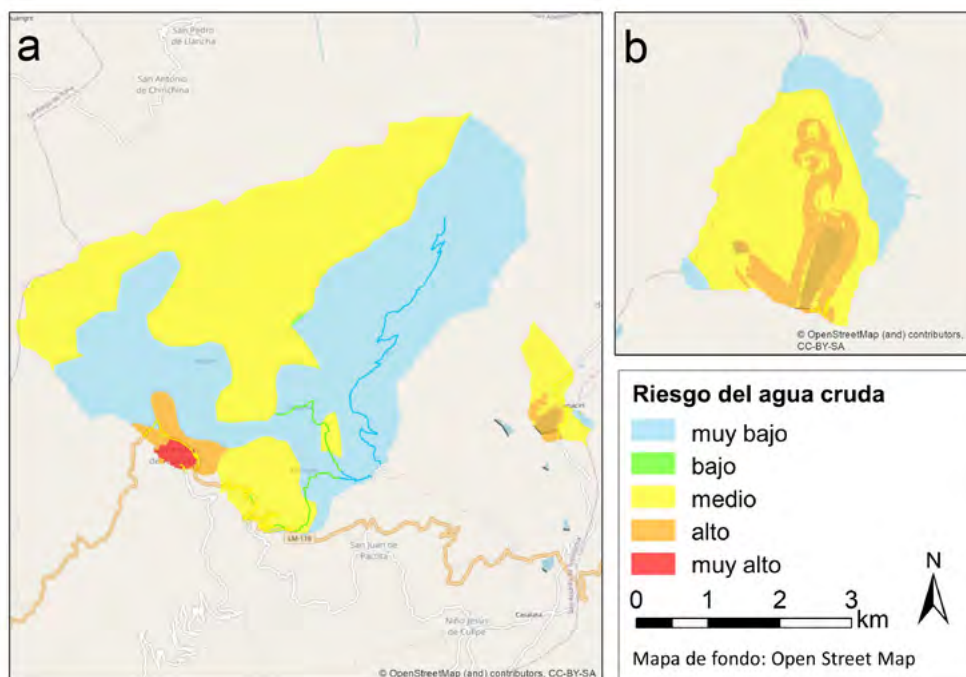
La probabilidad de ocurrencia y la gravedad de las consecuencias se califican en una escala de 5 pasos. Para ponderar mejor la magnitud de los daños, se ha optado por una fila cuadrada, mientras que la probabilidad de ocurrencia se escala linealmente. De este modo se garantiza que a los eventos peligrosos con una gravedad de consecuencias muy elevada no se les pueda asignar un riesgo inicial bajo. Las fichas informativas de los riesgos relativas a los posibles portadores de peligros documentan la base de la estimación del riesgo. A modo de ejemplo, el cuadro muestra la ficha informativa del riesgo de los asentamientos. Todos los demás usos y acciones se evalúan en consecuencia.

» Cuadro 4.1 : Ficha informativa de riesgos de la zona de asentamiento de San Andrés de Tupicocha.

ASENTAMIENTO	
Análisis de riesgos	
Componente del sistema	Cuenca
Sector	Asentamiento
Suceso peligroso	lixiviados contaminados
Tipo de peligro	principalmente microbiológico, químico
Objetos específicos al uso del suelo	Edificios residenciales, caminos de acceso, ganado, matadero
Evaluación de riesgos	
Evaluación del riesgo inicial	Consecuencia: 25 (muy alta) Probabilidad de ocurrencia: 5 (muy alta) Riesgo inicial: 125 (muy alto)
Comentarios sobre la evaluación de las consecuencias: Edificios residenciales (incluidas las pequeñas empresas) con instalaciones de alcantarillado (riesgo de fugas inadvertidas, por ejemplo, debido a fugas en las conexiones domiciliarias), depósitos de combustible potencialmente existentes o similares, caminos de acceso y estacionamientos para autos (pérdidas por goteo y similares), manipulación de sustancias contaminantes del agua (sobre todo pequeños contenedores), ganado. Aunque el inventario de contaminantes es limitado en términos de cantidad, hay una multitud de posibles eventos y grupos de contaminantes peligrosos (incluyendo los peligros microbiológicos de las aguas residuales o del ganado). Como la mayoría de las calles del pueblo no están asfaltadas, las sustancias liberadas no se retienen. Esto es especialmente cierto en el caso de los peligros procedentes de los sistemas de alcantarillado subterráneos y de las conexiones domiciliarias. Comentarios sobre la evaluación de la probabilidad de ocurrencia: Un gran número de descargas parcialmente puntuales o a pequeña escala pueden ser evaluadas como „difusas“, es decir, existe una entrada regular de contaminantes promediada en la zona.	

Sin tener en cuenta el efecto protector de la cuenca, la mayoría de las regiones de la cuenca podrían suponer un riesgo significativo para la calidad del agua potable y se evalúan como riesgo inicial alto o muy alto. Una gran parte de la cuenca no es apta para un uso agrícola intensivo, pero es de esperar que se produzca un uso extensivo de los pastos en la mayor parte de la zona. Los peligros microbiológicos asociados a la ganadería hacen que el riesgo inicial sea alto. El asentamiento de Tupicocha en sí mismo provoca el mayor riesgo inicial. En general, hay numerosos eventos peligrosos potenciales en las áreas de asentamiento, incluyendo instalaciones de alcantarillado y tanques de combustible con posibles fugas, caminos de acceso y espacios de estacionamiento con el riesgo de pérdidas por goteo y eventos similares. Además, en el asentamiento hay ganado que provoca riesgos microbiológicos (cuadro 4.1).

» **Figura 4.6:**
Mapas que muestran
el riesgo del agua
cruda (a: cuencas de
los manantiales de
Tupicocha y del
reservorio de Ururí,
b: cuenca del reservorio
de Tuctococha).



La combinación del riesgo inicial y la función protectora conduce a una estimación de los riesgos para la calidad del agua cruda. Las zonas mostradas en naranja o rojo en la figura 4.6 presentan riesgos significativos para el agua cruda. Se trata principalmente del centro poblado de San Andrés de Tupicocha y de las zonas de pastoreo que están cerca de los manantiales de Tupicocha o de los reservorios. La estimación relativa a los reservorios se confirma con los datos analíticos (sección 4.3.4). En ellos se observa la presencia frecuente de altos números de bacterias coliformes en el agua de Ururí y Tuctococha, así como la detección de *E. coli* u otros indicadores fecales.

Los cálculos y evaluaciones pueden realizarse con la ayuda de cualquier sistema de información geográfica (SIG). La herramienta del PSA, desarrollada dentro de TRUST (capítulo 2.6), facilita los cálculos y la documentación.

Para garantizar que los problemas de agua no deriven en problemas de salud, es necesario adoptar medidas de control. Lo ideal sería mitigar el riesgo en la cuenca, por ejemplo, no permitiendo que el ganado vacuno y ovino pascen en las zonas vulnerables, sobre todo dentro de la zona cercada en la cuenca baja de Ururí. Más adelante (capítulo 4.5) se examinan otras medidas, incluido el tratamiento adecuado.

4.3.4 Calidad del agua

Michael Hügler y Stefan Stauder

Entre noviembre de 2017 y noviembre de 2019, analizamos regularmente varias muestras de agua potable y cruda de Tupicocha en cuanto a parámetros microbiológicos y fisicoquímicos. El cuadro 4.2 enumera los datos seleccionados. Las aguas de los reservorios de Ururí y Tuctococha tienen una buena calidad fisicoquímica similar. Son de baja mineralización y en consecuencia bastante blandas (Ca^{2+} y Mg^{2+} totales = 0.5 mmol/L). Como era de esperar, la turbidez del agua es estacionalmente alta y a veces supera la norma de agua potable de la OMS de 5 NTU para comunidades pequeñas. Salvo trazas insignificantes de arsénico, no contiene elementos traza tóxicos ni metales pesados.

» Cuadro 4.2: Datos analíticos seleccionados de diferentes aguas crudas y potables en Tupicocha. Fuente: mediciones propias

		RESERVORIO URURÍ	DRENAJE URURÍ	RESERVORIO TUCTOCOCHA	DISTRIBUCIÓN TUPICOCHA	MANANTIAL CHIRIBAMBA
Fecha de muestreo		09.06.2018	09.06.2018	31.03.2019	31.03.2019	09.06.2018
Turbidez	NTU	-	-	11	12	-
Cond. electr.	$\mu\text{S}/\text{cm}$	92	107	133	152	540
Valor del pH	-	-	-	8	8.1	-
Alcalinidad	mmol/L	0.5	0.9	-	-	3.1
Calcio	mg/L	10.5	9.9	14.2	14.9	70
Sodio	mg/L	3.4	3.5	3.9	3.9	18
Hierro	mg/L	0.11	0.06	-	-	<0.1
Cloruro	mg/L	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	11.7
COT	mg/L	3.5	3.2	2.5	2.4	0.71
<i>E. coli</i>	n/100	0	0	5	2	0
bacterias coliformes	n/100	313	933	980	1 017	410

Durante el paso del agua por la represa de Ururí, no se producen cambios significativos en la calidad del agua. Hay que llamar la atención sobre el aumento estacional del contenido en sustancias húmicas (valor de COT) y la presencia de bacterias indicadoras fecales en las aguas crudas. Dado que no se aplica ningún tratamiento del agua, la calidad del agua potable del pueblo de Tupicocha es la misma que la del agua cruda de los reservorios. Esto es de especial relevancia con respecto al aumento de la turbidez y las contaminaciones fecales.

La presencia de bacterias indicadoras en las aguas crudas es probablemente una consecuencia del uso de los dos reservorios para abreviar al ganado. La zona de las riberas está muy contaminada por los excrementos de los animales. Estos representan una fuente de contaminación fecal del agua de la laguna, incluyendo patógenos resistentes al cloro (por ejemplo, ooquistes de parásitos).

En principio, el pasaje subterráneo de la represa de Ururí proporciona un efecto de filtrado efectivo, por lo que se cree que los microorganismos del agua de la laguna quedan retenidos. Sin embargo, existe un alto riesgo de contaminación secundaria debido al pastoreo de ovejas en la zona de drenaje y a través de la deposición de basura (incluyendo pañales de bebé).

Otra vía de contaminación son las cámaras intermedias (rompe presión) en la tubería de Tupicocha. Las cámaras sólo llegan ligeramente por encima del nivel del suelo y, por lo tanto, el material del suelo y los excrementos de los animales podrían ser arrastrados a las cámaras en la temporada de lluvias. Algunas de las tapas de alcantarilla han sido diseñadas como tapas profesionales con cierre y atornillado, pero algunas sólo están mal cubiertas y permiten también la entrada de pequeños animales. Además, los desbordamientos de emergencia no tienen válvulas de retención.

Para examinar y evaluar la calidad microbiológica del agua, se tomaron muestras específicas en varios puntos del sistema de distribución del centro poblado de Tupicocha. Además, se tomaron muestras de dos manantiales de agua. Los parámetros microbiológicos se analizaron en el laboratorio de TZW; en el cuadro 4.3 se muestran datos ejemplares.

» **Cuadro 4.3:** Datos microbiológicos seleccionados del sistema de distribución y de un manantial de agua en San Andrés de Tupicocha. Fuente: mediciones propias.

PUNTO DE MUESTREO	FECHA	E. COLI MPN/100 mL	BACTERIAS COLIFORMES MPN/100 mL	ENTEROCOCOS CFU/100 mL	CLOSTRIDIUM PERFRINGENS CFU/100 mL	COLIFAGOS SOMÁTICOS PFU/100 mL
sistema de distribución punto de muestreo 1	18.03.2018	6	345	0	0	1
	09.06.2018	1	123	2	1	2
	25.11.2018	2	1 017	0	0	2
	31.03.2019	1	144	4	0	6
	19.10.2019	2	270	12	1	2
sistema de distribución punto de muestreo 2	18.03.2018	5	276	2	0	3
	09.06.2018	0	231	5	2	0
	25.11.2018	2	98	3	4	0
	31.03.2019	3	222	5	1	2
	19.10.2019	0	206	1	2	0
agua de manantial manantial 1 Chiribamba	18.03.2018	0	62	0	0	0
	09.06.2018	0	410	0	0	0
	24.11.2018	0	387	30	0	0
	31.03.2019	2	166	0	0	0
	19.10.2019	0	1 120	0	0	0
agua de manantial manantial 2 sureste	18.03.2018	0	115	0	1	0
	31.03.2019	0	2	2	1	0
	19.10.2019	0	68	1	0	0

Como se muestra en el cuadro 4.3, las muestras de agua potable del sistema de distribución de Tupicocha mostraron en general contaminaciones microbiológicas. Los indicadores fecales E. coli y enterococos fueron detectados en casi todas las muestras. También se detectó Clostridium perfringens como indicador de parásitos y colifagos somáticos como indicador viral. Sobre la base de estos resultados, es muy probable que el agua suministrada en Tupicocha esté contaminada con patógenos fecales bacterianos, virales y parasitarios.

En cambio, la calidad del agua del manantial de Chiribamba, que también es utilizado por los pobladores de Tupicocha como fuente de agua potable, muestra contaminaciones microbianas menos

frecuentes. Sólo se detectó E. coli una vez, durante la época de lluvias (marzo de 2019), mientras que no se detectó Clostridium perfringens ni colifagos somáticos. Los enterococos se detectaron una vez, pero se identificaron como Enterococcus termitis, una especie asociada a los insectos y, por tanto, no relacionada con las contaminaciones fecales. Del mismo modo, el manantial 2 muestra contaminaciones fecales durante la temporada de lluvias (detección de Clostridium perfringens en marzo de 2018 y marzo de 2019).

En resumen, el agua potable distribuida en Tupicocha está contaminada con patógenos transmitidos por el agua y no debe utilizarse para beber sin un tratamiento y desinfección adicionales (como, por ejemplo, la ebullición). El manantial de Chiribamba mostró una mejor calidad microbiológica del agua en nuestras muestras de control. Sin embargo, existe un alto riesgo de contaminación fecal intermitente en los manantiales locales (véase la sección 4.3.3).

4.4 Situación de las aguas residuales

Stephan Wasielewski, Manuel Krauss, Ralf Minke

En el centro poblado de Tupicocha, las aguas residuales proceden de diferentes fuentes, principalmente de los servicios higiénicos (privados y públicos), las cocinas y un matadero. Las aguas residuales se recogen en un sistema de alcantarillado y se eliminan fuera del pueblo sin ningún tratamiento posterior. En la actualidad, existen tres vertederos diferentes, todos ellos de difícil acceso. Las aguas residuales se vierten en masas de agua temporalmente secas.

Durante una campaña de monitoreo en noviembre de 2018, se registraron caudales que oscilaban entre 0.36 y 0.87 L/s (media: 0.6 L/s) procedentes de una de las tres tuberías de evacuación (tubería por debajo del poblado). Además, se realizaron análisis químicos de muestras de aguas residuales en noviembre de 2018 (cuadro 4.4). Las muestras se tomaron directamente de la salida en diferentes momentos del día para evaluar la composición cambiante.

» Cuadro 4.4: Composición química de las aguas residuales de Tupicocha (23.11.2018). Fuente: mediciones propias.

HORA	COT	COD	DQO (disuelto)	TKN	NH ₄ -N	P TOT	PO ₄ -P	NO ₃ -N	SÓLIDOS EN SUS- PENSIÓN
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
06:20	29	583	408	119	151.6	14.56	10.03	0.063	170
09:15	2	39	27	10	11.63	1.044	0.126	0.024	7
12:00	10	209	147	38	44.56	3.825	3.398	0.005	93
14:00	7	146	102	6	6.8	1.329	1.018	0.011	18
16:45	7	146	102	6	6.8	1.329	1.018	0.011	18
18:10	107	2131	1491	187	183	14.19	5.589	0.077	543
18:10a	24	479	335	102	119.5	5.7	5.308	0.056	40

a) Debido a un pico en el caudal (descarga) las aguas residuales se diluyeron.

Las aguas residuales eran ligeramente alcalinas (pH de 7.7 a 8.8). La baja DQO (demanda química de oxígeno) puede atribuirse probablemente a un menor uso de detergentes o productos de higiene como el jabón y el champú. Además, llama la atención la elevada concentración de compuestos nitrogenados en las aguas residuales. La elevada concentración de TKN (nitrógeno total Kjeldahl) se debe probablemente a la introducción adicional de estiércol líquido o excrementos animales similares, por ejemplo, de los burros que se crían en el pueblo. Los excrementos ricos en sólidos de los animales se

utilizan como estiércol o abono de granja, mientras que la parte líquida se elimina a través del sistema de alcantarillado.

Sin embargo, las cargas de choque a corto plazo son claramente visibles en el sistema de alcantarillado relativamente pequeño. En la última muestra (18:10), las aguas residuales relativamente concentradas (2 131 mg/L de DQO) se diluyeron debido a una descarga. Para evitar la sobrecarga del sistema de tratamiento de aguas residuales, se deben prever siempre suficientes reservas hidráulicas para compensar dichas cargas de choque.

A partir de la composición determinada de las aguas residuales, se derivaron los parámetros de diseño para la planta de tratamiento de aguas residuales, que se enumeran en el cuadro 4.5. Basándose en la demanda de agua potable, se espera un volumen diario de aguas residuales de aproximadamente 300 m³.

» **Cuadro 4.5:** *Parámetros de diseño para la planta de tratamiento de aguas residuales en San Andrés de Tupicocha*

PARÁMETRO	UNIDAD	VALOR
carga hidráulica diaria(Q_M)	m ³ /d	250
DQO	mg/L	600
Sólidos en suspensión	mg/L	145
NO ₃ -N	mg/L	0
TKN	mg/L	86
P tot	mg/L	6.8

4.5 Conceptos integrados para el suministro sostenible de agua potable y la eliminación de aguas residuales

A continuación, describimos los conceptos técnicos para el suministro de agua potable y la eliminación de aguas residuales que desarrollamos, así como los formatos participativos de intervención de las partes interesadas que desarrollamos y llevamos a cabo en paralelo.

4.5.1 Concepto técnico para mejorar el suministro de agua potable

Stefan Stauder y Michael Hügler

Propuestas de medidas de optimización

Según los resultados expuestos en las secciones anteriores, el suministro de agua existente en Tupicocha se caracteriza por la mala calidad microbiológica del agua potable, que la población encuentra al hervir el agua. Además, la cantidad de agua es un problema durante el período seco del año. También hay que tener en cuenta la falta de confianza en las instituciones, por ejemplo, la organización comunal del agua, y las limitaciones culturales, como la costumbre tradicional de beber agua sólo después de hervirla.

Como ya se ha dicho, hay que realizar esfuerzos en el largo plazo para proteger los recursos hídricos, minimizar las pérdidas y garantizar un agua potable en el grifo. Sin embargo, para ello es necesario invertir en medidas de tratamiento adecuadas y en la correspondiente red de distribución.

Esta situación es típica de muchos poblados de la región andina. Por lo tanto, proponemos una optimización gradual del suministro de agua para Tupicocha, que podría ser válida para muchas comunidades con condiciones de contorno similares.

Como paso inicial, es necesario mejorar la calidad del agua. Para ello, es fundamental aplicar una tecnología de tratamiento rentable y sostenible. Por ejemplo, no deben considerarse los métodos de tratamiento altamente sofisticados habituales en Europa, como las membranas y la floculación. La disponibilidad de repuestos y consumibles para estas tecnologías no puede garantizarse en pueblos bastante pobres y remotos como Tupicocha. En su lugar, proponemos la aplicación de métodos sencillos que también pueden ser implementados por organizaciones comunales en las zonas rurales. En este sentido, la filtración lenta de arena (FLA) es el método de tratamiento básico elegido.

Tras la implementación exitosa de este método de tratamiento y la demostración de su eficacia a los habitantes, es decir, una operación robusta y práctica y un agua de grifo de alta calidad (agua clara, baja turbidez, libre de bacterias indicadoras), podrían aplicarse paso a paso otras medidas de optimización. Esto lleva a la siguiente cronología para la optimización global del suministro de agua potable:

1. Tecnología de tratamiento del agua: Instalación de una tecnología adecuada de tratamiento del agua, como la filtración lenta de arena, y demostración de su fiabilidad mediante el análisis de la calidad del agua potable resultante. Se sugiere combinar estas medidas con una campaña de ahorro de agua.
2. Protección de los recursos de agua cruda: Implementación de medidas para la protección de los recursos hídricos crudos.
3. Mejora y mantenimiento de la red y las instalaciones: Mejora de la red de distribución para minimizar las roturas de tuberías / pérdidas de agua y mejorar las condiciones hidráulicas. Monitoreo y mantenimiento adecuados de las instalaciones como los depósitos, las tuberías de transporte, el tanque de almacenamiento y la red.
4. Adaptación de los depósitos de agua: En función del comportamiento de los consumidores a largo plazo, podría ser necesaria una ampliación de la capacidad central de almacenamiento de agua.

Tecnología de tratamiento del agua

Como se ha mencionado anteriormente, la filtración lenta de arena es el método elegido en Tupicocha para eliminar las partículas, incluyendo, por ejemplo, los protozoos resistentes al cloro. Las frecuentes limpiezas del tanque de almacenamiento existente (varias veces al año) indican que después de fuertes lluvias se producen temporalmente altos niveles de sólidos/turbidez en el agua cruda. Por lo tanto, en el diseño de la unidad de FLA debería preverse la adición posterior de un pretratamiento simple mediante filtración rápida de arena (FRA). La tarea principal de esta unidad de FRA sería proteger la FLA de las altas cargas de sólidos, por lo que se minimizaría el trabajo de pelado de la capa superior de arena de la unidad de FLA. Por razones de seguridad –y para cumplir con la legislación peruana– se debería prever una desinfección final con cloro.

La planta de tratamiento debe construirse en la zona situada por encima del actual tanque de almacenamiento de agua. De este modo, el tratamiento puede funcionar por gravedad, por lo que no se necesitan bombas ni energía para el bombeo. El siguiente diseño (Figura 4.7) se basa en un caudal nominal de 7 m³/h, que corresponde a 160 m³/d. Por lo tanto, podría funcionar para tratar la cantidad total de agua potable prevista para el centro poblado de Tupicocha (véase la sección 4.3.1).

Filtro rápido de arena (opcional)

La unidad de FRA está diseñada para una carga superficial de 6 m/h. Por ejemplo, se puede construir un contenedor rectangular de concreto ($L \times A \times H = 1 \times 1.2 \times 2.5$ m). En el fondo, hay que instalar un sistema de drenaje (tubos con boquillas o ranuras) con dos capas de soporte de 0.15 m cada una (abajo: grava gruesa (10-15 mm) y por encima: grava fina (3-6 mm)). La capa filtrante efectiva de 1.2 m de arena gruesa (1-2 mm) estará encima de estas capas de soporte. El caudal debe ajustarse mediante una válvula y un medidor de agua en el efluente del filtro. Con el aumento de la pérdida de carga, debido a la acumulación de materia sólida del agua cruda, la altura del sobrenadante aumentará. Si alcanza el rebosadero (1.0 m por encima del borde superior del material filtrante), se requiere un retrolavado en el modo de aguas arriba.

Tanque de agua de retrolavado para el filtro rápido de arena

El filtro rápido de arena debe retrolavarse cada 2 a 5 días, para lo cual se requiere un caudal de 20 m³/h durante un período de 10 a 15 minutos. Por lo tanto, el volumen mínimo del tanque de agua de retrolavado es de 6 m³ y el tanque debe estar dispuesto a una altura de al menos 15 m por encima del FRA. Se llena mediante una válvula de control desde la tubería de transporte de agua cruda (control manual).

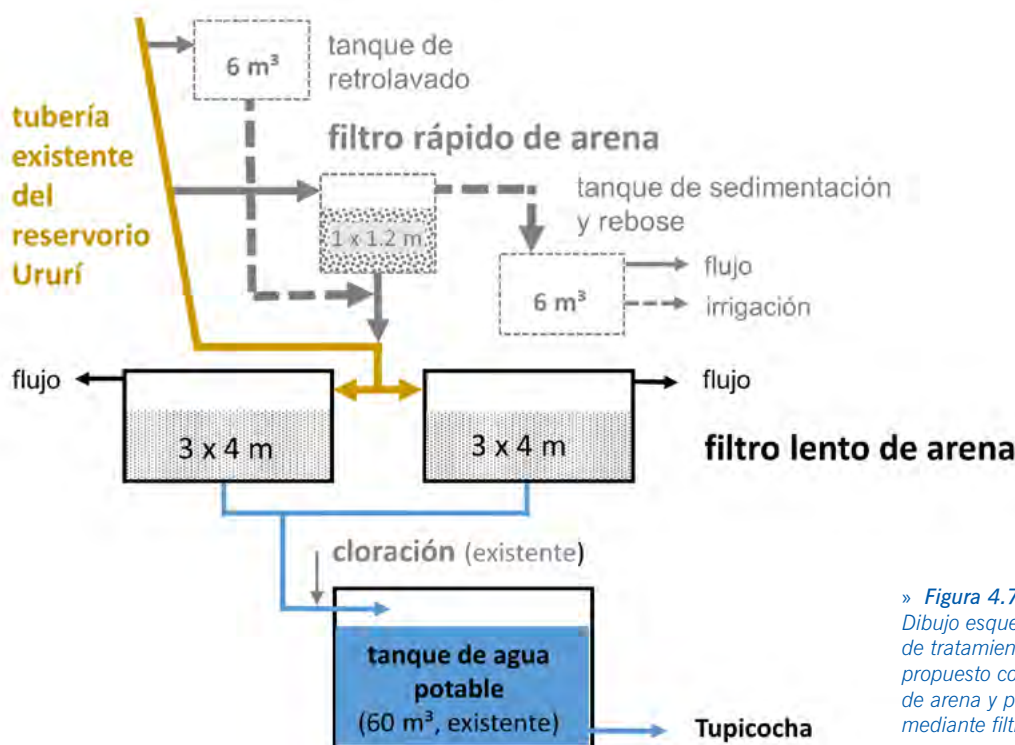
El agua de retrolavado utilizada que sale del canal de rebose del FRA debe introducirse en un tanque de sedimentación (volumen de 6 m³) y de ahí, por ejemplo, en un tanque de riego con rebose hacia un arroyo o canal de aguas de río. Por un lado, el agua de retrolavado (que lleva los sedimentos acumulados en el filtro) se descarga a través del canal de rebose. Por otro lado, en épocas con una carga muy alta de sedimentos en el agua cruda (después de una lluvia intensa), el FRA se obstruye rápidamente, y el afluente se drena automáticamente a través del canal de rebose. Así, el FRA tiene una doble función de protección del FLA.

Filtro lento de arena

El sistema de FLA está diseñado con dos conductos y una carga superficial de 0.3 m/h. Por ejemplo, se podrían construir dos tanques de concreto ($L \times A \times H = 3 \times 4 \times 1.8$ m). En el fondo, hay que instalar un sistema de drenaje (tubos con boquillas o ranuras) con dos capas de soporte (abajo: 0.15 m de grava (4 - 8 mm) y encima: arena gruesa (1 - 2 mm)). La capa filtrante efectiva por encima de las capas de soporte debe consistir en 1.2 m de arena fina (0.3 - 0.5 mm). No es necesario el retrolavado para el FLA. En cambio, la capa superficial (aprox. 0.05 m) debe retirarse en intervalos de 2 a 4 meses. Esta arena puede limpiarse in situ mediante lavado manual y reutilizarse en la FLA. Deben instalarse válvulas de desaireación para evitar que las burbujas de aire dentro del sistema de drenaje en el fondo del filtro obstruyan el FLA. Además, hay que prever un rebose hacia un arroyo o un canal de aguas de río.

Desinfección

Para desinfectar el agua, proponemos poner en funcionamiento los dispositivos existentes para la dosificación de la solución de hipoclorito. Así, la solución de hipoclorito puede generarse in situ a partir de gránulos de hipoclorito de calcio de bajo costo y duraderos.



» **Figura 4.7:**
Dibujo esquemático del proceso de tratamiento de agua potable propuesto con filtración lenta de arena y pretratamiento opcional mediante filtración rápida de arena.

Mantenimiento

Estimamos los siguientes esfuerzos de mantenimiento:

- Diariamente: inspección, control; aproximadamente 0.25 h.
- De 1 a 3 veces por semana: lavado posterior de un FRA y control/ajuste y, si es necesario, llenado del sistema de cloración; aproximadamente 1 h.
- 3-6 veces al año: pelado y lavado de la capa superficial de un FLA; aprox. 4-6 h.
- Cada año: renovación de uno de los tres filtros (retirada y lavado del material filtrante, relleno y, si es necesario, relleno con material nuevo); 1-3 días.

Protección de los recursos de agua cruda

Es imprescindible reparar el cerco de la cuenca interior, por ejemplo, el campo de drenaje al pie de la represa de Ururí, y realizar un control estricto de esta zona. Además, debe modificarse la captación de lixiviados para aumentar la cobertura de la capa acuífera. En primer lugar, se deberán excavar tubos de drenaje horizontales (tubo de PE o gres perforado o ranurado, de diámetro interior > 150 mm) en sentido transversal a la vía de infiltración. Estas tuberías drenarán el agua hacia una cámara de recolección. Por encima de las tuberías de drenaje, debe aplicarse arena de diferentes tamaños de grano (en función del diámetro de la ranura). Para evitar que las aguas superficiales entren en la fuente, debe instalarse una capa de recubrimiento impermeable al agua (por ejemplo, arcilla).

Como medida compensatoria, debería regarse un campo aguas abajo de la zona de drenaje cercada y construirse comederos para animales en las proximidades. Deberían preverse medidas similares para otras zonas sensibles, en particular la zona del lago del reservorio de Tuctococha.

Mejoramiento de la red de agua potable

Nuestros datos muestran una elevada demanda de agua potable en Tupicocha en la actualidad (por ejemplo, debido a la descarga permanente de los inodoros y a otras pérdidas de agua en el sistema de distribución).

Por lo tanto, en cuanto se realicen inversiones importantes para mejorar el suministro y, para proporcionar un agua potable segura y de calidad, es necesario adoptar medidas para un mejor mantenimiento de la red y para minimizar las pérdidas de agua, además de una campaña de ahorro de agua.

Esto incluye la mejora de las condiciones hidráulicas de la red de distribución, así como la supervisión y el mantenimiento adecuados de las instalaciones como los depósitos, las tuberías de transporte, el tanque de almacenamiento y la red.

Por un lado, se ahorra el limitado recurso de agua no tratada y se minimizan los gastos operativos de tratamiento del agua potable. Por otro lado, es necesario disponer de una red adecuada para evitar la contaminación secundaria del agua potable tratada durante su transporte a los consumidores.

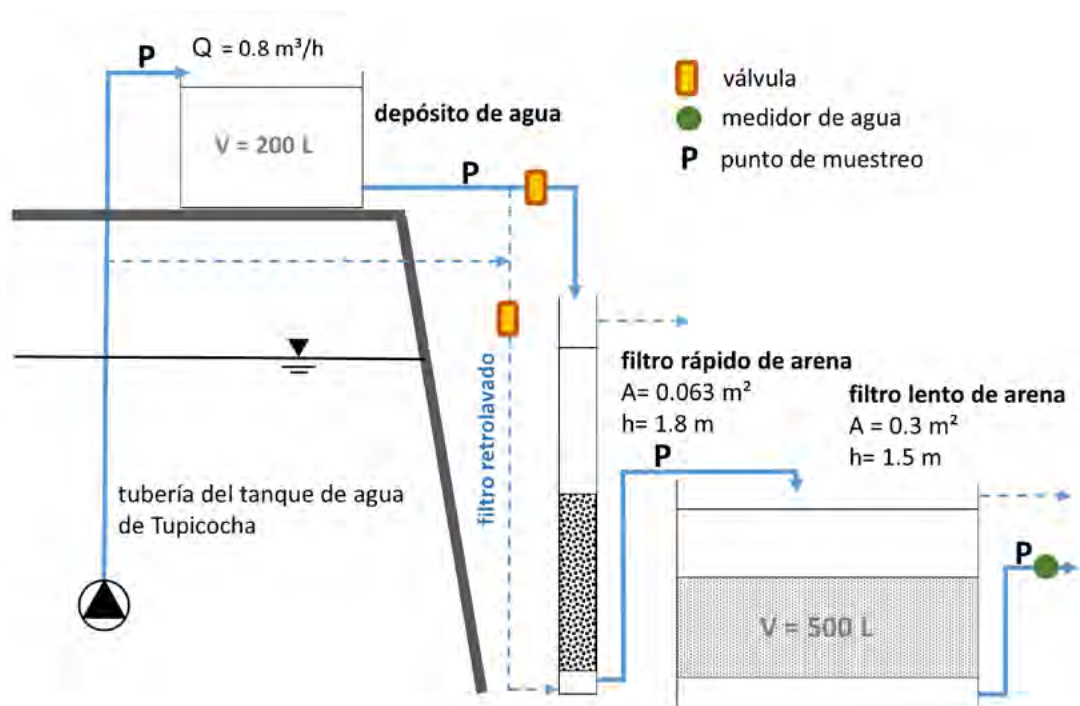
Ampliación de la capacidad de almacenamiento de agua

Como regla general, los tanques de agua potable deben almacenar un volumen equivalente al menos a la demanda media diaria para poder amortiguar los fallos en el suministro (por ejemplo, roturas de tuberías). El tanque de agua existente proporciona aproximadamente 60 m^3 y, por tanto, es bastante pequeño para la demanda media estimada de $75 \text{ m}^3/\text{d}$.

Además, un tanque de agua con una sola cámara de agua no ofrece redundancia para los trabajos de limpieza o mantenimiento. Cuando el tanque de agua está fuera de servicio, la entrada de agua está limitada por la capacidad de tratamiento de $7 \text{ m}^3/\text{h}$. Esta cantidad no es suficiente para los picos de demanda. Por lo tanto, hay que prever la construcción de un segundo tanque de agua potable a largo plazo.

Producción de energía

La instalación de una bomba como turbina en la alimentación del tanque de agua potable podría ser una opción para la producción de energía.



» Figura 4.8:
Esquema de la planta
piloto de tratamiento
de agua potable.

Planta piloto y de capacitación para el tratamiento del agua potable

Como primer paso para la implementación del nuevo concepto de tratamiento de agua potable, desarrollamos una planta piloto y de capacitación, que se adapta a las condiciones marco de la sierra andina en general y a la situación de Tupicocha en particular.

La planta piloto (Figura 4.8) consta de tres tanques conectados en serie con un volumen de aproximadamente 600, 100 y 1 000 L, respectivamente. El primer tanque sirve de depósito de agua no tratada. El segundo tanque es un filtro de grava (tubo cilíndrico, $L = 2$ m, DN 200). La salida de este filtro llega al tercer recipiente (1 000 L), en el que se coloca un lecho de arena fina de aproximadamente 0.8 m de altura.

La construcción conjunta, junto con la comunidad de Tupicocha, estaba prevista para marzo de 2020. La planta piloto es una parte esencial del concepto de capacitación para explicar y perfeccionar conjuntamente la estructura, la operación y el mantenimiento y para que los futuros operadores puedan realizar ellos mismos los trabajos de reparación y los pequeños ajustes.

Sin embargo, nuestros planes tuvieron que cambiar, debido a la pandemia mundial del COVID-19 que también afectó gravemente a Perú. En su lugar, se construyó y probó la planta piloto en TZW, en Alemania.

Además de los resultados científicos que esperamos obtener de la construcción y la operación de la planta, de las actividades se derivarán recomendaciones transferibles. Con ellas se pretende apoyar a las autoridades locales, especialmente en las comunidades de la sierra de Perú y América del Sur, en la implementación (planificación, realización y operación) de un concepto integrado de suministro de agua potable.

4.5.2 Concepto técnico para el tratamiento y el reúso seguro de las aguas residuales

Stephan Wasielewski, Manuel Krauss, Ralf Minke

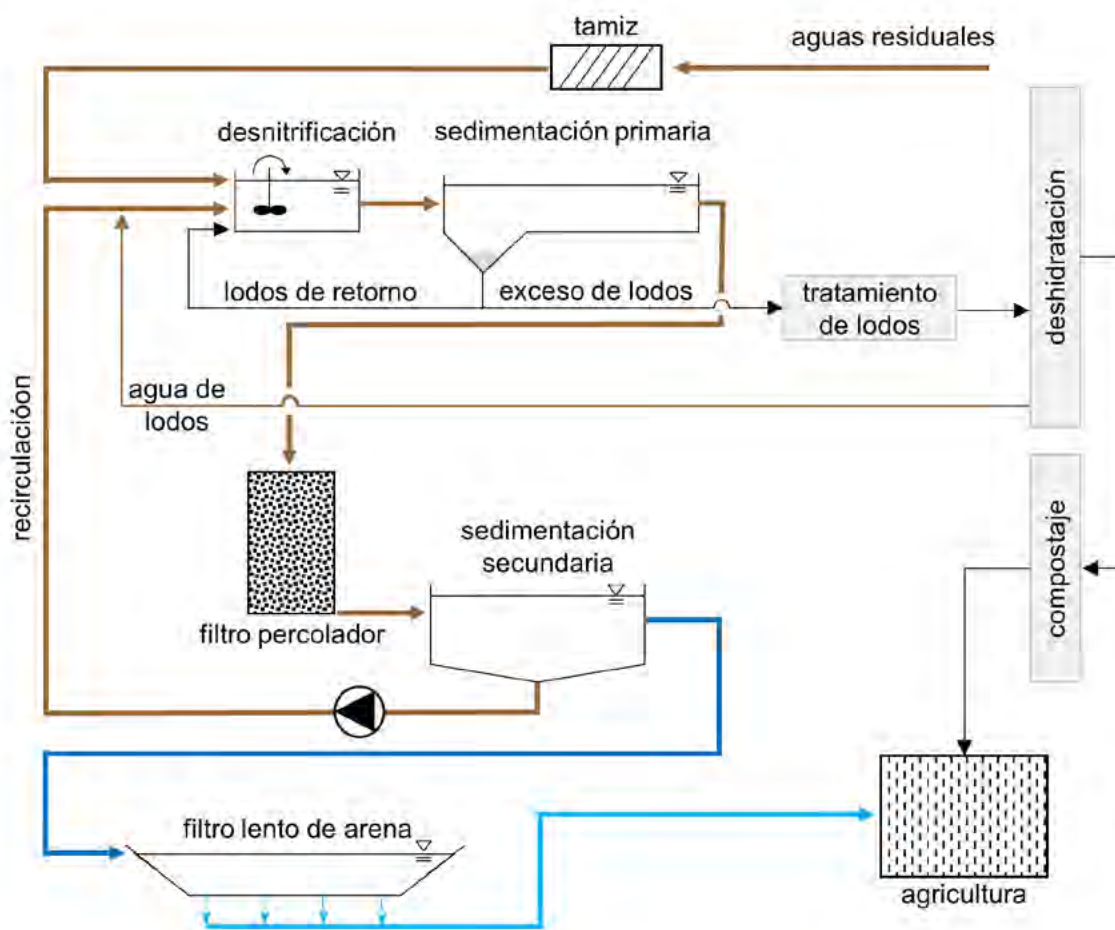
Hemos desarrollado dos conceptos para el tratamiento seguro de las aguas residuales, uno para los pequeños poblados como San Andrés de Tupicocha y otro para los pequeños caseríos como sus anexos.

Propuesta para el tratamiento de aguas residuales en pequeños poblados

En la actualidad, las aguas residuales recogidas en el centro poblado de San Andrés de Tupicocha se vierten al medio ambiente sin ningún tratamiento. En algunos casos, las aguas residuales no tratadas se toman del cuerpo de agua receptor aguas abajo, especialmente durante la temporada seca, y se utilizan para el riego.

Por ello, se propone un sistema de tratamiento de aguas residuales que garantice el mayor ahorro energético posible aprovechando las condiciones locales. Además, el sistema debe ser lo suficientemente robusto como para tratar con seguridad las aguas residuales de los mataderos ocasionales, que surgen principalmente los fines de semana. Aprovechando las diferencias naturales de altitud, el sistema de tratamiento puede funcionar principalmente por gravedad.

Para el tratamiento de las aguas residuales municipales se propone un sistema de filtro percolador con desnitrificación aguas arriba (Figura 4.9).



» **Figura 4.9:**
Visión general del
proceso de tratamiento
de aguas residuales
propuesto con un
sistema de filtro perco-
lador seguido de
una filtración lenta
de arena.

Las aguas residuales se recogen en el sistema de alcantarillado existente y se vierten fuera del poblado. Allí se eliminan los materiales gruesos de las aguas residuales, como la arena y la grava, mediante una reja o tamiz y un desarenador. Además, se remueve la grasa. La arena puede lavarse y utilizarse, por ejemplo, para la construcción de carreteras, mientras que la grasa debe eliminarse.

El primer tanque se utilizará como tanque de mezcla y equalización, así como tanque de desnitrificación para la descomposición de los compuestos de carbono. Los nitratos y los lodos se recircularán junto con el efluente del filtro percolador. De este modo, se puede conseguir una reducción significativa de la DQO, lo que se traduce en una menor carga de las etapas de tratamiento posteriores.

Al tanque de desnitrificación le sigue un tanque de sedimentación, en el que los sólidos en suspensión se asientan junto con los lodos biológicos. Dependiendo del funcionamiento de la etapa de desnitrificación, el lodo sedimentado debe ser bombeado de vuelta, por ejemplo, para asegurar suficientes bacterias desnitrificantes y fuentes de carbono (lodo de retorno). En caso de que haya demasiado lodo en este sistema, puede retirarse como exceso de lodos y tratarse por separado. Por ejemplo, el exceso de lodos puede deshidratarse en un lecho de secado y compostarse. En el caso del compostaje, hay que asegurarse de que los lodos se mezclen con materiales estructurantes, como la paja, para garantizar la aireación.

El efluente de la sedimentación, que es bajo en sólidos, se trata posteriormente en un filtro percolador con el objetivo de eliminar los compuestos de carbono y nitrógeno. En la zona superior del filtro percolador, poblada predominantemente por bacterias heterótrofas, se elimina el nitrato, por ejemplo, en las zonas anóxicas más profundas de la biopelícula del filtro percolador. Dependiendo de la obstrucción del filtro percolador, es necesario un retrolavado ocasional para eliminar el exceso de biopelícula y

garantizar el flujo de aire. Para ello, se puede bombear el sobrenadante del tanque de sedimentación posterior a la parte superior del filtro percolador.

El exceso de biopelícula, que ya se desprende en la operación normal, se deposita en el clarificador secundario posterior y se transporta de vuelta al tanque de desnitrificación junto con el nitrato en el flujo de recirculación.

Las aguas residuales tratadas y libres de sólidos se hacen pasar por un filtro lento de arena para eliminar las bacterias. Si el filtro lento de arena pierde su permeabilidad debido a la biomasa acumulada, la capa superior („Schmutzdecke“) puede eliminarse mecánicamente.

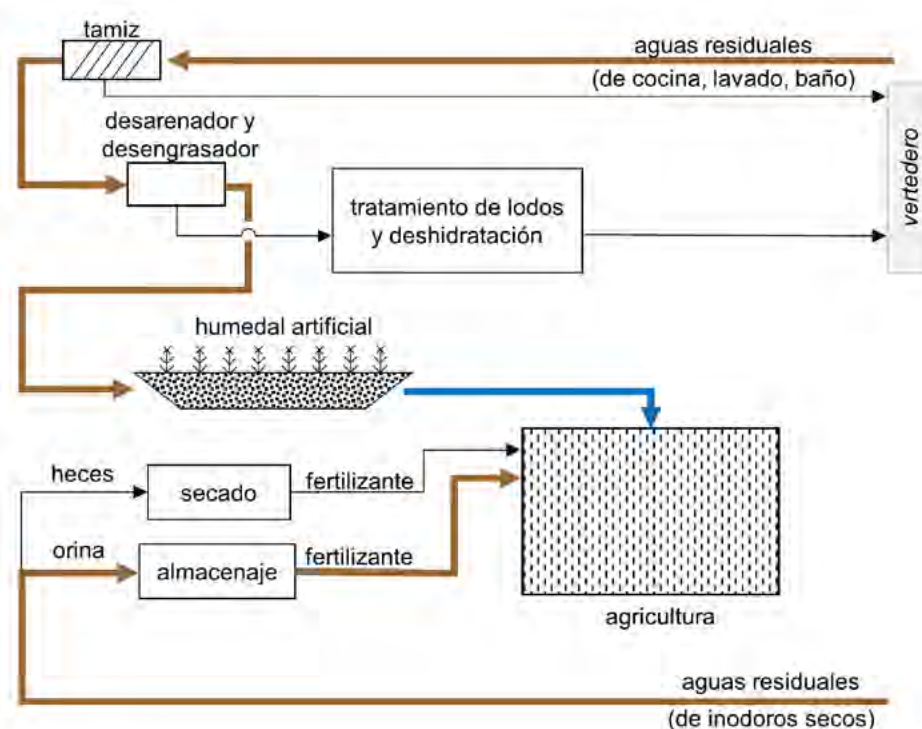
Las aguas residuales tratadas pueden utilizarse para el riego en la agricultura.

Hemos planificado una pequeña planta piloto para tratar 100 L/h (aproximadamente 1/100 del tamaño de la planta de tratamiento de aguas residuales definitiva). Los tanques de desnitrificación y sedimentación, así como el filtro lento de arena, tenían un tamaño de 1 000 L (recipiente intermedio a granel). Para el filtro percolador, se apilaron dos tanques de agua cilíndricos con un volumen de 1 200 L. La placa inferior, que contiene el material percolador (por ejemplo, rocas, medios plásticos estructurales o tapones de plástico), se apoyaba en barras de acero. El filtro de arena debía llenarse con una capa de arena de 60 cm.

Propuesta para el tratamiento de aguas residuales en pequeños caseríos (anexos)

Los pequeños caseríos, también conocidos como anexos, con pocos habitantes están demasiado lejos para ser conectados a un sistema central de alcantarillado. Por lo tanto, hay que optar por una tecnología de tratamiento independiente para ellos, que además sea de bajo mantenimiento pero robusta. Para ello, proponemos un concepto que se basa en instalaciones sanitarias separadas en origen. El concepto se representa en la figura 4.10.

Las aguas grises procedentes de la cocina, el lavado y el baño suelen estar menos contaminadas. En este concepto se recogen por separado, se elimina la arena y la grasa y se tratan posteriormente en un humedal artificial. Para ello, se pueden utilizar los valores de diseño conocidos y la experiencia



» **Figura 4.10:**
Visión general del concepto
de tratamiento de aguas
residuales propuesto con
separación en origen de
aguas grises, orina y heces.

existente con los humedales en la región de los Andes. El efluente de los humedales puede utilizarse para el riego en la agricultura. Sin embargo, dado que en los anexos vive un número reducido de habitantes, sólo cabe esperar una pequeña cantidad de aguas residuales tratadas.

Los flujos de orina y heces se recogen en inodoros sin agua. Las heces se recogen junto con materiales estructurantes como paja o aserrín y se compostan. Es relativamente fácil recoger parcialmente la orina en los urinarios. Su operación a largo plazo ya se ha demostrado con éxito en el Perú.

La orina contiene principalmente nutrientes como el nitrógeno y el fósforo, que pueden ser utilizados como fertilizantes en la agricultura después de un tratamiento adecuado. Para el tratamiento, las heces pueden ser compostadas aeróbicamente y la orina puede ser higienizada mediante el almacenamiento (6 meses) y posteriormente utilizada como fertilizante en la agricultura.

Para que la implementación del concepto tenga éxito, es muy importante involucrar a la población en los procesos de planificación e implementación. Además, hay que organizar cursos y talleres de capacitación para enseñar sobre el uso sostenible de los recursos hídricos y las buenas prácticas de higiene.

4.5.3 Evaluación participativa de los conceptos técnicos

Yvonne Zahumensky, Fabienne Minn, Christian D. León

Se llevó a cabo un análisis exhaustivo de las partes interesadas (véase el capítulo 4.2) para preparar una evaluación participativa de las versiones preliminares de los dos conceptos técnicos descritos anteriormente. Esta evaluación participativa sirvió para revisar y adaptar aún más los conceptos desarrollados a las necesidades y condiciones locales.

Desarrollo de una estrategia de participación adaptada

La clasificación de los actores relevantes permitió al equipo de TRUST elaborar una estrategia de participación para obtener la evaluación de las partes interesadas de los conceptos técnicos propuestos. El objetivo estratégico general era involucrar a los actores relevantes en la toma de decisiones, prevenir conflictos, monitorear y evaluar localmente los borradores de los conceptos técnicos, así como aumentar su empoderamiento/apropiación durante posibles proyectos futuros de gestión del agua. A partir de la experiencia de los procesos participativos en Tupicocha, identificamos tres aspectos principales que deben ser considerados antes y durante los procesos participativos y de diálogo en las comunidades rurales: comprensión, confianza y responsabilidad.



» **Figura 4.11**
Taller de actores
locales en San
Andrés de
Tupicocha.
Imagen: C. D. León.

Criterios para la evaluación participativa de los conceptos técnicos

Se han realizado dos talleres participativos principales con actores y expertos relevantes: un taller de actores en Tupicocha como lugar representativo de la zona de la cuenca alta, y un taller de expertos en Lima para incluir las opiniones de expertos del sector del agua de organizaciones nacionales e internacionales. Ambos talleres de evaluación se realizaron en noviembre de 2018. En ambos talleres se han presentado y discutido los mismos dos conceptos. Sin embargo, los participantes diferían significativamente.

Los debates celebrados en estos talleres sirvieron principalmente para descubrir las diferentes preferencias de los distintos interesados y su evaluación de los borradores preliminares de los conceptos de agua potable y aguas residuales de TRUST (véase más arriba).

Resultados del taller de partes interesadas en San Andrés de Tupicocha

Los siguientes criterios se derivaron del taller de actores locales en San Andrés de Tupicocha (Figura 4.11). Indican cómo evalúan los interesados locales los nuevos conceptos de gestión del agua y qué aspectos consideran especialmente importantes:

- Calidad del agua potable (por ejemplo, protección de la fuente de agua, aplicación de desinfección con cloro)
- Cantidad de agua potable (por ejemplo, considerando la evolución de la demanda futura)
- Calidad de las aguas residuales (en relación con el potencial de reúso)
- Eficiencia del uso del agua (por ejemplo, potencial de ahorro, medición del agua)
- Requisitos del terreno y consentimiento de los propietarios
- Conocimientos técnicos (es decir, capacidades y aptitudes de los operadores)
- Aceptación (aceptabilidad sociocultural, sensibilización)
- Apropiación local (en cuanto a, por ejemplo, operación, mantenimiento, responsabilidad)
- Financiamiento (por ejemplo, costos de conversión del sistema, inversiones, tarifas del agua)

Resultados del taller de expertos de Lima

Durante el taller de expertos que tuvo lugar en Lima, los participantes destacaron algunos aspectos, como las condiciones culturales, sociales, institucionales, financieras y técnicas que influyen en la aplicabilidad y el funcionamiento de los conceptos. En el transcurso del debate, se registraron sistemáticamente las evaluaciones. Se derivaron los siguientes criterios principales de evaluación (selección):

- Calidad del agua potable
- Adecuación a los patrones de consumo (demanda doméstica, agrícola e industrial actual y futura)
- Calidad de los lodos (para ser eliminados o reutilizados para la producción de energía)
- Aceptación de conceptos innovadores (por ejemplo, reutilización de aguas residuales tratadas)
- Gobernanza (en relación con la participación y las capacidades de los actores)
- Financiamiento (incluidos los costos de mantenimiento y operación)

En general, los expertos insistieron en que los conceptos innovadores tienen que integrarse adecuadamente en sus contextos, que presentan condiciones culturales, sociales, institucionales, financieras y técnicas específicas. Los ejecutores deben tener siempre en cuenta las peculiaridades regionales o incluso locales.

Todos los criterios derivados de ambos talleres con los actores locales y los expertos sirvieron para seguir evaluando, mejorando y adaptando los conceptos de agua potable y aguas residuales a los requisitos locales y para desarrollar los conceptos finales integrados de TRUST.

5. Cuenca baja del río Lurín: Zonas urbanas

Autores organizadores: Manuel Krauss, Michael Hügler,
Stephan Wasielewski





Imagen: S. Wasielewski

5.1 Visión general

La cuenca baja del río Lurín (distritos de Lurín, Pachacámac, Cieneguilla y Villa María del Triunfo) se caracteriza por los asentamientos urbanos, el uso del suelo agrícola y las zonas industriales. Todos ellos compiten por los recursos hídricos. La escasez y la calidad del agua son retos en muchos sectores, como la agricultura, la industria, el saneamiento humano y el agua potable.

Actualmente, entre el 45 % (Cieneguilla) y el 57 % (Lurín) del suministro de agua doméstica está cubierto por la red pública (INEI, 2017). Entre el 19 % y el 48 % de la demanda de agua doméstica se cubre con camiones cisterna o fuentes similares. La evacuación de aguas residuales por red de alcantarillado está igualmente distribuida, siendo Cieneguilla (44 %) la que tiene la tasa de conexión más baja y Lurín (58 %) la más alta. Además, la tasa de pago por el servicio de agua es alta, con cerca del 90 %. El dinero por este servicio se paga a SEDAPAL (48 % a 77 %) o directamente a los camiones cisterna (22 % a 51%).

La demanda global de recursos hídricos puede dividirse en tres sectores: doméstico, agrícola e industrial. La demanda total de agua en la cuenca baja se sitúa entre 1.5 millones de m³/a (Cieneguilla) y 15 millones de m³/a (Pachacámac). El uso doméstico del agua (1.2 millones de m³/a) es la mayor parte de la demanda de Cieneguilla, mientras que la principal demanda procede del riego en Pachacámac (11 millones de m³/a) y Lurín (3.5 millones de m³/a). Por lo tanto, hay que garantizar la demanda de agua doméstica, el agua para las industrias y el riego en la agricultura. Los conceptos modulares destinados al reúso del agua en diferentes sectores pueden contribuir a satisfacer todos los objetivos de los usuarios del agua.

5.2 Situación del suministro de agua

Stefan Stauder

La parte baja de la cuenca del río Lurín se utiliza intensamente para la agricultura y también tiene una densa población, predominantemente rural y de pequeños poblados, pero también centros urbanos más grandes hacia la costa (por ejemplo, la ciudad de Lurín). Existen extensos sistemas de riego con extracción tanto del río Lurín como de numerosos pozos. El suministro de agua potable para los habitantes y para la industria y el comercio también procede de los recursos locales de aguas subterráneas.

El acuífero explotado tiene entre 50 y 90 m de profundidad y está formado por sedimentos cuaternarios relativamente gruesos. Dado que la tasa de precipitaciones es muy baja (< 10 mm/a), la recarga de las aguas subterráneas se produce únicamente a partir del río Lurín, por infiltración en los márgenes del río y probablemente también en parte debido al riego intensivo (por ejemplo, pérdidas por infiltración en los canales). Hay que mencionar que el río Lurín sólo contiene temporalmente mayores cantidades de agua durante la temporada de lluvias (diciembre a marzo), cuando llueve más intensamente en la zona alta de la cuenca. Por lo tanto, durante la mayor parte del año, el agua del río que se infiltra tiene una alta proporción de aguas residuales no tratadas o insuficientemente tratadas, o incluso se compone exclusivamente de dichas aguas.

Según los documentos facilitados por SEDAPAL, en 2019 estaban en funcionamiento 22 pozos profundos (de un total de 28) con caudales entre 5 y 41 L/s (valor medio 21 L/s). Los pozos abastecen a las comunidades más grandes, con aguas subterráneas cloradas pero no tratadas que se alimentan directamente a las redes respectivas.

Los pozos se suelen perforar con un diámetro de 0.5 m hasta unos 75 m por debajo del nivel del mar (dnm). Los tubos filtrantes se instalan a partir de una profundidad de 15 a 28 m dnm. Según los resultados de una prueba de bombeo en el pozo n° 803 (Huertos de Lurín) en 2003, el nivel de agua en reposo era de 6 m dnm y el descenso de nivel pasó de 10 m a una tasa de extracción de 15 L/s a 27 m a una extracción máxima de 43 L/s. Según SEDAPAL, esto es representativo para la mayoría de los pozos profundos. Para los años 2010 a 2017 la extracción anual de agua subterránea de todos los pozos de SEDAPAL muestra un aumento continuo de 8.6 a 11.2 millones de m³/a (272 a 356 L/s).

Además, en el valle de Lurín se encuentran 1 783 de los llamados pozos terceros (SEDAPAL, comunicación personal, 2019). Se trata de pozos tanto privados como municipales de los que se extraen aguas subterráneas para el riego, para el suministro de agua comercial e industrial y para el abastecimiento de municipios más pequeños (en parte también suministrados por camiones cisterna a municipios situados más arriba). En 2018, la extracción total de estos pozos fue de unos 21 millones de m³/a o 670 L/s.

En total, se extraen entre 30 y 35 millones de m³/a de agua subterránea en la parte baja de la cuenca del río Lurín, superando el límite sostenible de 15 millones de m³/a de extracción de agua subterránea, mencionado en un estudio hidrogeológico encargado por SEDAPAL (Coronel, 2012). Según el informe, una extracción anual tolerable está llevando a un descenso del nivel de las aguas subterráneas en unos 13 m para el año 2030, lo que corresponde a un agotamiento del 25% del total de las reservas de agua subterránea existentes. Sin embargo, según las cifras documentadas para 2017 y 2018, la „extracción anual tolerable“ de 30 millones de m³/a también se ha superado desde hace tiempo.

Dado que se están construyendo numerosas urbanizaciones, se puede prever que las tasas de extracción seguirán aumentando. En este contexto, también hay que mencionar el proyecto de galerías filtrantes previsto por SEDAPAL, que ayudará a extraer mayores cantidades de agua subterránea cerca del río en el distrito de Antioquía.

Como consecuencia de la sobreexplotación de los recursos hídricos subterráneos en la cuenca baja del río Lurín, es probable que los pozos menos profundos se sequen en pocos años. Especialmente en el caso de las aguas subterráneas de los pozos cercanos a la costa (distrito de Lurín), también es muy probable un aumento de la salinidad.

5.2.1 Calidad del agua subterránea y superficial

Stefan Stauder y Michael Hügler

Para evaluar la calidad de las aguas subterráneas y fluviales en el valle del río Lurín, se evaluaron los datos de análisis disponibles y, además, se realizaron varios análisis físico-químicos y microbiológicos (incluidos los bacteriófagos como indicadores virales) en un total de 18 puntos de muestreo entre noviembre de 2017 y noviembre de 2019. Con respecto a una presunta influencia de las aguas superficiales y residuales, se realizaron análisis adicionales de sustancias traza antropogénicas, como plaguicidas y componentes farmacéuticos activos.

Agua del río

El agua del río Lurín se analizó en diferentes lugares:

- San Damián (3 200 msnm)
- Puente Antapucro (1 050 msnm, 15 km aguas abajo del pueblo de Antioquía)
- Cieneguilla (250 msnm, punto de descarga de la PTAR Cieneguilla)
- Quebrada Verde (a unos 8 km de la desembocadura)
- Fundo Santa Rosa, cerca de la desembocadura del río Lurín (5 msnm, punto de descarga de la PTAR San Bartolo)

La figura 5.1 muestra cuatro de los puntos de muestreo en el río Lurín. El cuadro 5.2 muestra los datos analíticos seleccionados como ejemplo, y el cuadro 5.3 los datos microbiológicos. Los datos obtenidos indican una buena composición físico-química del agua del río en el curso superior (San Damián y Puente Antapucro, véase la figura 5.1 A y B). Las concentraciones de componentes inorgánicos (por ejemplo, calcio, cloruro) y orgánicos principales, como el COT, así como los resultados microbiológicos fluctuaron dentro del rango habitual para las aguas fluviales. Los metales pesados o los oligoelementos y las sustancias traza antropogénicas (por ejemplo, acesulfamo, agentes farmacéuticos) no estaban presentes en cantidades relevantes.



» **Figura 5.1:**
Puntos de muestreo
para los análisis del agua
del río Lurín.
(A) San Damián,
(B) Puente Antapucro
(curso superior),
(C) Cieneguilla,
(D) punto de descarga
en San Bartolo
(curso inferior).
Imágenes:
C. D. León (A),
M. Hügler (B, C, D).

» **Cuadro 5.2:** Datos analíticos seleccionados del agua del río Lurín durante la temporada seca. Datos: mediciones propias.

		SAN DAMIAN	PUEBLO ANTAPUCRO	CIENEGUILLA	DESCARGA PTAR SAN BARTOLO
Elevación	msnm	3 200	1 050	240	5
Cond. electr.. 25°C	µS/cm	326	660	1 170	2 690
Alcalinidad pH 4,3	mmol/L	0.75	-	1.35	11.5
Calcio	mg/L	29.5	77	108	123
Cloruro	mg/L	-	64.6	134	397
Nitrato	mg/L	-	5.1	97.7	< 0.5
Fósforo, total	mg/L	-	-	11.2	-
COT	mg/L	-	1.4	7.9	54
Cobre	mg/L	-	< 0.01	0.01	0.02
Níquel	mg/L	-	< 0.001	< 0.001	0.005
EDTA	v/L	-	-	12	27
Acesulfamo	µg/L	-	0.011	0.27	22
Carbamazepina	µg/L	-	< 0.01	0.095	0.14
Gabapentina	µg/L	-	< 0.01	< 0.01	3.9
Ibuprofeno	µg/L	-	< 0.01	0.019	2
Iohexole	µg/L	-	< 0.01	0.075	6
Oxipurinole	µg/L	-	< 0.03	0.074	1.5
Sulfamethoxazole	µg/L	-	< 0.01	< 0.01	5.3

» Cuadro 5.3 : Datos seleccionados del análisis microbiológico del agua del río Lurín. Datos: mediciones propias.

PUNTO DE MUESTREO	FECHA	<i>E. COLI</i>	BACTERIAS COLIFORMES	ENTEROCOCOS	<i>CLOSTRIDIUM PERFRINGENS</i>	SCOLIFAGOS SOMÁTICOS
RÍO LURÍN		MPN/100 mL	MPN/100 mL	CFU/100 mL	CFU/100 mL	PFU/100
San Damian	25.11.18	54	4 880	55	15	48
Antapucro	05.11.17	0	2 800	0	0	0
	10.11.17	97	10 100	210	0	2
	18.03.18	63	5 480	20	15	71
	10.06.18	3	2 420	2	0	0
	25.11.18	49	12 030	38	4	1
	31.03.19	50	1 730	29	3	13
	20.10.19	1	2 400	2	2	1
Cieneguilla	03.04.19	69	2 400	72	13	13
Quebrada Verde	03.04.19	308	6 490	65	890	93
Fundo Santa Rosa						
antes de la descarga de la PTAR	03.04.19	480	4 100	29	1 800	180
después de la descarga de la PTAR	11.06.18	187 200	410 600	9 300	48 000	530 000
		125 900	488 400	3 600	40 000	200 000

Por el contrario, los resultados de los dos puntos de monitoreo inferiores cercanos a las salidas de la PTAR Cieneguilla y la PTAR San Bartolo muestran una clara influencia antropogénica (cuadro 5.3). Esto se debe a la circunstancia en que se tomaron las muestras presentadas durante la temporada seca. En consecuencia, las muestras de agua del río examinadas en estos lugares estaban compuestas casi en su totalidad por los efluentes de las respectivas PTAR. De los valores analíticos se deduce que existen diferencias significativas en la eficiencia de tratamiento de las dos PTAR, tanto la de Cieneguilla como la de San Bartolo y sus cuencas asociadas.

Mientras que en el efluente de la PTAR Cieneguilla el valor del COT era relativamente bajo para las aguas residuales y el valor de los nitratos era elevado, el efluente de la PTAR San Bartolo no contenía nitratos pero tenía un valor de COT significativamente mayor. Esto indica que la PTAR San Bartolo no proporciona un tratamiento efectivo (incluyendo una oxigenación efectiva).

Los valores significativamente más altos de acesulfamo y sustancias activas farmacéuticas, así como de cloruro de sodio (NaCl) en el efluente de la PTAR San Bartolo en comparación con el efluente de la PTAR Cieneguilla, se deben probablemente a la cuenca urbana (Lima) de la PTAR San Bartolo con una mayor proporción de aguas residuales industriales. Los bajos contenidos de metales pesados son probablemente una consecuencia del tratamiento anaeróbico en el que los metales pesados se precipitan como sulfuros.

Especialmente en el curso bajo del río Lurín, la carga microbiológica aumenta continuamente por la entrada de aguas residuales. En particular, la descarga de la PTAR San Bartolo aporta enormes contaminantes higiénico-microbiológicos.

Aguas subterráneas

Hemos realizado amplios análisis de muestras de aguas subterráneas de once pozos de SEDAPAL y de tres pozos de riego en la cuenca baja del río Lurín. En el cuadro 5.4 se enumeran los datos seleccionados de estos análisis. Además, se evaluaron los datos proporcionados por SEDAPAL.

» **Cuadro 5.4:** Datos analíticos seleccionados de los pozos de SEDAPAL y pozos artesanales (números en rojo = límite de agua potable superado). DW = dugwell (pozo artesanal). Datos: mediciones propias

POZO		COND. EL. µmS/ cm	OXI- GENO mg/L	PH -	DUREZA mmol/L	BICAR- BONATO mmol/L	SULFA- TO mg/L	CLORU- RO mg/L	NIT- RATO mg/L
315	Pachacámac 2	1 085	4.9	7.2	3.8	2.5	157	149	27
671	Villa Salvador P-1	673	4.8	7.2	2.4	2.5	-	-	-
672	Villa Salvador P-2	1 366	5.8	6.9	5.1	2.7	132	223	84
773	Cieneguilla 11	675	3.1	6.9	2.5	2.8	-	-	-
803	Huertos de Lurin 3	919	4.2	7.3	2.9	2.6	118	126	15
811	Nuevo Lurin 2	2 340	3.2	7.1	9.6	3.2	439	389	32
844	Tambo Viejo 3	718	3.1	6.8	2.8	2.8	-	-	-
861	Machay Bajo P-1	642	-	-	2.3	-	95	49	23
862	Picapiedra P-2	833	3.1	7.4	-	2.9	-	-	-
863	Manchay Bajo P-3	697	6.4	7.4	2.4	2.9	-	-	-
864	Manchay Bajo P-6	626	-	-	2.2	3.0	79	53	11
DW	Manchay, pozo 1	818	-	7.83	2.9	2.5	-	-	-
DW	Manchay, pozo 2	772	-	7.15	2.9	2.9	-	-	-
DW	Pachacámac	1 190	-	6.75	4.4	2.5	169	149	12

El cuadro 5.5 muestra los resultados de los análisis higiénico-microbiológicos de la calidad del agua subterránea en los pozos seleccionados.

» Cuadro 5.5: Datos microbiológicos seleccionados de pozos de aguas subterráneas. Datos: mediciones propias.

POZO		TEMP.	TURBI- DEZ	E. COLI	COLIF. BACT.	ENTER- OCOCOS	CL. PERF.	COLIPH. SOM.
		°C	NTU	en 100 mL	en 100 mL	en 100 mL	en 100 mL	en 100 mL
315	Pachacámac 2	24.3	<0.05	0	2	0	0	0
671	Villa Salvador P-1	24.3	<0.05	0	0	0	8	0
672	Villa Salvador P-2	24.3	<0.05	0	0	0	0	0
773	Cieneguilla 11	24.8	0.22	0	0	0	0	0
803	Huertos de Lurin 3	24.6	0.21	0	0	0	0	0
811	Nuevo Lurin 2	24.5	0.08	0	0	0	0	0
844	Tambo Viejo 3	24.7	6.0	0	0	0	0	0
861	Machay Bajo P-1	-	-	0	1	0	0	0
862	Picapiedra P-2	25.2	0.61	0	4	0	0	0
863	Manchay Bajo P-3	24.6	0.20	0	0	0	0	0
864	Manchay Bajo P-6	-	-	0	0	0	0	0
DW	Manchay, pozo 1	23.7	0.88	26	287	7	1	0
DW	Manchay, pozo 2	23.7	0.20	0	980	12	1	0

Los principales resultados del análisis de las aguas subterráneas de los pozos de SEDAPAL y de los pozos artesanales en la cuenca baja del río Lurín pueden resumirse como sigue:

- Las aguas subterráneas son predominantemente de buena calidad física y química. Están suficientemente amortiguadas, son de dureza media y suelen tener un bajo contenido en nitratos.
- La saturación de oxígeno es del 20 al 50 %, por lo que las impurezas reducidas como el amonio, el Fe(II) y el Mn(II) no desempeñan ningún papel. Una excepción es el pozo 844, en el que es probable que se produzca una mezcla de agua subterránea sin oxígeno, con hierro y con oxígeno. Como resultado, los hidratos de óxido de hierro se precipitan, lo que se nota en un ligero aumento de la turbidez.
- En cuanto a los elementos traza, sólo se detectó un ligero aumento del contenido de uranio y vanadio en algunos pozos (máx. 9 y 8 µg/L).
- Como era de esperar, en el agua del pozo se detectan varias sustancias traza antropogénicas, aun que las concentraciones se encuentran en un nivel bajo y, por tanto, no son problemáticas.
- En algunas aguas de pozo hay niveles elevados de nitrato (máx. 84 mg/L en el pozo 672). Esto se debe probablemente a la infiltración de aguas residuales insuficientemente tratadas o a su uso para el riego agrícola.
- Cabe destacar los valores muy bajos de los parámetros de suma orgánica COT y SAC254, así como la muy buena calidad higiénico-microbiológica de las aguas subterráneas de todos los pozos de SEDAPAL. Esto demuestra que el filtrado de aguas superficiales o las aguas residuales infiltradas se limpian eficazmente por el pasaje del suelo.
- Los indicadores fecales de *E. coli*, enterococos y clostridios, así como los indicadores virales, no se detectaron en ninguna muestra de los pozos de SEDAPAL a excepción del pozo 671, en el que había clostridios. Esto podría deberse a los trabajos de construcción que se realizaron en el pozo 671 durante el periodo de muestreo. Por lo tanto, la calidad higiénico-microbiológica general de las aguas subterráneas es muy buena y la cloración es una medida de seguridad adicional que protege contra la posible contaminación en las redes de distribución.
- El aumento de la salinidad en las aguas de algunos pozos (por ejemplo, los pozos 811 y 315) no es presumiblemente atribuible a la intrusión de agua de mar, sino a las condiciones geoquímicas especiales en la zona de estos pozos. Así lo indican los elevados valores de iones de calcio y sulfato con valores relativamente bajos de sodio y cloruro.

Las fotos de la siguiente figura 5.2 muestran un pozo típico de SEDAPAL en la cuenca baja del río Lurín.



» **Figura 5.2:**
Cabeza de pozo
(izquierda) y caseta
del pozo (derecha)
de un pozo de
SEDAPAL.
Imagen: S. Stauder.

Los tres pozos artesanales (DW) analizados también proporcionan aguas subterráneas de una calidad relativamente buena. El aumento de los niveles de indicadores fecales (E. coli, enterococos y clostridios, véase el cuadro 5.5) debe evaluarse teniendo en cuenta que se trata de pozos artesanales y abiertos (véase la figura 5.3). El pozo „DW Pachacámac“ se encuentra a pocos metros del río Lurín. Durante nuestro muestreo en la temporada seca, contenía agua subterránea reducida, reconocible por los valores ligeramente elevados de hierro y manganeso. Durante ese tiempo, el río Lurín llevaba únicamente aguas residuales del distrito de Lurín.



» **Figura 5.3:**
Pozo artesanal a
tajo abierto en la
cuenca baja del río
Lurín (Manchay).
Imagen: M. Krauss.

5.3 Situación de las aguas residuales

Stephan Wasielewski, Manuel Krauss, Ralf Minke

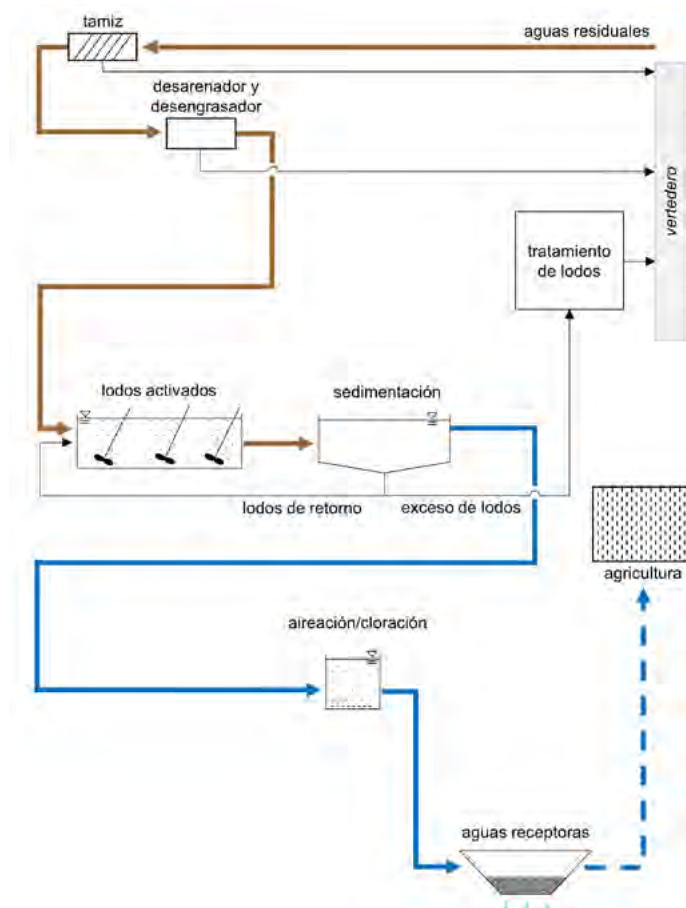
Las aguas residuales se componen de agua potable usada y desechada, heces, orina y aguas extrañas (agua potable no contabilizada, aguas subterráneas posiblemente infiltradas, así como descargas ilegales). En la zona de estudio, las aguas residuales se recogen en un sistema de alcantarillado subterráneo y se alimentan por gravedad a la PTAR. A continuación, se describe la situación de las descargas de las aguas residuales de la PTAR Cieneguilla y de la PTAR José Gálvez, ambas operadas por SEDAPAL.

Zona de estudio: PTAR Cieneguilla

En el caso de la PTAR Cieneguilla, se ha podido calcular una elevada proporción de agua extraña a partir de los datos de consumo de agua y de los datos de entrada de la planta de tratamiento de aguas residuales. Además, la concentración de DQO en las aguas residuales (de marzo a agosto) es muy baja (menos de 300 mg/L), lo que indica la existencia de grandes cantidades de agua extraña, por ejemplo, debido a la infiltración de aguas subterráneas.

Sin embargo, la concentración de DQO aumenta cuando disminuye la proporción de agua extraña (septiembre-diciembre), lo que indica que el agua extraña procede de aguas pluviales o subterráneas ligeramente contaminadas, que acaban diluyendo las aguas residuales. Además, las aguas residuales procedentes de procesos industriales o piscinas también podrían surgir estacionalmente.

La PTAR Cieneguilla utiliza un proceso de lodos activados (Figura 5.4). Las aguas residuales se limpian previamente de forma mecánica mediante tamices y los sólidos (minerales) se separan en un desarenador. Posteriormente, el agua residual entra en la etapa de tratamiento biológico, que consiste en un tanque rectangular completamente mezclado y aireado (separado en dos líneas de tratamiento). En la etapa de tratamiento biológico, los lodos activos se mezclan y airean mediante aireadores



» **Figura 5.4:**
Diagrama esquemático
de la PTAR Cieneguilla.

de superficie. Sin embargo, las zonas entre los aireadores no están suficientemente aireadas, lo que da lugar a zonas presumiblemente anaerobias. 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. El exceso de lodos del proceso se retira, se seca y se elimina. Como parte del monitoreo operativo de SEDAPAL, se están tomando y analizando muestras aleatorias mensuales tanto de la entrada como de la salida de la PTAR Cieneguilla. A partir de los datos de medición proporcionados (2014-2019, $n = 38$ conjuntos de datos), se realizó una evaluación estadística.

Se han calculado tanto las medias (DQO: 105 mg/L, DBO: 29 mg/L, SS: 9 mg/L) como los valores del percentil 85 de todas las mediciones (DQO: 134 mg/L, DBO: 31 mg/L, SS: 13 mg/L). Sin embargo, las concentraciones siguen siendo demasiado elevadas para una reutilización segura de las aguas residuales. Además, el efluente está contaminado microbiológicamente con coliformes termotolerantes (10^3 NMP/100mL).

Como parte de un programa de monitoreo realizado por ISWA en colaboración con SEDAPAL, el caudal diario entrante a la PTAR Cieneguilla se muestreó un martes (13/08/19) y un sábado (17/08/19). Para ello, se recogieron muestras compuestas de 2 horas entre las 8:00 y las 18:00 horas las cuales posteriormente se analizaron.

La concentración de DQO tuvo una alta variación entre 500 mg/L y 800 mg/L durante el fin de semana (aquí el sábado), con el pico de concentración pronunciado en la muestra compuesta a las 14:00 horas. Sin embargo, la fracción disuelta de la DQO tiene una concentración constante de unos 300 mg/L, independiente del día y la hora. Asimismo, la concentración de sólidos no está sujeta a ninguna fluctuación pronunciada. Se observan mayores concentraciones de los nutrientes TKN y amonio al principio del día, tanto en días laborables (aquí martes) como en fin de semana (aquí sábado) (aprox. 100 mg/L de TKN, aprox. 50 mg/L de amonio). A continuación, las concentraciones disminuyeron a la mitad entre las 7:00 y las 12:00 horas (aprox. 50 mg/L de TKN, aprox. 25 mg/L de amonio). La concentración de fósforo, en cambio, no varía significativamente a lo largo del día.

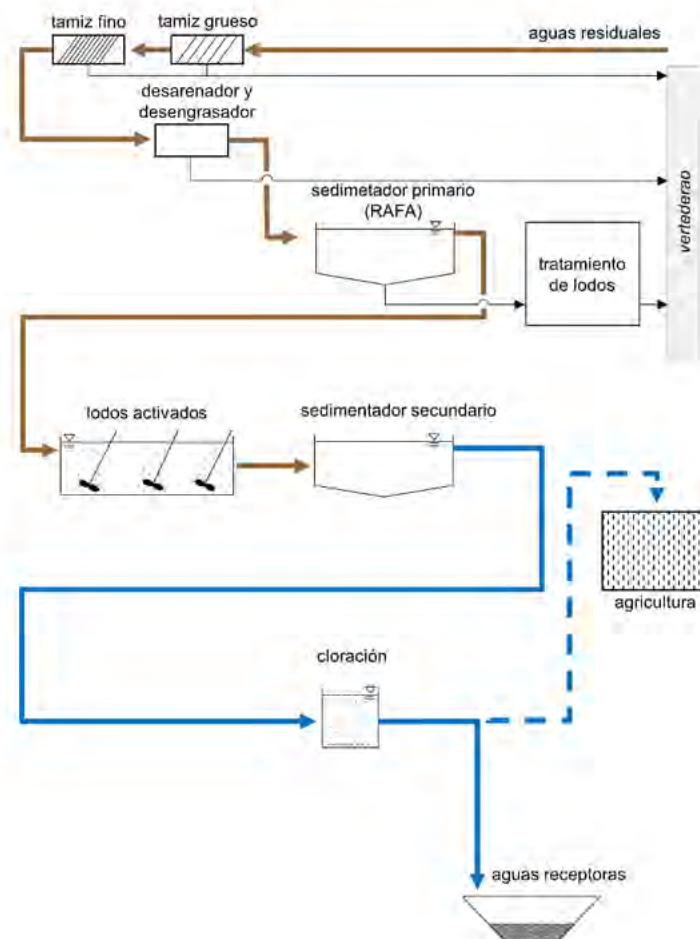
En general, la PTAR Cieneguilla obtiene buenos resultados. Es una buena base para una posible reutilización segura del agua, siempre que se logren menores concentraciones en los efluentes. Esto se aborda en el concepto de reacondicionamiento de la PTAR (sección 5.4.2).

Zona de estudio: PTAR José Gálvez

En la PTAR José Gálvez se tratan las aguas residuales municipales procedentes de los hogares y las pequeñas empresas del distrito cercano mediante lagunas aeróbicas y anaeróbicas. En la figura 5.5 se muestra un diagrama del proceso. Los sólidos se eliminan mediante tamices y un desarenador. Posteriormente, los compuestos de carbono se eliminan en un reactor RAFA (reactor anaerobio de flujo ascendente). Sin embargo, en 2019, estaba fuera de servicio y se utilizaba como clarificador primario en su lugar. Las aguas residuales pretratadas se introducen en una laguna aireada completamente mezclada (tiempo de retención de aproximadamente 1.8 días) para su tratamiento biológico. Los lodos, formados por bacterias en crecimiento, junto con las aguas residuales tratadas, se introducen después en una laguna anaeróbica (tiempo de retención hidráulica de unos 5 días), donde los lodos se sedimentan y estabilizan. Por último, las aguas residuales tratadas se desinfectan con cloro gaseoso. El efluente de la PTAR se utiliza para el riego de las zonas agrícolas y áreas verdes cercanas. Sin embargo, SEDAPAL informó de que los usuarios se quejan de la calidad del agua.

Los datos de la composición de las aguas residuales se basan en las muestras tomadas mensualmente, que fueron analizadas y proporcionadas por SEDAPAL.

Es de suponer que no hay infiltración de agua (subterránea) en el sistema de alcantarillado, debido a un acuífero profundo y a las escasas precipitaciones, lo que da lugar a un bajo contenido de agua



» **Figura 5.5:**
Diagrama esquemático
de la PTAR José Gálvez.

extraña y a una elevada concentración de DQO en el afluente (percentil 85: 1 394 mg/L, media: 1 230 mg/L).

En el diseño original de la PTAR José Gálvez se había estipulado la eliminación de la DQO mediante una etapa de pretratamiento anaerobio (reactor RAFA). Éste, sin embargo, está inoperativo, probablemente por sobrecarga hidráulica, por lo que se utiliza como clarificador primario. Una concentración media elevada de DQO (483 mg/L), DBO (133 mg/L), sólidos suspendidos (92 mg/L) y número de bacterias coliformes ($4,2 \times 10^6$ NMP/100 mL) en el efluente son indicador de un proceso de limpieza insuficiente. No se cumplen los límites máximos permisibles peruanos.

Además de los datos provistos, en el marco del proyecto TRUST se llevó a cabo un programa de monitoreo in situ (08/06/19 y 08/10/19) en colaboración con SEDAPAL, durante el cual se tomaron manualmente muestras compuestas de 2 h entre las 8:00 y las 18:00 del afluente de la PTAR José Gálvez y posteriormente se analizaron.

En general, la alta concentración de los componentes de las aguas residuales es notable. Especialmente el sábado, la concentración está sujeta a fuertes fluctuaciones. Destaca la alta concentración de DQO a las 8:00 (1 786 mg/L) y alrededor de las 14:00 horas (2 648 mg/L). Esto puede atribuirse probablemente al mayor uso de las instalaciones sanitarias por la mañana y a la hora del almuerzo.

Además, los parámetros de nutrientes TKN (89 - 170 mg/L), fósforo total (15.6 – 19.9) y amonio (35.6 - 65.7 mg/L) también están sujetos a una pronunciada fluctuación. La elevada concentración de fósforo puede atribuirse al aumento de la actividad de los lavados comerciales de autos y al uso de productos de limpieza.

Dado que el desempeño del tratamiento de la PTAR José Gálvez es deficiente, se propone una reorientación y reconversión completa de la actual PTAR (capítulo 5.4.3).

5.4 Conceptos para el tratamiento sostenible de aguas residuales y la recarga de aguas subterráneas

Para lograr un reúso seguro de las aguas residuales, el tratamiento cualificado de las mismas constituye la base para la posterior infiltración de las aguas residuales tratadas en el acuífero. En este capítulo se presentan los conceptos de aguas residuales para los dos ejemplos de la PTAR Cieneguilla y la PTAR José Gálvez, con el fin de combinar diferentes casos de uso posibles:

1. En el caso de la PTAR Cieneguilla, es posible mejorar la calidad del efluente mediante la mejora sistemática de la tecnología de la planta y el control del proceso hasta el punto de que sea posible su reutilización. La zona se caracteriza especialmente por una fuerte estacionalidad en el consumo de agua. Las fluctuaciones estacionales pueden equilibrarse y los potenciales de reúso pueden aprovecharse más mediante un mejor tratamiento y reutilización (capítulo 5.4.2).
2. En el caso de la PTAR José Gálvez, es necesario un replanteamiento completo debido a la sobrecarga de la tecnología de la planta existente y a la insuficiente limpieza y olor de las aguas residuales. En este caso, se puede construir una planta de tratamiento de aguas residuales que permita el reúso de las aguas residuales por su alta capacidad de depuración. El agua depurada también podría utilizarse para enriquecer el acuífero o para el riego en la agricultura cercana (capítulo 5.4.3).

5.4.1 Recarga de aguas subterráneas

Stephan Wasielewski, Stefan Stauder, Michael Hügler, Manuel Krauss

La recarga de aguas subterráneas con aguas residuales tratadas es un método económico y ecológico para el reúso de aguas residuales ya que, cuando se diseña y gestiona adecuadamente, se eliminan los patógenos, la materia orgánica voluminosa, el nitrógeno y los microcontaminantes orgánicos (Sharma & Kennedy, 2017).

Tomando como ejemplo la legislación de varios países e instituciones como la OMS, la UE, Alemania y EE.UU., el objetivo más común de todos es proteger las aguas subterráneas o prevenir su contaminación. Las aguas subterráneas, recargadas con aguas residuales tratadas, no deberían requerir un tratamiento suplementario tras su extracción (WHO, 2003 a), por lo que la calidad del agua antes de su inyección en el acuífero debería cumplir con la calidad del agua potable.

La contaminación por agentes patógenos como bacterias, virus y protozoos influye directamente en la calidad de las aguas subterráneas. Estos patógenos representan, con mucho, los factores de riesgo más importantes en la producción de agua potable (Asano & Cotruvo, 2004). Es necesario un pretratamiento intensivo para evitar posibles brotes de enfermedades transmitidas por el agua (Masciopinto et al., 2008).

Los parámetros físicos, como el pH, los sólidos suspendidos totales (SST) y los sólidos disueltos totales (SDT), y los parámetros químicos, como el carbono orgánico, el nitrógeno (amonio, nitrato y nitrito) y el fósforo total (PT), deben tenerse muy en cuenta debido a los problemas de obstrucción del sistema de recarga. Los SST causarán una obstrucción física en los sistemas de recarga y provocarán la disminución de las tasas, los SDT pueden utilizarse como un indicador potencial de obstrucción química (por precipitación), y el carbono orgánico, el nitrógeno y el PT como nutrientes afectarán al crecimiento de los microorganismos, lo que provocará una obstrucción biológica en los pozos de recarga (Jeong et al., 2018).

Además, la dilución con el agua subterránea es importante para la recarga artificial, lo que conduce a la reducción de la concentración de contaminantes. Debido a la dilución con el agua subterránea original, se ha reportado un cambio en la concentración de sólidos disueltos (Vandenbohede et al., 2008) así como una reducción de los compuestos de nitrógeno (Lasagna et al., 2013). Sin embargo, este

fenómeno es omnipresente y no se ve afectado por las condiciones biológicas y químicas del agua subterránea (Lasagna et al., 2013). Más bien, a pesar de la dilución, el DQO también fue eliminado por la recarga artificial de las aguas subterráneas (Amy & Drewes, 2007).

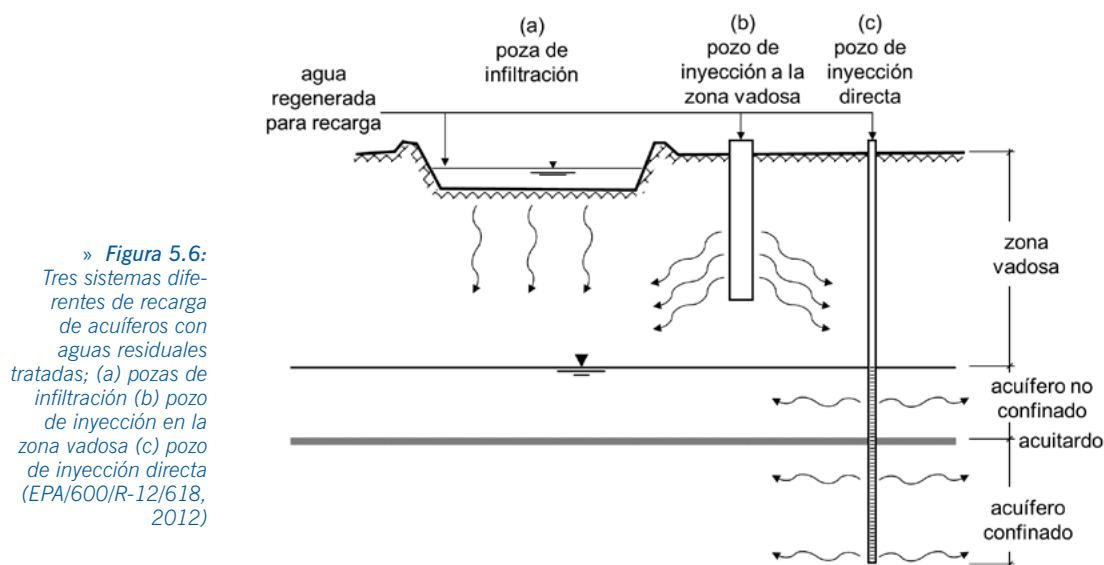
Se aconseja que el agua de recarga cumpla la calidad del agua potable para evitar la contaminación de las aguas subterráneas (WHO, 2003a; TrinkwV, 2001; EPA/600/R-12/618, 2012). La calidad del agua recomendada figura en el cuadro 5.6.

» **Cuadro 5.6:** Comparación de la calidad del agua recomendada por la OMS, Alemania y Estados Unidos para la recarga artificial de las aguas subterráneas.

		UNIDADES	OMS (WHO, 2017)	ALEMANIA (TRINKWV, 2001)	EE.UU. (EPA 816-F-09-004, 2009)
Parámetros físicos	pH	—	6.5-8.5	6.5-9.5	6.5-8.5
	SST	mg/L	—	—	<5
	SDT	mg/L	<600	—	<500
Parámetros químicos	Cl ⁻	mg/L	<250	<250	<250
	SO ₄ ²⁻	mg/L	<250	<250	<250
	TOC	mg/L	—	—	<2.0
	NH ₄ ⁺	mg/L	—	<0.50	—
	NO ₃ ⁻	mg/L	<50	<50	<44
	NO ₂ ⁻	mg/L	<3.0	<0.5	<1
Patógenos	<i>E. coli</i>	número/100 mL	0	0	0
	Enterococos	número/100 mL	—	0	—
	Virus (entéricos)	número/100 mL	0	—	0
Compuestos orgánicos traza	Atrazina	mg/L	0.1	—	0.003
	Trihalometanos	mg/L	—	0.05	0.08
	Ácidos haloacéticos	mg/L	—	—	0.06
Oligoelementos	F	mg/L	<1.5	<1.5	<2.0
	B	mg/L	<2.4	<1.0	—
	Fe	mg/L	<0.3	<0.2	<0.3
	Mn	mg/L	<0.1	<0.05	<0.05

Los microcontaminantes orgánicos, por ejemplo, procedentes de los cosméticos y los productos farmacéuticos, se están eliminando en las plantas avanzadas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) mediante procesos como la adsorción en carbón activado, la microfiltración, la nanofiltración y la ósmosis inversa (Asano & Cotruvo, 2004). Sin embargo, las características toxicológicas de la mayoría de los compuestos orgánicos traza y sus metabolitos no están reconocidas y no se conoce bien la influencia a largo plazo de los compuestos en la salud de las personas. Por lo tanto, la mayoría de los compuestos orgánicos traza no están limitados en la práctica.

En la figura 5.6 se ilustran tres tipos diferentes de sistemas de recarga. Los sistemas de recarga, como la poza de infiltración (a) y el pozo de inyección de la zona vadosa (b), están restringidos por la permeabilidad del suelo. El agua de recarga en ambos sistemas sólo puede llegar al acuífero no confinado. Por el contrario, un sistema de recarga mediante un pozo de inyección directa (c) es independiente de la permeabilidad del suelo, por lo que el agua de recarga puede alcanzar tanto el acuífero no confinado como el confinado. El agua recargada tanto de la poza de infiltración como del pozo de inyección en la zona vadosa, pasa a través de la zona vadosa, por lo que normalmente se consigue una mayor eficiencia de eliminación con los dos sistemas en comparación con el pozo de inyección directa.



Recarga de aguas subterráneas en la cuenca baja del río Lurín

En la actualidad, las aguas subterráneas extraídas de la mayoría de los pozos para la producción de agua potable siguen teniendo una calidad físico-química y microbiológica muy buena. Sin embargo, las concentraciones localmente elevadas de nitratos y los hallazgos de microcontaminantes antropogénicos son un claro indicio de una interferencia de las aguas residuales no tratadas o insuficientemente tratadas, como era de esperar debido a la situación hidrogeológica y de gestión del agua descrita anteriormente.

Para garantizar la calidad a largo plazo de las aguas subterráneas en la cuenca baja del río Lurín, es necesario un tratamiento cualificado de las aguas residuales municipales e industriales antes de que se viertan en el río Lurín (valor objetivo inferior al de los ECA de Perú). Las aguas residuales así tratadas se descargarían después en el río Lurín, como es la práctica actual, y desde allí se infiltrarían naturalmente en el acuífero o se utilizarían para el riego en la agricultura.

Una mejora adicional de la calidad de las aguas subterráneas, así como un aumento de la cantidad de agua subterránea utilizable, podría lograrse mediante un tratamiento avanzado de las aguas residuales y su utilización junto con el agua del río (en la temporada de lluvias) específicamente para la recarga artificial de las aguas subterráneas. Los objetivos de calidad de este tratamiento avanzado de las aguas residuales deberían basarse en los requisitos técnicos (por ejemplo, minimizar la colmatación) y en la eficacia de los procesos de limpieza y dilución durante el posterior pasaje subterráneo (higienización, degradación de los compuestos de carbono y nitrógeno).

Por el momento, se estima que será suficiente el uso de procesos sencillos y rentables como la filtración por floculación y la recarga artificial de aguas subterráneas. Esta evaluación se basa en muchos años de experiencia a escala industrial en la producción de agua potable a partir de aguas superficiales con influencia de aguas residuales en Alemania. El uso de tecnologías de tratamiento complejas y relativamente costosas, como los procesos de membrana y oxidación, debería evitarse siempre que sea posible. Otras consideraciones deberían basarse en el siguiente concepto de recarga artificial de aguas subterráneas en la cuenca baja del río Lurín:

1. tratamiento cualificado de las aguas residuales (hasta una concentración de NH_4^+ en el efluente de 0.4 a 0.8 mg/L),
2. higienización (por ejemplo, mediante cloración / cloraminación), por ejemplo, mediante la adición de 2-8 mg/L de cloro, mezcla estática, tiempo de reacción de 2 a 3 minutos),
3. floculación/precipitación: adición de 2 a 10 mg/L de Fe (III) y mezcla estática,
4. filtración rápida de arena: por ejemplo, tamaño de grano 1-2 mm, altura del filtro 1.2-1.8 m, carga superficial 6-12 m/h, lavado: aire-aire/agua-agua, demanda de agua de lavado < 3 %),
5. sistemas de infiltración (pozas o zanjas artificiales y/o lecho del río).

Según las referencias bibliográficas, la superficie necesaria para las pozas de infiltración artificial puede estimarse en unos 20 m² por 1 L/s. Para alcanzar una tasa de infiltración de 25 L/s, habría que construir pozas de infiltración con una superficie total de aproximadamente 500 m² y alimentarlas intermitentemente con aguas residuales tratadas. Además, también es posible utilizar el lecho del río Lurín para la recarga artificial de las aguas subterráneas durante la temporada seca (véase la figura 5.7).



» **Figura 5.7:**
Cauce del Lurín
cerca del pozo
P-861 (cerca de
Manchay, noviem-
bre de 2018).
Imagen: M. Hügl.

Este concepto debe comprobarse y, en caso necesario, modificarse en el curso de una operación piloto mediante un monitoreo adecuado. En lo que respecta a las sustancias traza antropogénicas, también se debe prever un monitoreo y una evaluación de los riesgos según la OMS.

5.4.2 Concepto técnico para el tratamiento de las aguas residuales (reacondicionamiento de la PTAR Cieneguilla)

Stephan Wasielewski, Manuel Krauss, Ralf Minke

Se deberá alcanzar los siguientes objetivos de limpieza mediante el uso y la ampliación de la estructura de la construcción existente de la PTAR Cieneguilla:

1. cumplimiento seguro de los valores límite existentes en Perú para la descarga de aguas residuales tratadas en las masas de agua receptoras,
2. reúso seguro de las aguas residuales tratadas como agua para riego en la agricultura,
3. reúso seguro de las aguas residuales tratadas para la recarga artificial de las aguas subterráneas.

Dado que sólo se esperan picos de carga hidráulica muy pequeños procedentes de las aguas pluviales, se asume que la carga hidráulica máxima en 2 horas, $Q_M = Q_d/12$, es el caudal máximo de entrada (= 864 m³/h). Para evitar la sobrecarga hidráulica de la planta de tratamiento en caso de fuertes precipitaciones, por ejemplo, debido al fenómeno El Niño, debe preverse un desbordamiento del alcantarillado combinado en un punto adecuado.

Proceso de lodos activados

El esquema del proceso de la planta de tratamiento existente, así como la composición de las aguas residuales y las cargas diarias a tratar están descritas en el capítulo 5.3.

La etapa biológica de la PTAR Cieneguilla es relativamente grande ($V = 10\,000\text{ m}^3$). Basándose en el diseño según la DWA-A 131 (2016), solo se necesita un tercio del volumen (2 828 m³). Por lo tanto, se dispone de grandes reservas operativas. Sin embargo, actualmente se utilizan aireadores en espiral, así como aireadores de superficie, que probablemente disuelven menos oxígeno en comparación con los aireadores de membrana. Debido al gran (y sobredimensionado) volumen del tanque, se consigue una amortiguación suficiente y una elevada edad de los lodos (unos 18 días). Por el contrario, el diseño según DWA-A 131 (2016) muestra que una edad de los lodos mucho menor (de dos días) es suficiente para la eliminación deseada de los compuestos de carbono orgánico.

Mejora del proceso de lodos activados

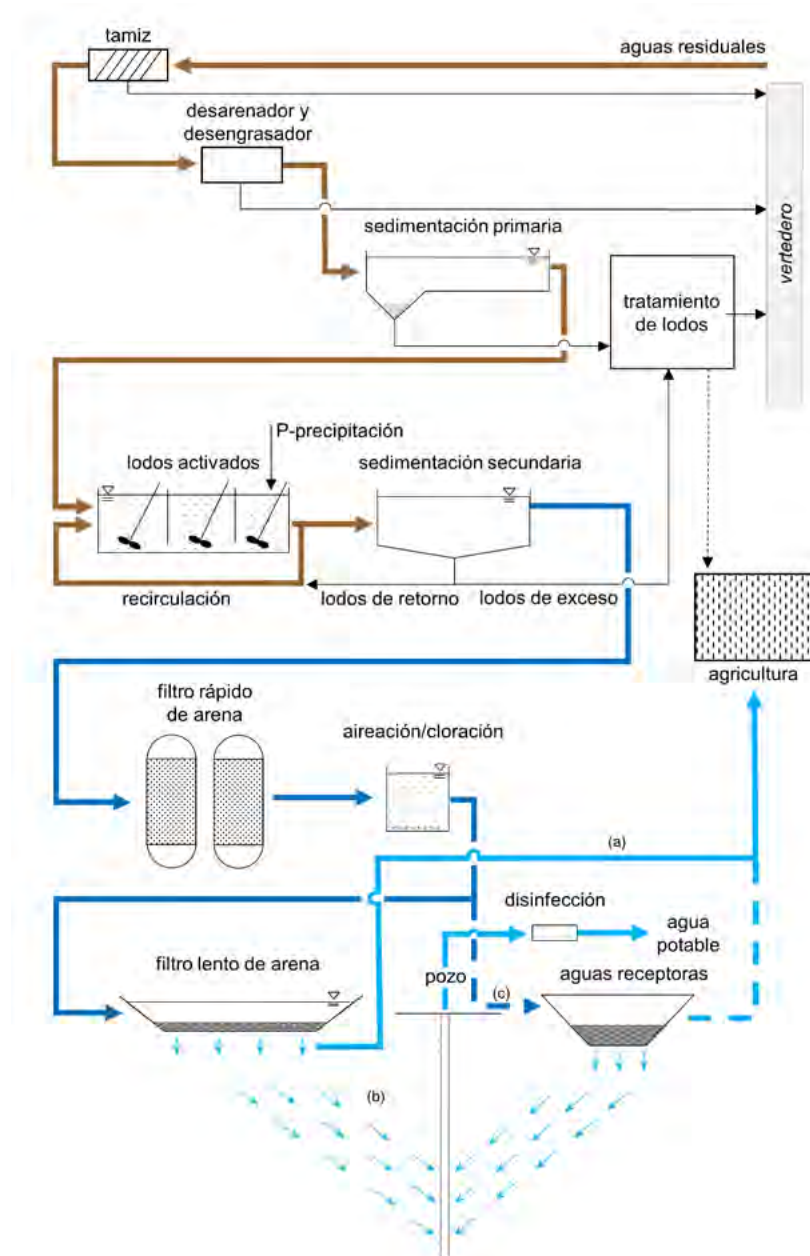
La figura 5.8 muestra el concepto del proceso de tratamiento. Debido al tamaño de la etapa actual de lodos activados, se puede lograr una nitrificación y desnitrificación sistemática mediante modificaciones, por ejemplo, la instalación de barreras.

Inicialmente, las aguas residuales pasan por una reja o tamiz y se elimina el material grueso. En un desarenador posterior se separan los sólidos minerales de alta densidad. Los materiales gruesos, así como la arena, deben eliminarse como residuos de acuerdo con los requisitos peruanos, por lo que los restos de materia orgánica, lodos o similares deben lavarse o eliminarse. El agua de lavado resultante también puede ser tratada en la PTAR.

Para aliviar la etapa biológica de los sólidos en suspensión y los compuestos orgánicos se ha previsto un tanque de sedimentación primario con un tiempo de retención hidráulica de una hora. Este volumen podría proporcionarse de forma relativamente sencilla y rentable al modificar, es decir, reducir el tamaño del actual tanque de lodos activados. El lodo primario puede ser tratado junto con el lodo secundario en un digestor anaeróbico para cosechar biogás para la producción de energía. En la etapa de lodos activados se proporcionan zonas anóxicas definidas ($< 1\text{ mg/L}$ de O_2 , con presencia de nitrato) para la desnitrificación. Mediante la instalación de barreras, se puede lograr un caudal controlado. Las aguas residuales con bajo nivel de oxígeno procedentes del tratamiento primario se introducen en la primera zona de desnitrificación y posteriormente en una zona de nitrificación aireada ($> 3.0\text{ mg/L}$ de O_2). Este proceso se repite alternativamente. El efluente rico en nitratos de la etapa biológica (mezcla de aguas residuales parcialmente tratadas y lodos activados) se recircula a la zona de desnitrificación.

Debe garantizarse una distancia suficientemente grande entre las zonas aeróbica y anóxica. En el tanque de sedimentación secundario se separan los flóculos de lodo activado y el sobrenadante se desinfecta posteriormente mediante la adición de cloro. Se cumplirán los límites peruanos para la descarga en un cuerpo de agua superficial y para el uso para el riego. Por lo tanto, es posible una descarga o comercialización correspondiente del agua residual tratada.

Además, el efluente podría utilizarse para la recarga artificial de aguas subterráneas en mayor medida. Sin embargo, se recomienda un tratamiento más amplio para proteger las instalaciones de infiltración. Por un lado, se debería procurar una desnitrificación más amplia, por ejemplo, ajustando el suministro de oxígeno en la fase biológica. Por otro lado, según las estimaciones actuales, es necesaria una ampliación de la tecnología de tratamiento, así como la construcción de una filtración rápida de arena para eliminar las partículas (para evitar la obstrucción en la aplicación del riego posterior o la recarga artificial de las aguas subterráneas). La precipitación/floculación se lleva a cabo para eliminar el fosfato mediante la adición de sales de hierro o de aluminio, añadiendo los precipitantes al tanque de sedimentación primario, o a la etapa de lodos activados, o al tanque de sedimentación secundario. Para el tratamiento de un caudal nominal de 864 m³/h, por ejemplo, podría construirse una unidad de filtración rápida de arena que conste de 5 filtros de rebose cuadrados con una superficie de 15 m² cada uno y que se rellene con una capa de arena de cuarzo de aproximadamente 1.5 m de altura.



» **Figura 5.8:**
Propuesta de concepto de proceso para la PTAR Cieneguilla con eliminación de nutrientes posterior para (a) riego en la agricultura, (b) recarga artificial de aguas subterráneas o (c) descarga en aguas receptoras.

El exceso de lodo producido se estabiliza en lechos de secado y puede utilizarse como fertilizante en la agricultura, por ejemplo, si se cumplen los límites peruanos. Teniendo en cuenta el tratamiento actual de los lodos – estabilización aeróbica parcial en el proceso de tratamiento de las aguas residuales y posterior tratamiento aeróbico con secado solar, en el que no se producen flujos de material líquido – no se consideraron las aguas negras ya que no se producen procesos anaeróbicos, en los que se libera amonio.

Con respecto a una implementación modular, se recomienda optimizar primero los aireadores y las condiciones de caudal y sólo implementar una conversión extendida cuando sea previsible que la población y el turismo aumenten de acuerdo con el escenario de planificación.

5.4.3 Concepto técnico para el tratamiento de las aguas residuales (reacondicionamiento de la PTAR José Gálvez) Stephan Wasielewski, Manuel Krauss, Ralf Minke

La calidad actual del efluente de la PTAR José Gálvez es deficiente (inspección de campo en 2019), ya que el efluente vertido por la PTAR no cumple con los valores límite en Perú. Por lo tanto, el objetivo del concepto de aguas residuales es lograr los siguientes objetivos de limpieza mediante la planificación y el diseño de una nueva PTAR:

1. cumplimiento de los valores límite peruanos para la descarga de aguas residuales tratadas en masas de agua receptores,
2. reúso seguro de las aguas residuales tratadas para el riego en la agricultura,
3. uso seguro de las aguas residuales tratadas para la recarga artificial de las aguas subterráneas.

La implementación de la nueva PTAR se realizará en varias líneas de tratamiento. Sobre la base de los datos de previsión (proporcionados por SEDAPAL), el dimensionamiento se realiza a 150 L/s, sin embargo, para el año 2039 se prevé un caudal de entrada de 250 L/s. Añadiendo una o más líneas de tratamiento, las aguas residuales adicionales que surjan podrían ser tratadas si fuera necesario en el futuro.

Sin embargo, la selección de los parámetros de diseño se basa en la baja resolución de los datos como sigue:

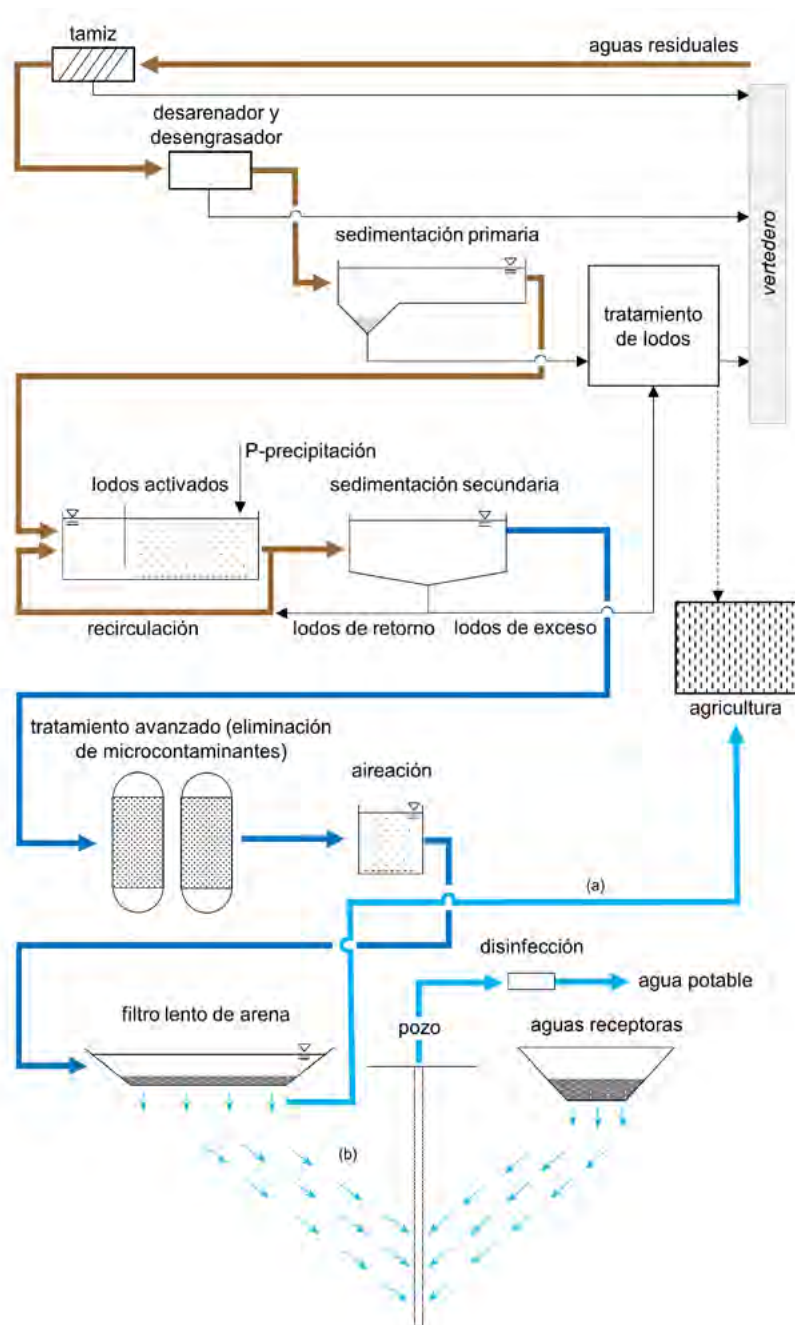
- la DQO y los SS se determinan a partir de los valores del percentil del 85 % basados en los datos de operación proporcionados por SEDAPAL,
- los parámetros de nutrientes se basan en los valores del percentil del 85 % obtenidos a partir de los datos medidos de las muestras mixtas de 2 h (ISWA); siempre que ha sido posible, se ha considerado el valor más alto.

Dado que se prevén ligeras precipitaciones en la cuenca de la PTAR, se asume que la carga hidráulica es $Q_M = Q_d/12$ en el caudal máximo.

Proceso de lodos activados

Para el tratamiento de las aguas residuales se propone el proceso de lodos activados con una etapa de desnitrificación aguas arriba y la precipitación de fosfatos mediante sales metálicas (por ejemplo, sulfato de aluminio (II) o cloruro de hierro (III)). El esquema de la planta de tratamiento se muestra en la figura 5.9.

Una reja o tamiz elimina los materiales gruesos y flotantes de las aguas residuales, mientras que en el desarenador y desengrasador se separan los sólidos minerales de alta densidad, así como las



» **Figura 5.9:**
Esquema de la propuesta de concepto para la PTAR José Gálvez (proceso de lodos activados) con posibilidades de reúso (a) para riego en la agricultura o (b) para la recarga artificial de aguas subterráneas.

grasas flotantes. Los materiales y la arena deben eliminarse como residuos de acuerdo con los requisitos peruanos, por lo que los restos de materia orgánica, lodos o similares deben lavarse o eliminarse. El agua de lavado resultante puede tratarse en la PTAR.

En el tanque de sedimentación primaria, los materiales en suspensión se eliminan como lodo primario. Sin embargo, esto puede conducir a una relación C:N desfavorable debido a la eliminación predominante de compuestos de carbono, lo que provoca la necesidad de compuestos de carbono adicionales en la etapa de desnitrificación. La presumible alta concentración de compuestos de N en la entrada (valores calculados) indica una relación C:N desfavorable, por lo que debería omitirse un tanque de sedimentación primaria para mantener baja la dosis de C adicional necesaria. El tiempo de retención diseñado en el tanque de sedimentación primaria se establece en una hora. En consecuencia, se requiere un volumen de 1 080 m³. Sin embargo, si fuera necesario, debería incluirse un bypass alrededor del tanque de sedimentación primaria para, por ejemplo, aguas residuales con baja concentración de sólidos.

La etapa biológica se divide en un tanque de desnitrificación anóxica aguas arriba (< 1 mg/L de O_2 , disuelto, hay presencia de nitrato) y un tanque de nitrificación aireado (> 3.0 mg/L de O_2 , disuelto). En el tanque de desnitrificación, las bacterias autótrofas metabolizan el nitrato junto con el carbono fácilmente degradable. En el tanque de nitrificación, los compuestos de nitrógeno (principalmente amonio) se convierten microbiológicamente en nitrito y posteriormente en nitrato. Además, los compuestos de carbono se descomponen. El efluente rico en nitratos de la etapa biológica (mezcla de aguas residuales parcialmente tratadas y lodos activados) se recircula a la zona de desnitrificación. La precipitación del fosfato se produce mediante sales de hierro (por ejemplo, cloruro de hierro (III) o sulfato de aluminio (II)). Los precipitantes pueden añadirse al tanque de sedimentación primaria, a la etapa biológica o al tanque de sedimentación secundaria. Dado que el precipitante no precipita selectivamente otros compuestos ni los adsorbe en los flóculos formados, la adición a la etapa biológica o al afluente del tanque de sedimentación secundaria es preferible a la mezcla en el tanque de sedimentación primaria.

En el tanque de sedimentación secundaria, los lodos activados se separan de las aguas residuales tratadas. No obstante, los sólidos en suspensión que aún contiene el efluente se eliminan mediante una filtración rápida de arena posterior. Opcionalmente, el efluente del filtro rápido de arena puede ser desinfectado con cloro, con lo que también se reduce el crecimiento de biomasa en el filtro lento de arena aguas abajo.

En el filtro de arena lento se eliminan las bacterias y los sólidos finos en suspensión, que han sobrepasado el filtro de arena rápido, de modo que el agua residual del efluente está libre de microorganismos patógenos. Puede tomarse (a) directamente de la salida del filtro lento de arena y utilizarse para fines de riego o (b) para la recarga artificial de aguas subterráneas.

Los lodos resultantes suelen tratarse mediante procesos adecuados, como la digestión anaeróbica de lodos con utilización de gas o el compostaje aeróbico. El tratamiento de los lodos puede realizarse externamente, por ejemplo, en una planta de tratamiento de gran tamaño, o en la propia PTAR (tratamiento de lodos). El tratamiento anaeróbico produce gas rico en energía, pero también agua de lodos que contiene amonio. Tras el tratamiento, los lodos estabilizados restantes pueden utilizarse como abono en la agricultura, por ejemplo, siempre que se respeten los valores límite peruanos. Dependiendo del proceso seleccionado, el dimensionamiento de la planta de tratamiento tendría que completarse con la carga de retorno de los procesos de tratamiento de lodos (anaeróbicos).

A partir de los valores del afluente y de los valores del efluente, se calcula la capacidad de tratamiento necesaria. Mediante el diseño según DWA-A 131 se determinaron los datos de diseño así como las masas de lodo que surgen del proceso de lodo activado. La carga de retorno se calcula a través de los compuestos de nitrógeno eliminados en el tanque de sedimentación primaria. Aproximadamente el 10 % de la concentración de TKN en el afluente al tanque de sedimentación primaria se elimina junto con el lodo primario. Tras el tratamiento de los lodos anaeróbicos, aproximadamente la mitad está disponible como nitrógeno amoniacal, que suele devolverse al proceso de lodos activados.

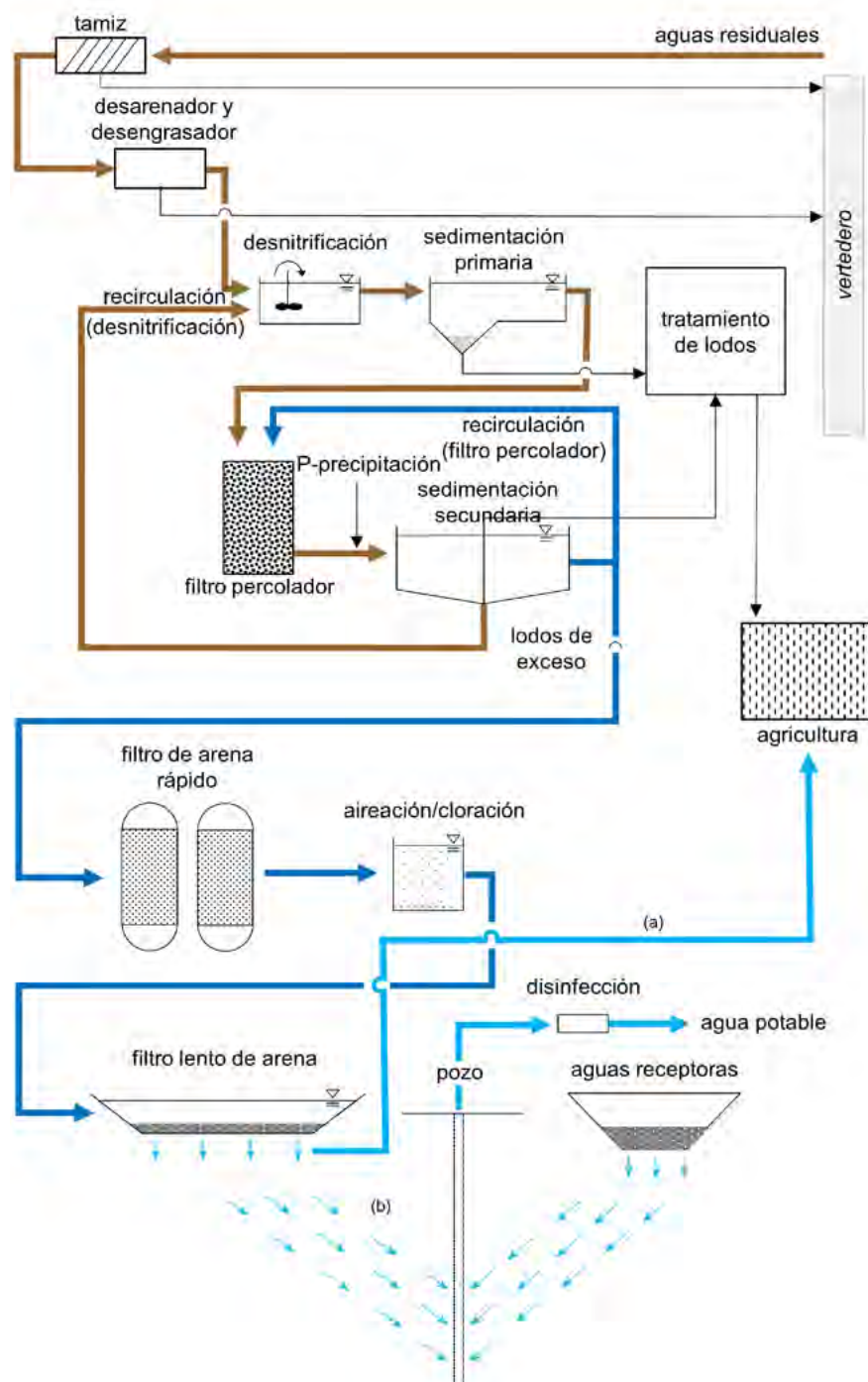
Antes de seguir utilizando las aguas residuales tratadas, deben eliminarse los residuos de las posibles sustancias en suspensión existentes mediante una filtración rápida de arena. Antes de la filtración lenta de arena posterior, se debe realizar una cloración (cloro gaseoso) para mantener las condiciones higiénicas. Los subproductos de la desinfección, como las cloraminas que se forman, tienen un efecto desinfectante adicional y pueden contribuir a prolongar la vida útil del filtro lento de arena posterior.

La capacidad de tratamiento hidráulico del filtro rápido de arena debe dimensionarse para las cargas máximas (aquí: QM). Sin embargo, como el filtro lento de arena tiene un volumen de retención suficiente para manejar las cargas hidráulicas a corto plazo y una gran superficie, el diseño hidráulico del filtro lento de arena considera el caudal volumétrico diario (Qd).

Proceso del filtro percolador

En el proceso del filtro percolador (FP) los microorganismos se adhieren firmemente a una superficie, mientras que en el proceso de lodos activados los microorganismos están en suspensión. Para permitir un contacto suficiente de los microorganismos con las aguas residuales y el oxígeno, se utilizan materiales de soporte con la mayor superficie posible en la que puedan adherirse los microorganismos. Además de las piedras de lava, se utilizan principalmente materiales de relleno de plástico con una estructura y una superficie bien definidas.

El consumo de energía en el proceso del filtro percolador es menor que en el proceso de lodos activados, ya que no se necesita una aireación que requiera mucha energía. Debido a la situación de los datos con la baja resolución (variación diaria), se utilizaron los valores del percentil del 85 % para el dimensionamiento. La figura 5.10 muestra el esquema del proceso de la planta de tratamiento con filtro percolador con desnitrificación aguas arriba. Antes del tratamiento biológico, las aguas residuales se someten a un tratamiento mecánico previo para eliminar los materiales gruesos y la arena. Posteriormente, las aguas residuales pasan junto con los lodos de retorno ricos en nitratos del tanque de sedimentación secundaria a la etapa de desnitrificación. Las bacterias heterótrofas metabolizan los compuestos de carbono fácilmente degradables y el nitrato en condiciones anóxicas (sin solución de oxígeno). Esto reduce significativamente la carga del filtro percolador. En el tanque de sedimentación posterior se separa el exceso de lodos y los sólidos en suspensión y, si es necesario, se devuelve a la etapa de desnitrificación. La mezcla de lodos eliminada debe estabilizarse de forma aeróbica o anaeróbica. A continuación, el sobrenadante libre de sólidos pasa al filtro percolador y los componentes disueltos del agua residual son metabolizados por los microorganismos sésiles. Dado que los compuestos de carbono fácilmente degradables ya fueron metabolizados en la etapa de desnitrificación, se puede reducir el volumen de tratamiento en el filtro percolador. Del efluente del filtro percolador, los lodos se eliminan en el tanque de sedimentación secundaria y se devuelven a la etapa de desnitrificación. Además, el afluente al filtro percolador debe diluirse con el efluente del tanque de sedimentación secundaria para lograr una buena calidad del efluente. La salida casi libre de sólidos del tanque de sedimentación secundaria se introduce en un filtro rápido de arena y a otro filtro lento posterior para eliminar las partículas residuales y los microorganismos.



» **Figura 5.10:**
Esquema de la propuesta de concepto para la PTAR José Gálvez (proceso de filtro percolador) con las posibilidades de reúso (a) para riego en la agricultura o (b) para la recarga de aguas subterráneas.

Los datos de diseño se determinaron mediante el diseño según la norma DWA-A 281 (2001). En el caso del tratamiento anaeróbico de lodos, se asume una carga de retorno del 10 % de nitrógeno, es decir, la carga de nitrógeno eliminada por el tanque de sedimentación primaria se devuelve a la planta de tratamiento a través del agua de lodos que surge en la deshidratación de los lodos digeridos. Además, el nitrato recirculado es presumiblemente desnitrificado. Asimismo, mediante la desnitrificación simultánea en el filtro percolador en la zona heterótrofa superior, se elimina aproximadamente el 30 % del nitrógeno. El volumen requerido del filtro percolador puede dividirse en varias unidades individuales, por ejemplo, en 6 unidades de filtro percolador con un volumen de 3 400 m³ cada una (diámetro de 30 m). Cualquier trabajo de mantenimiento y lavado puede realizarse individualmente en cada una de las unidades de filtro percolador dentro de las fases de baja carga. Durante la operación, el exceso de lodos del filtro percolador se devuelve a la etapa de desnitrificación junto con el flujo de recirculación rico en nitratos, y posteriormente se retira del tanque de sedimentación junto con el lodo primario (aquí denominado exceso de lodos).

La combinación del proceso de desnitrificación aguas arriba y del filtro percolador tiene la desventaja de que se necesitan grandes volúmenes de tanques y de filtros percoladores debido al elevado ratio de retorno. Sin embargo, debido a la alta concentración de DQO de aproximadamente 1 400 mg/L, se requiere una dilución considerable en la entrada al filtro percolador. Además, los compuestos de carbono se eliminan en la desnitrificación aguas arriba, aliviando el filtro percolador aguas abajo. En el caso del tratamiento anaeróbico de lodos, debido al agua de rechazo de la deshidratación de lodos, se alimenta una mayor carga de nitrógeno al filtro percolador. Sin embargo, debido al mayor factor/coeficiente de retorno y a la etapa de desnitrificación aguas arriba, se eliminan más compuestos de carbono de forma anóxica por la respiración de nitratos de las bacterias en la etapa de desnitrificación.

El tratamiento posterior de las aguas residuales tratadas (filtración rápida de arena, cloración, filtración lenta de arena) se realiza de forma análoga a los procesos presentados en el capítulo 5.4.2. Las dimensiones de la filtración aguas abajo pueden deducirse del cuadro 5.7.

» **Cuadro 5.7:** Dimensiones de la etapa de filtración de arena.

	PARÁMETRO	ABREV.	UNIDAD	
Filtro rápido de arena (FRA)	Carga hidráulica específica	q_A	m/h	10
	Volumen	Q_M	m ³ /h	1 080
	Superficie del filtro	A_{SSF}	m ²	108
Filtro lento de arena (FLA)	Carga hidráulica específica	q_A	m/h	0,1
	Volumen	Q_d	m ³ /h	540
	Superficie del filtro	A_{FLA}	m ²	5 400

6. Recomendaciones generales

Organizing authors: Hannah Kosow,
Jan Wienhöfer, Christian D. León

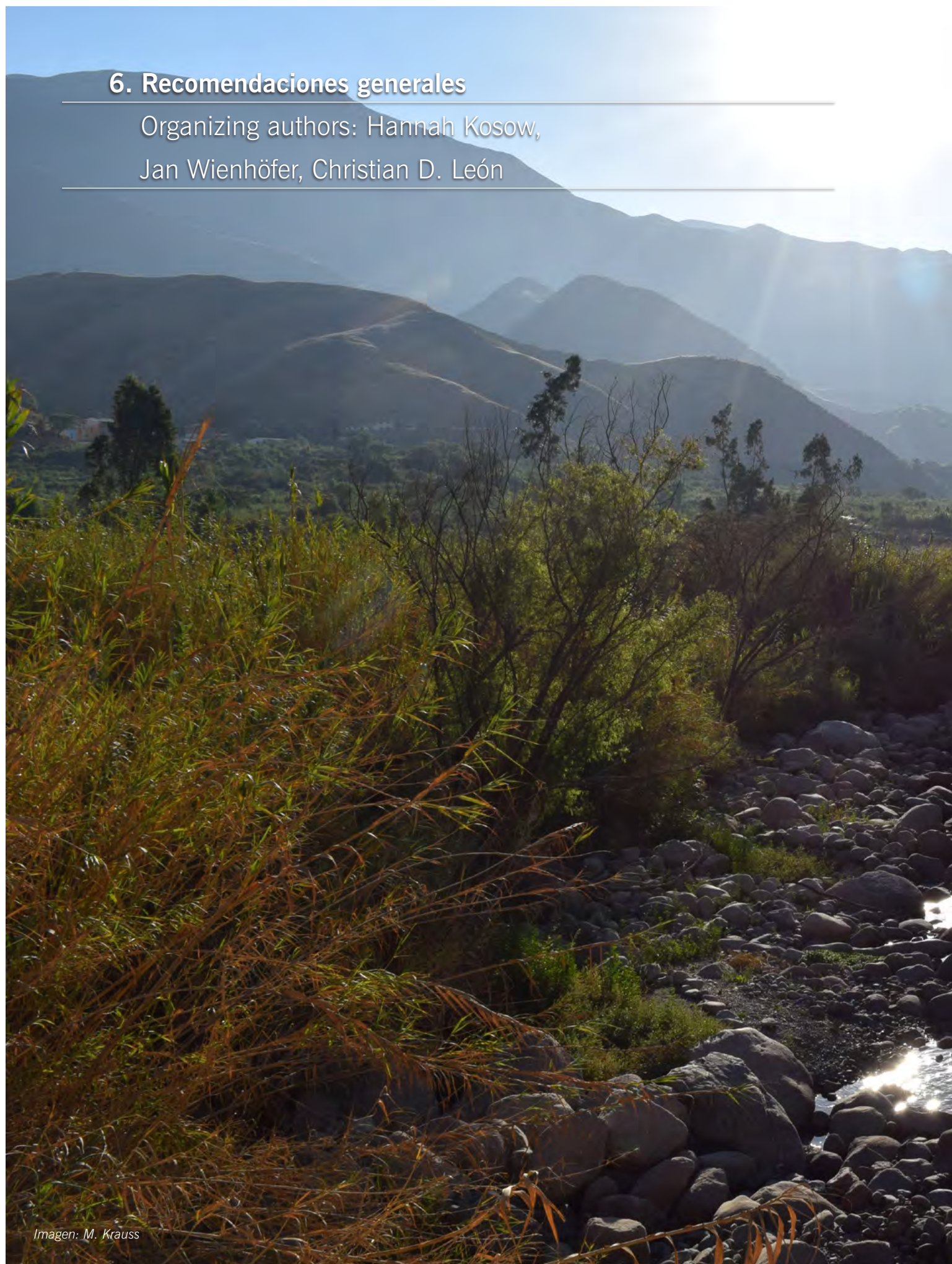


Imagen: M. Krauss



El enfoque específico del proyecto TRUST se caracteriza por dos tipos de actividades: En primer lugar, la creación de una base de información multidisciplinaria para la cuenca del río Lurín, y en segundo lugar, el desarrollo de conceptos integrados para el uso del agua, así como para la gestión de las aguas potables y residuales. Estos dos tipos están interrelacionados y cubren el ancho de banda de las cuestiones relacionadas con el agua en la cuenca del río Lurín, desde los recursos hídricos hasta la gestión del agua, pasando por su uso. Las siguientes 20 recomendaciones generales resumen nuestros resultados centrales y nuestras principales experiencias. Se dirigen a los actores involucrados en la gestión del agua en regiones prósperas con escasez de agua en toda América Latina y el mundo. Estamos convencidos de que los actores de la investigación y la práctica pueden beneficiarse de ellos para alcanzar el ODS 6.

COMPRENDER Y PROTEGER LOS RECURSOS HÍDRICOS (ODS 6.3 y 6.6)

1. Generar una base de datos completa y fiable para la toma de decisiones informada de las partes interesadas. Resulta útil un enfoque combinado de ciencias naturales y ciencias sociales para la recopilación de datos, especialmente en las regiones en las que no se dispone de datos fiables o éstos son escasos. Comprobar la plausibilidad de los conjuntos de datos disponibles públicamente mediante la triangulación con encuestas propias in situ y con evaluaciones de la población local.
2. Operar y mantener de forma continua estaciones de monitoreo de las precipitaciones y de los caudales del río para permitir la cuantificación de los recursos hídricos disponibles. Elegir cuidadosamente la ubicación de nuevas estaciones en regiones de especial interés, por ejemplo, para monitorear los recursos hídricos en lugares representativos o para apoyar la implementación de medidas previstas. Luego, coordinar entre todos los actores implicados en el diseño y operación del monitoreo hidrometeorológico de la red de medición.
3. Implementar un programa de monitoreo continuo de la calidad del agua para los parámetros físico-químicos y microbiológicos: Para los análisis de laboratorio, son esenciales los procedimientos cualificados de muestreo y análisis. Además, proporcionar a los actores locales equipos de análisis y permitirles realizar análisis básicos del agua, como, por ejemplo, la evaluación de las bacterias indicadoras fecales. Proporcionar capacitación técnica y metodológica tanto a los laboratorios centrales como a los actores locales.
4. Apoyar la evaluación del uso del suelo y la calidad del agua mediante técnicas de teledetección. Sin embargo, los métodos de campo convencionales sobre el terreno siguen siendo necesarios para poder utilizar los datos para un análisis en profundidad, por ejemplo, para las evaluaciones de riesgos mediante los Planes de Seguridad del Agua.
5. Sensibilizar sobre la protección de los recursos hídricos y los riesgos para la salud asociados a la calidad del agua. Comunicar los resultados del monitoreo de forma transparente, e ir más allá de la mera información, mediante la implementación de un diálogo interactivo y procesos participativos con la población local. Esto proporciona la base para una implementación exitosa de las medidas de reducción de riesgos.

TRANSFORMAR LOS CONFLICTOS MEDIANTE LA PLANIFICACIÓN CONJUNTA DEL USO DEL AGUA (ODS 6.5)

6. Implementar la planificación conjunta del uso del agua para prevenir y resolver conflictos entre los objetivos de los diferentes usuarios del agua y entre sus políticas. La planificación conjunta del uso del agua requiere la comunicación, el intercambio y la cooperación de los actores de todos los sectores y niveles, especialmente entre los actores de las zonas rurales y urbanas, así como entre los pobladores de las zonas ribereñas aguas arriba y aguas abajo. Para ello, es necesario que los distintos grupos de usuarios del agua de una cuenca se reúnan periódicamente y elaboren y apliquen conjuntamente estrategias integradas de uso del agua. Esto podría reforzar las formas

tradicionales de gobernanza del agua, como la autogestión rural, integrándolas en redes más amplias y potenciando nuevas formas de gobernanza del agua como, por ejemplo, los consejos de recursos hídricos de la cuenca.

7. Coordinar con los diversos actores de toda la cuenca para garantizar un diseño técnico óptimo, la aceptación social y el menor impacto ambiental de las políticas del agua. Esto es especialmente cierto cuando se aplican medidas para retener y estabilizar el caudal de los ríos en la parte media y alta de la cuenca.

ADAPTAR LAS SOLUCIONES DE GESTIÓN DEL AGUA A NIVEL LOCAL (ODS 6.1, 6.2 y 6.b)

8. Mejorar los servicios de agua y saneamiento, y el acceso a los mismos. Mantener estos servicios mejorados mediante una combinación de apoyo financiero, técnico, político y social. Desarrollar modelos de operadores e instrumentos de financiamiento adecuados para alcanzar los ODS en las zonas rurales. Por lo tanto, empoderar a las organizaciones comunales a través del apoyo técnico y financiero del Estado, así como a través de la información y el fortalecimiento de capacidades. Además, en los casos en que el financiamiento de los servicios de agua en base a las tarifas es limitado, por ejemplo, debido a un alto índice de pobreza, implementar otras soluciones para financiar las operaciones y generar incentivos para el ahorro de agua.
9. En las zonas rurales y urbanas, considerar soluciones integradas para el suministro de agua potable, el tratamiento de las aguas residuales, la eliminación de los lodos residuales, el reúso seguro de las aguas residuales y la higiene.
10. Adaptar el diseño, la operación y el mantenimiento de las plantas de tratamiento de agua potable y de aguas residuales a las condiciones locales.
11. Desarrollar soluciones adaptadas localmente junto con los actores locales: incluir a las partes interesadas locales, y en particular a los actores clave, en la evaluación de los conceptos para el tratamiento del agua potable y las aguas residuales, así como en la planificación e implementación de soluciones innovadoras (técnicas y organizativas). Los conceptos de gestión del agua no pueden tener éxito sin la aceptación social, el apoyo local y la posibilidad de adaptación a las condiciones y recursos locales del operador y las autoridades públicas respectivas.

MEJORAR EL TRATAMIENTO Y EL REÚSO DE LAS AGUAS RESIDUALES (ODS 6.3 y 6.4)

12. Prestar más atención a las aguas residuales tratadas de forma segura procedentes del tratamiento de aguas residuales municipales como recurso hídrico adicional en regiones con déficit hídrico. Existe un importante potencial de reutilización de estas aguas como agua de servicio para procesos industriales o agua para riego en la agricultura y las áreas verdes.
13. Tratar las aguas residuales municipales como corresponde para un reúso seguro. Además, deben debatirse los marcos legislativos y los límites máximos permisibles para el reúso del agua y, si es necesario, adaptarlos.
14. Transformar el uso informal de aguas residuales no tratadas para el riego en la agricultura en un reúso formalizado de aguas residuales tratadas de forma segura. El reúso directo ya se realiza a menudo, aunque es dudoso que el agua tenga la calidad requerida para el riego. La implementación del reúso seguro para el riego a nivel local debe ser apoyada por el fortalecimiento de capacidades y la sensibilización. Además, hay que estimular la cooperación entre los proveedores de aguas residuales y los demandantes (agricultores, municipios, industrias).

15. Considerar la recarga artificial de los acuíferos para mitigar el agotamiento de los recursos hídricos subterráneos y garantizar una extracción sostenible de las aguas subterráneas. Las aguas residuales suficientemente tratadas de las plantas municipales de tratamiento de aguas residuales podrían utilizarse para la infiltración, por ejemplo, a través de pozas de infiltración artificiales o directamente en el lecho del río durante la temporada seca.
16. Incluir el tema del reúso seguro en la agenda política y debatirlo en los diálogos públicos. Esto es esencial para abordar la aceptabilidad social y cultural del reúso, así como para prevenir conflictos de uso (potenciales o aparentes).

PLANIFICAR Y OPERAR INSTALACIONES DE AGUA Y AGUAS RESIDUALES (ODS 6.1 y 6.3)

17. Elegir tecnologías con bajos costos de operación. Se necesitan soluciones adaptadas, basadas en la naturaleza y de baja tecnología para tratar el agua potable, especialmente para las comunidades de las zonas de la cuenca alta (por ejemplo, filtración lenta de arena o de varias etapas). Los tratamientos avanzados (por ejemplo, las membranas) serán probablemente demasiado costosos y causarán problemas de mantenimiento (gestión de servicios, pero también vandalismo, etc.). Las plantas de tratamiento de aguas residuales deben basarse en una tecnología que permita un tratamiento constante con bajos costos de operación (por ejemplo, utilizando la tecnología de filtros percoladores).
18. La planificación y la operación del tratamiento del agua potable requieren el análisis del agua cruda, en lo que respecta a los aspectos de calidad (por ejemplo, presencia/ausencia y dimensión de indicadores fecales y patógenos, cambios de turbidez y carga), así como a los aspectos de cantidad.
19. La planificación y la operación de las plantas de tratamiento de aguas residuales requieren datos detallados; por ejemplo, las aguas residuales entrantes deben analizarse no sólo para determinar la DQO, sino también los nutrientes, como los compuestos de nitrógeno y fósforo, a fin de evitar deficiencias de nutrientes en la fase de tratamiento biológico. Hay que tener en cuenta las fuentes de emisión especiales, por ejemplo, de plantas industriales u otras actividades comerciales. El monitoreo detallado de las plantas de tratamiento de aguas residuales a intervalos cortos y regulares permite una operación más estable y un mejor control del proceso.
20. Las plantas piloto y de demostración pueden desempeñar un papel importante en la visualización y comprensión del uso y la aplicación exitosos de las tecnologías de tratamiento y contribuir a su aceptación. Pueden aumentar el interés y garantizar un compromiso fiable de los actores implicados, que son la base de una cooperación exitosa. Por último, estas plantas son útiles para recopilar parámetros de diseño para las plantas a gran escala.



Imagen: M. Krauss

Referencias bibliográficas

- Alcamo, L. (2019). Regionalization of Precipitation in the Sparsely Gauged Western Slopes of the Peruvian Andes. Master's thesis, Karlsruhe Institute of Technology, Germany.
- Alfaro, J. C. & Claverías, R. (2010). Diagnostico Socioeconómico de la cuenca del Río Lurín. Centro global para el desarrollo y la democracia, Lima, Perú.
- Amy, G. & Drewes, J. (2007). Soil aquifer treatment (SAT) as a natural and sustainable wastewater reclamation/reuse technology: fate of wastewater effluent organic matter (EfOM) and trace organic compounds. *Environmental monitoring and assessment* 129 (1-3), 19-26.
- Asano, T. & Cotruvo, J. (2004). Groundwater recharge with reclaimed municipal wastewater: health and regulatory considerations. *Water research* 38 (8), 1941-1951.
- Aybar, A. (2020). Hydrologische Modellierung und Übertragbarkeit von Parametern am Beispiel der Einzugsgebiete Chillón und Lurín in Perú (Hydrological modelling and transferability of parameters using as an example the Chillón and Lurín river catchment in Perú). Master's thesis, Karlsruhe University of Applied Sciences, Germany.
- Aybar, C., Fernández, C., Huerta, A., Lavado, W., Vega, F., & Felipe-Obando, O. (2019). Construction of a high-resolution gridded rainfall dataset for Peru from 1981 to present day. *Hydrological Sciences Journal*, 65 (5), 770-785. <https://doi.org/10.1080/02626667.2019.1649411>
- Behnke, R. & Schwaiger, M. (2019). Collection of State-of-the-art participatory approaches for conflict reduction/stakeholder involvement. Technical Report 3Lynx. <https://www.interreg-central.eu/Content.Node/3Lynx/D.T1.3.1-Collection-of-state-of-the-art-participatory-app-2.pdf>
- Brauer, F., Fischer, T., & Sturm, S. (2019). Digitale Anwendung zum Risikomanagement in der Trinkwasserversorgung. Veröffentlichungen aus dem DVGW-Technologiezentrum Wasser Karlsruhe (90), ISSN 1434-5765, 1-18.
- Calzada, J., Iranzo, S., & Sanz, A. (2017). Community-Managed Water Services. The Case of Peru. *The Journal of Environment & Development* 26/4, 400-428. <https://doi.org/10.1177/1070496517734020>
- Coronel, H. C. (2012). Modelo Matemático del Acuífero Lurín - Actualización y Operación. Informe final. SEDAPAL, Lima, Perú.
- DWA-A 131 (2016). Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen (Dimensioning of single-stage activated sludge plants), Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef.
- DWA-DVWK-A 281 (2001). Bemessung von Tropfkörpern und Rotationstauchkörpern (Design of trickling filters and rotating plungers). Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef.
- EPA/600/R-12/618 (2012). Guidelines for Water Reuse, EPA/600/R-12/618.
- Gottwalt, J., Abecker, A., Brauer, F., Fischer, T., Riepl, D., Rojas, V., & Sturm, S. (2018a). Designing a Web-Based Application for Process-Oriented Risk Management of Drinking-Water Catchments According to the Water Safety Plan Approach. H.-J. Bungartz, D. Kranzlmüller, V. Weinberg, J. Weismüller, V. Wohlgemuth (Hrsg.): *Advances and New Trends in Environmental Informatics - Managing Disruption, Big Data and Open Science*. Progress in IS.
- Gottwalt, J., Riepl, D., Abecker, A., Brauer, F., Fischer, T., & Sturm, S. (2018b). Prototyp einer web-basierten Software-Anwendung zur Unterstützung des Water Safety Plan (WSP) Konzepts. Tagungsband des 25. Workshops „Umweltinformationssysteme 2018 - Umweltdaten - in allen Dimensionen und zu jeder Zeit? (UIS 2018)“ des Arbeitskreises „Umweltinformationssysteme“ der Fachgruppe „Informatik im Umweltschutz“ der Gesellschaft für Informatik (GI), Nürnberg, Deutschland, 7./8. Juni 2018. <http://ceur-ws.org/Vol-2197/paper9.pdf>
- Howard, G. & Bartram, J. (2003). Domestic Water Quantity, Service, Level and Health. World Health Organization (WHO). https://www.who.int/water_sanitation_health/diseases/WSH0302.pdf
- INEI (2017). Sistema de Consulta de Abastecimiento de Agua por Red Pública a nivel de manzana, Censos Nacionales 2017. Instituto Nacional de Estadística e Informática, Lima, Perú. <https://agua.inei.gob.pe/>
- INEI (2018). Perú: Crecimiento y distribución de la población, 2018. Censos Nacionales 2017: XII de Población y VII de Vivienda. Instituto Nacional de Estadística e informática, Lima, Perú. https://www.inei.gob.pe/media/MenuRecursivo/publicaciones_digitales/Est/Lib1530/libro.pdf [accessed on 13.05.2020].
- INEI (2020). Perú: Formas de Acceso al Agua y Saneamiento Básico. Instituto Nacional de Estadística e informática, Lima, Perú. https://www.inei.gob.pe/media/MenuRecursivo/boletines/boletin_agua_junio2020.pdf [accessed on 11.12.2020].
- Jeong, H., Jun, S.-C., Cheon, J.-Y., & Park, M. (2018). A review on clogging mechanisms and managements in aquifer storage and recovery (ASR) applications. *Geosci J* 22 (4), 667-679. <http://dx.doi.org/10.1007/s12303-017-0073-x>.
- Keller, S., Riese, F. M., Allroggen, N., & Jackisch, C. (2020). HydReSGeo: Field experiment dataset of surface-subsurface infiltration dynamics acquired by hydrological, remote sensing, and geophysical measurement techniques. GFZ Data Services. <https://doi.org/10.5880/figeo.2020.015>

- Kosow, H., León, C., & Zahumensky, Y. (2019). Water conflict and policy analysis: A new methodology to identify conflict free policy-mixes. GROW Mid-term Conference: Global analysis and local solutions for sustainable water resources management. Frankfurt am Main, 20.-21.02.2019.
- Kosow, H., Weimer-Jehle, W., León, C., & Minn, F. (2020a). Designing synergetic and sustainable policy mixes - a new methodology. 10th International Congress on Environmental Modelling and Software, "Modelling for Environmental Sustainability", 14.-18.09.2020, Brussels, Belgium.
- Kosow, H., León, C., Minn, F., Acevedo, A., Bondy, J., Castro, S., Miranda, L., Krauss, M., Sturm, S., Prehofer, S., & Weimer-Jehle W (2020b). Integrating local knowledge and technical expertise in water research. Experiences from the Río Lurín catchment, Peru. 10th International Congress on Environmental Modelling and Software "Modelling for Environmental Sustainability", 14.-18.09.2020, Brussels, Belgium.
- Kramer, H. K., Krauss, M., & León, C. (2020). A transect walk to observe water and sanitation infrastructure undertaken in the rural municipality San Andrés de Tupicocha in the Peruvian Andes. Universität Stuttgart. <https://doi.org/10.18419/opus-11053> [accessed on 14.12.2020].
- Krauss, M., Hügler, M., Kosow, H., Wasielewski, S., Zahumensky, Y., Stauder, S., Wienhöfer, J., Kramer, H., Minke, R., & León, C. (2019a). Developing water management concepts for supporting SDG 6 in the metropolitan area of Lima/Peru. *Water Solutions* 4, 2019, 36-43.
- Krauss, M., Hügler, M., Kosow, H., Wasielewski, S., Zahumensky, Y., Stauder, S., Wienhöfer, J., Minke, R., & León, C. (2019b). Entwicklung von Trink- und Abwasserkonzepten in der Metropolregion Lima/Peru zur Unterstützung der Nachhaltigen Entwicklungsziele der Vereinten Nationen. *Wasser und Abfall* 07-08/2019, 42-48.
- Lasagna, M., Luca, D. de, Debernardi, L., & Clemente, P. (2013). Effect of the dilution process on the attenuation of contaminants in aquifers. *Environ Earth Sci* 70 (6), 2767–2784.
- León, C. D. & Kosow, H. (2019). Wasserknappheit in Megastädten am Beispiel Lima. Lozán J., Breckle S. W., Kuttler W., & Matzarakis A. (Eds.): Warnsignal Klima: Die Städte. Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg, 191-196.
- León, C. D., Kosow, H., Zahumensky, Y., Krauss, M., Wasielewski, S., Minke, R., Wienhöfer, J., Riese, F., Keller, S., Sturm, S., Brauer, F., Hügler, M., Gottwalt, J., & Riepl, D. (2019). Solutions and planning tools for water supply and wastewater management in prosperous regions tackling water scarcity. Proceedings of the GROW Midterm Conference – Global analyses and local solutions for sustainable water resources management. Frankfurt am Main, 28-31.
- Maier, P. M. & Keller, S. (2020). SpecWa: Spectral remote sensing data and chlorophyll a values of inland waters. GFZ Data Services. <https://doi.org/10.5880/fidgeo.2020.036>
- Masciopinto, C., La Mantia, R., & Chrysikopoulos, C. (2008). Fate and transport of pathogens in a fractured aquifer in the Salento area, Italy. *Water Resources Research* 44 (1), 283.
- MVCS (2018). Resolución Ministerial No. 192-2018-VIVIENDA: Norma Técnica de Diseño: Opciones Tecnológicas para Sistemas de Saneamiento en el Ámbito Rural. Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento, Lima, Perú.
- Observatorio del Agua Chillón Rímac Lurín (2019). Diagnóstico Inicial para el Plan de Gestión de Recursos Hídricos de las cuencas Chillón, Rímac, Lurín y Chilca. Autoridad Nacional del Agua, Lima, Perú. <https://hdl.handle.net/20.500.12543/3901>.
- Ochoa-Tocachi, B.F., Bardales, J.D., Antiporta, J., Pérez, K., Acosta, L., Mao, F., Zulkafli, Z., Gil-Ríos, J., Angulo, O., Grainger, S., Gammie, G., De Bièvre, B. & Buytaert, W. (2019). Potential contributions of pre-Inca infiltration infrastructure to Andean water security. *Nature Sustainability* 2 (7), 584–593.
- Riese, F. M. (2020). Development and Applications of Machine Learning Methods for Hyperspectral Data. Doctoral thesis, Karlsruhe Institute of Technology, Germany.
- Riese, F. M. & Keller, S. (2018). Hyperspectral benchmark dataset on soil moisture. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.1227837>
- Riese, F. M. & Keller, S. (2019). Soil Texture Classification with 1D Convolutional Neural Networks based on Hyperspectral Data. *ISPRS Annals of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences* (2019 ISPRS). <https://doi.org/10.5194/isprs-annals-IV-2-W5-615-2019>
- Riese, F. M. & Keller, S. (2020). Supervised, Semi-Supervised, and Unsupervised Learning for Hyperspectral Regression. S. Prasad & J. Chanussot (Eds.), *Hyperspectral Image Analysis - Advances in Computer Vision and Pattern Recognition*. Springer Nature Switzerland AG. https://doi.org/10.1007/978-3-030-38617-7_7
- Riese, F. M., Keller, S., & Hinz, S. (2020a). Supervised and Semi-Supervised Self-Organizing Maps for Regression and Classification Focusing on Hyperspectral Data. *Remote Sensing*, 12 (1), 7. Geospatial Week 2019, Enschede, NL, 10.-14.06.2019. Vol. IV-2/W5, 615-621. <https://doi.org/10.3390/rs12010007>
- Riese, F. M., Schroers, S., Wienhöfer, J., & Keller, S. (2020b). Aerial Peruvian Andes Campaign (ALPACA) Dataset 2019. KITopen. <https://doi.org/10.5445/IR/1000118082>
- Rothfuß, C. (2019). Estimation of Soil Texture with Machine Learning and Multispectral Data: A Case Study in Saxony, Germany. Master's thesis, Karlsruhe Institute of Technology, Germany.

Referencias bibliográficas

- Samaniego, L., Kumar, R., & Attinger, S. (2010). Multiscale parameter regionalization of a grid-based hydrologic model at the mesoscale, *Water Resources Research* 46, 1-25. <https://doi.org/10.1029/2008WR007327>
- Schroers, S., Bondy, J., & Wienhöfer, J. (2021). Lurin Basin, Andean Measurement Campaign and Dataset (LAMA). KITopenData. <https://doi.org/10.5445/IR/1000130149>
- Schütze, M., Seidel, J., Chamorro, A., & León C. (2019). Integrated modelling of a megacity water system – The application of a transdisciplinary approach to the Lima metropolitan area. *Journal of Hydrology* 573, 983-993. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.03.045>
- Sharma, S. & Kennedy, M. (2017). Soil aquifer treatment for wastewater treatment and reuse. *International Biodeterioration & Biodegradation* 119, 671-677.
- TrinkwV (2001). Trinkwasserverordnung (Drinking Water Regulation), Fassung vom 19. Juni 2020, Bundesgesetzblatt (29), Teil 1, 1328.
- UN General Assembly (2015). Transforming our world: The 2030 agenda for sustainable development, 21 October 2015, A/RES/70/1.
- Vandenbohede, A., van Houtte, E., & Lebbe, L. (2008): Groundwater flow in the vicinity of two artificial recharge ponds in the Belgian coastal dunes. *Hydrogeol J* 16 (8), 1669-1681.
- Weimer-Jehle, W. (2006). Cross-Impact Balances: A System-Theoretical Approach to Cross-Impact Analysis. *Technological Forecasting and Social Change* 73 (4), 334-361. <https://doi.org/10.1016/j.techfore.2005.06.005>
- Weitz N., Carlsen H., & Trimmer C. (2019). SDG Synergies: An Approach for coherent 2030 Agenda Implementation. SEI Policy Brief May 2019. <https://www.sei.org/wp-content/uploads/2019/04/sei-brief-2019-sdg-synergies-2.pdf>
- WHO (2003a). Groundwater recharge with recycled municipal wastewater: criteria for health related guidelines. World Health Organization (WHO).
- WHO (2003b). Guidelines for Drinking-Water Quality. 3rd edition, incorporating 1st and 2nd addenda. World Health Organization (WHO), Geneva (Vol. 1).
- WHO (2017). Guidelines for drinking-water quality, 4th edition, incorporating the 1st addendum. World Health Organization (WHO). https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/drinking-water-quality-guidelines-4-including-1st-addendum/en/ [accessed on 05/06/20].
- Zucchetti, A. & Chirinos, C. (2001). Manejo alternativo de conflictos vinculados al uso de suelo en la cuenca del río Lurín, Lima, Perú. Informe final. International Development Research Centre (IDRC), Conflict and Collaboration in Natural Resource Management, Small Grants Program. <https://idl-bnc-idrc.dspacedirect.org/bitstream/handle/10625/29540/117891.pdf>

Abbreviation	Description
ADESAMA	Asociación en Defensa de la Salud y Medio Ambiente
AGUA-C	Asociación Civil para la Gestión del Agua en Cuencas
ALA CHIRILU	Administración Local de Agua Chillón Rímac Lurín
ANA	Autoridad Nacional del Agua
Aquafondo	El Fondo de Agua para Lima
ATM	Área Técnica Municipal para la gestión de los servicios de agua y saneamiento
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung (Ministerio Federal de Educación e Investigación de Alemania)
BP	Breakpoint (punto de quiebre)
CC	Comunidad Campesina
CCA	Centro de Competencias del Agua
CFU	Colony Forming Unit
CHIRILU	Chillón, Rímac, Lurín
CHIRPS	Climate Hazards Group Infrared Precipitation
CI	Cross Impact (impacto cruzado)
CIB	Cross Impact Balance Analysis (Análisis de impactos cruzados)
COPDES	Conciencia para el Desarrollo Sustentable
COT	Carbono orgánico total
CR	Comité de Regantes
CRHCI CHIRILU	Consejo de Recursos Hídricos de Cuenca Interregional Chillón Rímac Lurín
DBO	Demanda biológica de oxígeno
DEM	Digital Elevation Model (modelo digital de elevación)
DLR	Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt (Centro Aeroespacial Alemán)
DN	nominal diameter in mm (diámetro nominal en milímetros)
DQO	Demanda química de oxígeno
ECA	Estándares de Calidad Ambiental
EDTA	Ethylendiamintetraacetate
ESA	European Space Agency (Agencia Espacial Europea)
ETp	Evapotranspiración potencia
Fenix	Fenix Power Perú S.A.
FLA	Filtro lento de arena
FP	Filtro percolador
FRA	Filtro rápido de arena
FREDELU	Frente de Defensa Lurín
GORE Lima	Gobierno Regional de Lima
GRoW	Globale Ressource Wasser (medida de financiamiento „El agua como recurso global” del Ministerio Federal de Educación e Investigación de Alemania)
Grupo GEA	Grupo Emprendedores Ambientales
GTM Lurín	Grupo de Trabajo Multisectorial de la Cuenca del Río Lurín
HPC	Heterotrophic Plate Counts (recuentos heterotróficos en placas)
IDMA	Instituto de Desarrollo y Medio Ambiente
INEI	Instituto Nacional de Estadística e Informática
INGEMMET	Instituto Geológico Minero y Metalúrgico
IPF	Instituto de Fotogrametría y Telemetría, Universidad Tecnológica de Karlsruhe (KIT)
IPROGA	Instituto de Promoción para la Gestión del Agua
ISRIC	International Soil Reference and Information Centre (Centro Internacional de Referencia e Información en Suelos)
ISWA	Instituto de Ingeniería Sanitaria, Calidad del Agua y Gestión de Residuos Sólidos, Universidad de Stuttgart
IWG	Instituto para la Gestión del Agua y de Cuencas Hidrográficas – Hidrología, Universidad Tecnológica de Karlsruhe (KIT)

Abreviaturas

Abbreviation	Description
JASS	Junta Administradora de Servicios de Saneamiento
JU Lurín	Junta de Usuarios del Sector Hidráulico Lurín
KIT	Karlsruhe Institute of Technology (Universidad Tecnológica de Karlsruhe)
LAI	Leaf Area Index (índice de área foliar)
Lindley	Arca Continental Lindley S.A.
LTV	Landestalsperrenverwaltung Sachsen (Administración Estatal de Represas del Estado Libre de Sajonia, Alemania)
MD	Municipalidad Distrital
mHM	mesoscale Hydrologic Model
MINAM	Ministerio del Ambiente
MINEDU	Ministerio de Educación
MINSAL	Ministerio de Salud
ML	Machine Learning
MMCL	Mancomunidad Municipal de la Cuenca Lurín
MODIS	Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer
MP Huarochirí	Municipalidad Provincial Huarochirí
MPN	Most Probable Number
msnm	Metros sobre el nivel del mar
MVCS	Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento
MYPE	Micro y Pequeñas Empresas
NASA	National Aeronautics and Space Administration
NTU	Nephelometric Turbidity Unit (unidades nefelométricas de turbidez)
OA CHIRILU	Observatorio del Agua Chillón Rímac Lurín
ODS	Objetivo de Desarrollo Sostenible
OMS	Organización Mundial de Salud
ONG	Organización no gubernamental
P tot / PT	Fósforo total
PE	Polietileno
PISCO	Peruvian Interpolation of the SENAMHI'S Climatological and hydrological data Observations (Interpolación peruana de las observaciones de datos climatológicos e hidrológicos del SENAMHI)
PNSR	Programa Nacional de Saneamiento Rural
PS	Puesto de Salud
PSA	Plan de Seguridad del Agua
PTAR	Planta de tratamiento de aguas residuales
PUCP	Pontificia Universidad Católica del Perú
PVC	Cloruro de polivinilo
PVL	Programa Vaso de Leche
RAFA / UASB	Reactor anaerobio de flujo ascendente / Upflow Anaerobic Sludge Blanket
SAC	Specific absorption coefficient in 1/m
SEDAPAL	Servicio de Agua Potable y Alcantarillado de Lima
SENASA	Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología
SIG	Sistema de información geográfica
SSD	Sólidos disueltos totales
SST	Sólidos suspendidos totales
SUNASS	Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento
TanDEM-X	TerraSAR-X add-on for Digital Elevation Measurement

Abreviatura	Descripción
TCC	Total Cell Counts (recuentos totales de células)
TKN	Nitrógeno Total Kjeldahl
TRMM	Tropical Rainfall Measuring Mission
TRUST	Trinkwasserversorgung in prosperierenden Wassermangelregionen nachhaltig, gerecht und ökologisch verträglich: Entwicklung von Lösungs- und Planungswerkzeugen zur Erreichung der nachhaltigen Entwicklungsziele am Beispiel der Region Lima/Peru (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)
TZW	TZW: DVGW Centro Tecnológico del Agua, Karlsruhe
UAV	Unmanned Aerial Vehicles (vehículos aéreos no tripulados)
UE	Union Europea
UFC	Unidades formadoras de colonias
UNACEM	Unión Andina de Cementos S. A. A.
UNALM	Universidad Nacional Agraria La Molina
UNI	Universidad Nacional de Ingeniería
UTEC	Universidad de Ingeniería y Tecnología
WHO	World Health Organization (Organización Mundial de Salud)
WSP	Water Safety Plan
Yanbal	Yanbal Unique S.A.
ZIRIUS	Centro de Estudios Interdisciplinarios sobre Riesgos e Innovaciones, Universidad de Stuttgart

Autores

NOMBRES	ORGANIZACIÓN	CORREO ELECTRÓNICO
Christian D. León	Centro de Estudios Interdisciplinarios sobre Riesgos e Innovaciones (ZIRIUS), Universidad de Stuttgart	christian.leon@zirius.uni-stuttgart.de
Dr. Hannah Kosow	Centro de Estudios Interdisciplinarios sobre Riesgos e Innovaciones (ZIRIUS), Universidad de Stuttgart	hannah.kosow@zirius.uni-stuttgart.de
Fabienne Minn	Centro de Estudios Interdisciplinarios sobre Riesgos e Innovaciones (ZIRIUS), Universidad de Stuttgart	fabienne.minn@zirius.uni-stuttgart.de
Yvonne Zahumensky	Centro de Estudios Interdisciplinarios sobre Riesgos e Innovaciones (ZIRIUS), Universidad de Stuttgart	yvonne.zahumensky@zirius.uni-stuttgart.de
Ralf Minke	Instituto de Ingeniería Sanitaria, Calidad del Agua y Gestión de Residuos Sólidos (ISWA), Universidad de Stuttgart	ralf.minke@iswa.uni-stuttgart.de
Stephan Wasielewski	Instituto de Ingeniería Sanitaria, Calidad del Agua y Gestión de Residuos Sólidos (ISWA), Universidad de Stuttgart	stephan.wasielewski@iswa.uni-stuttgart.de
Manuel Krauss	Instituto de Ingeniería Sanitaria, Calidad del Agua y Gestión de Residuos Sólidos (ISWA), Universidad de Stuttgart	afiliación actual: Research Institute for Water and Waste Management at the RWTH Aachen University (FiW) e. V. krauss@fiw.rwth-aachen.de
Hanna Kramer	Instituto de Ingeniería Sanitaria, Calidad del Agua y Gestión de Residuos Sólidos (ISWA), Universidad de Stuttgart	hanna.kramer@iswa.uni-stuttgart.de
Dr. Jan Wienhöfer	Instituto para la Gestión del Agua y Cuencas Hidrográficas – Hidrología (IWG), Universidad Tecnológica de Karlsruhe (KIT)	jan.wienhoefer@kit.edu
Jan Bondy	Instituto para la Gestión del Agua y Cuencas Hidrográficas – Hidrología (IWG), Universidad Tecnológica de Karlsruhe (KIT)	jan.bondy@kit.edu
Samuel Schroers	Instituto para la Gestión del Agua y Cuencas Hidrográficas – Hidrología (IWG), Universidad Tecnológica de Karlsruhe (KIT)	samuel.schroers@kit.edu
Dr. Sina Keller	Instituto de Fotogrametría y Percepción Remota (IPF), Universidad Tecnológica de Karlsruhe	sina.keller@kit.edu
Dr. Felix Riese	Instituto de Fotogrametría y Percepción Remota (IPF), Universidad Tecnológica de Karlsruhe	felix.riese@kit.edu
Prof. Dr. Stefan Hinz	Instituto de Fotogrametría y Percepción Remota (IPF), Universidad Tecnológica de Karlsruhe	stefan.hinz@kit.edu
Sebastian Sturm	TZW: DVGW-Centro Tecnológico del Agua, Karlsruhe	sebastian.sturm@tzw.de

NOMBRES	ORGANIZACIÓN	CORREO ELECTRÓNICO
Dr. Michael Hügler	TZW: DVGW-Centro Tecnológico del Agua, Karlsruhe	michael.huegler@tzw.de
Friederike Brauer	TZW: DVGW-Centro Tecnológico del Agua, Karlsruhe	friederike.brauer@tzw.de
Thilo Fischer	TZW: DVGW-Centro Tecnológico del Agua, Karlsruhe	thilo.fischer@tzw.de
Dr. Stefan Stauder	TZW: DVGW-Centro Tecnológico del Agua, Karlsruhe	stefan.stauder@tzw.de
Jaime Cardona	decon international GmbH	j.cardona@decon.de
Johannes Chamorro	decon international GmbH	j.chamorro@decon.de
Lucia Hahne	Disy Informationssysteme GmbH	lucia.hahne@disy.net

Agradecimientos

Nos gustaría agradecer a las siguientes organizaciones de Perú y Alemania su apoyo y compromiso con el proyecto TRUST (en orden alfabético):

Autoridad Nacional del Agua (ANA)

Centro de Competencias del Agua (CCA)

Comunidad Campesina San Andrés de Tupicocha

Fondo de Agua para Lima y Callao (AQUAFONDO)

Horizontes en Medio Ambiente y Salud (HOMAS)

Junta Administradora de Servicios de Saneamiento (JASS) Tupicocha

Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen (LTV)

Municipalidad Distrital de San Andrés de Tupicocha

Observatorio del Agua Chillón, Rímac, Lurín (OA CHIRILU)

Servicio de Agua Potable y Alcantarillado de Lima (SEDAPAL)

Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología (SENAMHI)

Servicios Educativos Rurales (SER)

Universidad Nacional Agraria La Molina (UNALM)

Universidad Nacional de Ingeniería (UNI)

Gracias a todos los estudiantes y personal de laboratorio de la Universidad de Stuttgart, de la Universidad Tecnológica de Karlsruhe (KIT) y del TZW:DVGW-Centro Tecnológico del Agua que han participado en el proyecto.

También estamos muy agradecidos a todos los participantes en los talleres y a los entrevistados por su tiempo y conocimiento, y por contribuir a los resultados del proyecto.

Traducción: María Fe Torres, mafe@tradinterprete.com

Diseño gráfico: Tanja Meyer



www.grafik-esslingen.de / www.rundumseck.de





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

Con la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible, las Naciones Unidas han establecido un catálogo de 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) para lograr un futuro mejor y más sostenible para todos en 2030. Un aspecto importante, formulado como Objetivo 6, es garantizar la disponibilidad de agua y su gestión sostenible y el saneamiento para todos. La consecución del ODS 6 representa un reto para la planificación, la gobernanza y la gestión del agua, especialmente en las regiones prósperas con déficit hídrico, donde la demanda de agua aumenta constantemente y supera el suministro sostenible.

Utilizando el ejemplo de la cuenca del río Lurín en Lima, Perú, el proyecto TRUST demostró cómo los enfoques interdisciplinarios y transdisciplinarios pueden contribuir a resolver los desafíos de la gestión del agua relacionados con la consecución del ODS 6 en regiones prósperas con déficit hídrico. Los enfoques cubren los ámbitos estrechamente interrelacionados de los recursos hídricos, el uso del agua y la gestión del agua. El trabajo en cada uno de estos ámbitos comenzó con la creación de una base de información, seguida de la realización de análisis y el desarrollo de conceptos integrados. Los conceptos abarcaban el suministro de agua potable, el tratamiento y la eliminación segura de las aguas residuales y la reutilización del agua. Se desarrollaron en estrecha colaboración con los actores locales y las autoridades nacionales. Los métodos y herramientas pueden transferirse a otras regiones del mundo con retos similares.

Este informe pretende ser un manual para ayudar a los responsables de la toma de decisiones y a todas las partes interesadas en la gestión de los recursos hídricos a desarrollar y aplicar soluciones adaptadas a nivel local para la gestión sostenible del agua.

El proyecto en el que se basa este informe fue financiado por el
Ministerio Federal de Educación e Investigación de Alemania
bajo el código de financiación 02WGR1426A-G.

El contenido de esta publicación es responsabilidad de los autores.

SPONSORED BY THE

