

**UNIVERSIDAD NACIONAL JORGE BASADRE GROHMANN**

**Facultad de Ingeniería Civil, Arquitectura y Geotecnia**

**Escuela Profesional de Ingeniería Civil**

**IDENTIFICACIÓN DE PROCESOS DE CONTAMINACIÓN DEL  
ACUÍFERO CAPLINA Y SU IMPACTO EN LA AGRICULTURA  
Y OTROS USOS**

**TESIS**

**PRESENTADA POR:**

**Bach. Gloria Celeste Espino Arias**

**Bach. Mireya Deysi Gutierrez Jimenez**

**Para optar el Título Profesional de:**

**INGENIERO CIVIL**

**TACNA – PERÚ**

**2025**

**UNIVERSIDAD NACIONAL JORGE BASADRE GROHMANN**

Facultad de Ingeniería Civil, Arquitectura y Geotecnia

Escuela Profesional de Ingeniería Civil

**"IDENTIFICACIÓN DE PROCESOS DE CONTAMINACIÓN DEL ACUÍFERO CAPLINA  
Y SU IMPACTO EN LA AGRICULTURA Y OTROS USOS"**

Tesis sustentada y aprobada el día 15 de octubre del 2025 estando integrado el Jurado  
Calificador por:

**PRESIDENTE**

:

  
.....  
**Mtro. Ing. César José Avendaño Jihuallanga**

**SECRETARIO**

:

  
.....  
**Dr. Ing. Alexander Nicolas Vilcanqui Alarcón**

**VOCAL**

:

  
.....  
**Ph.D. Ing. Edwin Martin Pino Vargas**

**ASESOR DE TESIS**

:

  
.....  
**Ph.D. Ing. Edwin Martin Pino Vargas**

## CERTIFICADO DE SIMILITUD

Yo, Ph.D. Edwin M. Pino Vargas, en mi condición de asesor acreditado por la Resolución de Facultad N° 962-2024-FIG/UNJBG del 11 de diciembre del 2024, de la Tesis titulada: "IDENTIFICACIÓN DE PROCESOS DE CONTAMINACIÓN DEL ACUÍFERO CAPLINA Y SU IMPACTO EN LA AGRICULTURA Y OTROS USOS". Presentado por la Bach. Gloria Celeste Espino Arias y la Bach. Mireya Deysi Gutierrez Jimenez, para optar el título profesional de Ingeniero Civil.

Habiendo cumplido con lo establecido en el reglamento de originalidad y similitud de trabajos de investigación y producción intelectual de la UNJBG, considerando que según la revisión, evaluación y análisis realizado a través del software de similitud textual TURNITIN, cuenta con el nivel de similitud permitido cuyo porcentaje es 6%.

Por lo que CERTIFICO LA SIMILARIDAD de la tesis enunciada líneas arriba, la cual está expedita para continuar con los trámites para optar el título profesional de Ingeniero Civil, según corresponda para su publicación en el Repositorio Institucional.

Tacna, 20 de noviembre del 2025



**FIRMA DE ASESOR**

**Nombres y Apellidos:** Ph.D. Edwin M. Pino Vargas

**DNI:** 00486621



**FIRMA AUTOR**

**Nombres y Apellidos:** Gloria Celeste Espino Arias

**DNI:** 73034547



**FIRMA AUTOR**

**Nombres y Apellidos:** Mireya Deysi Gutierrez Jimenez

**DNI:** 71234057

## **DEDICATORIA**

*Este trabajo está dedicado a mi familia, la cual siempre me ha brindado su apoyo y amor incondicional para poder culminar mis estudios.*

*A mis docentes que me sirvieron de aliento para seguir adelante y son una motivación para seguir luchando por mis sueños.*

## **AGRADECIMIENTO**

*Agradezco a Dios por otorgar salud y un día más de vida para poder continuar como profesional en esta hermosa carrera que es la Ingeniería Civil.*

*Agradezco a todos mis docentes que me enseñaron todo lo necesario para ser un excelente profesional*

*Agradezco a mi asesor y mentor en la investigación, PhD. Edwin Pino, el cual me otorgó la oportunidad de iniciar una carrera como investigador.*

*Esta investigación fue desarrollada en el marco del proyecto de investigación financiado con fondos de canon, sobre canon y regalías mineras de la Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann, Vicerrectorado de Investigación, proyecto “Determinación de las reservas de agua dulce del acuífero Caplina y evaluación de riesgos de la salinización para un manejo sostenible del agua subterránea, Tacna, Perú”, aprobado con RESOLUCIÓN RECTORAL N° 15241-2025-UNJBG*

## ÍNDICE

<b>DEDICATORIA</b>	<b>ii</b>
<b>AGRADECIMIENTO</b>	<b>iii</b>
<b>ÍNDICE DE FIGURAS</b>	<b>vi</b>
<b>ÍNDICE DE TABLAS</b>	<b>vii</b>
<b>RESUMEN</b>	<b>viii</b>
<b>ABSTRACT</b>	<b>ix</b>
<b>INTRODUCCIÓN</b>	<b>1</b>
<b>CAPÍTULO I</b>	<b>3</b>
<b>ASPECTOS GENERALES</b>	<b>3</b>
<b>1.1. Descripción Del Área De Estudio</b>	<b>3</b>
<b>1.1.1. Ubicación</b>	<b>3</b>
<b>1.1.2. Clima</b>	<b>4</b>
<b>1.1.3. Clasificación climática</b>	<b>5</b>
<b>1.2. Planteamiento Del Problema</b>	<b>7</b>
<b>1.2.1. Problema principal</b>	<b>7</b>
<b>1.2.2. Problemas específicos</b>	<b>7</b>
<b>1.3. Objetivo De La Investigación</b>	<b>8</b>
<b>1.3.1. Objetivo principal</b>	<b>8</b>
<b>1.3.2. Objetivos específicos</b>	<b>8</b>
<b>1.4. Hipótesis De La Investigación</b>	<b>8</b>
<b>1.5. Justificación</b>	<b>9</b>
<b>CAPÍTULO II</b>	<b>11</b>
<b>MARCO TEÓRICO</b>	<b>11</b>
<b>2.1. Antecedentes</b>	<b>11</b>
<b>2.2.1. Abastecimiento de Agua</b>	<b>13</b>
<b>2.2.2. Acuíferos</b>	<b>14</b>
<b>2.2.3. Contaminación de Acuíferos</b>	<b>14</b>
<b>2.2.4. Recurso Hídrico</b>	<b>17</b>
<b>2.2.5. Legislación Ambiental</b>	<b>17</b>
<b>2.2.6. Agricultura</b>	<b>18</b>
<b>CAPÍTULO III</b>	<b>19</b>
<b>METODOLOGÍA</b>	<b>19</b>
<b>3.1. Descripción Metodológica</b>	<b>19</b>
<b>3.2. Evolución histórica de explotación del acuífero</b>	<b>19</b>
<b>3.2.1. Entre los años 1900 a 1920</b>	<b>19</b>
<b>3.2.2. Entre los años 1930 y 1940</b>	<b>20</b>

3.2.3. En la década de los 50	20
3.2.4. En la década de los 60	21
3.2.5. En la década de los 70	21
3.2.6. En la década de los 80	22
3.2.7. En la década de los 90	23
3.2.8. Entre los años 2000 y 2010	24
3.2.9. Entre los años 2010 y 2020	24
3.2.10. Entre los años 2020-2024	25
<b>CAPÍTULO IV</b>	<b>27</b>
<b>RESULTADOS Y DISCUSIÓN</b>	<b>27</b>
<b>CAPÍTULO V</b>	<b>34</b>
<b>CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES</b>	<b>34</b>
5.1. CONCLUSIONES	34
5.2. RECOMENDACIONES	35
<b>REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>36</b>

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1 Ubicación del área del proyecto</b>	<b>3</b>
<b>Figura 2 Diagrama de Holdridge</b>	<b>5</b>
<b>Figura 3 Diagrama de Holdridge del acuífero Caplina</b>	<b>6</b>
<b>Figura 4 Línea del tiempo</b>	<b>27</b>

## ÍNDICE DE TABLAS

**Tabla 1 Proyectos que ocasionan impactos en los elementos ambientales\_\_\_\_\_16**

**Tabla 2 Procesos de contaminación del Acuífero Caplina\_\_\_\_\_26**

## **RESUMEN**

El presente estudio se centra en el problema de la contaminación del acuífero Caplina en la región árida de Tacna, que depende en gran medida del agua subterránea para la producción agrícola. El objetivo principal fue identificar qué contaminantes están presentes, analizar sus fuentes y evaluar los efectos sobre la agricultura y otros usos. Se empleó una evaluación histórica de la explotación del acuífero. Se evalúan y registran los procesos de intrusión marina, la presencia de metales pesados, nitratos, sulfatos con una alta conductividad eléctrica, dañando la calidad y cantidad del recurso. Se concluye que la sobreexplotación, las actividades agrícolas insalubres y la falta de regulaciones agravan la vulnerabilidad del acuífero en sus áreas circundantes. Finalmente, se presentan conclusiones que ofrecen puntos clave para abordar la gestión del recurso, mejorar la participación comunitaria y la sostenibilidad del uso del agua subterránea.

## **ABSTRACT**

This study focuses on the contamination of the Caplina aquifer in the arid region of Tacna, which relies heavily on groundwater for agricultural production. The primary objective was to identify the contaminants present, analyze their sources, and assess the effects on agriculture and other uses. A historical assessment of aquifer exploitation was used. Marine intrusion processes, the presence of heavy metals, nitrates, and sulfates with high electrical conductivity, which damage the quality and quantity of the resource, are evaluated and recorded. It is concluded that overexploitation, unhealthy agricultural activities, and a lack of regulations exacerbate the vulnerability of the aquifer in its surrounding areas. Finally, conclusions are presented that offer key points for addressing resource management, improving community participation, and ensuring the sustainability of groundwater use.

## INTRODUCCIÓN

El acuífero Caplina, que se encuentra ubicado en la región de Tacna, en el sur de Perú, es uno de los principales recursos de aguas subterráneas utilizados para fines agrícolas, industriales y domésticos. Esta zona hiperárida está siendo cada vez más presionada en términos de sus recursos hídricos por la expansión urbana, la expansión agrícola y por la sobreexplotación de sus acuíferos (Pino, 2019).

Diversos estudios han demostrado que la sobreexplotación de acuíferos en entornos áridos, como en la región de Tacna, resulta en graves consecuencias, como la intrusión marina, la aceleración en la caída de los niveles freáticos y la contaminación del agua por metales pesados, sales y agroquímicos (Pino et al., 2020; González-Domínguez et al., 2024). Como resultado, la aplicación excesiva de fertilizantes y pesticidas, y la descarga inadecuada de aguas residuales, ha provocado que la presencia de nitratos, cloruros y arsénico se eleve por encima de los niveles aceptables, afectando la calidad del recurso y su usabilidad para riego y consumo humano (Chinchihualpa Márquez, 2018; Rosado et al., 2024).

Ante este escenario, la presente investigación busca identificar y analizar las principales fuentes de contaminación del acuífero Caplina, evaluando su impacto sobre la agricultura y otros usos esenciales. Asimismo, se propone examinar estrategias de gestión y tratamiento que se adecuen a las condiciones de zonas áridas, con el fin de contribuir a la sostenibilidad del recurso hídrico. En este contexto, es clave integrar la participación comunitaria en la conservación del agua y promover una gestión responsable basada en evidencia científica y enfoques territoriales (Pino-Vargas & Ascencios-Templo, 2021).

En estas circunstancias, el presente trabajo de investigación busca detectar y caracterizar las principales fuentes de contaminación en el sistema acuífero de Caplina y evaluar su efecto en el recurso hídrico superficial, en la agricultura y otros usos. Además, introduce opciones de gestión y tratamiento apropiadas para entornos áridos, lo cual será beneficioso para la sostenibilidad del recurso hídrico.

# CAPÍTULO I

## ASPECTOS GENERALES

### 1.1. Descripción Del Área De Estudio

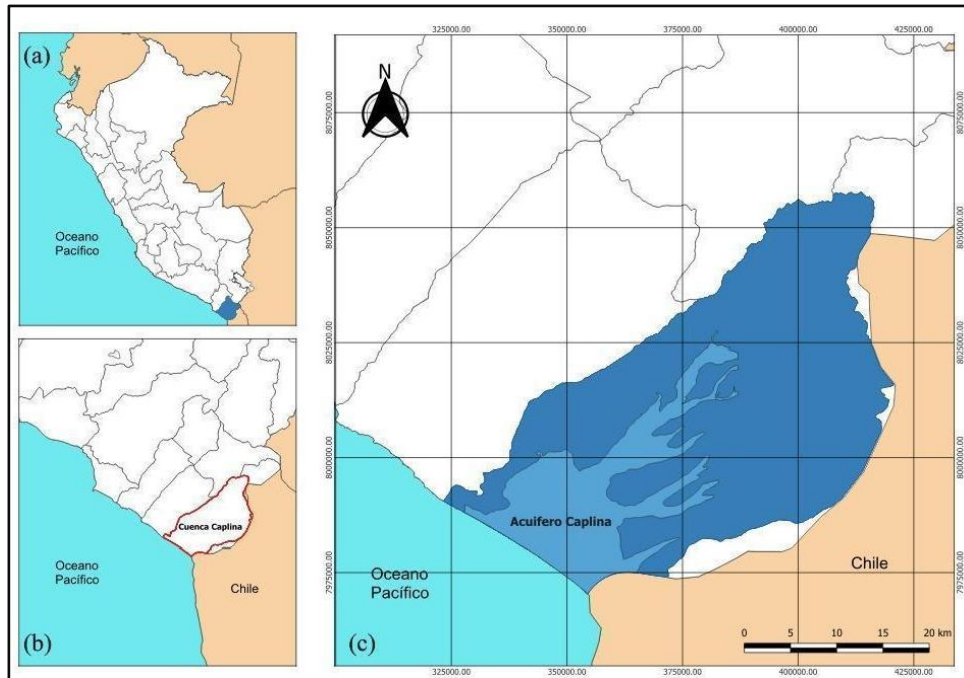
#### *1.1.1. Ubicación*

El acuífero Caplina se encuentra en la región de Tacna, al sur del Perú, abarcando políticamente la parte sur, este y oeste de la provincia de Tacna. Territorialmente, incluye los distritos de La Yarada - Los Palos, Coronel Gregorio Albarracín Lanchipa, Pocollay, Calana, Tacna, Sama, Ciudad Nueva, Alto de la Alianza, Pachía, Inclán y Palca. Hidrográficamente, está delimitado por las cuencas Sama (parte media y baja), Uchusuma, Caplina, Concordia, Hospicio, Lluta y las intercuenas Caplina-Hospicio, Hospicio-Concordia y Sama-Caplina, según la [R.M. N° 033-2009-AG-ANA](#).

Como se muestra en la Figura 1 que se muestra la ubicación del área de proyecto de investigación.

## Figura 1

### Ubicación del área del proyecto



*Nota:* La figura muestra la ubicación y cuencas aledañas del área de estudio. Fuente: Elaboración propia.

### 1.1.2. Clima

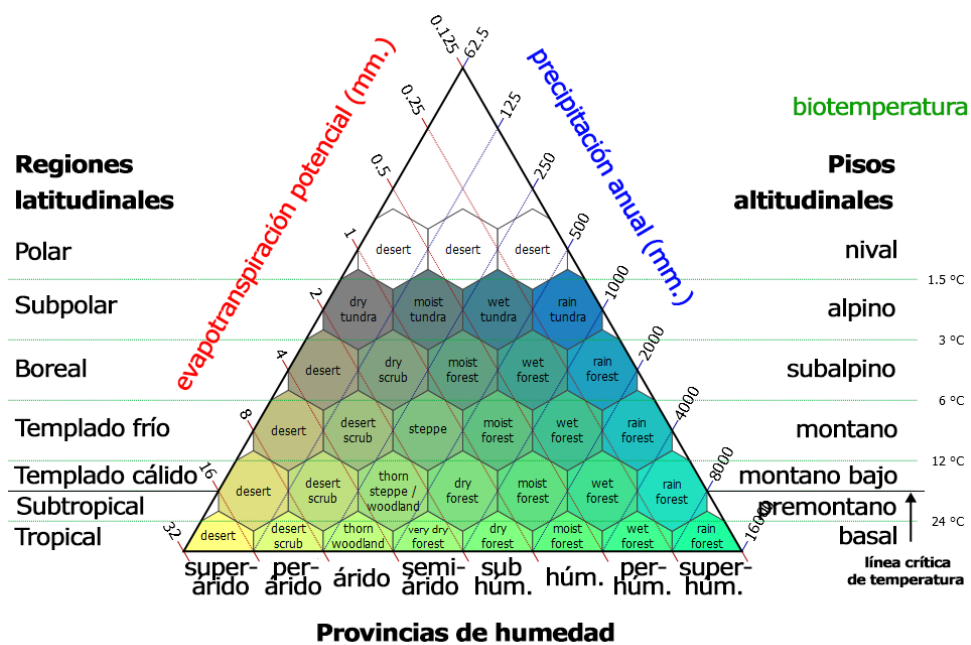
La cuenca Caplina presenta un clima hiperárido con escasas precipitaciones debido a la barrera que impone la cordillera de los Andes y la inversión térmica del océano Pacífico (ANA, 2022). La cuenca tiene dos climas bien definidos: un clima cálido-templado, desértico, con amplitud térmica moderada en la zona costera, y un clima frío-húmedo en las partes altas (Peña et al., 2009). La cuenca cuenta con 11 estaciones climatológicas, distribuidas en zonas baja, media y alta, que se clasifican en funcionamiento, clausurado o paralizado, que se puede visualizar en la Figura 2.

### 1.1.3. Clasificación climática

En 1947 se publica la clasificación de las diferentes áreas del mundo, en función a las diferentes zonas de vida, comunidades de flora y fauna dentro del área climática, que se amplía en rango en 1967 y 1971, dando como resultado regiones latitudinales, pisos altitudinales y provincias de humedad (Alcaraz et al., 2008).

**Figura 2**

*Diagrama de Holdridge*



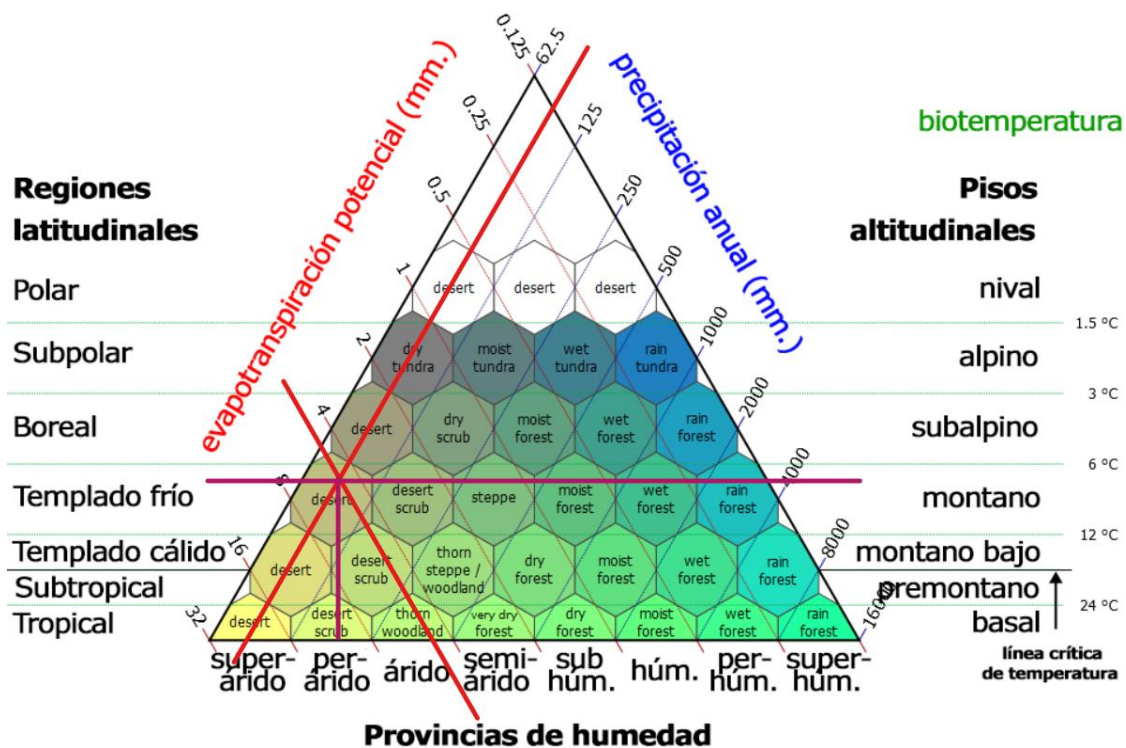
*Nota.* La figura muestra el Diagrama de Holdridge y la Holdridge Life Zone Classification scheme. Fuente: Alberto Díaz (2019) y Peter Stiling (2003).

Para obtener la clasificación climática del acuífero caplina, obtenemos los siguientes valores:

- La temperatura promedio ( $T_m$ ) en grados Celsius es de  $20^{\circ}\text{C}$  según datos recopilados del ANA y la precipitación media anual es de  $83.18\text{mm}$  según la INGEMMET y la ETPotencial es de  $4,16$  según el ANA (Vásquez, 2022).

**Figura 3**

*Diagrama de Holdridge de acuífero Caplina*



*Nota:* La figura muestra el Diagrama de Holdridge del acuífero Caplina. Fuente: Elaboración propia.

## **1.2. Planteamiento Del Problema**

### ***1.2.1. Problema principal***

Según lo abordado nace la pregunta: ¿Cómo la contaminación de las aguas subterráneas del acuífero Caplina genera un impacto en la agricultura y otros usos?

### ***1.2.2. Problemas específicos***

- ¿Cuáles son las principales fuentes de la contaminación de las aguas subterráneas en el acuífero Caplina?
- ¿Cómo afecta la calidad del agua subterránea a la producción agrícola en la zona?
- ¿Cuáles son los enfoques más efectivos para la gestión y tratamiento de las aguas residuales en zonas áridas y semiáridas?
- ¿Qué medios existen para involucrar activamente a la comunidad en la identificación y resolución de problemas de contaminación de aguas subterráneas?

### **1.3. Objetivo De La Investigación**

#### ***1.3.1. Objetivo principal***

Identificar la contaminación de las aguas subterráneas en el acuífero Caplina en Tacna, identificando significativamente sus fuentes, la calidad y efectos sobre la agricultura y otros usos.

#### ***1.3.2. Objetivos específicos***

- Determinar las posibles fuentes de contaminación de las aguas subterráneas en el acuífero Caplina y analizar su impacto en la calidad del agua.
- Evaluar el papel de la calidad del agua subterránea como factor directo de la agricultura de la región.
- Identificar y evaluar enfoques modernos para la gestión y tratamiento de aguas residuales en zonas áridas y semiáridas.
- Desarrollar estrategias para involucrar a la comunidad en la identificación y solución de problemas de contaminación del agua subterránea y promover la participación ciudadana sobre la importancia de la gestión sostenible del recurso hídrico.

### **1.4. Hipótesis De La Investigación**

Basado en los factores que potencialmente causan contaminación en el acuífero Caplina y su efecto, se identificará el tipo de contaminantes y evidenciar una relación directa entre las fuentes de contaminación y la

degradación de la calidad del agua subterránea. Además, caracterizar la calidad del agua subterránea en el contexto de la productividad agrícola permitirá establecer relaciones clave entre estos parámetros, demostrando la necesidad de remediación para asegurar el suministro de alimentos para la zona.

Al estudiar la gestión y tratamiento de aguas residuales en regiones áridas y semiáridas, se pueden identificar algunos enfoques innovadores que optimizarán la gestión de los recursos hídricos en la región de Tacna. Asimismo, desarrollar medidas que aseguren que los ciudadanos estén informados y se involucren más será un reflejo del lazo comunitario, lo cual apoyará la sostenibilidad y conservación del recurso hídrico en la localidad.

## **1.5. Justificación**

La gestión eficaz de los recursos hídricos en zonas áridas y semiáridas es necesaria para el suministro de agua potable sostenible y para el desarrollo de una mejor calidad de vida de las comunidades locales. En estas áreas, la escasez de agua afecta directamente a la salud, el bienestar y las actividades económicas de la población. Por lo tanto, el desarrollo y la adopción de políticas adecuadas que optimicen el uso del agua resulta clave para fortalecer la resiliencia de estas comunidades frente a la escasez del agua.

En regiones áridas, donde el clima y el entorno ecológico son altamente sensibles, la gestión eficiente del agua es crucial para prevenir la sobreexplotación de acuíferos y la degradación ambiental (Pino. et al., 2020). Por ello, el objetivo principal

es proponer prácticas de gestión que puedan minimizar estos efectos y contribuir a la sostenibilidad ambiental, particularmente en actividades como la agricultura, que dependen directamente del agua.

La escasez de agua en zonas áridas como Tacna tiene importantes repercusiones para la salud pública y la seguridad alimentaria, debido a su conexión con el sector agrícola. Una adecuada gestión de las aguas subterráneas es necesaria para asegurar la sostenibilidad y el desarrollo regional. Además, los esfuerzos del estudio se enfocan en aumentar la conciencia pública sobre el valor de la conservación del agua y el cumplimiento de las leyes ambientales locales para preservar este importante recurso y el hábitat que apoya.

## CAPÍTULO II

### MARCO TEÓRICO

#### 2.1. Antecedentes

El agua subterránea es una fuente crucial de agua dulce, especialmente en regiones áridas y semiáridas, y juega un papel esencial en el desarrollo sostenible (Zamani et al., 2022). Sin embargo, su calidad está siendo amenazada por la urbanización, las prácticas agrícolas e industriales, y el cambio climático, contaminantes como metales tóxicos, hidrocarburos, pesticidas y microplásticos representan riesgos significativos para la salud humana y el desarrollo socioeconómico (Li et al., 2021).

Diversos estudios internacionales provenientes de países como China, India, Kazajstán, Kuwait y Malasia han analizado la contaminación de aguas subterráneas, abordando aspectos clave como la hidrogeoquímica, la modelización de aguas subterráneas, la radiactividad, el tratamiento de aguas residuales y la contaminación por metales pesados y microbios, proporcionando una visión integral de los desafíos globales que enfrenta la contaminación de aguas subterráneas (Karunanidh et al., 2021).

Un estudio sobre la contaminación del agua subterránea en Bangladesh en las últimas dos décadas destaca su impacto en la agricultura y el consumo humano, dependiendo en gran medida de este recurso, utilizando aproximadamente el 90% del agua subterránea para riego y el resto para uso industrial y doméstico (Islam & Mostafa, 2021). Sin embargo, la contaminación por arsénico representa una de las mayores amenazas para la salud, afectando a millones de personas y aumentando el riesgo de enfermedades cancerígenas y no

cancerígenas identificado también otros contaminantes como plomo, cadmio, cromo y microorganismos patógenos, los cuales comprometen la calidad del agua y la seguridad hídrica del país (Shamsudduha; 2018).

El enfoque ambiental destaca la necesidad de gestionar los riesgos, sobre todo en la prevención y alerta temprana, dado que los efectos de la contaminación de aguas subterráneas son a largo plazo y no cíclicos (Massone & Martínez, 2008). La presión global sobre los acuíferos, especialmente los que abastecen la agricultura de regadío, es notable debido a los déficits de agua causados por el bombeo excesivo, cuya correcta gestión de los datos de bombeo es crucial para asegurar la sostenibilidad de los sistemas de riego (Butler et al., 2016). La contaminación difusa de los acuíferos por nitratos, derivada del aumento en la demanda de alimentos, ha sido identificada como otro desafío ambiental (Martínez, 2009).

A nivel nacional, la situación es preocupante en los valles de la costa peruana, la emergencia hídrica desde 2010 ha generado restricciones debido a la disminución del acuífero Ica-Villacurí, exacerbada por la falta de una agenda política clara para enfrentar este desafío (Oré et al., 2012). En el acuífero del río Yuracyacu, la contaminación por los relaves mineros afecta las aguas subterráneas, lo que impacta tanto los pozos de consumo como la agricultura (Alva et al., 2021). En el río Lurín, la extracción excesiva de recursos hídricos y los vertidos generan escasez y deterioro de la calidad del agua, especialmente en tiempos de sequía (Mori-Sánchez et al., 2023). En las localidades de Carancas y Huata en el distrito de Puno, se ha identificado contaminación natural de aguas subterráneas por arsénico, afectando su calidad para el consumo humano y otros usos, cuyo uso de estas aguas para consumo humano representa un grave riesgo para la salud de las poblaciones locales, ya que dependen

de pozos artesanales de calidad precaria (Apaza & Calcina, 2014). Además, la contaminación puede afectar su uso en la agricultura debido a la posible acumulación de arsénico en los suelos y cultivos (Chambi, 2023).

La sobreexplotación del acuífero Caplina desde los años 80 ha generado problemas como la intrusión marina, que requiere medidas correctivas urgentes, como barreras hidráulicas (Pino V., 2021). La agro exportación, particularmente el cultivo de olivos, intensifica la competencia por el agua y afecta la calidad del recurso, exigiendo acciones inmediatas para mitigar los impactos negativos (Pino et al., 2020).

## **2.2. Base teórica**

### **2.2.1. *Abastecimiento de Agua***

El agua disponible para consumo humano es limitada, a pesar de las aparentes grandes reservas en el planeta (Anaya y Trejo, 1998; Arroyo, 2013; Ojeda Solís, 2003; Anaya Garduño, 2008). Una estrategia para optimizar su uso, son los sistemas de captación de agua de lluvia, que permiten recolectar y almacenar este recurso mediante tuberías, canaletas y tanques (Cepis/OPS, 2003; Li et al., 2004). Estos sistemas se dividen en pasivos, que infiltran el agua directamente al suelo y no requieren infraestructura compleja como bombas o tuberías, y activos, que recolectan agua desde áreas extensas para su almacenamiento y distribución (Ulacia, 2014; Anaya, 2002). Además, los sistemas de microcaptación, o in situ, captan el agua en áreas cercanas y diferenciadas, optimizando su aprovechamiento local (Ancajima, 2019).

### **2.2.2. *Acuíferos***

Los acuíferos son formaciones capaces de almacenar y permitir el movimiento del agua, compuestas principalmente por gravas, arenas y materiales calizos, recomendados para perforaciones debido a su alta capacidad de drenaje (Maldonado, 2014). Según la presión hidrostática, se clasifican en tres tipos principales: los acuíferos libres o freáticos, que tienen una superficie de agua en contacto directo con el aire a presión atmosférica (García y Fernández, 2009); los acuíferos confinados o cautivos, donde el agua está bajo presión superior a la atmosférica, llenando completamente los poros del material geológico (García y Fernández, 2009); y los acuíferos semiconfinados o semicautivos, delimitados por capas parcialmente impermeables que permiten una lenta filtración vertical de agua entre acuíferos, dependiendo de la diferencia de potenciales entre ellos (Custodio y Ramon, 2001).

### **2.2.3. *Contaminación de Acuíferos***

La contaminación de los acuíferos es un problema crítico que afecta la calidad del agua subterránea, siendo los nitratos, sulfatos, boro y arsénico algunos de los principales contaminantes (Maldonado, 2014). Estas sustancias pueden infiltrarse desde áreas agrícolas debido al uso excesivo de fertilizantes y pesticidas, o también a través del drenaje agrícola, lo que incrementa el riesgo de contaminación química (Hispagua, 2007). Además, las actividades ganaderas y domésticas contribuyen significativamente mediante desechos

orgánicos, cloruros, fosfatos y compuestos nitrogenados provenientes de granjas intensivas o vertimientos inadecuados de aguas residuales, sistemas de alcantarillado defectuosos y lixiviados de residuos sólidos urbanos e industriales (López et al., 2009).

Por otro lado, los mecanismos de contaminación incluyen la infiltración en zonas no saturadas, pérdidas de ríos relacionados con acuíferos y la intrusión salina en áreas cercanas al litoral (Cardona, 2024). A esto se suman los riesgos microbiológicos, como la presencia de coliformes fecales y totales, que indican polución fecal reciente y pueden ser perjudiciales para la salud pública, especialmente si el agua está contaminada con desechos humanos o animales (Arcos, 2005). Este problema puede agravarse por prácticas industriales, como el vertido incontrolado de químicos o el almacenamiento inapropiado de sustancias tóxicas como se muestra en la Tabla 1 (OMS, 2006; López et al., 2009).

### **Tabla 1**

*Proyectos que ocasionan impactos en los elementos ambientales*

Proyecto	Elemento	Impactos
Desarrollo de actividades agropecuarias	Agua	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Eutrofización de las aguas por aporte de compuestos orgánicos que contienen fósforo y nitrógeno que actúan como nutrientes. Aumenta el número de plantas acuáticas y la demanda de oxígeno.</li> <li>- Descarga de plaguicidas tóxicos para la vida animal (silvestre) y humana al ingerirlos con los alimentos cultivados con agua contaminada y al ingerir el agua contaminada.</li> </ul>
	Suelo	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Alto contenido de nitratos en el agua subterránea (flujo base) debido al exceso de fertilización.</li> <li>- Contaminación bacteriana por compuestos orgánicos y fecales provenientes de la aplicación de estiércol de establos y de la ganadería intensiva, drenaje de pozos y tanques sépticos en asentamientos rurales.</li> <li>- Reemplazo de la vegetación natural con especies foráneas que agotan la fertilidad del suelo, produciendo cambios en la fauna asociada.</li> <li>- Aumenta la compactación del suelo por las labores de labranza que disminuye la tasa de infiltración.</li> </ul>
	Aire	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Contaminación por emisión de CO<sub>2</sub> durante la quema de residuos.</li> </ul>

*Nota:* La tabla muestra los proyectos que ocasionan impactos en los elementos ambientales en el desarrollo de actividades agropecuarias. Fuente: Autoridad Nacional del Agua. (2019)

#### **2.2.4. *Recurso Hídrico***

Los recursos hídricos comprenden cuerpos de agua continentales, superficiales y subterráneas, junto con sus bienes asociados, incluyendo las cuencas receptoras, y este concepto se extiende al agua marítima y atmosférica en los aspectos aplicables ([Ley N°29338, 2017](#)). Dentro de estos recursos, el agua superficial es aquella que se encuentra en la superficie del suelo, producto de precipitaciones líquidas, sólidas y del aporte glaciar, presentándose en movimiento, como en ríos, arroyos y manantiales, o en reposo, como en lagos, lagunas, reservorios y humedales, por otro lado, el agua subterránea, parte esencial del ciclo hidrológico, se encuentra bajo la superficie terrestre, almacenada en medios porosos, fracturas de rocas o formaciones geológicas, cuya extracción y uso requieren obras específicas debido a su ubicación y condiciones particulares del subsuelo ([Resolución Jefatural N° 151-2020-ANA, 2020](#)).

#### **2.2.5. *Legislación Ambiental***

La legislación ambiental establece el marco normativo que permite a la Autoridad Ambiental Nacional coordinar con las autoridades competentes la formulación, ejecución y supervisión de planes orientados a la mejora de la calidad ambiental y la prevención de daños en zonas vulnerables; lo cual

faculta la adopción de medidas cautelares y la imposición de sanciones ante incumplimientos, especialmente en lo referente a la protección del recurso hídrico, donde se busca garantizar la calidad del agua para consumo humano y salvaguardar la salud pública, mediante el control de contaminantes en las fuentes de agua ([Ley N°28611, 2005](#)). A través de los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) se determinan los límites máximos de sustancias como metales pesados compuestos químicos y agentes microbiológicos en aguas superficiales y subterráneas además se clasifica el agua en categorías específicas como consumo humano, recreación y cultivo estableciendo parámetros diferenciados para cada una, lo que asegura una adecuada protección de la salud y el medio ambiente fomentando su uso sostenible ([Decreto Supremo N° 004-2017-MINAM](#)).

#### **2.2.6. *Agricultura***

La agricultura consiste en la modificación de los ecosistemas naturales para transformarlos en agroecosistemas: un tipo especial de ecosistema que presenta características intermedias entre los sistemas naturales y los sistemas industriales ([Odum, 1984](#)).

## CAPÍTULO III

### METODOLOGÍA

#### 3.1. Descripción Metodológica

Se realizó una revisión documental e histórica sobre el tema de la explotación del acuífero de Caplina durante más de un siglo. Para ello, se utilizaron fuentes oficiales y documentos de acceso abierto de instituciones científicas y técnicas. El enfoque consideró la conceptualización del sistema hidrogeológico, prorrateando los principales factores, es decir, el comportamiento hidráulico del acuífero, la evolución de los niveles piezométricos, las abstracciones y los volúmenes de suplemento, y el balance hídrico. Este estudio ha analizado la dinámica del acuífero, llevando a una visión completa de la sostenibilidad del recurso hídrico.

#### 3.2. Evolución histórica de explotación del acuífero

##### 3.2.1. *Entre los años 1900 a 1920*

Durante la ocupación chilena de Tacna, en el año 1908, se perforó el primer pozo de agua subterránea, identificado como el N° IRHS 23-01-10-49. ((CORDETACNA [Corporación Departamental del Desarrollo de Tacna] et al., 1983).

Este acontecimiento marcó el inicio de la explotación del acuífero, demostrando la viabilidad de extraer el agua subterránea de una región árida como lo es la región de Tacna (Pino, 2019).

### **3.2.2. *Entre los años 1930 y 1940***

En la década de los años 30, el Ministerio de Fomento y Obras Públicas inició sus primeros estudios para el aprovechamiento de los recursos hídricos en Tacna. En 1937, García realizó un estudio para la utilización de las aguas subterráneas y en 1939 Harold Conkling publicó el primer análisis general sobre la explotación de aguas subterráneas en la costa peruana, incluyendo el acuífero Caplina (Pino, 2019).

### **3.2.3. *En la década de los 50***

A partir del año 1955, el gobierno peruano otorgó las primeras autorizaciones para el desarrollo de proyectos de irrigación con seis pozos subterráneos, consolidando el uso del agua subterránea en la zona en La Yarada, donde ya existían múltiples emprendimientos agrícolas y ganaderos organizados en haciendas (Rivera, 2018). Entre los años 1956 y 1957, se empiezan a cultivar los primeros olivos, utilizando suelos previamente tratados para reducir salinidad (Pino, 2019).

En esta misma década, el U.S. Geological Survey y el experto francés Dr. M. Solignac, comenzaron investigaciones para comprender mejor el comportamiento del acuífero Caplina donde empezaron a atender requerimientos de desarrollar la agricultura bajo el sistema de riego utilizando aguas subterráneas, debido a que las aguas superficiales siempre eran limitadas, además de que estas aguas presentaban problemas de calidad por su contenido de arsénico, boro y metales pesados (Pino et al., 2017).

#### **3.2.4. *En la década de los 60***

Los estudios hidrogeológicos en el acuífero de Caplina comenzaron en 1960, cuando el ingeniero G. Pérez realizó un análisis encargado por el Instituto Nacional de Investigación y Fomento Minero INIFM, concluyendo en diciembre de 1966 que el volumen de extracción anual era de 11.38 Hm<sup>3</sup>; de los 63 pozos perforados, solo 34 estaban operativos, sin embargo, la reserva total del acuífero no estaba determinada (INRENA, 1966). A partir de 1961, bajo la dirección del Ing. C. Torres del Ministerio de Fomento y Obras Públicas, se creó una comisión para las aguas subterráneas y se firmó un convenio con el gobierno francés, lo que permitió la llegada de expertos hidrogeólogos para estudiar la región y capacitar a profesionales peruanos (Larijo et al., 2019). En 1962, el geógrafo francés Dollfus realizó un estudio geomorfológico que descartó el potencial acuífero de la Formación Moquegua debido a su litología (Centeno et al., 2019, como se citó en Pino et al. 2021).

#### **3.2.5. *En la década de los 70***

Durante las décadas de 1960 y 1970, se perforaron 42 pozos en el acuífero Caplina, con un total de 93 pozos totales perforados en la década de 1970 (Pino, 2019). En 1972, se estableció la primera red de control piezométrico con 16 pozos de monitoreo, que se amplió posteriormente para incluir un total de 49 pozos en 1976 ((CORDETACNA [Corporación Departamental del Desarrollo de Tacna] et al., 1983). Este período marcó el inicio de los programas de monitoreo y control del acuífero, incluyendo la

elaboración de modelos matemáticos de flujo subterráneo para simular los impactos de la extracción de agua, estas acciones reflejan un creciente interés por gestionar los recursos hídricos de manera sostenible frente a la expansión agrícola (Thangarajan, 2007, como se citó en Pino 2019).

### 3.2.6. *En la década de los 80*

En la década de 1980, los estudios sobre el acuífero Caplina evidenciaron serios problemas relacionados con su explotación y contaminación, ya que en 1980 la empresa ASCOSES detectó la intrusión de agua salina como consecuencia de la extracción excesiva cerca del litoral, lo que afectaba las estructuras de captación (ANA, 1980). En 1985, el Proyecto Integral La Yarada (PILY) realizó un inventario de recursos hídricos subterráneos, mostrando que, de 222 fuentes, solo 53 estaban en uso, con una sobreexplotación de 74 Hm<sup>3</sup>/año y descensos en el nivel freático (ANA, 1986).

En 1988, un estudio del Organismo Internacional de Energía Atómica (OIEA) reveló que el acuífero estaba compuesto por depósitos aluviales, con dos estratos acuíferos: el superior con mayor salinidad cerca de la playa y el inferior con menor salinidad, pero ambos afectados por la intrusión marina a medida que avanzaba hacia el interior debido a la sobreexplotación (Pino, 2019). En 1989, el informe del Programa Nacional de Aguas Subterráneas y Tecnificación de Riego (PRONASTER) advirtió del desequilibrio entre la recarga y explotación del acuífero, lo que provocaba salinización y reservas

negativas. Como medida correctiva, se prohibieron nuevas obras de captación en las pampas de La Yarada y Hospicio, y en diciembre de 1988, se detuvieron todas las obras de captación de aguas subterráneas en la zona ([Ministerio de Agricultura & Dirección General de Irrigaciones, 1989](#)).

### **3.2.7. *En la década de los 90***

En la década de los años 90, los signos de sobreexplotación del acuífero Caplina se hicieron evidentes, con descensos significativos en los niveles piezométricos y la intrusión de agua marina ([ANA, 2022](#)). En respuesta, en 1994 se emitió la Resolución Ministerial N° 621-94-AG, que prohibió nuevas obras destinadas a la explotación del agua subterránea ([Pino, 2019](#)). En 1996, el Instituto Nacional de Recursos Naturales (INRENA) realizó un estudio integral sobre la conceptualización del sistema acuífero, destacando la urgencia de mantener la veda para preservar la calidad y cantidad del recurso hídrico ([Pino et al., 2021](#)).

Desde esta década, las políticas públicas han incentivado la inversión privada y la agroexportación en la costa, lo que ha contribuido a la escasez de agua y al deterioro de los acuíferos, aunque los acuíferos costeros están sometidos a una explotación intensiva, los mecanismos estatales para regular el uso de las aguas subterráneas siguen siendo insuficientes ([Pino-Vargas & Ascencios-Templo, 2021](#)).

### **3.2.8. *Entre los años 2000 y 2010***

En 2003, un estudio de INRENA identificó un déficit hídrico de 43.37 Hm<sup>3</sup>/año y reveló contaminación por intrusión marina, que llega hasta 3 km hacia el continente en áreas como Los Palos. El acuífero está formado por depósitos aluviales del Cuaternario, con un flujo subterráneo en dirección NE-SW (Pino, 2019).

En el año 2006, la Dirección Regional de Agricultura de Tacna aplicó una veda debido a la sobreexplotación del acuífero del Valle del río Caplina, especialmente en las Pampas de La Yarada y Hospicio, lo que provocó el descenso del nivel freático y el avance de la intrusión marina; por ello, se declaró de necesidad pública la conservación del recurso hídrico y se prohibió ejecutar nuevas obras o incrementar la extracción de agua subterránea (DECRETO SUPREMO N° 065-2006-AG, 2006). En el año 2009, la ANA realizó un estudio que confirmó la necesidad de proteger el acuífero debido a la salinización y al deterioro del balance hídrico. Se estableció una veda en el acuífero del valle del río Caplina, que prohíbe la explotación adicional de recursos hídricos subterráneos y encomienda al GORE-TACNA la vigilancia del área (Larijo et al., 2019).

### **3.2.9. *Entre los años 2010 y 2020***

En la cuenca Caplina, donde se encuentra el acuífero Caplina, estudios realizados en 2013 identificaron altos niveles de arsénico, plomo, sodio y hierro en el agua subterránea, superando los valores permitidos por los ECA

(Pino, 2021). Este diagnóstico evidenció la influencia de fuentes contaminantes naturales y antropogénicas en la calidad del agua, subrayando la necesidad de continuar con investigaciones y estrategias de manejo para mitigar los riesgos asociados (Pino, 2019).

### **3.2.10. *Entre los años 2020-2024***

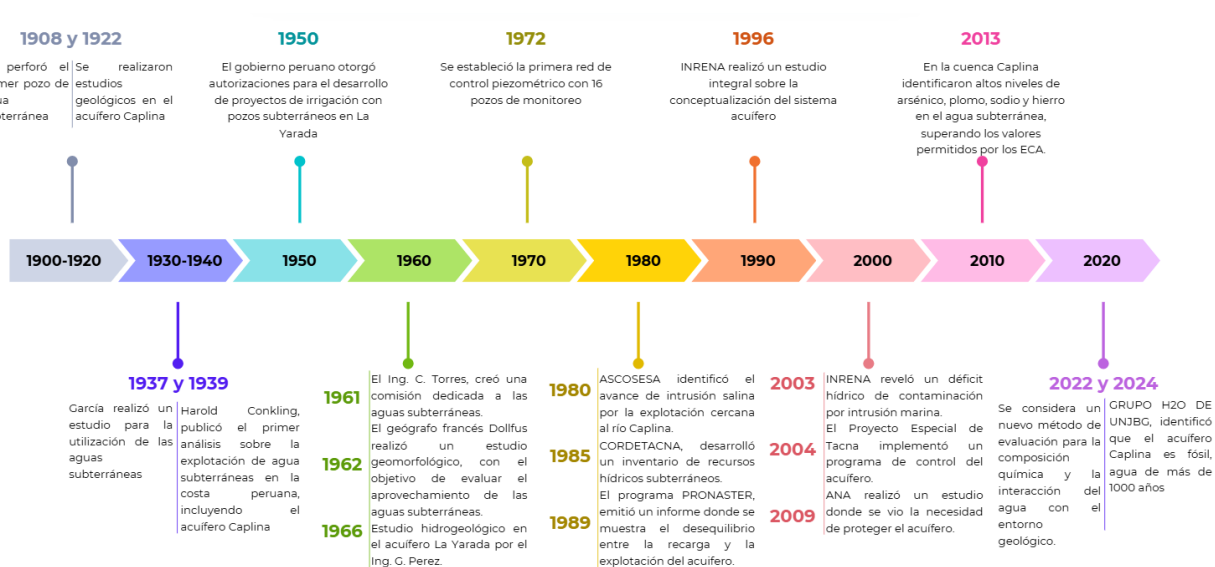
En 2021, La región de Tacna, ubicada en la cabecera del desierto de Atacama, enfrenta graves problemas de escasez y contaminación del agua, agravados por su clima árido y la sobreexplotación de recursos hídricos subterráneos como el acuífero de Caplina. Los conflictos por el uso del agua se centran en tres ejes principales: el abastecimiento urbano, los usos agrícolas y las disputas internacionales, como las relacionadas con el río Maure entre Perú y Bolivia (Pino, 2021).

En 2022 se estudió la contaminación del agua subterránea evaluando su composición química y las interacciones con el entorno geológico, identificando como fuente principal a las actividades humanas como la industria y la agricultura que alteran sus propiedades fisicoquímicas; se analizaron parámetros como la conductividad eléctrica, el pH, los sólidos disueltos totales y la salinidad en diversos pozos, observándose variaciones significativas como una diferencia de 805.4  $\mu\text{s}/\text{cm}$  en la conductividad entre dos de ellos, lo que evidencia una posible contaminación o alteración de la calidad del agua por intervención humana (ANA, 2022).

En diciembre del año 2024, se autorizó la ejecución de un pozo tubular de reemplazo para el Proyecto Especial Afianzamiento y Ampliación de los Recursos Hídricos de Tacna, ubicado en el acuífero Caplina, distrito de La Yarada Los Palos, con el fin de mejorar el servicio de provisión de agua para riego mediante sistemas abastecidos por aguas subterráneas a los usuarios del sector hidráulico Clase A La Yarada, cumpliendo con la normativa vigente, estableciéndose además el sellado del pozo original y la instalación de un medidor de caudales ([Resolución Directoral N° 1307-2024-ANA-AAA.CO, 2024](#)).

**Figura 4**

*Línea del tiempo*



*Nota:* La figura muestra la línea del tiempo de la evolución histórica de la explotación del acuífero Caplina. Fuente: Elaboración propia.

## CAPÍTULO IV

### RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La evaluación de la calidad del agua subterránea en el acuífero Caplina ha evidenciado variaciones importantes en parámetros como la salinidad, la conductividad eléctrica y la concentración de sólidos disueltos. Estas diferencias, observadas en diversos pozos a lo largo del tiempo, reflejan una creciente afectación del acuífero como resultado de actividades humanas, especialmente la explotación intensiva del recurso para uso agrícola y urbano.

Entre los factores que agravan esta situación destacan la intrusión marina, el uso inadecuado del agua para riego y la proliferación de pozos sin control, lo que ha generado una reducción del nivel piezométrico y un deterioro progresivo de la calidad del agua disponible. Frente a este panorama, resulta necesario fortalecer la regulación del uso del acuífero y fomentar tecnologías de uso eficiente del agua. A continuación, en la Tabla 2, se presentan los principales procesos de contaminación identificados para el acuífero Caplina, según diversos estudios especializados.

#### **Tabla 2**

*Procesos de contaminación del Acuífero Caplina*

<b>Proceso o contaminante</b>	<b>Causa</b>	<b>Efectos en la agricultura</b>	<b>Efectos en otros usos</b>	<b>Fuente</b>
Intrusión marina	Sobreexplotación del acuífero mediante el alto uso de pozos y descenso del nivel freático	Aumento de la salinidad del agua de riego, que afecta cultivos sensibles a la presencia de sodio.	Reducción de la disponibilidad de agua potable y para otras actividades económicas	Pino, E., Ramos, L., Avalos, O., Tacora, P., Chávarri, E., Angulo, O., Mejía, J. (2019).
Aumento de sodio y cloruros	Penetración del agua de mar en el acuífero	Deterioro del suelo agrícola por salinización, disminución del rendimiento de los cultivos	Inutilización del agua para consumo humano y ganadero debido a su alta salinidad	Factores que inciden en el agotamiento y la contaminación por intrusión marina en el acuífero costero de La Yarada, Tacna, Perú. Tecnología Y Ciencias Del Agua, 10(5), 177–213.
Reducción de la disponibilidad del agua	Crecimiento del número de pozos de extracción sin control	Menor acceso a agua para riego, afectando la sostenibilidad agrícola	Afectación del abastecimiento urbano e industrial de agua	
Contaminación por metales y sulfatos	Erosión natural de minerales volcánicos en la cuenca alta	Acumulación de metales pesados en los suelos agrícolas, afectando la calidad de los productos	Riesgo para la salud por el consumo de agua contaminada	Chinchihualpa Marquez, J. L. (2018). Uso de SIG para determinar la vulnerabilidad de contaminación en acuíferos de La Yarada y Los Palos de Tacna
Cambio en el flujo del agua subterránea	Modificación en la dirección del flujo del acuífero debido a la extracción intensiva	Alteración de las fuentes naturales de agua para riego	Disminución de la capacidad de recarga del acuífero	

Presencia de sales (cloruros y sólidos disueltos)	Intrusión marina por sobreexplotación del acuífero	Salinización del suelo, afecta cultivos como olivo y frutales	Aumento de la conductividad eléctrica del agua, no apta para consumo humano	
Nitratos	Uso excesivo de fertilizantes en la agricultura	Contamina el agua de riego, afecta el crecimiento de plantas sensibles	Riesgo para la salud humana si se consume agua contaminada	
Cloruros (Cl <sup>-</sup> )	Intrusión marina	Salinización del suelo, reducción de la productividad agrícola	Afecta la potabilidad del agua y se presencia corrosión en tuberías	
Bicarbonatos (HCO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> )	Actividad geológica natural, infiltración de residuos agrícolas	Modificación del pH del suelo, afectando la absorción de nutrientes	Afecta la calidad del agua para consumo humano	Pino V., Edwin, Ramos F., Lia, Mejía M., Jesús, Chávarri V., Eduardo, & Ascencios T., David. (2020). Medidas de mitigación para el acuífero costero La Yarada, un sistema sobreexplotado en zonas áridas
Carbonatos (CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> )	Procesos naturales y agrícolas	Aumento de alcalinidad en el suelo, afectando el crecimiento de cultivos	Perjudica el tratamiento del agua potable	
Sulfatos (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )	Fertilizantes y actividad agrícola	Acumulación de sales en el suelo, afecta el crecimiento de cultivos sensibles	Puede generar sabor desagradable en el agua potable	
Intrusión marina (salinización)	Sobreexplotación del acuífero, extracción excesiva de agua	Afecta el crecimiento de cultivos sensibles a la salinidad que	Agua no apta para consumo humano ni uso doméstico	

	subterránea cerca de la costa	ocasiona pérdida de productividad		
Descenso del nivel freático	Extracción excesiva y sin regulación	Disminución de disponibilidad de agua para riego, encarecimiento del bombeo	Secado de manantiales y pozos, mayores costos de abastecimiento para uso urbano o industrial	
Nitratos (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	Uso excesivo de fertilizantes	Contaminación del suelo, afecta cultivos sensibles a altos niveles de nitrógeno	Riesgo para la salud humana, puede causar metahemoglobinemia en niños	González-Domínguez, J., Mora, A., Chucuya, S., Pino-Vargas, E.,
Pesticidas	Aplicación en cultivos sin control adecuado	Contaminación del suelo y disminución de la biodiversidad	Afecta la calidad del agua y la salud humana	Torres-Martínez, J. A., Dueñas-Moreno, J., Ramos-Fernández, L., Kumar, M., & Mählknecht, J. (2024).
Metales pesados (As, Pb, Cd)	Fuentes industriales, acumulación en el suelo	Bioacumulación en cultivos, toxicidad para plantas	Impacto en la salud humana, enfermedades crónicas	Hydraulic recharge and element dynamics during salinization in an
Boro (B), Selenio (Se), Silicio (Si), Antimonio (Sb)	Movilización desde sedimentos aluviales y procesos de salinización	Reducción de la calidad del agua para riego	Riesgo para la salud humana, especialmente el boro excede los límites recomendados	overexploited coastal aquifer of the world's driest zone: Atacama Desert. Science of The Total Environment

Aumento de sales	Uso de agua subterránea con contenido salino	Afecta el rendimiento del cultivo de olivo	Reducción en la calidad del agua para consumo humano y riego	Pino Vargas, E. M., & Ascencios, D. R. (2022). Sostenibilidad del cultivo de olivo bajo un enfoque
Contaminación por uso agrícola	Malas prácticas agrícolas / uso excesivo de insumos	Degradación del suelo y menor sostenibilidad de los cultivos	Contaminación del acuífero con impacto ambiental	climatológico en una región árida, cabecera del desierto de Atacama
Intrusión marina (salinización)	Sobreexplotación del acuífero Caplina	Afecta cultivos sensibles al aumento de sales en el agua de riego	Agua no apta para consumo humano ni para uso doméstico	Pino V., Edwin. (2021). CONFLICTS OVER THE USE OF WATER IN AN ARID REGION: CASE OF TACNA, PERU. Diálogo andino, (65), 405-415. <a href="https://dx.doi.org/10.4067/S0719-26812021000200405">https://dx.doi.org/10.4067/S0719-26812021000200405</a>
Contaminación por uso agrícola	Aplicación de fertilizantes y sobreuso de acuíferos en zonas altoandinas	Riesgo de degradación del suelo y disminución de productividad	Posible contaminación de pozos con boro y arsénico en acuíferos multicapa	(65), 405-415. <a href="https://dx.doi.org/10.4067/S0719-26812021000200405">https://dx.doi.org/10.4067/S0719-26812021000200405</a>
Intrusión marina (salinidad)	Sobreexplotación del acuífero desde los años 80	Afecta la calidad del agua para riego y productividad del cultivo	El agua deja de ser apta para consumo humano sin tratamiento costoso	Pino-Vargas, E. (2019). Seguridad hídrica en el acuífero costero La Yarada: desafíos actuales y futuros. Agroindustrial Science, 9(2), 219-225. <a href="https://doi.org/10.17268/agroind.sci.2019.02.16">https://doi.org/10.17268/agroind.sci.2019.02.16</a>
Metales pesados (As, Pb, Na, B, Fe, Mn)	Disolución de minerales volcánicos y aguas geotermales (pH ácido)	Daños al suelo y toxicidad en cultivos	Riesgos para la salud humana si se usa para consumo o higiene	Agroindustrial Science, 9(2), 219-225. <a href="https://doi.org/10.17268/agroind.sci.2019.02.16">https://doi.org/10.17268/agroind.sci.2019.02.16</a>

Intrusión marina	Sobreexplotación del acuífero para riego de más de 19,000 ha	Conductividad eléctrica muy alta del agua ocasiona suelos salinos lo que genera abandono de tierras de cultivo	Agua no apta para consumo humano ni otros usos domésticos	Rosado, H., Angel, L., Chávez, C., & Elías, M. (2024). Determinación de la recarga del acuífero Caplina ubicado en la frontera de Perú-Chile mediante un balance hídrico. Universidad Peruana de Ciencias Aplicadas (UPC). <a href="https://repositorioacademico.upc.edu.pe/handle/10757/684241">https://repositorioacademico.upc.edu.pe/handle/10757/684241</a>
	Conductividad eléctrica elevada	Uso de aguas subterráneas salobres para riego	Reducción del rendimiento agrícola, especialmente en la Irrigación La Yarada	Dificultad para tratamiento del agua y mayor costo de potabilización

*Nota:* La tabla muestra procesos de contaminación del Acuífero Caplina recopilados por diferentes autores. Fuente: ANA (2020)

En el **Anexo 1**, se ilustra que el acuífero Caplina se explota hasta el agotamiento, lo que ha causado la intrusión marina, con un aumento de salinidad en las aguas (para cultivos sensibles al sodio) y una escasez de agua potable, mientras que en el **Anexo 2**, destaca la necesidad de una gestión más eficiente en zonas áridas sobreexplotadas por la presencia de minerales por intrusión marina que perjudica el tratamiento de agua potable.

El **Anexo 3** muestra la forma en que la salinización progresiva del agua y los cambios en la dinámica de las aguas subterráneas impactan en la durabilidad de los recursos hídricos en desiertos como el de Tacna y de una manera específica, el **Anexo 4** examina el efecto de la salinidad en la producción de olivos, demostrando que su rendimiento se reduce y el cultivo se ve amenazado por la salinidad a largo plazo.

El **Anexo 5** presenta la lucha por el uso del agua en Tacna y la manera en que la sobreexplotación de aguas subterráneas afecta a la agricultura y el acceso al agua potable. Finalmente, los **Anexos 6 y 7** localizan el desafío de la seguridad hídrica y la recarga del acuífero de Caplina, los cuales muestran que el desequilibrio entre extracción y recarga, además de la presencia de contaminación, está afectando seriamente el uso agrícola y el suministro urbano.

## CAPÍTULO V

### CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

#### 5.1. CONCLUSIONES

- El acuífero de Caplina es altamente vulnerable a la intrusión salina y a la contaminación debido a la sobreexplotación detectada y a la aplicación intensiva de fertilizantes y pesticidas en la agricultura.
- Ha habido una correlación directa entre las fuentes de contaminación: Agrícola (fertilizantes y pesticidas), urbana (residuos, vertidos formales e informales de desechos, residuos domésticos), industrial (efluentes industriales), y su impacto en las aguas subterráneas, la degradación de la calidad del agua subterránea que tendrá un impacto negativo en la productividad agrícola y en el acceso a agua potable segura.
- Los procesos de contaminación detectados, especialmente la salinización y la existencia de metales pesados, impactan negativamente en la salud pública y en la sostenibilidad de los recursos hídricos.
- Agudiza el problema la ausencia de una autoridad central que integre la gestión del agua y de la baja supervisión que agrava el tema, señalando la inmediatez de la intervención tanto técnica como regulatoria.

## **5.2. RECOMENDACIONES**

- Instalar sistemas de monitoreo continuos para el acuífero que permitan la detección temprana de la contaminación.
- Fomentar el uso de métodos de riego que ahorren agua para reducir la dependencia de las aguas subterráneas.
- Mejorar la gestión de la extracción de aguas subterráneas y el castigo de las abstracciones no autorizadas a través de un mecanismo de monitoreo.
- Promover la información sobre conservación del agua y la participación pública en la gestión sostenible del agua.
- Construir políticas públicas que incorporen la gestión de recursos a través de un enfoque territorial y colectivo teniendo en cuenta el entorno árido de la zona.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alcaraz, F.; Barreña, J.A.; Clemente, M.; González Garnés, J.A.; López Bernal, J.; Rivera, D. y Ríos, S. 2008. Manual de interpretación de los Hábitats Naturales y Seminaturales de la Región de Murcia. 7 volúmenes. Dirección General del Medio Natural, Consejería de Desarrollo Sostenible y Ordenación del Territorio, Región de Murcia. Murcia.
- Ancajima Gaona, L. E. (2019). Análisis del aprovechamiento de agua de lluvia en zonas de ceja de selva. Caso de estudio: caserío Bajo Ihuamaca – Distrito de San Ignacio – Provincia de San Ignacio – Región Cajamarca.  
<http://repositorio.unprg.edu.pe/handle/20.500.12893/4413>
- Anaya Garduño, D. M. (2008). Objetivos y logros del Centro Internacional de Demostración y Capacitación en Aprovechamiento del Agua de Lluvia Cidecalli. pp. 4-7
- Anaya, M., & Trejo, J. (1998). Sistema de captación de agua de lluvia para uso doméstico en América Latina y el Caribe. México
- Apaza, R., & Calcina, M. (2014). Contaminación Natural de Aguas Subterráneas por Arsénico en la Zona de Carancas y Huata, Puno. Revista de Investigación Altoandina, 16(1), 51-58
- Apaza, T. L. (2020). Evaluación de arsénico, dureza, coliformes termotolerantes y E. coli en aguas subterráneas, de las urbanizaciones de Santa Adriana y Niño San Salvador, del distrito de Juliaca, Puno 2019. Repositorio de Tesis Universidad Peruana Unión.  
<https://repositorio.upeu.edu.pe/handle/20.500.12840/3526>

- Arcos Pulido, M. del P., Ávila de Navia, MSC, S. L., Estupiñán Torres, MSC, S. M., & Gómez Prieto, A. C. (2005). Indicadores microbiológicos de contaminación de las fuentes de agua. Revista Nova publicación científica En Ciencias biomédicas, 3(4), 69-79. <https://doi.org/10.22490/24629448.338>
- Arroyo, J. (2013). Captación y aprovechamiento de agua pluvial en vivienda urbana de la Ciudad de México. México: UNAM
- Autoridad Nacional del Agua. (2019). Ley de los Recursos Hídricos: Ley N° 29338. <https://repositorio.ana.gob.pe/handle/20.500.12543/228>
- Autoridad Nacional del Agua. (2022). Estudio hidrogeológico del sistema integral del sistema acuífero Caplina: Quinto entregable
- Aguas Subterráneas Consultoría y Servicios S. A. (ASCOSESA), & Organismo Regional de Desarrollo Tacna - Moquegua (ORDETAM). (1980). Estudio de intrusión marina - Pampas de Hospicio La Yarada (Tacna). <https://repositorio.ana.gob.pe/handle/20.500.12543/2412>
- Alva, C., & Aguilar, G. (2021). Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar. [https://doi.org/10.37811/cl\\_rcm.v5i1.270](https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v5i1.270)
- Butler, J. J., Whittemore, D. O., Wilson, B. B., & Bohling, G. C. (2016). A new approach for assessing the future of aquifers supporting irrigated agriculture. Geophysical Research Letters. <https://doi.org/10.1002/2016GL067879>

Cardona Gutiérrez, Á. A. (2024). Evaluación de la vulnerabilidad a la intrusión salina en el acuífero costero Arroyo Grande.

<https://manglar.uninorte.edu.co/handle/10584/13128>

Cepis/OPS. (2003). Especificaciones técnicas: Captación de agua de lluvia para consumo humano. Lima, Perú

Chambi Castro, J. (2023). Evaluación de parámetros fisicoquímicos como indicadores de fertilidad y contaminación del suelo en la Isla Titino - Puno 2023. Universidad Privada San Carlos. <http://repositorio.upsc.edu.pe:8080/handle/UPSC/694>

Chinchihualpa Márquez, J. L. (2018). Uso de SIG para determinar la vulnerabilidad de contaminación en acuíferos de La Yarada y Los Palos de Tacna. Pontificia Universidad Católica del Perú. <http://hdl.handle.net/20.500.12404/12536>

Congreso de la república. (2005). Ley General del Ambiente: Ley N° 28611. <https://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2017/04/Ley-N%C2%B0-28611.pdf>

Corporación Departamental del Desarrollo de Tacna (CORDETACNA), Yarada, P. I. L., Angulo Salas, Ó., & Quispe Navarrete, F. (1986). Control del acuífero La Yarada 1985: Inventario de recursos hídricos subterráneos. <https://repositorio.ana.gob.pe/handle/20.500.12543/1698>

CORDETACNA [Corporación Departamental del Desarrollo de Tacna], Vega Alay, P., & Angulo Salas, Ó. (1983). Control del acuífero: funcionamiento y comportamiento del

- acuífero La Yarada 1972 - 1982. Autoridad Nacional del Agua.  
<https://repositorio.ana.gob.pe/handle/20.500.12543/1697>
- Custodio Gimena, E., & Ramón Llamas, M. (2001). Hidrología subterránea.  
[https://www.sancristoballibros.com/libro/hidrologia-subterranea-tomo-i\\_35449](https://www.sancristoballibros.com/libro/hidrologia-subterranea-tomo-i_35449)
- Custodio, E., & Llamas, M. R. (2002). Acuíferos explotados intensivamente: Conceptos principales, hechos relevantes y algunas sugerencias. Boletín Geológico y Minero, 113(3), 223-228
- Decreto Supremo N° 004-2017-MINAM. (2017). Aprueban Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua y establecen Disposiciones Complementarias.  
<https://sinia.minam.gob.pe/sites/default/files/sinia/archivos/public/docs/ds-004-2017-minam.pdf>
- Decreto Supremo N° 065-2006-AG. (2006). Declaran de Necesidad Pública y Preferente Interés Nacional la Conservación y Preservación del recurso hídrico del acuífero del Valle del río Caplina, ubicado en el departamento de Tacna.  
<https://www.midagri.gob.pe/portal//download/pdf/marcolegal/normaslegales/decretossupremos/DECRETO%20SUPREMO%20N%20065-2006-AG.pdf>
- García Rodríguez, M., & Fernández Escalante, A. E. (2009). Hidrogeología básica: Las aguas subterráneas y su flujo (3ª edición). Ediciones FIEC, 135 pág
- González-Domínguez, J., Mora, A., Chucuya, S., Pino-Vargas, E., Torres-Martínez, J. A., Dueñas-Moreno, J., Ramos-Fernández, L., Kumar, M., & Mahlkecht, J. (2024). Hydraulic recharge and element dynamics during salinization in an overexploited

- coastal aquifer of the world's driest zone: Atacama Desert. *Science of The Total Environment*, 954, 176204. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2024.176204>
- Hispagua. (2007). Aguas subterráneas: Contaminación de las aguas subterráneas. [http://hispagua.cedex.es/sites/default/files/especiales/aguas%20subterraneas/3\\_contaminacion.htm](http://hispagua.cedex.es/sites/default/files/especiales/aguas%20subterraneas/3_contaminacion.htm)
- Instituto Nacional de Recursos Naturales. Dirección General de Estudios y Proyectos (1996). Estudio hidrogeológico de las pampas de La Yarada y Hospicio - Tacna. <https://repositorio.ana.gob.pe/handle/20.500.12543/4314>
- Islam, M. S., & Mostafa, M. G. (2021). Groundwater Status and Challenges in Bangladesh. In: Lichtfouse, E. (eds) *Sustainable Agriculture Reviews 52*. Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-73245-5\\_4](https://doi.org/10.1007/978-3-030-73245-5_4)
- Karunanidhi, D., Subramani, T., Roy, P. D., et al. (2021). Impacto de la contaminación de las aguas subterráneas en la salud humana. *Environ Geochem Health*. <https://doi.org/10.1007/s10653-021-00824-2>
- Larijo, Y. et al. (2019). El Acuífero Costero la Yarada, Después de 100 Años de Explotación Como Sustento de una Agricultura en Zonas Áridas: Una Revisión Histórica [Diapositivas de Calameo]. Calameo. [https://www.calameo.com/read/00757315763bf62811310#google\\_vignette](https://www.calameo.com/read/00757315763bf62811310#google_vignette)
- López, J. A., Fornés, J. M., Ramos, G., & Villarroja, F. (2009). Las aguas subterráneas: Un recurso natural del subsuelo. Instituto Geológico y Minero de España

- Maldonado, L. C. (2014). Evaluación del comportamiento de la pluma contaminante ante eventuales escenarios de contaminación por hidrocarburo liviano en aguas subterráneas dentro de las dos instalaciones industriales utilizando el software visual moldflow. <http://hdl.handle.net/20.500.11912/1738>
- Massone, H., & Martínez, D. (2008). Consideraciones metodológicas acerca del proceso de gestión del impacto y riesgo de contaminación de acuíferos. *Revista Ingenierías Universidad De Medellín*, 7(12), 9-21. <https://revistas.udem.edu.co/index.php/ingenierias/article/view/196>
- Odum, E. P. (1984). Properties of Agroecosystems. En: R. Lowrance, B. R. Stinner y G. J. House (eds.), *Agricultural Ecosystems. Unifying Concepts*. Nueva York: Wiley
- Ojeda Solís, A. (2003). *Agua y vida: Para saciar la sed de desarrollo*. México: Universidad de Guadalajara.
- OMS. (2006). *Guía para la calidad del agua potable Vol. 1: Recomendaciones*. Tercera edición
- Pino V., Edwin. (2021). CONFLICTS OVER THE USE OF WATER IN AN ARID REGION: CASE OF TACNA, PERU. *Diálogo andino*, (65), 405-415. <https://dx.doi.org/10.4067/S0719-26812021000200405>
- Pino, Edwin. (2019). El acuífero costero La Yarada, después de 100 años de explotación como sustento de una agricultura en zonas áridas: una revisión histórica. *Idesia (Arica)*, 37(3), 39-45. <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-34292019000300039>

- Pino V., Edwin, Ramos F., Lia, Mejía M., Jesús, Chávarri V., Eduardo, & Ascencios T., David. (2020). Medidas de mitigación para el acuífero costero La Yarada, un sistema sobreexplotado en zonas áridas
- Pino Vargas, E. M., & Ascencios , D. R. (2022). Sostenibilidad del cultivo de olivo bajo un enfoque climatológico en una región árida, cabecera del desierto de Atacama
- Pino, E., Ramos, L., Avalos, O., Tacora, P., Chávarri, E., Angulo, O., Mejía, J. (2019). Factores que inciden en el agotamiento y la contaminación por intrusión marina en el acuífero costero de La Yarada, Tacna, Perú. *Tecnología Y Ciencias Del Agua*, 10(5), 177–213. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2019-05-07>
- Resolución Directoral N° 1307-2024-ANA-AAA.CO. (2024). <https://www.ana.gob.pe/sites/default/files/normatividad/files/32-RD-1307-2024-04.pdf>
- Resolución Jefatural N° 151-2020-ANA. (2020). Glosario de términos utilizados en la ley de recursos hídricos N°29338 y en su reglamento. <https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/1410225/RJ%20151-2020-ANA.pdf>
- Shamsudduha, M. (2018). Impacts of Human Development and Climate Change on Groundwater Resources in Bangladesh. In: Mukherjee, A. (eds) *Groundwater of South Asia*. Springer Hydrogeology. Springer, Singapore. [https://doi.org/10.1007/978-981-10-3889-1\\_31](https://doi.org/10.1007/978-981-10-3889-1_31)
- Vásquez, F. (2022) Diagnóstico Y Línea Base Del Plan Integral De Gestión Del Acuífero Caplinatacna (Piga -Tacna).

Zamani, M. G., Moridi, A., & Yazdi, J. (2022). Groundwater management in arid and semi-arid regions. *Arab J Geosci* 15, 362. <https://doi.org/10.1007/s12517-022-09546-w>

## ANEXOS

ANEXO 1: Pino, E., Ramos, L., Avalos, O., Tacora, P., Chávarri, E., Angulo, O., Mejía, J. (2019). Factores que inciden en el agotamiento y la contaminación por intrusión marina en el acuífero costero de La Yarada, Tacna, Perú. *Tecnología Y Ciencias Del Agua*, 10(5), 177–213.

ANEXO 2: Pino V., Edwin, Ramos F., Lia, Mejía M., Jesús, Chávarri V., Eduardo, & Ascencios T., David. (2020). Medidas de mitigación para el acuífero costero La Yarada, un sistema sobreexplotado en zonas áridas

ANEXO 3: González-Domínguez, J., Mora, A., Chucuya, S., Pino-Vargas, E., Torres-Martínez, J. A., Dueñas-Moreno, J., Ramos-Fernández, L., Kumar, M., & Mahlknecht, J. (2024). Hydraulic recharge and element dynamics during salinization in an overexploited coastal aquifer of the world's driest zone: Atacama Desert. *Science of The Total Environment*

ANEXO 4: Pino Vargas, E. M., & Ascencios, D. R. (2022). Sostenibilidad del cultivo de olivo bajo un enfoque climatológico en una región árida, cabecera del desierto de Atacama

ANEXO 5: Pino V., Edwin. (2021). CONFLICTS OVER THE USE OF WATER IN AN ARID REGION: CASE OF TACNA, PERU. *Diálogo andino*, (65), 405-415. <https://dx.doi.org/10.4067/S0719-26812021000200405>

ANEXO 6: Pino-Vargas, E. (2019). Seguridad hídrica en el acuífero costero La Yarada: desafíos actuales y futuros. *Agroindustrial Science*, 9(2), 219-225. <https://doi.org/10.17268/agroind.sci.2019.02.16>

**Factores que inciden en el agotamiento y la  
contaminación por intrusión marina en el acuífero  
costero de La Yarada, Tacna, Perú**

**Factors affecting depletion and pollution by marine  
intrusion in the La Yarada's coastal aquifer, Tacna,  
Peru**

Edwin Pino<sup>1</sup>

Lía Ramos<sup>2</sup>

Oscar Avalos<sup>3</sup>

Príncipe Tacora<sup>4</sup>

Eduardo Chávarri<sup>5</sup>

Oscar Angulo<sup>6</sup>

David Ascencios<sup>7</sup>

Jesús Mejía<sup>8</sup>

<sup>1</sup>Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann, Tacna, Perú, epino68@hotmail.com, epinov@unjbg.edu.pe, <https://orcid.org/0000-0001-7432-4364>

<sup>2</sup>Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú, liarf@lamolina.edu.pe, <https://orcid.org/0000-0003-3946-7188>

<sup>3</sup>Autoridad Nacional del Agua, Lima, Perú, oavalos@ana.gob.pe

<sup>4</sup>Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann, Tacna, Perú, num\_principe@hotmail.com, <https://orcid.org/0000-0002-1919-8200>

<sup>5</sup>Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú, echavarri@lamolina.edu.pe, <https://orcid.org/0000-0002-8445-8996>

<sup>6</sup>Universidad Privada de Tacna, Tacna, Perú, oangulo@upt.edu.pe, <https://orcid.org/0000-0003-2282-9170>

<sup>7</sup>Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú,  
dascensos@lamolina.edu.pe, <https://orcid.org/0000-0001-6161-5162>

<sup>8</sup>Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú,  
jabel@lamolina.edu.pe, <https://orcid.org/0000-0002-9070-3898>

Autor para correspondencia: Edwin Pino, [epino68@hotmail.com](mailto:epino68@hotmail.com)

## Resumen

El acuífero de La Yarada, emplazado en la zona más árida de la costa peruana, se caracteriza por la escasez de recursos hídricos. Por tanto, desde hace varias décadas se utilizan aguas subterráneas para el desarrollo de la agricultura. Debido a la falta de un programa de explotación, el acuífero se ha venido sobreexplotando, generando un permanente descenso del nivel freático, comprometiendo sus reservas no renovables; esto ha causado el fenómeno de la intrusión marina debido a la alta concentración de pozos de explotación en la zona próxima a la línea del mar. En tal sentido, se pretende determinar los factores que inciden en el agotamiento y la contaminación por intrusión marina, caracterizando hidrogeológicamente el acuífero, y explicando la asociación entre geología, hidroquímica, geofísica y otras herramientas utilizadas para caracterizar acuíferos. Se determinó un área crítica de degradación de la calidad del agua subterránea de unos 131 km<sup>2</sup> (60 km<sup>2</sup> por intrusión marina), con valores muy altos de sodio, lo que indica un aumento paulatino de este ion, en respuesta a la mayor penetración de la cuña salina en las zonas más cercanas a la costa y por otros factores en otras áreas. Existe coincidencia entre la dirección del flujo subterráneo y el aumento en el contenido de cloruros, aunque localmente se aprecian algunas desviaciones. Las secciones geoelectricas permiten identificar una capa inferior con resistividades bajas y muy bajas, lo que expresa un acuífero altamente mineralizado en el litoral, lo cual denota procesos de intrusión marina.

**Palabras clave:** agotamiento de acuíferos, acuífero La Yarada, hidrogeología, intrusión marina.

## Abstract

The La Yarada aquifer, located in the Tacna region, is the most arid zone of the Peruvian coast, characterized by the scarcity of water resources. For several decades this situation resulted to the use of groundwater for the development of agriculture and other economic activities. However, due to the lack of a program for operating the aquifer it is being overexploited generating a permanent lowering of water tables, compromising their non-renewable reserves, which has caused the phenomenon of seawater intrusion due to the high concentration of groundwater wells operating in the zone next to the coastline. In this common sense, it is intended to determine the factors that affecting the depletion and contamination by seawater intrusion, characterizing the aquifer's hydrogeology and explaining the correlation between geology, hydrochemistry, geophysics and other tools used to characterize aquifers. A critical area of groundwater quality degradation in the aquifer was determined, comprising an approximate 131 km<sup>2</sup> (60 km<sup>2</sup> by marine intrusion) with very high values of sodium, indicating a gradual increase of this ion in response to the greater penetration of the saline wedge in areas closer to the coast and by other factors in other areas. There is also overlap between the direction of groundwater flow and the increase in chloride content, although some deviations are locally appearing. According to the geoelectric sections, there is a lower layer with low and very low resistivity's, which indicates that the aquifer is highly mineralized in the littoral zone, a situation that denotes to the seawater intrusion processes.

**Keywords:** Groundwater depletion, La Yarada aquifer, hydrogeology, seawater intrusion.

Recibido: 07/07/2017

Aceptado: 20/03/2019

## Introducción

La rápida expansión económica genera serios problemas al empleo de aguas subterráneas en zonas áridas que por lo normal tienen altas tasas de agotamiento. La integración de las investigaciones hidroquímicas que implican análisis químicos y estadísticos se llevan a cabo para evaluar los factores que controlan la hidroquímica y contaminación potencial en una región árida. La distribución espacial de nitrato muestra que la contaminación por nitratos es un problema persistente que afecta una amplia zona del acuífero (El Alfy, Aref, Fathy, & Abdulaziz, 2017).

La necesidad de satisfacer la creciente demanda de agua es la principal impulsora de la recarga gestionada de los acuíferos; es una técnica estándar para reponer y/o mejorar la disponibilidad de los recursos hídricos subterráneos. Uno de los objetivos de la recarga del acuífero es proporcionar acuíferos con buena calidad de agua, incluso cuando se utiliza agua de menor calidad para recargar el acuífero, como efluentes de plantas de tratamiento o agua de escorrentía (Valhondo *et al.*, 2016).

Los principales acuíferos del mundo de los que dependen cientos de millones de personas se agotan a un ritmo alarmante, según datos obtenidos a través de los satélites *Grace* y hechos públicos por la NASA. De los 37 acuíferos más grandes repartidos por todo el mundo, desde la India y China hasta EUA o Francia, 21 de ellos han superado su punto de sostenibilidad, lo cual significa que de ellos se ha extraído ya más agua de la que se ha incorporado a lo largo de los diez años de observación. El estudio de la NASA confirma las sospechas que tenían numerosos investigadores, especialmente en los casos de acuíferos que no son recargables por la lluvia (Todd, 2015).

El cambio climático está afectando la producción y rentabilidad de los sistemas agrícolas, y se teme que continúe en el futuro. Las proyecciones muestran aumento de la temperatura; cambios en los ciclos de precipitación; mayor frecuencia de eventos meteorológicos extremos, como huracanes y sequías; disminución de la humedad superficial del suelo, y desplazamiento de las poblaciones de plagas (Vergara, Ríos, Trapido, & Malarín, 2014).

La región Tacna está ubicada en la zona más árida de la costa peruana, y corresponde a la cabecera del desierto de Atacama, caracterizándose por la escasez de recursos hídricos, lo cual dio lugar a que desde hace varias décadas se utilicen las aguas subterráneas existentes en el subsuelo del valle de Caplina, y en especial de las pampas de La Yarada para el desarrollo de la agricultura y otras actividades económicas. Sin

embargo, el acuífero, debido a la falta de un programa de explotación, se ha sobreexplotado (Pino, Chávarri, & Ramos, 2018), lo que ha traído como consecuencia un gradual y permanente descenso del nivel freático, comprometiendo sus reservas no renovables; ello ha causado el fenómeno de intrusión marina debido a la alta concentración de pozos de explotación de aguas subterráneas en la zona próxima a la línea del mar. Según estudios realizados por la Autoridad Nacional del Agua (ANA) (2010), se determinó un área crítica de degradación de la calidad del agua subterránea en el acuífero, que comprende unos 131 km<sup>2</sup> (60 km<sup>2</sup> correspondientes a intrusión marina), donde se ubican los valores más altos de sodio; ello indica un aumento paulatino de este ion en respuesta a la mayor penetración de la cuña salina en las zonas más cercanas a la costa y por otros factores diferentes en otras áreas.

En tal sentido, se pretende determinar los factores que inciden en el agotamiento y la contaminación por intrusión marina en el acuífero costero de La Yarada, Perú, caracterizando hidrogeológicamente el acuífero, y explicando la asociación entre geología, hidroquímica, geofísica y otras herramientas utilizadas para caracterizar acuíferos.

## **Materiales y métodos**

Se procedió a recopilar información histórica de estudios, reportes e informes técnicos; se participó en las campañas de monitoreo y muestreo; y se procedió a efectuar el análisis de las interrelaciones entre clima, geología, hidroquímica, geofísica y calidad de agua existente en el sistema acuífero. Con este enfoque integrado se buscaron las interacciones entre los elementos mencionados para explicar la respuesta (interacciones externas e internas para explicar la calidad de agua en el acuífero); por tanto, en tal enfoque se enmarca este trabajo. Así, la caracterización hidrogeológica, los elementos ambientales, geológicos y antrópicos permitirían explicar la calidad de agua resultante en el acuífero de La Yarada, su agotamiento y relación con la intrusión marina.

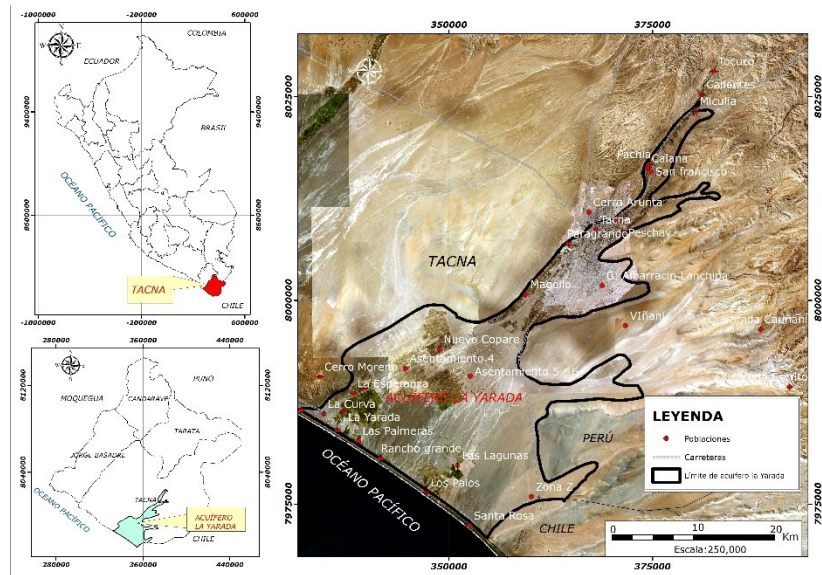
## Recopilación de información y fuente de datos

El acuífero de La Yarada se ha estudiado desde hace muchos años por diferentes instituciones públicas y privadas, como el Instituto Geológico Minero Metalúrgico (INGEMMET); la Autoridad Nacional del Agua (ANA); el Gobierno Regional Tacna (GORE), y el Proyecto Especial Tacna (PET), entre otros. Asimismo, se tomó referencia de entidades normativas, como la Organización Mundial de la Salud (OMS) y la Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento de Perú (Sunass).

Los autores del artículo participaron en varias campañas de monitoreo y en equipos encargados de los estudios del acuífero; y llevaron a cabo trabajos de campo para verificar la información geológica, hidrológica, geofísica y de calidad de agua, contrastando con mediciones *in situ* realizadas en los puntos de mayor interés.

## Descripción del área de estudio

El acuífero costero de La Yarada se ubica en la región Tacna, al sur de Perú, límite con Chile y Bolivia (Figura 1), región caracterizada por escasez de agua superficial, condición que se ha visto agudizada en las últimas décadas debido a la frecuente ocurrencia de sequías; la ampliación de la frontera agrícola, con la consecuente incorporación de nuevos pozos de explotación de aguas subterráneas, y el acelerado crecimiento poblacional de la ciudad de Tacna.

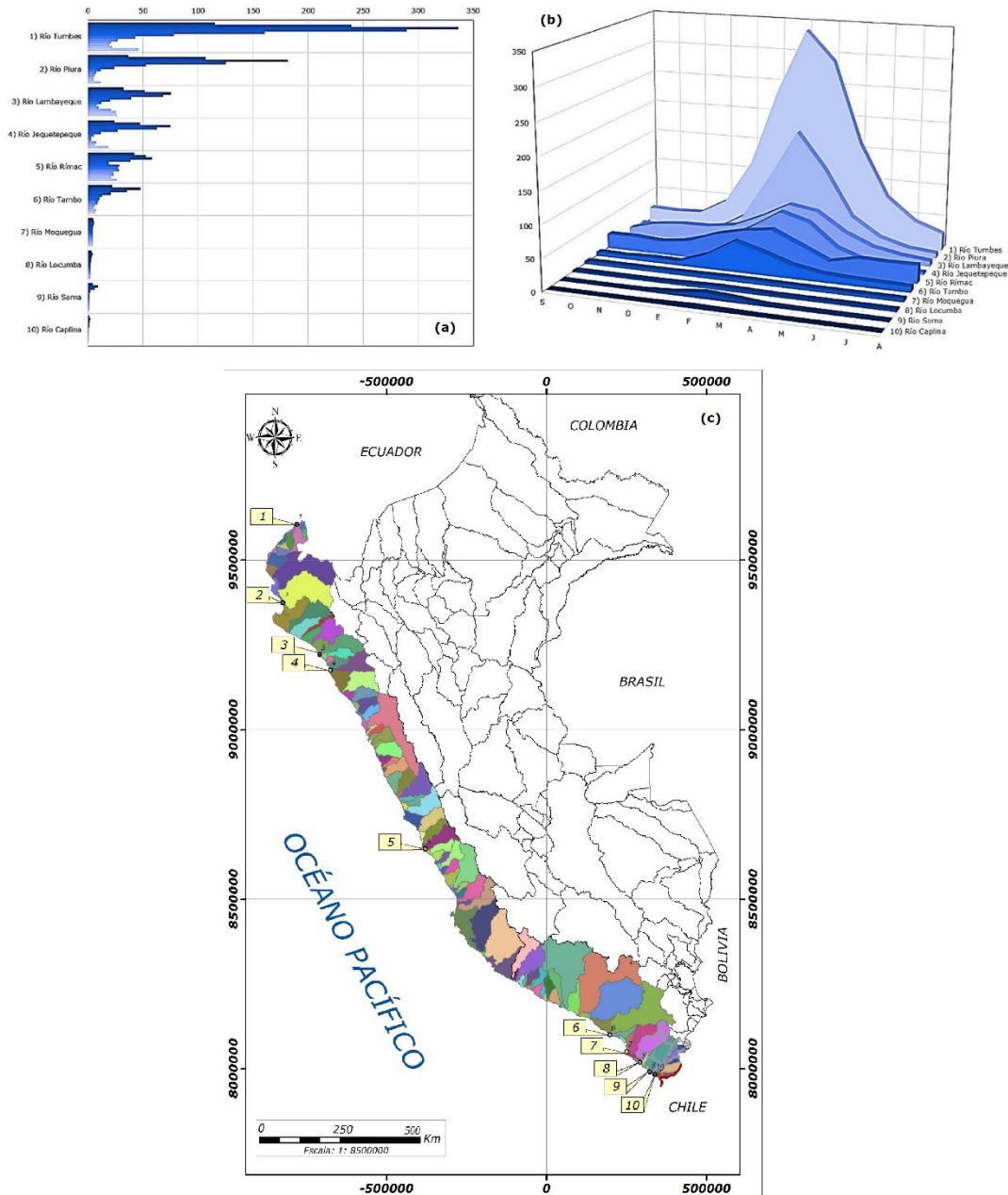


**Figura 1.** Mapa de ubicación de la zona de estudio.

El acuífero de La Yarada, ubicado en la cuenca Caplina de la región Tacna, se localiza en la cabecera del desierto de Atacama. Presenta un clima desértico. Las precipitaciones anuales son escasas y pueden llegar a ser nulas. Las precipitaciones más altas registradas en las estaciones Palca y Toquela en los últimos 20 años alcanzaron los 129 mm por año. La precipitación que genera escorrentía se da en la unidad geomorfológica Cordillera, la cual presenta minerales de origen volcánico, ricos en arsénico, boro, hierro, aluminio y manganeso; a esto se suma la condicionante climática, que alcanza temperaturas mínimas de  $-15\text{ }^{\circ}\text{C}$  en invierno y a los efectos de la radiación solar de día, que hace que la roca se altere y sea más susceptible a la meteorización y erosión fluvial. Por esta razón, el agua que precipita se combina con los sedimentos producto de la erosión, con alto contenido de azufre, cobre y otros metales, que constituyen una fuente natural de contaminación del río Caplina. Además de presentar metales sulfurados, disminuye el pH del agua, y provoca que el agua tenga mayor poder de disolución. La temperatura presenta poca variabilidad interanual, la media anual es de  $12\text{ }^{\circ}\text{C}$  a 3 000 msnm, con máximas de  $22\text{ }^{\circ}\text{C}$  en verano y mínimas de  $4\text{ }^{\circ}\text{C}$  en invierno; para altitudes mayores de 4 000 msnm, la media

alcanza 3 °C, máximas de 20 °C en verano y mínimas de -15 °C en invierno.

La región Tacna, geográficamente, al encontrarse ubicada en la cabecera de desierto de Atacama, es deficitaria en disponibilidades hídricas. Esta situación se evidencia al hacer una comparación con las descargas medias mensuales de los ríos de la costa peruana (Figura 2) de acuerdo con reportes efectuados para la zona de estudio.



**Figura 2.** Descargas medias mensuales, representación 2D (a); representación 3D (b); mapa de ubicación (c), de los ríos de la costa peruana.

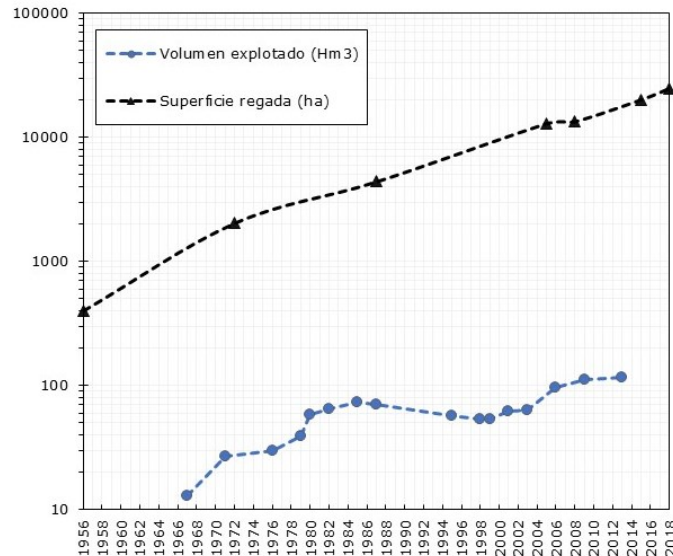
Frente a esta situación de baja disponibilidad de agua para las actividades económicas en la zona de estudio, el número de pozos se fue incrementando. Así, a inicios de la explotación del acuífero, en 1967, se registraron 31 pozos que explotaron 13 Hm<sup>3</sup>.

Posteriormente, con el funcionamiento de la hidroeléctrica de Aricota, se inició la electrificación de los equipos de bombeo de los pozos existentes y se realizó la perforación de pozos a mayor profundidad; en 1971 se registraron 55 pozos que explotaron 27 Hm<sup>3</sup>.

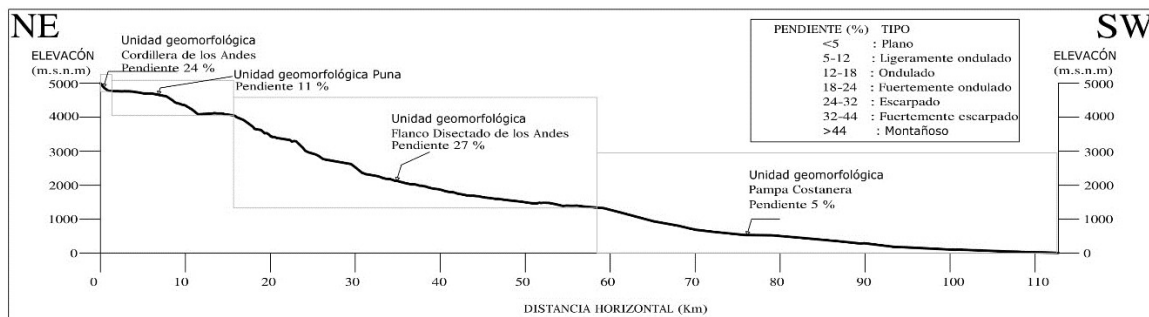
En 1976 se registran 70 pozos que explotaron 30 Hm<sup>3</sup> y los años subsiguientes. Con inversiones del Estado se pusieron en operación los asentamientos 3, 4, 5 y 6 de La Yarada Media, así como otros efectuados con capitales privados, incrementándose el número de pozos operativos a 127 en el año 2003, explotándose un volumen de 63 Hm<sup>3</sup>.

En 2009 se inventariaron 251 pozos en explotación, que registraron un volumen explotado de 111 Hm<sup>3</sup>. En 2013 se reportan 502 pozos con un volumen de explotación de 116 Hm<sup>3</sup>; este volumen corresponde únicamente a los pozos con licencia de uso (PET, 2013). Del total de los 502 pozos inventariados en explotación, 105 tienen licencia de uso y 397 no la tienen, configurándose como pozos no autorizados.

La explotación creciente obedece a una relación directa del incremento en la superficie irrigada en la zona de estudio (Figura 3). En el perfil longitudinal de la cuenca Caplina se observa el desarrollo altitudinal desde los 5 000 hasta los 0 msnm en la línea de playa. Es notoria la alta pendiente de la cuenca alta y media, reduciéndose de forma considerable en la parte baja de la cuenca donde se encuentra emplazado el acuífero La Yarada (Figura 4).



**Figura 3.** Evolución del volumen explotado y superficie irrigada.



**Figura 4.** Perfil longitudinal de la cuenca del río Caplina.

Según ANA (2011), el acuífero se encuentra sobreexplotado: la descarga es mayor a la recarga; esto se manifiesta por el constante descenso del nivel freático. El progresivo avance de la intrusión marina alcanza 60 km<sup>2</sup> en superficie y la degradación de la calidad del agua en un área de 127 km<sup>2</sup>, que comprende los sectores Los Palos, El Chasqui y Los Olivos, incluyendo La Esperanza, Las Palmeras y Rancho Grande; el volumen de la reserva renovable se encuentra en el orden de los 54 Hm<sup>3</sup>/año y la explotación es de 111 Hm<sup>3</sup>/año; por tanto, la sobre explotación llega a los 57 Hm<sup>3</sup>/año.



**Figura 5.** Mapa geológico (a); columna estratigráfica representativa (b), de la cuenca del río Caplina.

- Volcánico Chocolate (Ji-ch): descrito por primera vez por Jaén, Ortiz y Wilson (1963), utilizando la nomenclatura que Jenks (1948) propuso en Yura, Arequipa. Las últimas revisiones por parte del INGEMMET describen los afloramientos de la formación Chocolate como una intercalación de rocas volcánicas y sedimentarias ubicadas en el extremo SO de la Cordillera de la Costa (Acosta, Mamani, Alván, & Rodríguez, 2012).
- Formación Moquegua (Po\_mos): conformada por materiales detríticos que disminuyen en tamaño de grano hacia el suroeste. En las zonas proximales de la cuenca, es decir, cercanas a la fuente de aporte entre los cerros Pirámide, Jachacollo, Colorado, Condorire, Piedras Anchas, y en el fondo de las quebradas Viñani y Cauñani al norte y noroeste de los cuadrángulos de Tacna y Huaylillas aparecen sucesiones estratigráficas gruesas (Acosta *et al.*, 2012).
- Formación Huaylillas (Nm\_hu): descrita por tres miembros: inferior, medio y superior. El inferior está compuesto por tobas rosáceas con abundantes fragmentos líticos y fragmentos de pómez intercalados con niveles de conglomerados con clasto de roca sedimentaria y volcánica subredondeada. El miembro medio comprende una sucesión de tobas riolíticas y riodacíticas de color rosáceo, con fragmentos de pómez y líticos, intercalados con delgados niveles de areniscas masivas de color verde (Acosta *et al.*, 2012). Según los estudios realizados por Flores y Sempere (2002), y Flores, Sempere y Fornari (2004), los sedimentos del miembro superior constan de conglomerados y areniscas de coloración gris oscura, con clastos mayormente andesíticos y delgados niveles evaporíticos.
- Formación Millo (Np\_mi): se encuentra aflorando esencialmente en el fondo de las quebradas a manera de zonas amplias y planas que sirven como base a los ríos Caplina, Sama, Hospicio y Escritos. Su relación de piso está dada por el grado de erosión de la quebrada, observándose que por la zona norte del cuadrángulo de Tacna, por los cerros Perdido y Pirámide, se encuentran

sobreyaciendo en contacto erosivo a la formación Moquegua superior (Acosta *et al.*, 2012). El tamaño de sus clastos disminuye hacia el suroeste, aumentando también el espesor de los estratos. Esta variación se observa en la mayoría de pozos exploratorios perforados en las pampas de La Yarada (Martines, Vargas, Montoya, Chamorro, & Zenteno, 1996; Acosta, Benavente, Cotrina, Peña, & Alván, 2008).

- Depósitos fluvio-aluviales (Qh\_fa): constituyen principalmente los horizontes permeables y explotables de agua subterránea, alcanzando espesores hasta de 446 m. Litológicamente están constituidos por conglomerados, arenas y arcillas que se intercalan irregularmente. En el área de estudio estos depósitos constituyen el cono de deyección del río Caplina y sus tributarios.
- Depósitos de playa (Qh\_pl): estos depósitos no tienen mayor incidencia en la hidrogeología del área, debido principalmente a su carácter marginal, y por constituir una franja de arenas y cantos muy angosta, la cual se encuentra distribuida a lo largo del litoral, y que está relacionada con escarpas litorales emergidas.
- Depósitos eólicos (Qh\_e): acumulaciones de arena de origen eólico que se encuentran en las pampas de La Yarada y Hospicio, formando una delgada cubierta discontinua, que algunas veces constituye dunas y médanos.

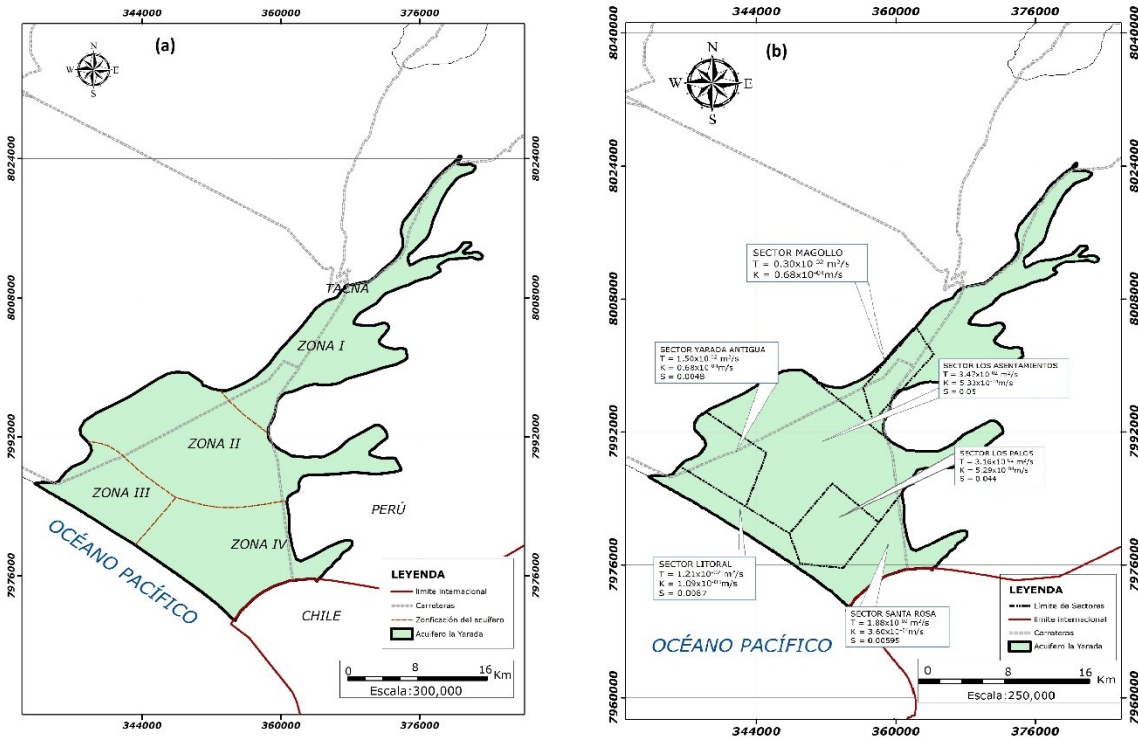
## El medio acuífero

Se ha podido determinar que el acuífero es principalmente de origen aluvial de edad cuaternaria; tiene la forma de un polígono rectangular de fondo plano, y con flancos escarpados y abruptos. Aguas abajo, el cono deyectivo del río Caplina constituye una unidad fisiográfica que se inicia en la garganta de Magollo, y se ensancha progresivamente hacia abajo en forma de delta hasta alcanzar la línea de playa. El acuífero está delimitado desde Calientes hasta la línea de playa en sentido noreste a suroeste por afloramientos rocosos, con incipiente cobertura eólica,

también por depósitos de cenizas volcánicas (parte superior). Los espesores del acuífero (ANA, 2009) son Calientes-Calana (139 m), Calana-Pocollay (121 m), Tacna-Magollo (86 m), Pampas San Francisco (493 m) y Viñani (316 m).

El acuífero está constituido sobre todo por rellenos aluviales de edad cuaternaria. Litológicamente está conformado por gravas, arenas finas a gruesas; cantos que varían de redondeados a subredondeados; limos y arcillas, todos de carácter típicamente fluvial. Hacia los sectores noroeste y sureste, los sedimentos provienen principalmente de las formaciones Huaylillas y Moquegua; por efecto del viento, las arenas sufren movimientos y llegan a conformar parte del acuífero. Tiene como fuentes principales de alimentación las filtraciones de agua que se producen en el río Caplina, canal Uchusuma, y los aportes de agua según ocurrencia de lluvias de las quebradas de Palca, Vilavilani, Viñani, Cauñani, Espíritus y Quebrada Honda, que discurren e infiltran en el valle y las pampas de La Yarada. Por otro lado, se tiene la infiltración de agua que se produce en la zona húmeda, parte alta de la cuenca; y a través de fracturas o fallas de rocas, pasando después a los materiales clásticos de los depósitos cuaternarios.

Para el análisis de la morfología de la superficie freática, se dividió en cuatro zonas que se muestran en la Figura 6<sup>a</sup>; en la Figura 6<sup>b</sup> se tienen los parámetros hidrodinámicos promedio para cada zona del acuífero (ANA, 2010). En las zonas I, II, III y IV, el flujo subterráneo mayormente presenta orientación de noreste a suroeste, fluctuando su gradiente hidráulico entre 0.20% (zona IV) y 2.75% (zona I). En ciertos sectores de la zona III (Yarada Antigua), como La Esperanza y San Antonio, el sentido del flujo subterráneo se invierte y tiene una dirección del mar hacia tierra adentro (suroeste a noreste), observándose además cotas del agua negativas, lo cual es producto de la explotación intensa en ese sector, ocasionando el fenómeno de intrusión marina. La Tabla 1 muestra las características de la morfología de la superficie freática.



**Figura 6.** Mapa de zonas del acuífero (a), parámetros hidrodinámicos promedio (b), del acuífero La Yarada.

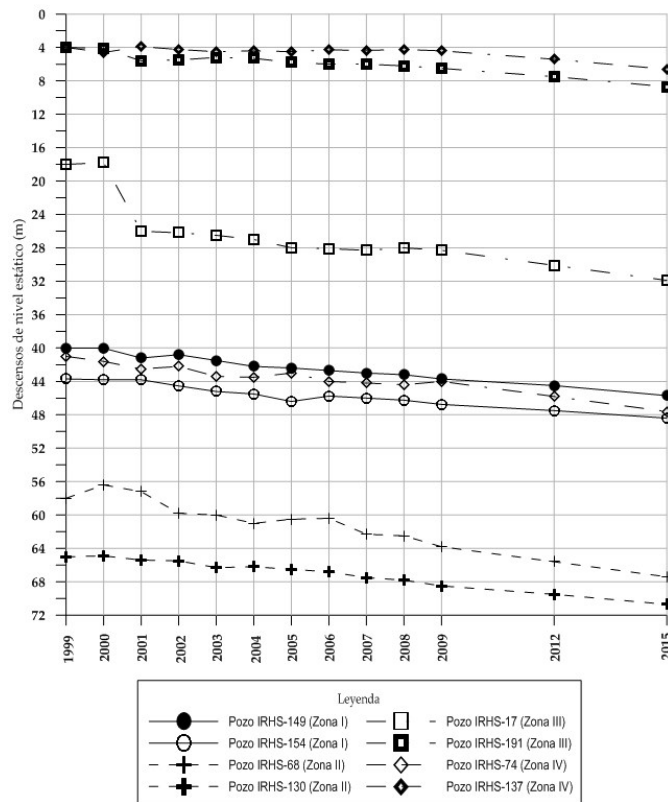
**Tabla 1.** Características del acuífero freático.

Zona	Sector	Sentido	Gradiente	Rango Cota
I	Pocollay-Tacna	NE a SO	2.50	300 – 600
	Para-Viñani	NE a SO	1.25	280 – 330
	Magollo	NE a SO	2.75	170 – 280
II	El Hospicio	N a S	1.50	45 – 120
	Yarada Alta	NE a SO	1.40	45 – 145
	Irrigación Copare	NE a SO	1.52	35 – 165
III	La Esperanza-Fdo. Valdivia	NE a SO	0.47	6 – (-10)
	Yarada Antigua-Fdo. Valdivia	SO a NO	-0.22	(-10) – 0.50
	Yarada Media	NE a SO	0.26	8 – 0
	Rancho Grande	NE a SO	0.02	0 – (-0.20)
IV	Los Palos-Asociación San Pedro	NE a SO	0.24	(-0.50) – 20
	Las Salinas-Balneario Santa Rosa	NE a SO	0.20	20 – 0

Las variaciones del nivel de agua por lo general tienen comportamiento estacional; la evaluación se realizó teniendo en cuenta los periodos críticos de estiaje de los ríos y las precipitaciones mínimas ocurridas en

la parte alta de la cuenca del Caplina, que son las principales fuentes de recarga del acuífero. En la zona I se tiene un descenso promedio de 0.40 m/año; en la zona II, descensos entre 0.54 y 1.14 m/año; en la zona III, descensos promedio entre 0.13 y 0.30 m/año; en la zona IV, descensos entre 0.03 y 0.43 m/año.

En la Figura 7 se muestran las variaciones interanuales en las diferentes zonas del acuífero entre los años 1999 y 2015: en la zona I se tiene un descenso medio de 5.2 m; en la zona II, de 7.6 m; en la zona III, de 9.3 m; en la zona IV se tiene un descenso medio de 4.6 m. Las zonas II y III registran los mayores descensos en el periodo analizado.



**Figura 7.** Variación de niveles de la superficie freática.

## Hidroquímica

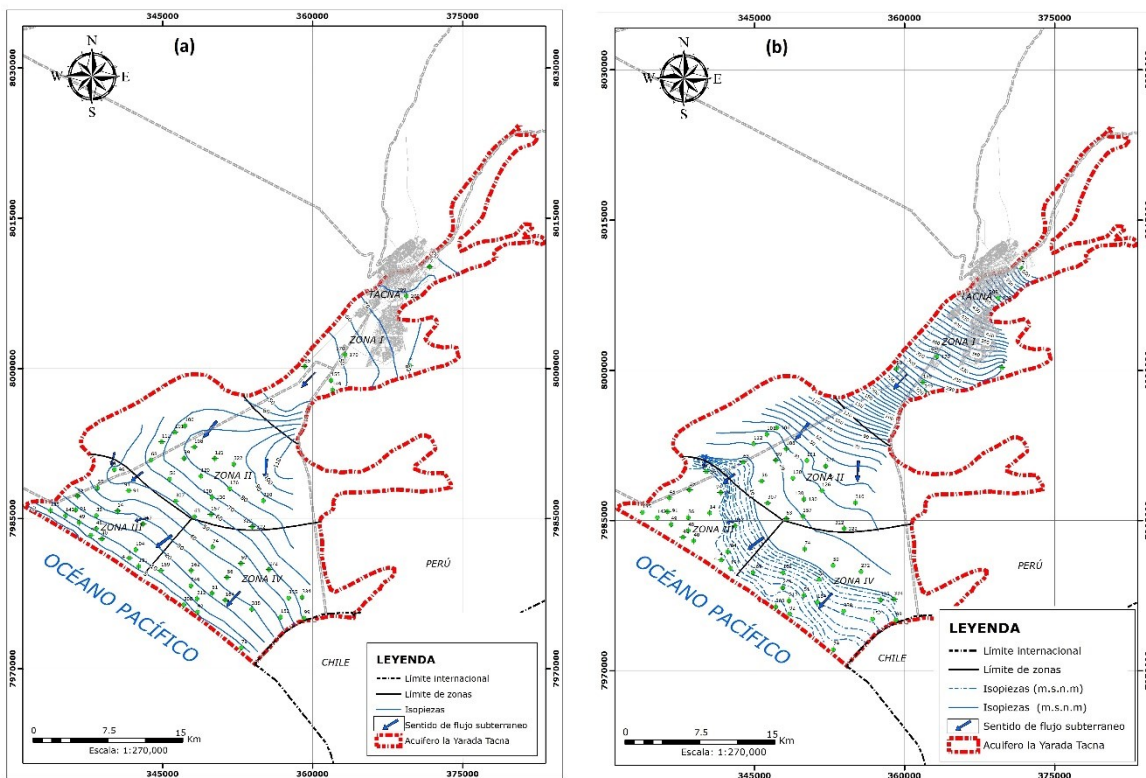
Con base en la hidroquímica se buscaron respuestas acerca del origen y distribución del agua subterránea; los procesos físico-químicos que afectan al agua, y la calidad de la misma; esto es, degradación y presencia de contaminantes. Tal información es esencial para establecer la evolución del acuífero en el tiempo y el espacio; evaluar la vulnerabilidad del acuífero; detectar afecciones, y establecer las medidas correctoras para la contaminación, salinización y pérdida de calidad, y así poder gestionar el recurso hídrico. Se estableció un análisis comparativo espacial y temporal de los principales parámetros entre 2010 y 2016.

En la cuenca Caplina, donde se encuentra emplazado en acuífero de La Yarada, el agua de lluvia que recarga el acuífero tiene escaso contenido iónico; en la escorrentía superficial y a través de la zona no saturada y la zona saturada hay una interacción agua-fase sólida por la que el agua va adquiriendo sustancias químicas como especies disueltas (Pino *et al.*, 2017). Durante el inventario de pozos se realizaron los análisis del agua *in situ* en 261 pozos que se encontraban en funcionamiento en 2016, en las cuales se midieron datos del agua sobre temperatura, conductividad eléctrica y potencial de hidrógeno; se tomaron muestras en 55 de ellos y se analizaron en laboratorio los iones  $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{Mg}^{++}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{=}$ ,  $\text{HCO}_3^-$  y  $\text{CO}_3^{=}$ .

## Resultados y discusión

Las variaciones de los niveles freáticos por lo general tienen comportamiento estacional; es decir, varían de acuerdo con la época del año; ascendiendo mayormente en los meses de verano (enero-marzo), lo cual se debe de manera fundamental a las precipitaciones en la zona alta de la cuenca, ocurriendo lo contrario en la época de estiaje: el acuífero va disminuyendo su recarga por efecto de la escasa precipitación y, en consecuencia, los niveles de agua descienden.

La evaluación del acuífero freático se realizó teniendo en consideración los periodos críticos de estiaje de los ríos y las mínimas precipitaciones ocurridas en la parte alta de la cuenca del Caplina, que son las principales fuentes de recarga del acuífero. La Figura 8 muestra la disposición de las isopiezas del acuífero en dos periodos: 2010 y 2016, representándose direcciones de flujo predominantes y las zonas con niveles por debajo del nivel del mar, estrechamente ligadas con procesos de intrusión marina. Los pozos de extracción de agua subterránea en esta zona afectada reportan valores altos de salinidad. Respecto al tiempo, de 2010 a 2016 se observa un incremento significativo de descensos de los niveles freáticos.



**Figura 8.** Mapa de isopiezas del acuífero La Yarada: (a) 2010, (b) 2016.

Los resultados de los análisis físico-químicos de las muestras de agua que se recolectaron en el área de estudio se agruparon por zonas (I a IV) y su análisis e interpretación se describe a continuación.

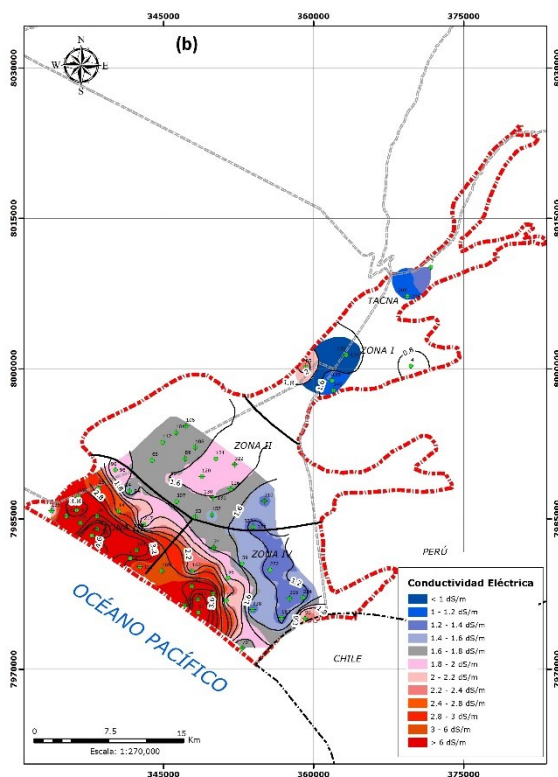
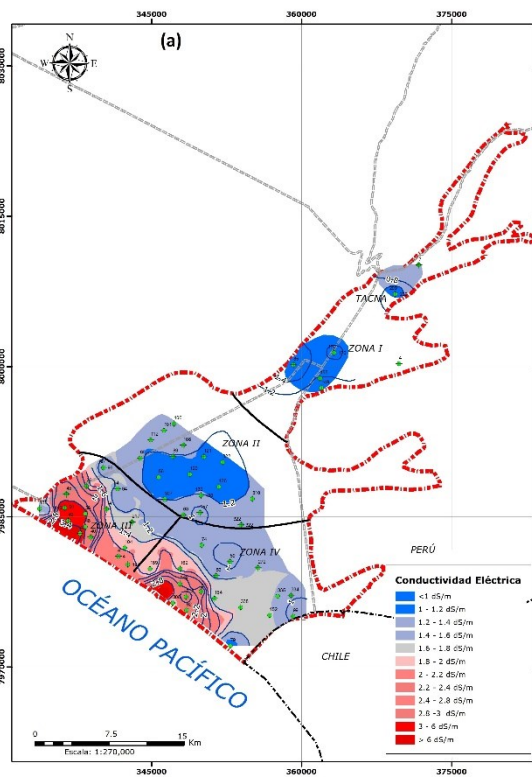
## Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica es una buena medida del riesgo de salinidad para los cultivos. El valor normal oscila entre 0.044 y 0.648 dS/cm (Eyankware, Obasi, & Akakuru, 2016). En la Tabla 2 se muestran los valores obtenidos. En la zona I, entre 0.56 y 2.18 dS/cm, representando aguas de media, alta y muy alta mineralización. En la zona II, de 0.96 y 1.81 dS/cm, que clasifican como aguas de alta mineralización. En la zona III, entre 1.32 y 7.13 dS/cm, aguas de alta, muy alta mineralización (aguas salobres) y aguas saladas. En la zona IV, de 0.84 a 7.95 dS/cm, clasificándose como aguas de alta, muy alta mineralización (aguas salobres) y aguas saladas (Figura 9). Los resultados mostrados en los mapas de isoconductividad (2010 y 2016) muestran un incremento de este parámetro en el espacio y tiempo.

**Tabla 2.** Valores de conductividad eléctrica.

Zona	Sector	Conductividad	Clasificación
I	Hospicio-Irrigación Magollo	0.61-2.18	Media, alta y muy alta mineralización
	Viñani	0.56-0.96	
	Pocollay (Sobraya)-Cercado Tacna	0.62-1.74	
II	Asentamiento núm. 3-Copare	1.00-1.42	Alta mineralización
	Asentamientos núm. 5 y 6-AA HH Pachacútec	1.81-1.58	
	Límite Hospicio-Zona "Z"	1.77-0.96	

III	La Esperanza-Fundos (Valdivia)	1.53-2.61	Alta, muy alta mineralización (aguas salobres) y aguas saladas
	Yarada Antigua-Las Palmeras	3.30-7.13	
	Los Olivos-El Progreso-La Noria	1.32-1.65	
	Fundo Virgen Chapi-Rancho Grande	1.37-5.32	
IV	Complejo Aduanero-Obelisco Concordia	0.84-2.30	Alta, muy alta mineralización (aguas salobres) y aguas saladas
	Curva Los Palos y Salinas	0.94-1.19	
	Asociación Perú Posible y Frontera del Sur	1.11-1.45	
	Los Palos (parte baja)-Asociación San Pedro-Macheros	1.37-7.95	
	Cenizales y Balneario Santa Rosa	0.89-3.01	



**Figura 9.** Mapa de isoconductividad del acuífero La Yarada: (a) 2010; (b) 2016.

## Potencial de hidrógeno (pH)

El pH fluctúa entre 6.12 y 9.33, valores que representan desde aguas ácidas a altamente alcalinas (OMS, 2006; Sunass, 1995). En la zona I, el agua es ligeramente ácida a ligeramente alcalina, con valores de 6.56 a 7.52. En la zona II, entre 6.73 y 7.83, valores que corresponden a aguas ligeramente ácidas a alcalinas. En la zona III, de 6.12 a 9.33, valores que corresponden a aguas ácidas a altamente alcalinas. En la zona IV, entre 6.25 y 8.22, siendo aguas identificadas como ácidas a alcalinas (Tabla 3).

**Tabla 3.** Clases de agua según el potencial de hidrógeno (pH).

Zona	pH	Clasificación
I	6.56-7.52	Ligeramente ácidas a ligeramente alcalinas
II	6.73-7.83	Ligeramente ácidas a alcalinas
III	6.12-9.33	Ácidas a altamente alcalinas
IV	6.25-8.22	Ácidas a alcalinas

## Dureza

La dureza total de las aguas en el área de estudio varía de 171.5 a 3 021.5 ppm (CaCO<sub>3</sub>), valores que representan aguas ligeramente duras a muy duras (OMS, 2006; Sunass, 1995). En la zona I, de 171.5 a 827.5 ppm, valores indicativos de aguas ligeramente duras a muy duras. En la zona II de 295.5 a 776.5 ppm, identificadas como aguas moderadamente duras a muy duras. La zona III, de 210 a 3021 ppm, valores que indican aguas ligeramente duras a muy duras. En la zona IV, de 263 a 2419 ppm, valores que representan aguas moderadamente duras a muy duras (Tabla 4).

**Tabla 4.** Clases de agua según dureza.

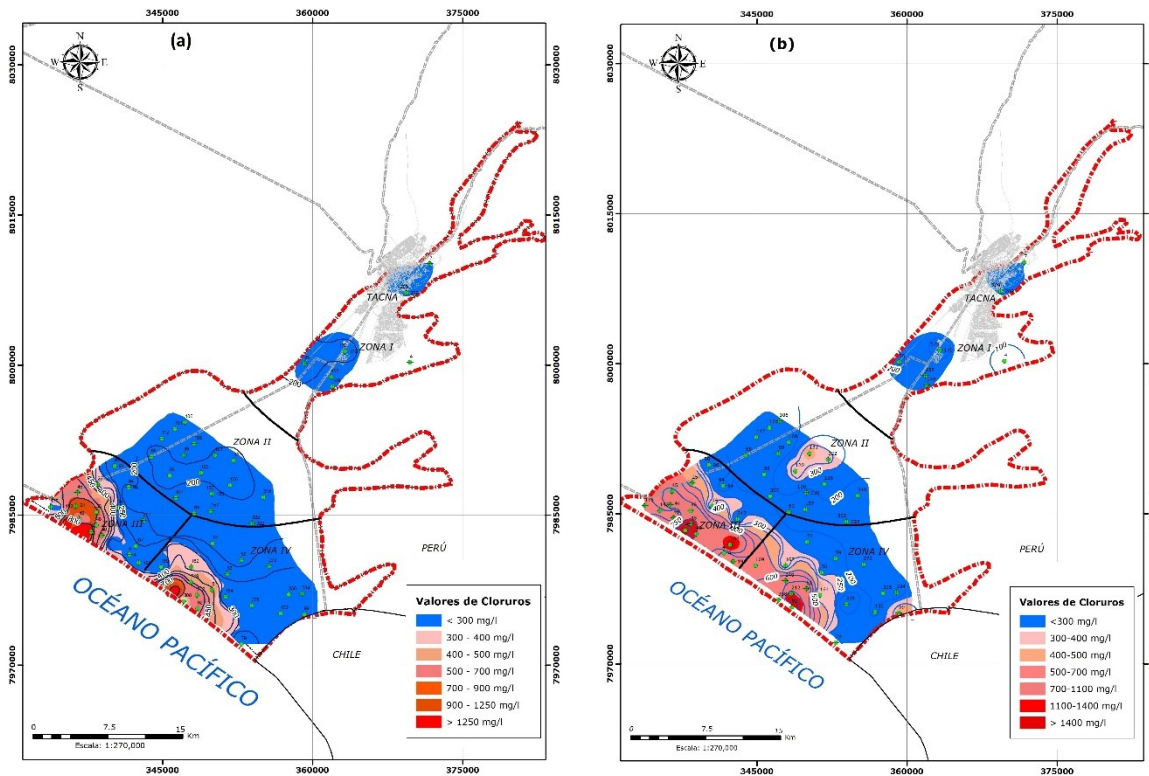
Zona	Dureza	Clasificación
I	171.50-827.00	Agua ligeramente dura a muy dura
II	295.50-776.50	Agua moderadamente dura a muy dura
III	210.00-3021.50	Agua ligeramente dura a muy dura
IV	263.50-2419.00	Agua moderadamente dura a muy dura

## Principales cationes y aniones

Los valores encontrados del ion de calcio (Ca<sup>++</sup>) oscilan entre 58 mg/l (zona I) y 927 mg/l (zona III); para el ion magnesio (Mg<sup>++</sup>) se encontraron valores que oscilan entre 5.88 mg/l (zona IV) y 168.96 mg/l (zona III); el sodio (Na<sup>+</sup>), entre 42.09 mg/l (zona I) y 842.95 mg/l (zona IV); el potasio (K<sup>+</sup>) reporta valores que oscilan entre 2.34 mg/l (zona I) y 38.22 mg/l (zona III), este valor sobrepasa los valores esperados en las aguas subterráneas, lo que denota presencia de salmueras.

Los valores encontrados del ion de cloruro oscilan entre 69.23 mg/l y 1846.71 mg/l (zona III) (Figura 10). El sulfato (SO<sub>4</sub><sup>=</sup>) presenta valores que oscilan entre 119.23 mg/l y 2 557.69 mg/l (entre zonas I y IV). Los valores encontrados del ion de bicarbonato (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) oscilan entre 56.12 mg/l y 184.83 mg/l (entre zona II y I). Los resultados de parámetros

analizados para las 55 muestras de agua subterránea se muestran en la Tabla 5. Los resultados mostrados en los mapas de isocloruros corresponden a los años 2010 y 2016, notándose un incremento de este parámetro en el espacio y tiempo; es posible identificar el efecto de la salinización tomando como base los cloruros en el medio acuífero, al haberse incrementado la superficie afectada entre los años analizados.



**Figura 10.** Mapa de isocloruros del acuífero La Yarada: (a) 2010, (b) 2016.

**Tabla 5.** Resultados de análisis físico-químicos.

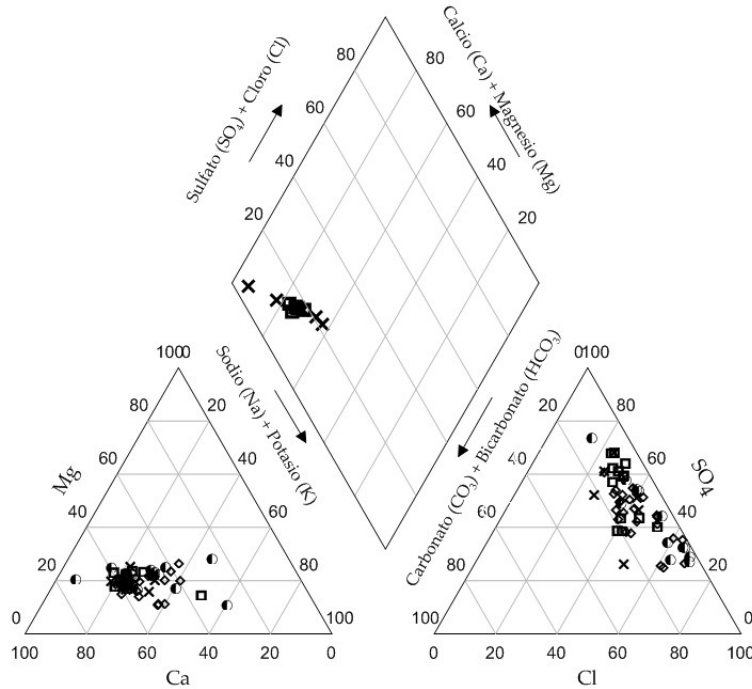
Zona	IRHS	Cationes (meq/l)				Aniones (meq/l)				
		Ca <sup>++</sup>	Mg <sup>++</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>=</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	CO <sub>3</sub> <sup>=</sup>
I	4	2.90	0.53	1.83	0.07	2.57	1.24	1.34	0.01	0.00

	5	11.25	3.17	7.48	0.44	9.51	11.21	2.11	0.04	0.00
	85	12.30	4.25	5.00	0.48	5.65	14.45	1.78	0.07	0.00
	173	10.62	2.50	4.26	0.32	4.60	10.38	2.60	0.18	0.00
	209	8.74	1.52	3.87	0.06	3.66	6.71	3.03	0.04	0.00
	302	12.90	2.75	3.91	0.33	8.57	8.56	2.09	0.08	0.00
II	107	6.35	2.08	3.39	0.26	3.90	9.91	1.21	0.00	0.00
	112	4.85	1.06	6.48	0.31	4.48	8.81	0.92	0.00	0.00
	115	9.80	2.75	3.87	0.32	5.84	10.02	1.69	0.00	0.00
	130	8.95	2.25	3.61	0.32	5.65	9.75	1.59	0.01	0.00
	146	12.20	3.33	3.61	0.42	10.33	7.26	1.54	0.00	0.00
	188	6.79	1.38	2.87	0.10	3.78	6.73	1.74	0.02	0.00
	270	5.53	1.00	2.35	0.19	3.55	3.14	1.86	0.01	0.00
	307	9.32	2.50	3.61	0.38	3.90	10.20	1.44	0.02	0.00
	316	6.44	1.43	2.39	0.17	4.05	3.40	1.71	0.02	0.19
	321	9.64	1.76	3.35	0.17	6.00	5.37	1.59	0.05	0.00
	322	6.24	1.38	2.43	0.19	3.74	3.82	1.69	0.05	0.00
	331	11.00	2.58	3.96	0.34	4.91	10.42	1.98	0.04	0.00
	332	9.80	3.08	4.17	0.43	5.22	10.02	1.74	0.03	0.00
III	7	9.65	2.75	3.74	0.31	6.82	8.53	1.21	0.00	0.00
	16	7.65	2.17	3.30	0.29	5.07	8.09	1.38	0.00	0.00
	25	9.50	2.33	8.74	0.46	13.05	6.99	1.67	0.01	0.00
	36	18.70	6.75	11.43	0.65	27.08	12.45	1.46	0.00	0.00
	45	19.05	3.50	9.78	0.56	24.35	8.59	1.42	0.03	0.00
	94	5.45	2.33	4.13	0.33	3.51	4.38	1.44	0.01	0.00
	96	3.65	0.55	7.04	0.31	9.59	3.84	1.48	0.00	0.00
	142	23.30	4.42	2.26	0.64	18.70	14.81	1.44	0.02	0.13

	191	6.20	4.92	10.65	0.51	10.13	13.17	1.80	0.01	0.13
	214	46.35	14.08	13.17	0.98	52.02	19.95	2.28	0.00	0.00
	217	5.90	2.00	4.04	0.33	1.95	8.84	1.57	0.00	0.00
	304	20.45	7.17	13.43	0.72	30.39	13.75	1.34	0.01	0.00
IV	50	12.90	3.42	6.26	0.38	14.03	10.30	1.98	0.00	0.00
	51	17.00	5.42	10.70	0.48	23.38	12.96	1.86	0.02	0.00
	57	6.75	0.67	5.09	0.07	5.84	6.34	2.38	0.11	0.00
	59	5.55	1.67	4.30	0.25	4.01	4.79	1.84	0.01	0.13
	79	6.53	1.47	3.04	0.23	3.97	4.11	1.84	0.00	0.10
	99	12.75	1.75	7.04	0.20	16.21	5.69	1.21	0.02	0.19
	152	6.12	1.38	2.74	0.12	5.26	4.59	1.48	0.08	0.08
	162	7.10	3.67	6.87	0.35	6.62	9.05	1.40	0.10	0.10
	169	10.55	4.25	8.96	0.48	12.86	10.37	1.38	0.01	0.13
	184	7.60	2.33	4.52	0.27	5.65	6.88	1.63	0.01	0.06
	192	36.30	12.08	36.65	0.97	51.63	26.60	1.69	0.04	0.10
	249	16.80	5.33	10.83	0.56	18.90	15.60	2.15	0.02	0.06
	257	6.50	1.71	2.61	0.29	4.60	4.81	1.29	0.04	0.00
	266	9.19	1.83	3.00	0.37	4.36	6.02	1.50	0.09	0.10
	272	7.10	1.00	2.83	0.19	2.81	6.27	1.61	0.00	0.00
	277	5.69	1.28	2.43	0.14	3.31	4.27	1.40	0.01	0.00
	308	9.60	3.00	5.91	0.41	8.77	9.89	1.42	0.00	0.00
314	5.94	1.18	2.70	0.09	3.35	5.08	1.60	0.01	0.00	
315	5.41	0.94	2.83	0.11	4.33	3.34	1.66	0.02	0.00	
333	4.78	0.49	3.87	0.13	6.00	2.27	1.36	0.02	0.00	
334	5.60	0.50	4.13	0.12	6.47	2.32	1.39	0.02	0.00	
335	5.39	1.05	2.61	0.14	4.17	3.39	1.79	0.03	0.00	

	336	6.27	1.16	2.52	0.17	4.01	5.19	1.64	0.02	0.00
	338	5.70	1.41	2.91	0.23	3.51	5.46	1.54	0.01	0.00

En la zona I, según los resultados de laboratorio y los diagramas triangulares, se muestra que las aguas son sulfatadas y/o cloruradas cálcicas, y/o magnésicas. En la zona II, en general las muestras se agrupan en la región de las aguas sulfatadas y/o cloruradas cálcicas, y/o magnésicas, correspondiendo a aguas de mezcla. En la zona III, las muestras de agua mayormente se agrupan en la región de aguas sulfatadas y/o cloruradas cálcicas, y/o magnésicas, y las muestras de los pozos IRHS-96 y 191 se ubican en el rombo de las tipo clorurada y/o sulfatada sódicas (facies Na-Ca-Cl-SO<sub>4</sub> y Na-Ca-Mg-SO<sub>4</sub>-Cl respectivamente), reflejando la zona de mezcla de agua salina y dulce en la zona interfase del fenómeno de intrusión marina que se viene dando en este acuífero. En la zona IV, la muestra del pozo IRHS-192 presenta las facies Na-Ca-Cl-SO<sub>4</sub>, indicando agua del tipo clorurada sódica (agua salina), en general en esta zona las muestras de agua corresponden a aguas clorurada y/o sulfatada cálcica, y/o magnésica (agua salina transitoria) (Figura 11).



**Figura 11.** Diagrama de Piper.

## Calidad del agua subterránea y familias hidrogeoquímicas

Las facies predominantes en el área de estudio son las sulfatadas cálcicas y cloruradas cálcicas, seguidas en menor proporción por las cloruradas sódicas y sulfatadas sódicas (Tabla 6). La importancia del agua, el saneamiento, la higiene para la salud y el desarrollo han quedado reflejados en los documentos finales de diversos foros internacionales (OMS, 2006). Recientemente, la Asamblea General de las Naciones Unidas declaró el periodo de 2005 a 2015 como Decenio Internacional para la Acción "El agua, fuente de vida".

**Tabla 6.** Facies hidrogeoquímicas predominantes.

Clasificación	Muestra	%
Clorurada cálcica	22	40.00
Sulfatada cálcica	30	54.54
Clorurada sódica	02	3.64
Sulfatada sódica	01	1.82
<b>Total</b>	<b>55</b>	<b>100</b>

El estándar de calidad del agua en relación con el boro es de 0.5 mg/l (OMS, 2006). En esta campaña, el valor mínimo presentado fue de 0.01 y el máximo de 3.72 mg/l, por tanto se tienen ciertos sectores que presentan ausencia de este elemento, como es el caso de Viñani, Curva Los Palos, Pampas Santa Rosa y otros que superan los estándares de calidad. De esta forma se tiene que 18 muestras (32.72%) de las 55 muestras de agua subterránea correspondientes a la campaña realizada se encuentran por encima del máximo permisible para agua potable establecido por la normativa vigente, ubicadas principalmente en la zona I (sector Magollo), zona II (sector Cooperativa 60), zona III (sectores La Esperanza, Los Olivos y Las Palmeras) y en la zona IV (sectores Los Palos y Los Macheros).

Con referencia al ion cloruro, se ha encontrado que 18 muestras (32.72%) están por encima del máximo permisible para agua potable establecido por la normativa peruana. Se ubican principalmente en la zona I (sector Magollo), zona II (sector Cooperativa 60), zona III (sectores La Esperanza, Los Olivos y Las Palmeras) y en la zona IV (sectores Los Palos y Los Macheros). En relación con el ion sulfato ( $SO_4^{2-}$ ), se puede indicar que su contenido en las aguas subterráneas analizadas, en la mayoría de las zonas sobrepasa los límites máximos tolerables de potabilidad, presentándose mayormente en los sectores 28 de Agosto y Asentamiento 5 y 6 de la zona IV; sectores La Esperanza, Los Olivos y Las Palmeras de la zona III, y el sector Los Palos en la zona II. Así, 47 muestras de agua (59%) sobrepasan la normativa vigente peruana (250 mg/l) (Sunass, 1995).

En el caso del sodio, seis muestras (8%) superan el límite máximo tolerable establecido por la OMS, y se ubican en los sectores Las Palmeras, La Esperanza y Los Palos. Con respecto al Ph, las muestras de agua analizadas varían de 6.12 a 8.21, encontrándose en esta última campaña aguas ácidas en los sectores de Los Olivos, Rancho Grande y

Los Macheros, que no se encuentran dentro del rango establecido por la OMS (6.5 a 8.5) (Tabla 7).

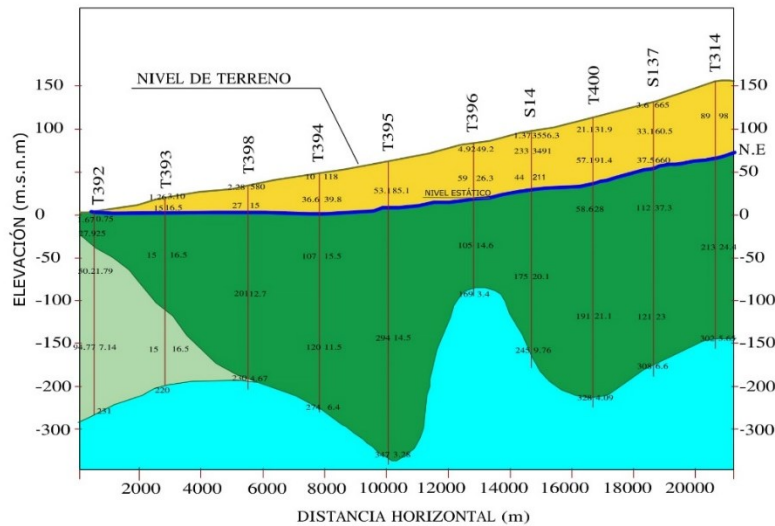
**Tabla 7.** Variación de los valores de parámetros fisicoquímicos.

Parámetro	Zona I	Zona II	Zona III	Zona IV
Boro (mg/L)	0.39-1.12	0.03-3.72	0.13-1.55	0.01-3.17
Cloruro (mg/L)	91.24-337.61	126.03-366.72	69.23-1 846.71	99.76-1 832.87
Sulfato (mg/L)	119.23-1 389.42	301.92- 1001.92	369.23-1 918.27	218.27-2 557.69
Sólidos Disueltos Totales (mg/L)	280-1 180	490-965	565-3565	450-3 975
Sodio (mg/L)	42.09-172.04	54.05-149.04	51.98-308.89	55.89-842.95
pH	6.56-8.21	6.93-8.14	6.12-7.72	6.25-8.15

## Intrusión marina

Se levantaron secciones geoelectricas, siendo una de las principales la sección H-H' (Figura 5a y Figura 12), con una longitud de 19.30 km desde la línea del litoral y pasa por los sectores Los Palos, zona Z, hasta el límite con el distrito Coronel Gregorio Albarracín Lanchipa. Asimismo, se presentan cuatro horizontes geoelectricos principales. El primer horizonte, conformado por una o varias capas geoelectricas, conforma el acuífero no saturado; en conjunto tiene espesores que varían desde 0.0 m en la línea del litoral hasta los 101 m . El segundo horizonte es el acuífero saturado y está conformado por dos capas geoelectricas; n conjunto sus espesores van decreciendo desde 359 m en el litoral hasta los 161 m; a partir de este punto se incrementan los espesores hasta llegar a 279 m y desde aquí

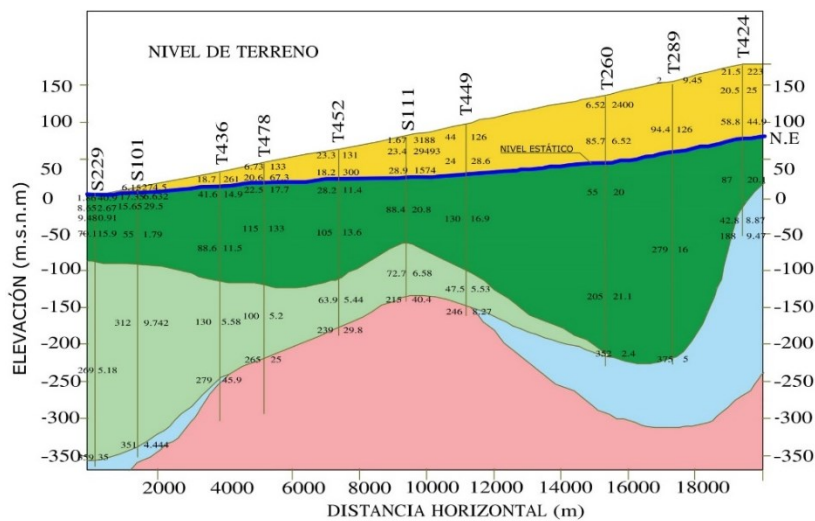
nuevamente los espesores disminuyen hasta llegar a 87 m; la capa superior, donde predominan las resistividades medias, van desde 11 hasta 20 ohm-m, y los espesores varían de 88 a 279 m, donde se abarca todo el espesor del acuífero saturado; la capa inferior, con resistividades bajas y muy bajas, marca entre 5.2 y 6.6 ohm-m, lo cual expresa que el acuífero se encuentra altamente mineralizado en el litoral; el contenido arcilloso también es el responsable de las bajas resistividades de esta capa; los espesores de la capa inferior disminuyen desde 269 m en el litoral hasta desaparecer con dirección continental. El tercer horizonte, presente en la parte inicial y final de la sección, con resistividades de 2.4 a 9.5 ohm-m, es indicativo de un alto contenido arcilloso que lo hace impermeable. El cuarto horizonte está constituido por el basamento rocoso impermeable.



**Figura 12.** Perfil geoelectrico H-H'.

Por otro lado, se tiene una sección G-G' de 19.25 km, que comprende los sectores Las Palmeras, San Antonio, El Progreso y Asentamiento 03. Presenta tres horizontes geoelectricos (Figura 5a y Figura 13). El primero está conformado por dos a más capas y se encuentra en estado seco; sus espesores varían de 0 m en el litoral hasta 89 m, con resistividades que llegan a 660 ohm-m e inclusive 3 500 ohm-m. El segundo horizonte representa al acuífero saturado, actualmente en explotación, y está constituido por varias capas con espesores que llegan hasta 294 m; presenta resistividades que mayormente varían de

11.5 a 37.3 ohm-m; una característica especial de este horizonte son las bajas resistividades (cerca de la línea de litoral), que fluctúan entre 0.75 y 7.14 ohm-m, lo que indica aguas mineralizadas, producto de la intrusión marina (sector Las Palmeras). El tercer horizonte que subyace al acuífero saturado presenta resistividades muy bajas, que varían de 3.28 a 8.1 ohm-m; representa al basamento impermeable arcilloso; esta sección permite confirmar la no existencia de un horizonte permeable que subyace al acuífero saturado; en consecuencia, se descarta la posibilidad de ubicar un acuífero profundo.



**Figura 13.** Perfil geoelectrico G-G'.

La salinización de los acuíferos costeros es consecuencia de una gestión deficiente o incontrolada, que genera una sobreexplotación que puede ser prevenida (Cabrera & Custodio, 2004). Una medida de mitigación son las barreras hidráulicas negativas, que bombean cerca de la orilla, interceptando el agua salada; en acuíferos bajo procesos de intrusión marina han sido propuestas como medida correctiva para la intrusión de agua de mar, en casos en los que se deben mantenerse las cargas hidráulicas bajas (Pool & Carrera, 2010). La principal desventaja de estas barreras es que bombean una proporción significativa de agua dulce, que se mezcla con agua salada en el pozo.

Habiéndose identificado que el acuífero de La Yarada se encuentra en proceso por intrusión marina, Pino (2014) propone plantear un proyecto piloto de barrera hidráulica negativa doble, con 10 pozos en doble fila,

alineados en la dirección normal a la dirección predominante del flujo. Al tratarse de una medida de remediación del proceso intrusivo de agua de mar, se considera de aplicabilidad inmediata, lo cual podrá traer consigo resultados rápidos, que permitirán estudiar a mayor detalle su funcionamiento, con lo que se podrán tomar decisiones sobre su incorporación a mayor escala. Se consideró que la zona de ubicación de la barrera piloto debe ser la margen derecha aguas abajo del acuífero, es decir, la zona contigua al denominado Cerro Moreno, asumiendo que dicho cerro funcionaría como una barrera impermeable y evitaría flujos no deseados en el contorno de la batería.

## Conclusiones

El acuífero de La Yarada actualmente se encuentra sobreexplotado (volumen de explotación no controlado por pozos no autorizados) con relación a su reserva renovable (PET, 2013). La explotación supera a la recarga; esto se manifiesta por el constante descenso del nivel del acuífero freático y el progresivo avance de la intrusión marina, que actualmente alcanza 60 km<sup>2</sup>; la degradación de la calidad del agua en un área de 127 km<sup>2</sup> comprende los sectores Los Palos, El Chasqui y Los Olivos, incluyendo La Esperanza, Las Palmeras y Rancho Grande.

La reserva renovable es del orden de 54 Hm<sup>3</sup>/año; la explotación es de 111 Hm<sup>3</sup>/año, por tanto la sobreexplotación llega a los 57 Hm<sup>3</sup>/año. Por tal situación y ante la escasa recarga del acuífero, se viene extrayendo el agua proveniente de la reserva permanente o no renovable. Si no se toman las medidas del caso en forma oportuna, la situación puede alcanzar niveles de mayor riesgo y el deterioro de la calidad del agua puede acrecentarse debido al progresivo avance de la intrusión marina.

Existe coincidencia entre la dirección del flujo subterráneo y el aumento en el contenido de cloruros, aunque localmente se aprecian algunas desviaciones. La distribución de las isolíneas puede considerarse homogénea desde 200 hasta 250 mg/l; a partir de 300 mg/l se empieza a generar la existencia de dos grandes núcleos (sectores La Esperanza-

Las Palmeras y Los Palos), con contenido anormalmente alto de cloruros, así como el aumento generalizado en la concentración de dicho parámetro a medida que hay proximidad hacia la costa. El brusco aumento que se produce en la Terraza Baja no es producto del incremento de los cloruros en la dirección del flujo sino de la contaminación con agua de mar. Este incremento en las concentraciones de cloruros es atribuible a varios procesos que pueden ser coincidentes o no espacialmente.

Según las secciones geoelectricas, se tiene una capa inferior con resistividades bajas y muy bajas, entre 5.2 y 6.6 Ohm-m, lo cual expresa que el acuífero se encuentra altamente mineralizado en el litoral, es decir, zona cercana al océano Pacífico, situación que denota procesos de intrusión marina.

A futuro se deben buscar las medidas a corto, mediano y largo plazos que comprendan la reducción progresiva de la explotación de las aguas subterráneas o la incorporación artificial de agua al sistema en diferentes etapas, permitiendo de forma secuencial disminuir la velocidad del descenso del nivel freático, estabilizarlo y, finalmente, lograr su recuperación.

### **Agradecimientos**

Un agradecimiento muy especial a los profesionales y funcionarios de la Autoridad Nacional del Agua, Lima, Perú, por brindar la información de base requerida en el presente trabajo.

### **Referencias**

- Acosta , H., Benavente, C., Cotrina, G., Peña, F., & Alván, A. (2008). *Estudio geológico del valle del río Caplina Tacna-Perú, base para el estudio hidrogeológico de compatibilización del reservorio acuífero de la Yarada, Tacna, Perú, Convenio PET-INGEMMET (INGEMMET, 82)*. Lima. Perú.
- Acosta, H., Mamani, M., Alván, A., & Rodríguez, J. (2012). Geología de los cuadrángulos de la Yarada, Tacna y Huaylillas Hoja 37-u, 37-v y 37-x. *Carta Geológica Nacional*. Boletín 145, Serie A, 87. Recuperado de <http://repositorio.ingemmet.gob.pe/handle/ingemmet/107>

- ANA, Autoridad Nacional del Agua. (2009). *Caracterización hidrogeológica del acuífero del valle del Caplina-La Yarada*. Lima, Perú: Autoridad Nacional del Agua, Dirección de Gestión de Calidad de los Recursos Hídricos.
- ANA, Autoridad Nacional del Agua. (2010). *Caracterización hidrogeoquímica del acuífero Caplina*. Lima, Perú: Autoridad Nacional del Agua, Dirección de Gestión de Calidad de los Recursos Hídricos.
- ANA, Autoridad Nacional del Agua. (2011). *Informe técnico 03. Calidad de agua cuenca Caplina Tacna*. Lima, Perú: Autoridad Nacional del Agua, Dirección de Gestión de Calidad de los Recursos Hídricos.
- Cabrera, M., & Custodio, E. (2004). Groundwater flow in a volcanic-sedimentary coastal aquifer: Telde area, Gran Canaria, Canary Islands, Spain. *Hydrogeology Journal*, 12(3), 305-320. DOI: 10.1007/s10040-003-0316-y
- El Alfy, M., Aref, L., Fathy, A., & Abdulaziz, A.-B. (2017). Assessing the hydrogeochemical processes affecting groundwater pollution in arid areas using an integration of geochemical equilibrium and multivariate statistical techniques. *Environmental Pollution*, 229(2017), 760-770. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.05.052
- Eyankware, M., Obasi, P., & Akakuru, O. (2016). Use of hydrochemical approach in evaluation of water quality around the vicinity of Mkpuma Ekwaoku Mining District, Ebonyi State, SE. Nigeria for Irrigation Purpose. *Indian Journal of Science*, 23(88), 881-895.
- Flores, A., & Sempere, T. (setiembre, 2002). Avances sobre la historia geológica del valle de Tacna. *Congreso Peruano de Geología. Trabajos Científicos-Sociedad Geológica del Perú*. Lima, Perú.
- Flores, A., Sempere, T., & Fornari, M. (octubre, 2004). Síntesis actualizada de la estratigrafía del Cenozoico en el extremo sur del Perú. *Congreso Peruano de Geología. Resúmenes extendidos-Sociedad Geológica del Perú* (pp. 444-447). Lima, Perú.
- Jaén, H., Ortiz, G., & Wilson, J. J. (1963). Geología de los cuadrángulos de la Yarada, Tacna y Huaylillas. *Comisión Carta Geológica Nacional. Boletín* 6, 70. Recuperado de [http://repositorio.ingemmet.gob.pe/bitstream/ingemmet/561/1/A006-Boletin\\_Huaylillas-37x.pdf](http://repositorio.ingemmet.gob.pe/bitstream/ingemmet/561/1/A006-Boletin_Huaylillas-37x.pdf)

- Jenks, W. F. (1948). Geología de la hoja de Arequipa al 200,000 Geology of the Arequipa Quadrangle of the Carta Nacional del Perú. *Instituto Geológico del Perú*. Boletín 9, 204. Recuperado de <http://repositorio.ingemmet.gob.pe/handle/ingemmet/2198>.
- Martines, C., Vargas, R., Montoya, J., Chamorro, C., & Zenteno, E. (1996). Estudio hidrogeológico de las pampas de la Yarada y Hospicio, Tacna. Lima, Perú: Ministerio de Agricultura, Instituto Nacional de Recursos Naturales.
- OMS, Organización Mundial de la Salud. (2006). *Guías para la calidad del agua potable*. Recuperado de <https://es.scribd.com/document/263887495/Guias-Para-La-Calidad-Del-Agua-Potable-OMS>
- PET, Proyecto Especial Tacna. (2013). *Diagnóstico situacional del acuífero Caplina en el ámbito del sector La Yarada*. Tacna, Perú: Proyecto Especial Tacna.
- Pino, E. (2014). *Diagnóstico para la ubicación preliminar de una barrera hidráulica piloto en el acuífero de La Yarada con fines de contener la intrusión marina*. Lima, Perú: Autoridad Nacional del Agua.
- Pino, E., Tacora, P., Steenken, A., Valle, A., Chávarri, E., Ascencios, D., & Mejía, J. (2017). Efecto de las características ambientales y geológicas sobre la calidad del agua en la cuenca del río Caplina, Tacna, Perú. *Tecnología y ciencias del agua*, 8(6), 77-99. DOI: 10.24850/j-tyca-2017-06-06
- Pino, E., Chávarri, E., & Ramos, L. (2018). Crisis de gobernanza y gobernabilidad y sus implicancias en el uso inadecuado del agua subterránea, caso acuífero costero de La Yarada, Tacna, Perú. *Idesia* (Arica), 36(3), 77-85. DOI: <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-34292018005001301>
- Pool, M., & Carrera, J. (2010). Dynamics of negative hydraulic barriers to prevent seawater intrusion. *Hydrogeology Journal*, 18(1), 95-105. DOI: 10.1007/s10040-009-0516-1
- Sunass, Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento de Perú. (1995). *Reglamento de calidad de agua para consumo humano, Perú*. Lima, Perú: Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento de Perú.

- Todd, F. (2015). New NASA data show how the world is running out of water. *The Washington Post*. Recuperado de <https://www.independent.co.uk/environment/nasa-data-shows-the-world-is-running-out-of-water-10325188.html>
- Valhondo, C., Martínez-Land, L., Carrera, J., Hidalgo, J. J., Tubau, I., De Pourcq, K., Grau-Martínez, A, & Ayora, C. (2016). Tracer test modeling for characterizing heterogeneity and local-scale residence time distribution in an artificial recharge site. *Hydrology and Earth System Sciences*, 20, 4209-4221. DOI: 10.5194/hess-20-4209-2016
- Vergara, W., Ríos, A., Trapido, P., & Malarín, H. (2014). *Agricultura y clima futuro en América Latina y el Caribe: Informe del Banco Interamericano de Desarrollo*. Washington, DC, USA: Banco Interamericano de Desarrollo. Recuperado de <file:///C:/Users/HP%20ELITEBOOK%20X360/Downloads/Agricultura-y-clima-futuro-en-Am%C3%A9rica-Latina-y-el-Caribe-impactos-sist%C3%A9micos-y-posibles-respuestas.pdf>

# Medidas de mitigación para el acuífero costero La Yarada, un sistema sobreexplotado en zonas áridas

*Mitigation measures for the La Yarada coastal aquifer, an overexploited system in arid areas*

Edwin Pino V.<sup>1\*</sup>, Lia Ramos F.<sup>2</sup>, Jesús Mejía M.<sup>2</sup>, Eduardo Chávarri V.<sup>2</sup>, David Ascencios T.<sup>2</sup>

## RESUMEN

Este artículo es una revisión del estado actual de la sobreexplotación del acuífero costero La Yarada, emplazado en una zona árida, cabecera del Desierto de Atacama. Según referencia de otros sistemas similares a nivel mundial, se ha identificado las medidas de mitigación más favorables para la conservación del sistema acuífero. Se plantean acciones físicas y no físicas o de gestión, conducentes a la mitigación del colapso y lograr la recuperación y conservación del acuífero.

**Palabras clave:** acuífero La Yarada, medidas de mitigación, conservación del acuífero.

## ABSTRACT

*This article is a review of the current status of the overexploitation of the La Yarada coastal aquifer, located in an arid area, head of the Atacama Desert. According to references from other similar systems worldwide, the most favorable mitigation measures for the conservation of the aquifer system have been identified. Physical and non-physical or management actions are proposed, leading to the mitigation of collapse and achieving the recovery and conservation of the aquifer.*

**Key words:** La Yarada aquifer, mitigation measures, aquifer conservation.

## Introducción y revisión bibliográfica

Casi la mitad de la población mundial se abastece de agua potable por medio de fuentes subterráneas y se estima que el 20% de los acuíferos está siendo sobreexplotado (WWAP, 2015). Un estimado de ocho a diez millones de kilómetros cúbicos (km<sup>3</sup>) de agua subterránea fresca representan la mayor parte del total de agua dulce líquida en la Tierra, o para ser más precisos: aproximadamente del 98 al 99% de ella (Shiklomanov y Rodda, 2004); en comparación, el volumen global de agua dulce en los lagos es inferior al 1% del volumen total de agua dulce subterránea (Shiklomanov y Rodda, 2004; Schneider *et al.*, 2011; Singh, 2014). Existe una gran cantidad de evidencia científica que documenta el uso excesivo de las aguas subterráneas en todo el mundo. A pesar de esta evidencia, muchos y quizás la mayoría de

los acuíferos no se manejan de manera sostenible (Garner, 2019).

La sobreexplotación del agua subterránea y la sobreexplotación de acuíferos son conceptos que se están convirtiendo en términos de uso común en gestión hídrica (Custodio, 2002). Muchos hidrólogos, gestores y periodistas los usan para referirse a un acuífero explotado intensamente o que presenta situaciones conflictivas. La sobreexplotación se puede definir como la situación en la que durante varios años la extracción media de agua subterránea de un acuífero supera o se aproxima a la recarga media.

En la actualidad se han dedicado numerosos estudios a la optimización de estrategias de gestión de aguas subterráneas en acuíferos costeros. Sin embargo, poco se ha hecho para abordar el problema de los acuíferos contaminados (Abarca *et al.*, 2006). La difusión de las herramientas de

<sup>1</sup> Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann, Tacna, Perú.

<sup>2</sup> Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú.

\* Autor por correspondencia: epino68@hotmail.com, epinov@unjb.edu.pe

tecnología de la información y el aumento de la producción de datos en la gestión de las aguas subterráneas permitió el desarrollo de diferentes sistemas de información (Laraichi *et al.*, 2016; Sanchez y Eckstein, 2017).

En circunstancias de cambio climático, el agua subterránea se vuelve particularmente importante; de hecho, cuanto más se amenaza el agua superficial a través de las sequías y la salinización; más necesario se hace comprender y administrar mejor los recursos de agua subterránea (Margat y Gun, 2013). Los cambios en la disponibilidad hídrica de los desiertos debido a los humanos tienen implicancias importantes desde un nivel local, regional o global (Mahowald, 2007). Las regiones áridas tienen un clima y un entorno ecológico frágil y sensible. Por ello, los recursos hídricos son extremadamente necesarios para mantener un equilibrio ecológico (Zhang, 2000; Wang y Qin, 2017).

Diferentes tipos de aprovechamientos de los acuíferos como el hidrogeológico termal, municipal, industrial o agrícola, lo transforman, por un lado, en un riesgo potencial de sobreexplotación de un recurso natural, y así, simultáneamente, en un factor de riesgo para el desencadenamiento de complejos conflictos sociales (Babaye *et al.*, 2018). En el acuífero costero La Yarada, la crisis

de gobernabilidad y gobernanza en el uso del agua subterránea es un elemento que contribuye al agotamiento y deterioro de su calidad, por procesos de intrusión marina en sus más de 100 años de explotación (Pino *et al.*, 2017; Pino *et al.*, 2018; Pino, 2019; Pino *et al.*, 2019). Más aún, se ha provocado que la calidad del agua pase de aceptable a mala, evidenciando un deterioro que está relacionado con el incremento de los volúmenes de explotación y la disminución de la recarga secundaria de agua de buena calidad (Pino y Coarita, 2018). A su vez, una fuerte explotación de las aguas subterráneas de los acuíferos costeros, provoca el secado de manantiales (Vernoux *et al.*, 2018).

En este trabajo, buscamos establecer la situación actual de sobreexplotación del acuífero costero La Yarada como sustento de una agricultura en zonas áridas y determinar cuáles serían las medidas de mitigación para evitar su colapso.

## Metodología

Según las características de este caso, establecimos una revisión de documentos existentes en casi todo el historial de explotación del acuífero costero La Yarada, ubicado en la región Tacna al sur del Perú (Figura 1), se consultaron estudios académicos y material oficial de dominio público de

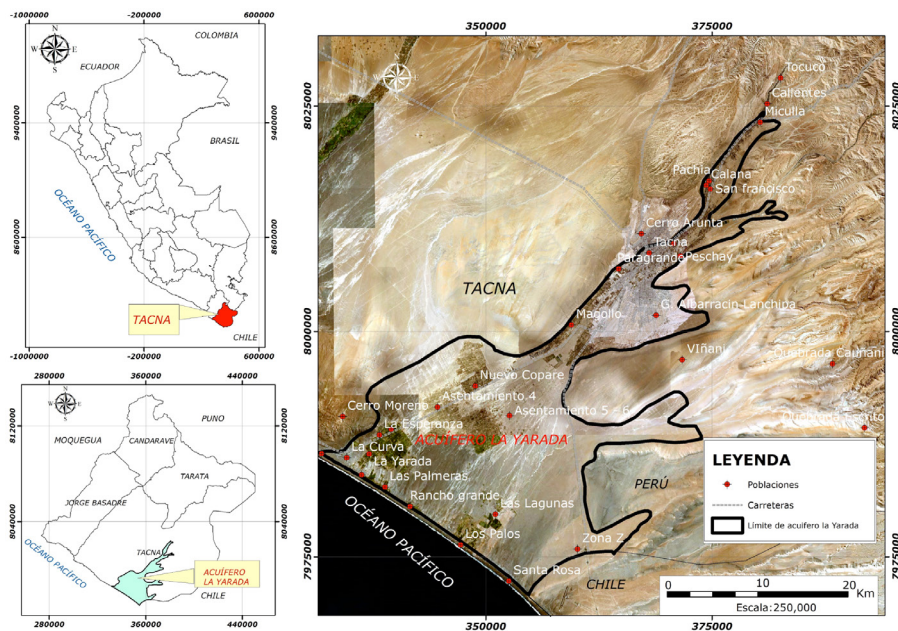


Figura 1. Mapa de ubicación del acuífero La Yarada.

instituciones académicas, tecnológicas y científicas. Se busca mediante este análisis, establecer las mejores medidas ingenieriles y de gestión. Esta información recopilada y analizada sirvió de base para establecer la discusión y conclusiones sobre las medidas de mitigación a proponer en este sistema acuífero sobreexplotado.

### Situación actual del sistema acuífero

El acuífero La Yarada, se encuentra emplazado en la región Tacna, límite con Chile, y a su vez cabecera del desierto de Atacama. Corresponde a una región con déficit hídrico, las descargas medias de los ríos en la vertiente del Pacífico en la región son muy bajas respecto a los ríos de la costa central y norte del país tal como se puede apreciar en la **Figura 2**.

Esta situación de déficit se ve acrecentada puesto que este acuífero no tiene un programa de operación, las extracciones de agua se dan al margen de la normatividad vigente, no existiendo ningún tipo de control y no es posible identificar a los infractores. Consecuentemente, se está generando un descenso altamente significativo del nivel freático lo que ha ocasionado contaminación

del agua dulce por procesos de intrusión marina. Según Pino (2019), se ha identificado el período en el que la explotación ha sido en régimen equilibrado (recarga - extracciones) hasta la década de los 70 y no equilibrado a partir de los 80.

En la **Figura 3** se muestra la superficie bajo riego en el tiempo, tomándose como base imágenes LANSAT 1-5 MSS. Los años corresponden a 1972 con 2040 ha, 1987 con 4407 ha, 2008 con 13500 ha y 2019 con 40511 ha. La evolución histórica de la superficie regada y los volúmenes explotados en el acuífero, se muestra en la **Figura 4** y en la **Figura 5** se aprecia el balance del sistema acuífero en función del tiempo, evidenciando un período inicial de equilibrio y posteriormente un desbalance que cada vez se hace más negativo.

Los balances hídricos reportados corresponden a diferentes instituciones, en 1965 el Instituto Nacional de Investigación y Fomento Minero (INIFM) observó que el acuífero La Yarada arroja un superávit anual de 36,0 hm<sup>3</sup>. Para el año 1989, el Proyecto Especial Tacna (PET), adscrito al Instituto Nacional de Desarrollo (INADE), registra un balance negativo que asciende a los -15,5 hm<sup>3</sup>. Asimismo, en el año 2009, el Instituto Geológico, Minero y Metalúrgico (INGEMMET), concluyen

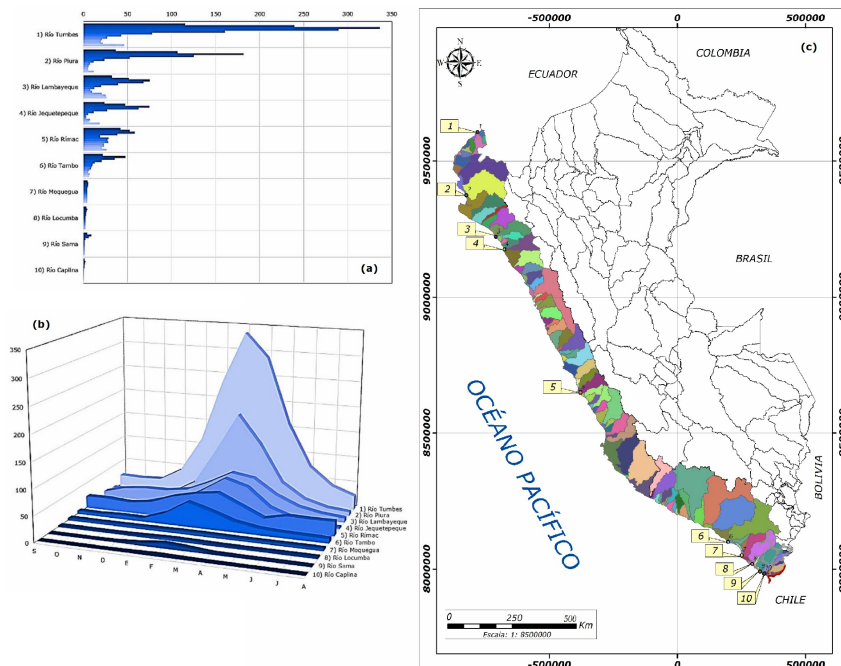


Figura 2. Descargas de los ríos de la costa peruana, vertiente del Pacífico.

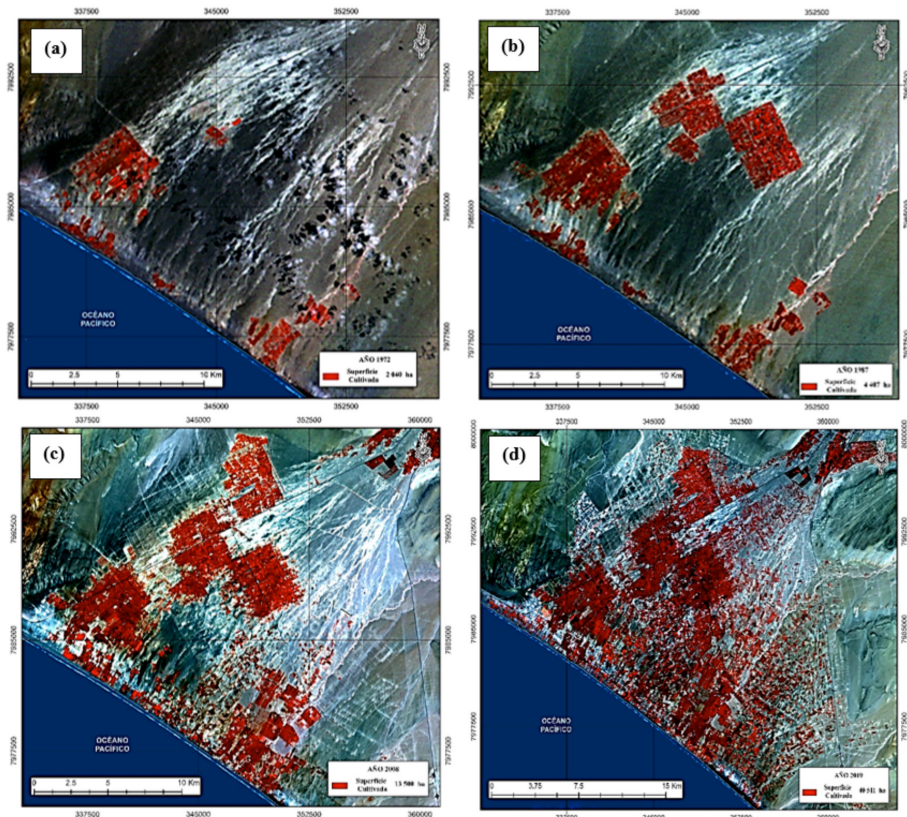


Figura 3. Superficie irrigada en diferentes años, en base a imágenes LANSAT 1-5 MSS. (a) 1972, 2040 ha, (b) 1987, 4407 ha, (c) 2008, 13500 ha, (d) 2019, 40511 ha.

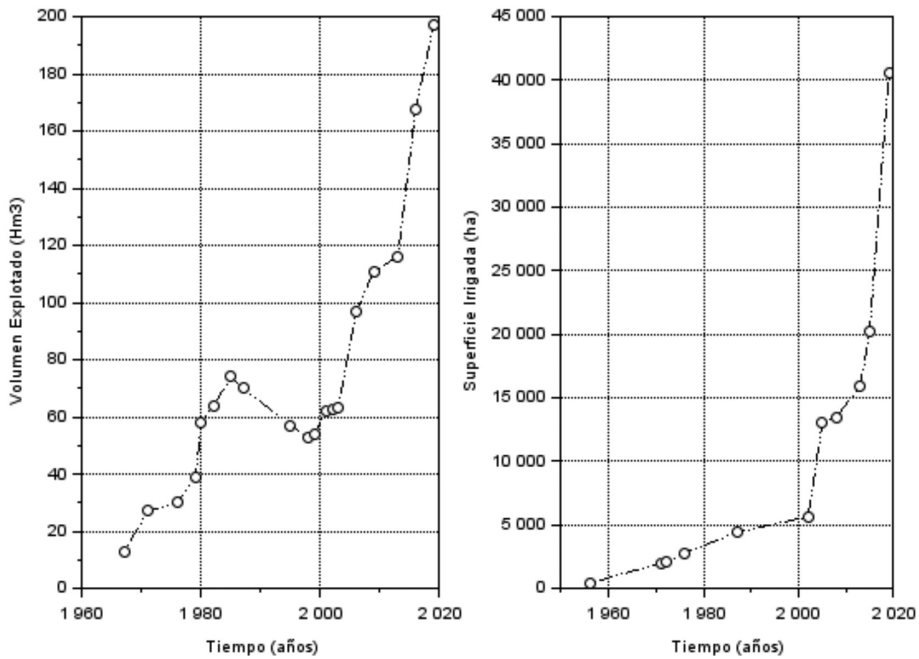


Figura 4. Evolución de la superficie irrigada y los volúmenes explotados al año 2019.

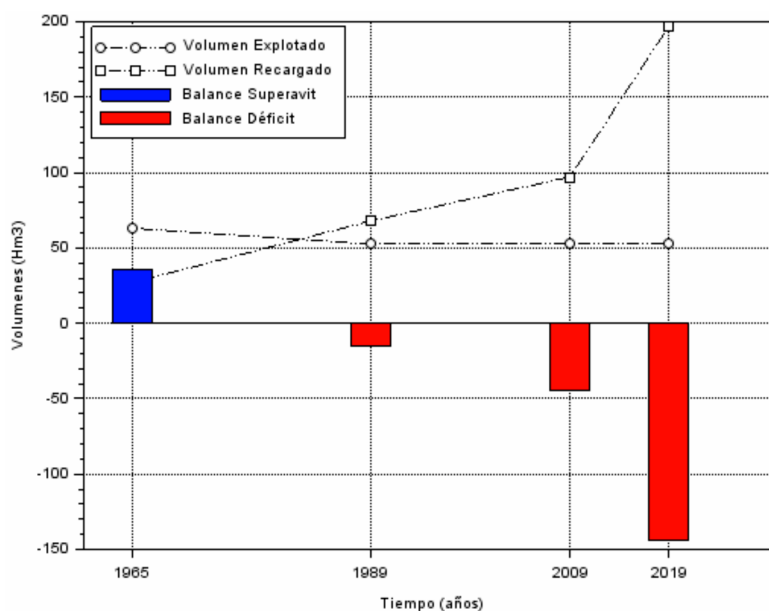


Figura 5. Evolución del balance hídrico en el acuífero.

que el acuífero se encuentra en desbalance con  $-44,0 \text{ hm}^3$  y finalmente el año 2019, la Autoridad Nacional del Agua (ANA) concluyen que el acuífero está en desbalance con  $-144,09 \text{ hm}^3$ , cifras que denotan el deterioro progresivo del sistema.

Este acuífero como la mayoría de ellos en el mundo presentan problemas de cantidad, calidad, gobernanza y gobernabilidad. Según Pino *et al.*, (2018), esta crisis en el uso del agua subterránea en el acuífero costero La Yarada, es un elemento que contribuye al agotamiento y al deterioro de la calidad del agua subterránea, por procesos de intrusión marina. Este problema, en todos sus términos, altera y excede las leyes relativas a los regímenes de gestión y las limitaciones en la disponibilidad de recursos hídricos subterráneos, si el aparato gubernamental no toma medidas inmediatas, la crisis del sistema podría volverse irreversible con el consiguiente impacto económico que esto conlleva.

En el acuífero La Yarada, la extracción de agua se da para intensificar la actividad agrícola, esto mantiene colapsado el sistema de aguas subterráneas, un acuífero sobreexplotado y una clara desconexión de las aguas subterráneas con las superficiales, lo que acrecienta más aún el problema.

Otros elementos no ligados directamente a las extracciones de agua, son descritas por Chávez *et al.* (2012), quienes concluyen que en los acuíferos

costeros, el ascenso del nivel del mar, derivado del cambio climático, provocará varios efectos: (i) la pérdida por salinización de la porción de ellos ubicada en el área invadida por el mar; (ii) el avance tierra adentro de la interface salina agua dulce/agua salada, hacia una nueva posición de equilibrio; (iii) la disminución del espesor saturado de agua dulce en la porción ocupada por la interface salina; (iv) la reducción de la disponibilidad y de la reserva almacenada de los acuíferos, y (v) la inutilización o salinización de los pozos ubicados en la faja afectada por el fenómeno.

Identificado el problema, podemos establecer una estrategia para frenar el proceso de contaminación del acuífero y dictar medidas que nos permitan recuperar el nivel freático del mismo, así como su calidad. Según las medidas que se vienen utilizando en el mundo, podemos establecer un conjunto de medidas de orden estructural y no estructural, dentro de las medidas estructurales tenemos un grupo convencionales, no convencionales y especiales o alternativas. En el primer caso tratándose de medidas convencionales podemos citar algunos elementos como el empleo de embalses, explotación de aguas subterráneas y transferencia de agua entre cuencas. En el segundo grupo de medidas no convencionales; podemos establecer aquellas que están orientadas a establecer reúso y reciclaje de agua y desalinización. Mientras

que el tercer grupo de medidas especiales o alternativas; nos referimos a la administración de la recarga de los acuíferos y técnicas paliativas como son: disminución de escorrentía en bosque y zonas urbanas, trampas para escorrentía, ahorro, redes de tuberías eficientes, disminución de evaporación en los embalses, etc.

### **Medidas de mitigación no estructurales**

Es necesario integrar los datos disponibles de todas las fuentes para obtener información relevante en diferentes niveles del proceso de toma de decisiones, muchas investigaciones intentan abordar este problema, la integración de datos para la construcción de un almacén de datos espacio-temporal es fundamental para apoyar en la toma de decisiones en la gestión del agua subterránea (Laraichi *et al.*, 2016). Diferentes instituciones públicas y privadas vienen desarrollando a lo largo del tiempo estudios e investigaciones sobre el comportamiento del acuífero, en tal sentido urge la necesidad, en este caso podría ser la Autoridad Nacional del Agua (ANA) quien integre toda la información disponible, sistematice y la ponga a disposición de los usuarios e instituciones que pretendan proponer medidas correctoras de uso racional del agua subterránea en este acuífero.

En este sentido, es importante establecer un Plan de Gestión y Reordenamiento de Extracciones, en el acuífero La Yarada, no hay ningún control sobre las extracciones, por tanto, urge la necesidad de elaborar un plan de esta naturaleza, partiendo del saneamiento físico-legal de la tierra, lo cual es un proceso de formalización de uso que tiene que llevarse a cabo tomando como base información de fotografías aéreas de “drone” e imágenes satelitales a una fecha de cierre preestablecida.

### **Medidas de Mitigación Estructurales**

La cuenca Caplina donde se encuentra emplazado el sistema acuífero, es deficitaria en recursos hídricos, actualmente viene presentando problemas de descensos de niveles freáticos e intrusión marina con el consiguiente proceso de salinización del agua subterránea. En tal sentido, se hace necesario plantear un conjunto de alternativas ingenieriles que nos permita recuperar el nivel freático del acuífero, y por ende la calidad de su agua. Estas medidas corresponden a trasvases, tratamiento de laderas,

reutilización de aguas residuales y la implementación de barreras hidráulicas (Figura 6).

### **Trasvase entre cuencas**

Se dispone de proyectos existentes, cuya finalidad, es dar solución a la escasez de recursos hídricos de la región Tacna, la optimización de dichos recursos y de mejorar el manejo del agua en las cuencas, gestionando su uso con eficiencia y racionalidad, mediante la ejecución de proyectos de trasvase (cuenca alto andina Maure a las cuencas de la vertiente del Pacífico; Sama, Locumba y Caplina). En consecuencia, sus componentes principales corresponden a trasvase agua de las cuencas de la vertiente del Lago Titicaca a la vertiente del Pacífico. La propuesta de trasvase trata sobre la incorporación del agua que se lograra con los proyectos Vilavilani y Yarascay como fuentes para la inyección al sistema acuífero (Figura 7).

### **Tratamiento de laderas**

Según Vásquez (2011), utilizadas para inducir infiltración no solo beneficia la recarga de los acuíferos sino que también contribuyen a mitigar los efectos de los “huaycos” aguas abajo. Sabemos que, en las laderas, ubicadas sobre los 2000 msnm, se dan precipitaciones medias entre 400 y 1400 mm/año (entre diciembre y marzo), estas precipitaciones generan volúmenes hasta de 14000 m<sup>3</sup>/ha, de lo cual entre el 60 y el 80% escurre hacia las quebradas y ríos. Asimismo, parte de esta agua puede ser inducida a infiltrarse llegando más adelante a formar parte del agua subterránea. La entrada de agua desde la zona no saturada a la zona saturada se define como la recarga de agua subterránea. Esta ocurre solo cuando el agua fluye debajo del suelo y se infiltra en la zona saturada (Singh *et al.*, 2019). Varios factores afectan la ocurrencia y el movimiento del agua subterránea, como litología, estructura geológica, pendiente, patrón de drenaje, forma del terreno, uso del suelo, cobertura del suelo y clima.

Se puede recurrir a la construcción de pequeños o medianos reservorios o embalses en la zona media y alta de las cuencas donde existen condiciones topográficas naturales adecuadas para convertirlas o utilizarlas como pequeños o medianos embalses o reservorios de agua; con bajas inversiones, pero con gran efecto e impacto social, económico y

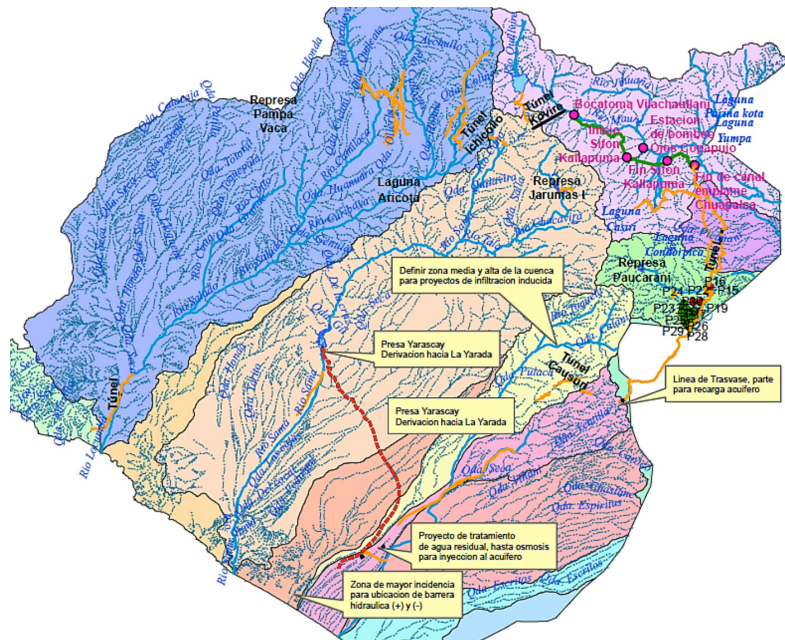


Figura 6. Esquema de ubicación de medidas estructurales.

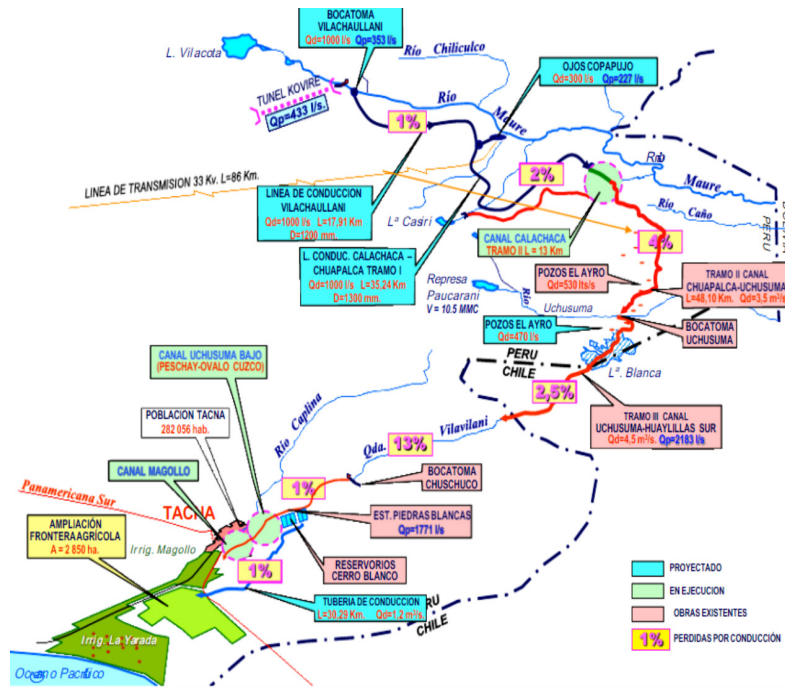


Figura 7. Esquema hidráulico del Proyecto Vilavilani (Fuente: Proyecto Especial Tacna).

ambiental. También es posible el incremento de la capacidad de almacenamiento de lagunas naturales existentes. Asimismo, la construcción de zanjas de infiltración en el sentido trasversal a la pendiente

del terreno puede hacerse en forma manual o mecanizada, dependiendo de las condiciones del terreno, estas zanjas inducen la infiltración de gran cantidad de agua que proviene de las lluvias.

La reforestación es una actividad sumamente eficiente en el proceso de control de la erosión y el incremento de la infiltración del agua de lluvia. Esta actividad es mucho más eficiente si se complementa con las zanjas de infiltración para captar el agua de escurrimiento superficial y facilitar su infiltración. De la misma manera la regeneración o plantación de pastizales, es una tarea fundamental que debe llevarse a cabo para inducir la infiltración del agua de lluvia, traerá consigo la reducción de la erosión debido a la reducción en la escorrentía superficial.

A su vez, el aprovechamiento de las fallas geológicas es una práctica ancestral utilizada desde la época de los incas y conocida como “amunas”, consiste en ubicar zonas con fallas geológicas o verdaderos “traguaderos de agua” en las partes altas y medias de las cuencas. Se capta el agua de riachuelos o corrientes efímeras para ser conducidas por canales hasta la falla geológica y de esta manera inducir la recarga del sistema subterráneo.

### Reutilización de aguas residuales

Con las crecientes presiones sobre los recursos hídricos, surgen preocupaciones sobre cómo encontrar nuevos recursos capaces de ayudar a alcanzar el equilibrio entre la demanda y la oferta. En este contexto, una de las principales posibilidades para hacer frente a la escasez de agua es la recuperación y reutilización de aguas residuales (Salgot y Folch, 2018), esta reutilización la podemos orientar a la recarga artificial del acuífero, para lo cual es importante establecer los lineamientos de la calidad del agua a ser inyectada al acuífero. El agua procedente de la EPS Tacna deberá ser sometida, después del tratamiento secundario, a tratamiento terciario, consistente en coagulación-floculación lastrada, decantación

lamelar, filtración y desinfección por UV y cloro. En esta planta se deben realizar tratamientos adicionales de ultrafiltración, ósmosis inversa (sólo al 50% del agua) y desinfección por UV, produciéndose el caudal que se distribuiría a los pozos de inyección (Figura 8).

### Implementación de barreras hidráulicas

La recuperación y reutilización del agua se han convertido en componentes esenciales de la gestión de los recursos hídricos y los mecanismos para su incorporación en el sistema acuífero (Post, 2005). Pool y Carrera, (2010), proponen una terminología para clasificar las barreras hidráulicas en cuatro tipos: baja permeabilidad subsuperficial, positiva, negativa y mixta (Figura 9). Las barreras subterráneas de baja permeabilidad (Figura 9a) consisten en paredes verticales (paredes de lodo, tablestacas de acero u hormigón) colocada tierra adentro para bloquear la intrusión de agua de mar. Este sistema requiere una ingeniería considerable e inversión. Además, puede ser contraproducente si se detiene el bombeo o existen fuentes de contaminación. Las barreras hidráulicas positivas (Figura 9b) inyectan agua en el acuífero, que levanta la carga piezométrica, por lo tanto, evitan que el agua salada fluya tierra adentro. Las barreras hidráulicas negativas (Figura 9c) bombean cerca de la orilla, interceptando así la entrada de agua salada. La intrusión de agua de mar está impedida siempre que las bombas de la barrera estén operando. Las barreras mixtas (Figura 9d) son sistemas de bombeo por inyección, este sistema puede usarse para inyectar agua dulce en profundidades bajas mientras bombea agua salada a profundidad, válido para acuíferos de gran espesor y/o verticalmente anisotrópicos (Thangarajan, 2007).

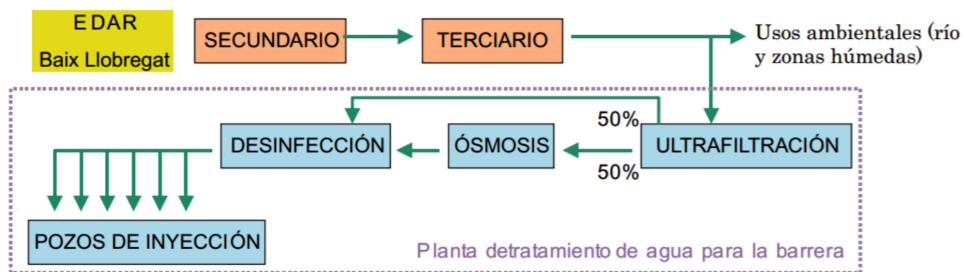


Figura 8. Tratamientos del agua previos a su inyección en el acuífero, efluente terciario de la EDAR del Baix Llobregat, Barcelona, España.

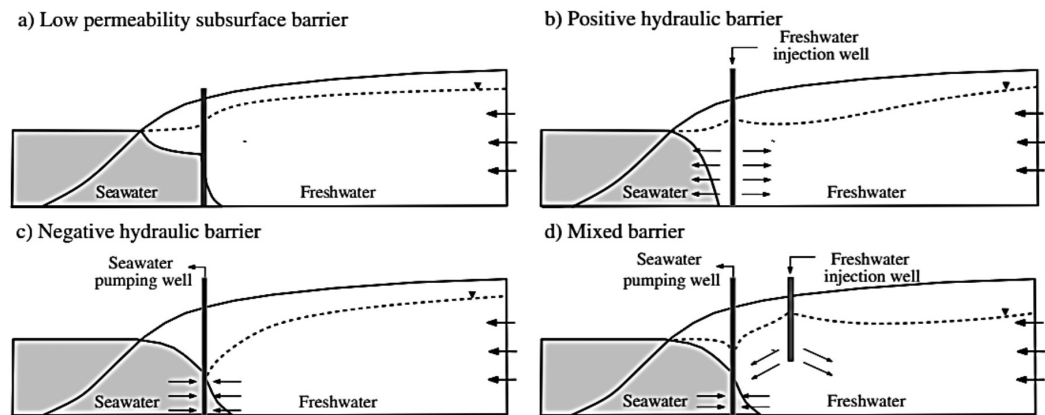


Figura 9. Tipos de barreras hidráulicas (a) baja permeabilidad subsuperficial, (b) positiva, (c) negativa, (d) mixta.

El acuífero La Yarada, presenta condiciones favorables para establecer barreras hidráulicas de cualquiera de los tipos conocidos, a la margen derecha e izquierda del cono de deyección se dispone de una barrera impermeable rocosa, que garantizaría su funcionamiento.

### Discusión y aportes

Durante los más de 100 años de explotación, del acuífero La Yarada, se conoce que, hasta la década de los años 70, estaba equilibrada entre recarga y extracciones. A partir de la década de los 80, se sabe que la sobreexplotación del acuífero ha provocado descensos del nivel freático y que la potabilidad del agua considerada aceptable cambie a mediocre, evidenciando el deterioro en la calidad del agua (Pino, 2019).

Según la disponibilidad hídrica en la zona de estudio, debemos tomar en consideración todas las medidas citadas, tanto las estructurales como las no estructurales (de gestión o reordenamiento y las ingenieriles). En cuanto a las medidas no estructurales, su implementación es un paso primordial e importante para iniciar la recuperación del acuífero La Yarada. Se requiere reordenar el uso del agua subterránea y establecer los lineamientos de formalización de uso de agua, acorde a la legislación vigente.

Se proponen medidas de remediación basadas en la recarga artificial del acuífero con la utilización de: trasvases, tratamiento de laderas, reutilización de aguas servidas, desalación, así como avanzar en el camino para iniciar nuevas líneas de investigación que desarrollen la técnica de recarga artificial de acuíferos. Asimismo proponemos incorporar

criterios de educación ambiental, sensibilización y divulgación, aplicados a la conservación del acuífero.

Dentro de las alternativas planteadas hay algunas que son de aplicación rápida y directa, pero de sostenibilidad compleja, como es el caso de las barreras hidráulicas, que requieren costos altos de operación, situación que hace compleja su aplicabilidad. En cuando al uso de aguas residuales, es una alternativa que consideramos importante, para lo cual se debe fijar la reserva de cuotas permanentes de agua residual con fines de tratamiento e inyección al acuífero.

Respecto al tratamiento de laderas, su aporte de agua es considerable y además trae beneficios colaterales como evitar la pérdida de suelos entre otros. En cuanto al agua de trasvase, es la alternativa que más estudios y avance físico en obras tiene en la actualidad, en Tacna se viene trabajando en estos proyectos hace muchos años y además cuentan con avance físico de obras, lo que posibilita que esta alternativa sea importante en el proceso de recuperación del acuífero, pensando en la inyección de agua al sistema o simplemente el uso en superficie con la reducción de extracciones que requiere el sistema para mejorar su balance actual.

### Conclusiones

Se expusieron evidencias claras del estado actual de sobreexplotación del acuífero La Yarada, al igual que muchos acuíferos del mundo requiere de medidas urgentes para su recuperación antes de llegar al colapso. En la actualidad el proceso de contaminación por intrusión marina se viene

acrecentando debido a la sobreexplotación del agua subterránea. En este sentido, se plantean dos tipos de medidas correctoras la primera de orden no estructural y la segunda estructurales. Las primeras orientadas a establecer un plan de gestión y reordenamiento de extracciones, elemento de mucha importancia porque no se puede precisar el volumen de extracción, existe mucha resistencia de los usuarios no formalizados a ser auditados. En cuanto a las medidas estructurales las podemos sub agrupar en convencionales y no convencionales, siendo en el primer caso el empleo de embalses y transferencia de agua entre cuencas. Las medidas no convencionales posibles de implementar corresponden a reúso, reciclaje y desalinización. Mientras que el tercer grupo de medidas especiales o alternativas; la administración de la recarga de los acuíferos y técnicas paliativas como: disminución de escorrentía en bosques y zonas urbanas, trampas para escorrentía, ahorro, redes de tuberías eficientes, disminución de

evaporación en los embalses, etc. De estas posibles medidas a implementar, la recarga artificial del acuífero combinada con la implementación de barreras hidráulicas son factibles de incorporar en el sistema acuífero, se dispondrá en el mediano y corto plazo de volúmenes de agua trasvasados que pueden ser utilizados para tal fin. Así mismo proponemos incorporar criterios de educación ambiental, sensibilización y divulgación, aplicados a la conservación del acuífero.

### Agradecimientos

Este trabajo ha sido desarrollado en el marco del proyecto de investigación “Integración de métodos hidrodinámicos, hidroquímicos e isotópicos para precisar el funcionamiento y manejo sostenible del acuífero la Yarada, Tacna, Perú”, financiado con fondos de canon, sobrecanon y regalías mineras de la Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann, Tacna, Perú.

### Literatura Citada

- Abarca, E.; Vázquez-Suñé, E.; Carrera, J.; Capino, B.; Gámez, D.; Battle, F.  
2006. Optimal design of measures to correct seawater intrusion. *Water Resources Research*, 42 (9). DOI: 10.1029/2005WR004524.
- Babaye, M.S.A.; Orban, P.; Ousmane, B.; Favreau, G.; Brouyère, S.; Dassargues, A.  
2018. Characterization of recharge mechanisms in a Precambrian basement aquifer in semi-arid south-west Niger. *Hydrogeol. J.*, 1-17. DOI: 10.1007/s10040-018-1799-x.
- Custodio, E.  
2002. Aquifer overexploitation: what does it mean?. *Hydrogeology Journal*, 10: 254-277.
- Garner, E.L.  
2019. Factors identifying aquifers with a high probability of management success. *Water International*, 44 (3): 354-362.
- Laraichi, S.; Hammani, A.; Bouignane, A.  
2016. Data integration as the key to building a decision support system for groundwater management: Case of Saiss aquifers, Morocco. *Groundwater for Sustainable Development*, 2-3: 7-15.
- Margat, J.; Gun, J. van der.  
2013. Groundwater around the world: a geographic synopsis. CRC. Boca Raton, Fla., US. 341 p.
- Mahowald, N.M.  
2007. Anthropocene changes in desert area: Sensitivity to climate model predictions. *Geophysical Research Letters*, 34 (18). DOI: 10.1029/2007GL030472.
- Pino, E.; Tacora, P.; Steenken, A.; Alfaro, L.; Valle, A.; Chávarri, E.; Mejía, J.  
2017. Efecto de las características ambientales y geológicas sobre la calidad del agua en la cuenca del río Caplina, Tacna, Perú. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 08 (06): 77-99.
- Pino, V.E.; Chávarri, V.E.; Ramos, F.L.  
2018. Crisis de gobernanza y gobernabilidad y sus implicancias en el uso inadecuado del agua subterránea, caso acuífero costero de La Yarada, Tacna, Perú. *Idesia (Arica)*, 36 (3): 75-85.
- Pino V. E.; Coarita A., F.  
2018. Caracterización hidrogeológica para determinar el deterioro de la calidad del agua en el acuífero la yarada media. *Revista de Investigaciones Altoandinas -Journal of High Andean Research*, 20 (4): 477-490.
- Pino, V.E.  
2019. El acuífero costero La Yarada, después de 100 años de explotación como sustento de una agricultura en zonas áridas: Una revisión histórica. *Idesia (Arica)*, 37 (3): 39-45.
- Pino, E.; Ramos, L.; Avalos, O.; Tacora, P.; Chávarri, E.; Angulo, O.; Mejía, J.  
2019. Factors affecting depletion and pollution by marine intrusion in the La Yarada's coastal aquifer, Tacna, Peru. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 10 (5): 177-213.
- Pool, M.; Carrera, J.  
2010. Dynamics of negative hydraulic barriers to prevent seawater intrusion. *Hydrogeology Journal*, 18 (1): 95-105.
- Post, V.E.A.  
2005. Fresh and saline groundwater interaction in coastal aquifers: Is our technology ready for the problems ahead? *Hydrogeology Journal*, 13 (1): 120-123.
- Salgot, M.; Folch, M.  
2018. Wastewater treatment and water reuse. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 2: 64-74.

- Sanchez, R.; Eckstein, G.  
2017. Aquifers Shared Between Mexico and the United States: Management Perspectives and Their Transboundary Nature. *Groundwater*, 55 (4): 495-505.
- Schneider, S.H.; Root, T.L.; Mastrandrea, M.D.  
2011. Encyclopedia of Climate and Weather (2.<sup>a</sup> ed.). Oxford University Press. 1488 p.
- Shiklomanov, A.; Rodda, J.  
2004. World Water Resources at the Beginning of the Twenty-First Century. Cambridge University Press. 452 p.
- Singh, S.K.; Zeddies, M.; Shankar, U.; Griffiths, G.A.  
2019. Potential groundwater recharge zones within New Zealand. *Geoscience Frontiers*, 10 (3), 1065-1072.
- Singh, A.  
2014. Simulation and optimization modeling for the management of groundwater resources. II: Combined applications. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 140 (4). DOI: 10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0000689.
- Thangarajan, M.  
2007. Groundwater Models and Their Role in Assessment and Management of Groundwater Resources and Pollution. En M. Thangarajan (Ed.), *Groundwater: Resource Evaluation, Augmentation, Contamination, Restoration, Modeling and Management*. Springer Netherlands. pp. 189-236.
- Vásquez, A.; Vásquez I.; Vásquez, C.  
2011. Cosecha de Agua de Lluvia: Y su impacto en el proceso de desertificación y cambio climático. Ed. UNALM. Lima, Perú. 184 p.
- Vernoux, J.F.; Horriche, F.; Ghoudi, R.; Abdedaiem, S.; Hamza, M.  
2018. Gabes Jeffara Aquifers Management in Relation with Oasien Ecosystems. En: A. Kallel, M.; Ksibi, H.; Ben Dhia,; N. Khélifi (Eds.). *Recent Advances in Environmental Science from the Euro-Mediterranean and Surrounding Regions*. Springer International Publishing. pp. 599-601.
- Wang, Y.J.; Qin, D.H.  
2017. Influence of climate change and human activity on water resources in arid region of Northwest China: An overview. *Advances in Climate Change Research*, 8 (4): 268-278.
- WWAP.  
2015. Agua para un mundo sostenible: datos y cifras. Informe de las Naciones Unidas sobre los recursos hídricos en el mundo 2015. World Water Assessment Programme. Disponible en: <http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/water/wwap/wwdr/>.
- Zhang, B.G.  
2000. Asymptotic behavior of solutions of certain difference equations. *Applied Mathematics Letters*, 13 (1): 13-18.





## Hydraulic recharge and element dynamics during salinization in an overexploited coastal aquifer of the world's driest zone: Atacama Desert

Janeth González-Domínguez<sup>a</sup>, Abrahan Mora<sup>a,\*</sup>, Samuel Chucuya<sup>b</sup>, Edwin Pino-Vargas<sup>b</sup>, Juan Antonio Torres-Martínez<sup>a</sup>, Jaime Dueñas-Moreno<sup>a</sup>, Lia Ramos-Fernández<sup>c</sup>, Manish Kumar<sup>a</sup>, Jürgen Mahlknecht<sup>a</sup>

<sup>a</sup> Escuela de Ingeniería y Ciencias, Tecnológico de Monterrey, Ave. Eugenio Garza Sada 2501, Monterrey, N.L., 64700, Mexico

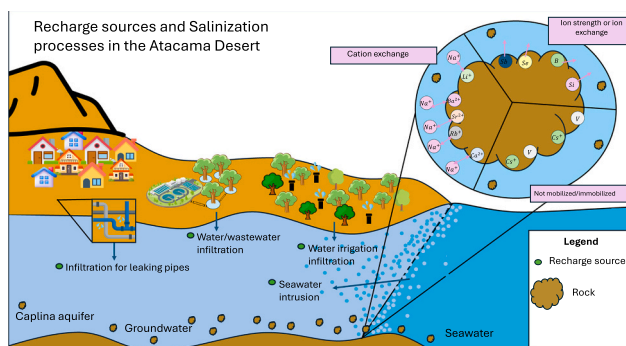
<sup>b</sup> Department of Civil Engineering, Jorge Basadre Grohmann National University, Tacna 23000, Peru

<sup>c</sup> Department of Water Resources, Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima 15024, Peru

### HIGHLIGHTS

- $\delta D$ ,  $\delta^{18}O$ ,  $^3H$ ,  $\delta^{13}C$ ,  $^{14}C$ , and major and trace elements were measured in groundwater.
- Recharge was estimated at  $19.84 \text{ hm}^3/\text{y}$ , resulting in a water budget of  $-177 \text{ hm}^3/\text{y}$ .
- Seawater intrusion estimations reached up to 32.6 %.
- Ca, Sr, Ba, Li, and Rb are exchanged with aqueous Na during seawater intrusion.
- B, Se, Si, and Sb are also mobilized, heightened B levels may pose a risk to humans.

### GRAPHICAL ABSTRACT



### ARTICLE INFO

Editor: Christian Herrera

#### Keywords:

Groundwater recharge  
Stable isotopes  
Radioisotopes  
Seawater intrusion  
Hyper-arid region  
Cation exchange

### ABSTRACT

The management of water resources in hyper-arid coastal regions is a challenging task because proper information regarding groundwater recharge and water budget is needed for maintaining the hydraulic balance in optimal conditions, avoiding salinization and seawater intrusion. Thus, this article deals with the estimation of the hydraulic recharge and the study of the effects of salinization on the dynamics of major and trace elements in an alluvial aquifer located in the world's driest zone, the northern Atacama Desert. The result of stable water isotopes ( $\delta D$  and  $\delta^{18}O$ ) and tritium ( $^3H$ ) indicated that groundwater in the area is not recent, whereas  $^{14}C$  results estimated a groundwater residence time ranging between 11,628 and 16,067 yBP. The estimation of the artificial recharge coming from the urban water-supply-system leaks and wastewater/river-water/groundwater infiltration during irrigation was about  $19.84 \text{ hm}^3/\text{year}$ , which represents an annual negative water balance of  $177 \text{ hm}^3/\text{year}$  for the aquifer. The groundwater salinization triggered by seawater intrusion (up to 32.6 %) has caused the enrichment of Li, Rb, Ca, Ba, and Sr in groundwater by cationic exchange, where the excess of aqueous Na is exchanged by these elements in the aquifer sediments. Other elements such as B, Se, Si, and Sb are enriched in

\* Corresponding author at: Tecnológico de Monterrey, Escuela de Ingeniería y Ciencias, Campus Puebla, Vía Atlixcáyotl 5718, Reserva Territorial Atlixcáyotl, Puebla, Mexico.

E-mail address: [abrahanmora@tec.mx](mailto:abrahanmora@tec.mx) (A. Mora).

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176204>

Received 14 July 2024; Received in revised form 1 September 2024; Accepted 9 September 2024

Available online 14 September 2024

0048-9697/© 2024 Elsevier B.V. All rights are reserved, including those for text and data mining, AI training, and similar technologies.

groundwater by ionic strength and/or anionic exchange during salinization. The heightened B concentrations derived from the B-rich alluvial sediments were higher than the limit suggested by international guidelines, representing a risk to consumers. Vanadium seems to be unaffected by salinization, whereas Pb, Mo, As, U, and Zr did not show a clear behavior during saline intrusion. Finally, this article highlights the consequences of conducting improper water management in coastal hyper-arid regions with exacerbated agriculture.

## 1. Introduction

Aquifers contain 99 % of the global freshwater, representing significant renewable resources used to supply human needs (UNESCO, 2022). However, excessive withdrawal has caused a rapid decline of groundwater levels, especially in agricultural arid regions (Jasechko et al., 2024). One of the most negative impacts of the coastal aquifer dewatering is the seawater intrusion. This process leads to groundwater salinization and the loss of agricultural soils, as well as the occurrence of severe health problems in population, such as hypertension and pre-eclampsia (Khan et al., 2014; Lei et al., 2023; Zhang et al., 2024). In addition, in aquifers with saline intrusion, processes such as co-precipitation, adsorption/desorption, redox reactions, mineral dissolution, and changes in the ionic strength, can influence the concentration of major and trace elements in groundwater, deteriorating the groundwater quality (Khadra et al., 2017; Russak et al., 2016). For example, high groundwater salinity due to seawater intrusion is associated with high concentrations of  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{F}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , Na, K, Se, and B, as well as the mobilization of heavy metals due to the increasing ionic strength and ion exchange (Vengosh, 2014). This has been widely reported even in limestone and dolomite aquifers, where elements such as As, Cu, Ni, Rb, and U may be incorporated to the aqueous phase during saline intrusion through desorption or dissolution of host minerals (Khadra et al., 2017). Therefore, understanding the behavior of major and trace elements during saline intrusion can be of prime importance to assess the impact of seawater on groundwater quality, especially considering the expected increase in sea levels as consequence of global warming (Mora et al., 2020).

In the northernmost part of the hyper-arid core of the Atacama Desert lies the Caplina/Concordia aquifer, in the southern Peru-Chile border, along the Pacific coast. Because of the extensive agricultural activities in the area, this aquifer has been overexploited, leading to seawater intrusion. Groundwater from this aquifer supplies most part of the water needs to the Tacna province (Peru), and a lesser extend to Arica City (Chile). Overall, groundwater is used for agricultural and domestic purposes; however, due to the overextraction of the aquifer, the water-quality degradation has raised public concern. The extraction began around 1960 in La Yarada-Los Palos irrigation district and surrounding Tacna City, but by the time, the number of extraction wells and the total volume of extracted groundwater have had a huge increase, reaching about  $197 \text{ hm}^3/\text{year}$ , mainly for olive irrigation (AGRITACNA, 2020). On the Chilean side, there is an extraction of  $2.53 \text{ hm}^3/\text{year}$ , with more pronounced extraction trend since 2012 (Rivas et al., 2018).

Although investigations dealing with the salinization processes and the groundwater recharge estimation in the Caplina aquifer have been addressed, these issues are still controversial. For example, even though saline intrusion can reach up to 32 % in several wells, the geochemical processes regarding with the mobilization/adsorption of elements during seawater intrusion remain unexplored (Chucuya et al., 2022; Vera et al., 2021). Similarly, the hydraulic recharge estimations have been attributed to the infiltration of the Caplina and Uchusuma rivers in the watershed headwaters (Narvaez-Montoya et al., 2022; Peña et al., 2009; Pino et al., 2017); however, none of the methodologies used for these estimations have been complemented with isotopic tracers. In this context, the isotopic tracers  $\delta\text{D}$ ,  $\delta^{18}\text{O}$ , and  $^3\text{H}$  in groundwater and  $\delta^{13}\text{C}$  together with  $^{14}\text{C}$  activities measured in dissolved inorganic carbon (DIC), are valuable tools for identifying groundwater recharge sources and age, providing quantitative and qualitative estimates of recharge, as

well as information of groundwater residence times (Healy, 2010; Georgek et al., 2018).

In general, the study of the geochemical processes that changes the groundwater quality during seawater intrusion, as well as the knowledge of more precise estimates of the groundwater recharge, are important issues for establishing public policies and developing more suitable management plans for this aquifer located in the world's driest zone. Therefore, the goals of this study were: (i) to identify the sources of groundwater recharge in the aquifer through hydrogeochemical and isotopic data, (ii) to conduct better estimations of the groundwater recharge and the water budget in the region and, (iii) to conduct an exhaustive study of the hydrogeochemical processes occurring during saline intrusion in the aquifer to understand the dynamics of major and trace elements, assessing the potential impact of the element levels on human health.

## 2. Study area

### 2.1. Hydrological framework

The Caplina aquifer is in the western Peru-Chile border, in the northern part of the Atacama Desert. It is bordered to the east by the Maure basin, to the west by the Pacific Ocean, to the north by the Sama basin, and to the south by the Concordia basin in Chile (Fig. 1). It covers a total extension of  $5190 \text{ km}^2$ , of which 85 % belongs to Peru and the remaining 15 % to Chile (Narvaez-Montoya et al., 2022; Peña et al., 2009). This aquifer is a part of the Caplina River basin, which extends toward the wester of the orogenic mountain belts of the Andes. In this basin, both precipitation and temperature have considerable changes with altitude. In the upper basin (high mountains), the mean annual precipitation is 350 mm, whereas the mean temperature reaches minimum values of  $4^\circ\text{C}$ . In the coastal area where the aquifer lies, the mean annual temperature is about  $20^\circ\text{C}$ , and the precipitation is extremely low, reaching annual values of 6 mm (Peña et al., 2009).

The hydrological system is based on the Caplina and Uchusuma rivers, with both having their headwaters in the high mountains and being fed by rainfall and meltwater from the snowfields, as well as by the discharge of aquifers located in the upper basin. Near to the Tacna City, both rivers are collected through lined channels, treated for pH-stabilization and heavy metals removal, and used for domestic and agricultural activities. In fact, of the  $51.57 \text{ hm}^3$  of water collected annually from these rivers, 35.2 % is assigned for public purposes to the Tacna province (364,000 inhabitants) and the remaining 64.8 % for agricultural irrigation (ANA, 2020; INEI, 2018; INRENA, 2002).

Several studies have quantified the recharge and the groundwater balance estimations (Pino, 2019). The recharge has been estimated between 30 and  $90 \text{ hm}^3/\text{year}$  through mass-balance methods, considering the natural recharge from the inflows of the Caplina and Uchusuma rivers and lateral recharge flows, as well as the artificial recharge from the Tacna water-supply-system leaks and the infiltration of irrigation waters (Narvaez-Montoya et al., 2022). However, it is noteworthy that other aquifer systems located in the Chilean part of the Atacama Desert are controlled by natural paleo-recharge processes, suggesting very limited current recharge rates (Gamboa et al., 2022; Núñez Atencio et al., 1970). Concerning withdrawal, inventories from 1965 to present have indicated an increased volume of groundwater extraction, which has varied from  $27 \text{ hm}^3/\text{year}$  in 1967 to current values of  $197 \text{ hm}^3/\text{year}$ . This has occurred because of the drilling of illegal pumping wells,

leading to a crisis in the management of groundwater use. Indeed, this water overdraft has triggered almost irreversible levels of groundwater table decline, which have been estimated in >6 m in the last 20 years (Narvaez-Montoya et al., 2022). Owing to the saline intrusion and groundwater overdraft, the groundwater table varies along the aquifer system, from 2.3 meters below ground level (m.b.g.l.) in the coastal areas near the coastline, to 115 m.b.g.l. in the central part of the aquifer, where there is a strong groundwater overexploitation. Fig. S1 shows a map of the Caplina aquifer indicating the water table values measured in 2022. Overall, of the 197 hm<sup>3</sup> of extracted groundwater, >90 % is used

for the irrigation of olive (the main crop in the region) and other crops including potato, pepper, quinoa, and tomato (ANA, 2020; INRENA, 2002).

2.2. Hydrogeological settings

The aquifer is mainly formed by Quaternary-Pliocene unconsolidated alluvial deposits consisting predominantly of gravels, fine to coarse-grained sands, silts, and clays, with hydraulic conductivity values ranging between 10<sup>-1</sup> and 10<sup>-4</sup> cm s<sup>-1</sup>. Near the coastline, both alluvial

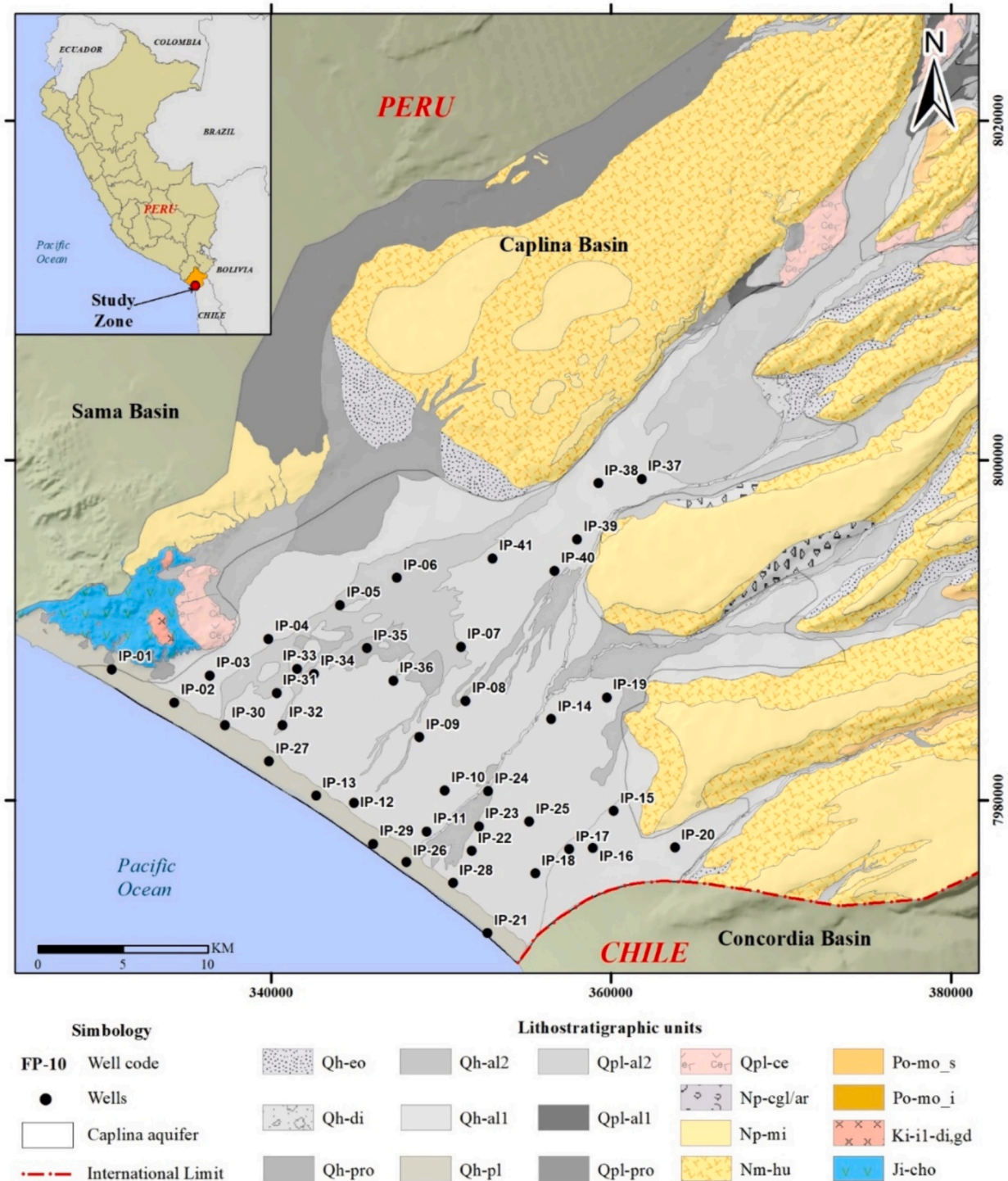


Fig. 1. Surface lithostratigraphic map of the study area showing the location of the sampling sites.

and marine deposits (Qh-pl) prevail, where gravels, sands, marine fossils, and shell fragments are common throughout (ANA, 2010; Laharie, 1975; Peña et al., 2009). Most of the extraction wells are in this area because these alluvial deposits constitute the most groundwater productive formation of the Tacna region. The basement consists of volcanic tuff rocks, conglomerates, and feldspathic sandstones of the Toquepala formation. Nevertheless, the thickness of the alluvial deposits is unknown in most parts of the aquifer. Surrounding the aquifer and in deeper layers of the alluvial fan, there are various geological formations dating from Pliocene to Jurassic (Alvan et al., 2020). These formations include conglomerates from the Millo Formation (Np-mi), pumice rocks from the Huaylillas Formation (Nm-Hu), conglomerates from the Moquegua Formation (Po-mo), and volcano-sedimentary rocks from the Chocolate Formation (Acosta et al., 2013, 2011; Bellido, 1979; Jaén and Ortiz, 1963).

### 3. Materials and methods

#### 3.1. Sampling and laboratory analysis

Fieldwork consisted of sampling of 41 groundwater wells in the Caplina aquifer during September 2022 (Fig. 1) and the sampling of 10 groundwater wells located far away from the seawater intrusion sectors during October 2023 for the determination of  $\delta^{13}\text{C}$ , tritium ( $^3\text{H}$ ), and  $^{14}\text{C}$  (Fig. S2). As mentioned above, the groundwater table levels vary from the coastline to the central part of the aquifer due to the seawater intrusion and the groundwater overdraft, respectively. Thus, the depth of the wells and indeed the collected groundwater also varied according to the location, ranging from 3 m in areas close to the coastline to 216 m. Prior to sampling, at least five columns of water were pumped from each well. Subsequently, the water parameters pH, dissolved oxygen (DO), electrical conductivity (EC), temperature, salinity, and total dissolved solids (TDS) were determined in situ using a pre-calibrated YSI Pro-Quatro Multiparameter. Then, groundwater samples were collected in pre-washed and pre-rinsed polyethylene bottles (4 L). Approximately 60 mL of unfiltered samples were also collected for the determination of water stable isotopes ( $\delta^{18}\text{O}$  and  $\delta\text{D}$ ). For  $\delta^{13}\text{C}$ ,  $^3\text{H}$  and  $^{14}\text{C}$  samples, the wells were purged until conductivity and temperature were constant. Then, HDPE bottles (1 L) were filled completely to the top with no head space, avoiding air bubbles during filling. All samples were transported in coolers with ice to the Jorge Basadre Grohman University laboratory, in Tacna City.

In the laboratory, the water samples were subjected to frontal filtration using 0.45  $\mu\text{m}$  pore-size membranes on the same day of collection. Bicarbonates were measured in unfiltered samples by titration until pH 4.5. All filtered samples were divided into different pre-washed and pre-rinsed polyethylene bottles: one aliquot of 200 mL for the determination of major anions, and one aliquot of 200 mL preserved with ultrapure nitric acid (pH < 2) for the analysis of major and trace elements.

Water stable isotopes were analyzed in the Laboratory of the Tecnológico de Monterrey, Mexico, using a Liquid Water Isotopic Analyzer (LWIA-LGR-DLT-100). To check the quality of the analyses, a standard calibrated to the Vienna Standard Mean Ocean Water (VSMOW) reference material was run together with samples. The results ( $\delta$ ) represented the deviation in per mil (‰) from the VSMOW reference material. The analytical precision ranged around 0.2 ‰ and 0.8 ‰ for  $\delta\text{D}$  and  $\delta^{18}\text{O}$ , respectively.

Major ions and trace elements were analyzed in the Environmental Isotope Laboratory of the University of Waterloo (UW-EIL), Canada. The major cations (Na, K, Ca, and Mg), B, Si, and the trace elements Li, Rb, Cs, Mo, Sr, Ba, Zr, Sb, As, Se, and U, were measured by inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) using a Perkin Elmer Sciex Elan 9000 equipment. The major anions  $\text{F}^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Br}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ , and  $\text{SO}_4^{2-}$  were measured by ion chromatography using a Dionex ICS 1600 equipment. The charge imbalance varied between 0.1 and 6 %

(Table S1). The saturation index (SI) of mineral phases in groundwater was determined using the PHREEQC software (Parkhurst and Appelo, 2013). The international standard IV-STOCK-1643 (trace metals in water) was used to check the accuracy of the ICP-MS analyses. The relative differences between the standard measurements and the certified values of the considered elements in this study ranged from 0 % to 11.8 %. Supplementary information (Table S2) includes the analysis of each certified element in the standard IV-STOCK-1643 and the detection limits (DL) for the analyzed elements.

Samples for  $^3\text{H}$ ,  $^{14}\text{C}$ , and  $\delta^{13}\text{C}$  were analyzed at the National Isotope Centre GNS Science, New Zealand.  $^3\text{H}$  was measured by electrolytic enrichment and liquid scintillation counting using Quantulus low-level counters. The results were reported in tritium units (TU) with a typical error of  $\pm 0.013$  TU.  $^{14}\text{C}$  was measured in DIC by accelerator mass spectrometry (AMS) and the activities were expressed as percentage of modern carbon (pMC) (Stuiver and Polach, 1977). The conventional radiocarbon ages were calculated and reported in years before present (yBP) as defined by Stuiver and Polach (1977). The environmental  $\delta^{13}\text{C}$  was measured by gas chromatography combustion isotope radio mass spectrometry (GC-C-IRMS) and reported as per mil (‰) units. The analytical precision for  $\delta^{13}\text{C}$  measurements was estimated to be within  $\pm 0.3$  ‰.

#### 3.2. Statistical analysis

A Hierarchical Cluster Analysis (HCA) was performed using the Ward's method to discern outliers and group groundwater samples with similar characteristics. Before the multivariate analysis, data of auxiliary parameters (excluding pH), major ions and trace elements were log-transformed and standardized to approximate normality, giving the same weight to all variables (Reimann et al., 2002). For HCA, the data with values lower than DL were treated as DL/2. The nonparametric Kruskal-Wallis method was used to compare the groups derived from the HCA to determine significant differences between selected variables. The statistical analyses were conducted using the Minitab program.

## 4. Results and discussion

#### 4.1. Stable isotopes and radioisotopes

The knowledge of the aquifer recharge is essential for the proper management of water resources in the hyper-arid Atacama Desert region (Herrera et al., 2023). Therefore, water stable isotopes ( $\delta^{18}\text{O}$  and  $\delta\text{D}$ ),  $^3\text{H}$ , and  $^{14}\text{C}$  activities in DIC were measured to determine the groundwater recharge areas and assess the water residence times. In addition,  $\delta^{13}\text{C}$  was measured to estimate the soil  $\text{CO}_2$  contribution to groundwater DIC and correct the radiocarbon data. Previous studies conducted in 1988 and 2020 (Vera et al., 2021) showed that stable isotopes in groundwater of the Caplina aquifer follow a linear trend near the global meteoric water line (GMWL), with  $\delta^{18}\text{O}$  values according to the range of rainwater (from  $-20$  ‰ to  $-12$  ‰) reported in the Global Network of Isotopes in Precipitation (GNIP) for that region (Xi, 2014). However, both groups of samples collected in 1988 and 2020 showed  $\delta^{18}\text{O}$  values between  $-14$  ‰ and  $-10$  ‰, slopes of 7.32 and 7.06, and intercepts of 3.53 and 0.97, respectively. This indicates that groundwater may have not reached evaporation before infiltration, and there is a mixture between freshwater and seawater, which is suggested by the low intercept values. Conversely, the Caplina River water showed a depletion in  $\delta^{18}\text{O}$  (between  $-18$  ‰ and  $-11$  ‰) regarding groundwater, and a trend line with a slope of 4.41 in 2020, indicating that these river waters have been affected by the altitude effect and have been exposed to moderate/high evaporation degree (Vera et al., 2021).

Similarly, our data of water stable isotopes collected during 2022 (Table S3) in the Caplina aquifer agree with those previously reported, showing  $\delta^{18}\text{O}$  values between  $-13.62$  ‰ and  $-9.27$  ‰ and a slope of 6.21 in the Craig diagram (Fig. 2). Overall, the water stable isotopes

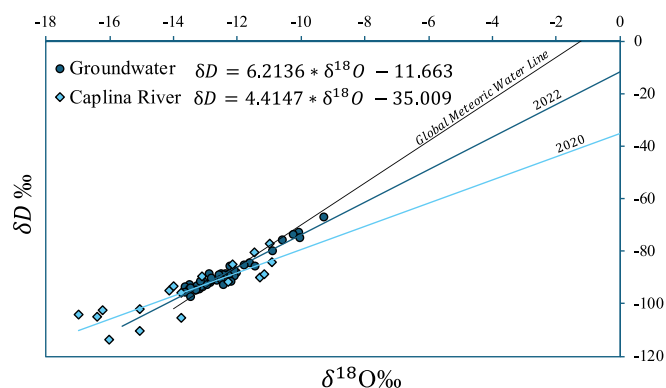


Fig. 2. Craig diagram showing the distribution of  $\delta^{18}\text{O}$  and  $\delta\text{D}$  in groundwater in 2022 and comparison with the Global Meteoric Water Line (GMWL) and the Caplina River water trendline (data from 2020).

demonstrate that the aquifer has been mainly recharged by heavy precipitation occurring in coastal areas (which is enriched in  $\delta^{18}\text{O}$ ) (Eastoe et al., 2015) and has been poorly recharged by the Caplina and Uchusuma river waters, which are isotopically lighter than groundwater. Owing to the current extremely low precipitation in the region, the aquifer recharge may have occurred when precipitation was higher in the past, mainly during extreme paleo-precipitation events in coastal areas (hurricanes). This hypothesis is supported by the  $\delta^{13}\text{C}$  and  $^{14}\text{C}$  measurements (as commented in the next paragraphs) and agrees with other studies conducted in the Atacama Desert, which have pointed out that the recharge of some alluvial aquifers and the landscape evolution of the region are the results of extreme rain events occurred between the late Pleistocene and Holocene (Gamboa et al., 2022; Olivares and Jordan, 2024).

Table 1 presents the results of  $^3\text{H}$ ,  $\delta^{13}\text{C}$ , and  $^{14}\text{C}$  activity determinations, as well as the residence times of groundwater measured in 10 samples.  $^3\text{H}$  content ranged from  $0 \pm 0.013$  to  $0.089 \pm 0.016$  TU, indicating that groundwater is generally  $^3\text{H}$  free and that a recent considerable aquifer recharge has not occurred. On the other hand, the values of  $\delta^{13}\text{C}$  ranged between  $-12.75$ ‰ to  $-8.35$ ‰, indicating a small contribution of soil biogenic  $\text{CO}_2$  (due to the almost absence of vegetation) to groundwater after the  $\delta^{13}\text{C}$  signature acquired during silicate weathering ( $-7$ ‰) (Deines, 1980). Samples 3 and 9 (located at the aquifer borders) contained the heaviest  $\delta^{13}\text{C}$  values ( $-9.75$ ‰ and  $-8.35$ ‰, respectively), pointing out the almost absence of biogenic  $\text{CO}_2$ . The rest of the samples collected along the aquifer showed lighter  $\delta^{13}\text{C}$  values, mainly due to the exchange of the groundwater  $\text{CO}_2$  with soil biogenic  $\text{CO}_2$  (with  $\delta^{13}\text{C}$  values of  $-23$ ‰) as the result of the recent development of the agricultural activities in that part of the region.

Regarding radiocarbon values,  $^{14}\text{C}$  activities ranged from 14.33 and 87.41 pMC, with the lowest values at the left and right borders of the aquifer system (14.33 and 24.51 pMC in samples 9 and 3, respectively)

Table 1  
Values of  $\delta^{13}\text{C}$ ,  $^{14}\text{C}$  and  $^3\text{H}$  measured in groundwater of the Caplina aquifer together with the calculated values of groundwater age.

Sample	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$^{14}\text{C}$ (pMC)	Groundwater age (yBP)	$^3\text{H}$ (TU)
1	-11.42	62.97	-	0.089
2	-12.59	64.43	-	0
3	-9.75	24.51	11,628	0.028
4	-12.08	87.41	-	0.014
5	-12.73	72.02	-	-0.001
6	-11.77	65.5	-	0.017
7	-11.43	70.3	-	0.01
8	-11.13	59.69	-	-0.004
9	-8.35	14.33	16,067	0.009
10	-12.75	54.59	-	0.049

and higher values (between 54.59 and 87.41 pMC) in the central and northeastern part of the aquifer. These two samples (9 and 3) also showed the heaviest and almost biogenic unaffected  $\delta^{13}\text{C}$  values, indicating that this old groundwater from the aquifer borders has the same  $\delta^{13}\text{C}$  signature acquired during weathering and probably is flowing into the central section of the aquifer due to the hydraulic gradient caused by the heavy groundwater overexploitation in this central part (Fig. S1).

As commented above, the Caplina is formed by alluvial deposits consisting in gravel, sand, silts and clays, and no marine carbonate deposits are found. Similarly, as will be discussed later, the groundwater of the aquifer has not interacted with carbonate minerals, indicating that the dilution of  $^{14}\text{C}$  due to the marine carbonate dissolution is not applicable for uncorrected  $^{14}\text{C}$  values (the  $^{14}\text{C}$  correction is unnecessary). Therefore, the uncorrected  $^{14}\text{C}$  values can be reported as the conventional radiocarbon ages in years before present (yBP) in samples 9 and 3, obtaining values of 16,067 and 11,628 yBP toward the right and the left borders (Fig. S2), respectively, corresponding to ages from late Pleistocene to Holocene. This agrees with the above-discussed observations and reinforces the hypothesis that groundwater of the Caplina aquifer was mainly infiltrated during intense paleo-recharge processes between the late Pleistocene and Holocene.

The highest  $^{14}\text{C}$  activities and the isotopically  $\delta^{13}\text{C}$  lighter DIC found in groundwater of the northern and central part of the aquifer highlight the fact that there is a mixture between the DIC in old groundwater, the DIC from organic sources derived from agricultural areas, and modern atmospheric DIC. As will be discussed below, the irrigation return flow and the small but significant artificial recharge toward the northern and central part of the aquifer preclude even more the calculation of the groundwater age in this part of the aquifer, given the uncertainties caused by the water mixing and the input of atmospheric  $^{14}\text{C}$ .

In general, these results of the Caplina aquifer agree with those of the Pampa del Tamaruga aquifer, located in the Chilean territory in the Atacama Desert, which also comprises old groundwater from the late Pleistocene to Holocene (Fritz et al., 1981; Viguier et al., 2019). Concerning the extreme rainfall events that recharged the Atacama Desert aquifers, both El Niño Southern Oscillation (ENSO) and the South America summer monsoon (SASM) have been identified as systems producing precipitation in this region. ENSO is a recurrent phenomenon characterized by variations in the surface temperatures of the Pacific Ocean and atmospheric pressure, creating disruptions in atmospheric circulation that lead to torrential storms, floods, and cyclones. Multiple studies reveal a staged intensification of its activity over Holocene, at least since the mid-Holocene (Conroy et al., 2008; Dong et al., 2021; Moy et al., 2002). This phenomenon has caused significant floodings, particularly in the Pacific coasts of South America, mainly in Peru and Chile (Castañeda Murga and Trujillo Coronado, 2022; Colas et al., 2008; Rein et al., 2005). Otherwise, the SASM transport moistures from the tropical Atlantic Ocean to South America during the austral summer. This phenomenon is highly related to the worst natural disasters in South America, creating intense precipitation and droughts (Grimm, 2019). For example, a study performed in the dry Andes of northern Chile provides evidence of two centennial-scale intervals of enhanced precipitation between 4000 and 3400 and between 2300 and 1900 yBP (Jara et al., 2020). In addition, drier conditions than today interrupted by low-frequent but heavy storms characterized the climate of the arid Atacama high plateau during Holocene (4500 m.a.s.l.) (Núñez Atencio et al., 1970), whose runoff could also recharge the Atacama coastal aquifers.

#### 4.2. Groundwater recharge estimation and water balance

As commented above, the natural recharge of the Caplina aquifer could have occurred during sporadic storms, mainly during the late Pleistocene – Holocene. However, high groundwater nitrate concentrations near Tacna City suggest small artificial recharge due to urban-water/wastewater infiltration. Among the 41 groundwater samples

collected, 23 showed nitrate concentrations lower than  $3 \text{ mgL}^{-1}$  of  $\text{NO}_3^-$ -N, which is considered the threshold value for natural nitrate in groundwater (Mora et al., 2017; Torres-Martínez et al., 2021). Conversely, in the northeastern part of the aquifer, where wastewater treatment plants (WWTPs) are located and both treated and untreated wastewater are used for irrigation, the nitrate levels varied between 4.64 and  $33 \text{ mgL}^{-1}$  of  $\text{NO}_3^-$ -N, with the samples IP-39 and IP-40 showing the highest nitrate values. In this sector, the WWTPs Mogollo and Copare mainly comprise facultative waste stabilization ponds, without any denitrification treatment. In addition, in this area, the groundwater samples showed lower deuterium excess values (calculated as  $d = \delta\text{D} - 8x\delta^{18}\text{O}$ , in ‰) when comparing with the rest of the samples (Table S3), revealing an enrichment in  $\delta^{18}\text{O}$  with respect to  $\delta\text{D}$  and highlighting that this groundwater has had a moderate degree of evaporation. Thus, these results indicate that there is a small but significant recharge near Tacna City, mainly due to the water-supply-system leaks and infiltration of wastewater during wastewater irrigation (Narvaez-Montoya et al., 2022).

A mass balance study conducted in sector 27 of Tacna city (Tarqui, 2022) found that the water loss in distribution pipes due to leaks is about 24.4 %. Therefore, considering that 35.2 % of the  $51.57 \text{ hm}^3/\text{year}$  of water collected from the Uchusuma and Caplina river waters are assigned for public purposes ( $18.15 \text{ hm}^3/\text{year}$ ) (ANA, 2020; INEI, 2018; INRENA, 2002), the infiltration for leaking pipes into the aquifer can be estimated in  $4.43 \text{ hm}^3/\text{year}$  considering a loss of 24.4 % due to leaks. The rest of the water used for public purposes (75.6 %) is approximately  $13.72 \text{ hm}^3/\text{year}$ . Thus, considering that the 80 % of water supplied for domestic purposes goes to WWTPs as wastewater (Fresenius et al., 1989), the 80 % of these  $13.72 \text{ hm}^3/\text{year}$  agrees with the volume of wastewater received by the Magollo ( $180 \text{ L s}^{-1}$  or  $5.68 \text{ hm}^3/\text{year}$ ) and Copare ( $150 \text{ L s}^{-1}$  or  $4.73 \text{ hm}^3/\text{year}$ ) WWTPs (Cauna, 2020; Limache Quispe and Tirado Rebaza, 2022). The excess of water received by both WWTPs during peak hours is stored in oxidation lagoons, being both treated and untreated waters, used for flood cropland irrigation. Several studies conducted in arid regions have estimated percolation water ratios between 0.3 and 0.45 under flood irrigation (Hu et al., 2017; Wang et al., 2021). Therefore, considering the high porosity of the alluvial deposits and the relatively low temperature in the studied area, a maximum percolation irrigation ratio of 0.45 was used. Therefore, taking into account that all the wastewater received by the Magollo and Copare WWTPs ( $10.41 \text{ hm}^3/\text{year}$ ) is used for irrigation, a percolation irrigation ratio of 0.45 results in an aquifer recharge value of  $4.68 \text{ hm}^3/\text{year}$  by wastewater flood irrigation.

As commented above, of the  $51.57 \text{ hm}^3/\text{year}$  of water collected from the Uchusuma and Caplina rivers,  $33.41 \text{ hm}^3/\text{year}$  (64.8 %) are used for drip irrigation. Similarly, of the  $197 \text{ hm}^3/\text{year}$  extracted from the aquifer, 92 % ( $181.2 \text{ hm}^3/\text{year}$ ) is used for drip irrigation. Considering a previously estimated percolation irrigation coefficient of 0.05 (5 %) under drip irrigation in the Tacna area (Narvaez-Montoya et al., 2022), an approximate of  $1.67 \text{ hm}^3/\text{year}$  of aquifer recharge coming from river water irrigation and  $9.06 \text{ hm}^3/\text{year}$  of aquifer recharge due to the groundwater return flow may be estimated. In this context, a total artificial recharge of  $19.84 \text{ hm}^3/\text{year}$  may be estimated summing the recharge by the water-supply-system leaks ( $4.43 \text{ hm}^3/\text{year}$ ), the wastewater infiltration by flood irrigation ( $4.68 \text{ hm}^3/\text{year}$ ), and the infiltration of river waters ( $1.67 \text{ hm}^3/\text{year}$ ) and groundwater ( $9.06 \text{ hm}^3/\text{year}$ ) by drip irrigation. Overall, this leads to a negative water balance of  $177 \text{ hm}^3/\text{year}$ , considering the above-mentioned value of  $197 \text{ hm}^3$  of groundwater extracted annually from the Caplina aquifer. It is noteworthy that seawater intrusion is another important recharge source in the Caplina aquifer; however, the estimation of the volume of seawater intrusion is out of the scope of this article.

#### 4.3. Concentrations of major ions and trace elements in groundwater

The values of physicochemical parameters, as well as the

concentrations of major ions and trace elements measured in groundwater of the Caplina aquifer are summarized in Table 2. Other parameters such as salinity, TDS, DO saturation, ammonium concentrations, and the location and description (including geographic coordinates) of the sampled wells are presented in the Supplementary information Table S4.

The groundwater exhibited temperatures that varied between 22.4 and  $32.6 \text{ }^\circ\text{C}$  and near-neutral pH values ranging between 6.90 and 8.01. The EC varied between 865 and  $2904 \text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$ , whereas the DO concentrations ranged between 3.67 and  $7.9 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ , indicating well-oxygenated groundwater ( $6.6 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$  on average). The concentrations of major ions varied according to the location of the sampled wells. Minimum Na ( $77.4 \text{ mg L}^{-1}$ ), K ( $7.41 \text{ mg L}^{-1}$ ), Mg ( $2.79 \text{ mg L}^{-1}$ ), and Ca ( $30.5 \text{ mg L}^{-1}$ ) concentrations were found toward the right border of the aquifer, whereas maximum values (2300, 73.8, 307, and  $1260 \text{ mg L}^{-1}$  for Na, K, Mg, and Ca, respectively) were found in wells near the coastline. Similarly, the lowest levels of  $\text{Cl}^-$  and  $\text{HCO}_3^-$  ( $79.1$  and  $67.05 \text{ mg L}^{-1}$ , respectively) were observed in wells toward the left part of aquifer, whereas the highest concentrations of  $\text{Cl}^-$  ( $6420 \text{ mg L}^{-1}$ ),  $\text{HCO}_3^-$  ( $175.5 \text{ mg L}^{-1}$ ), and  $\text{SO}_4^{2-}$  ( $1140 \text{ mg L}^{-1}$ ) were found in wells affected by seawater intrusion in the central part of the coastline. As mentioned above, the highest levels of  $\text{NO}_3^-$  were found near Tacna City due to wastewater infiltration; however, high  $\text{NO}_3^-$  concentrations were also found toward the coastline (Fig. S3), which may be attributed to the use of manure as fertilizer and the presence of septic tank in those rural areas, which are the oldest agricultural areas of the region (Chucuya et al., 2024).

Regarding other measured ions and dissolved trace elements, the concentrations of  $\text{F}^-$ ,  $\text{Br}^-$ , and B varied 8.5-, 21.5- and 9.5-fold, respectively, whereas the concentrations of certain elements such as Li, V, Ge, As, Rb, Zr, Mo, Sb, Pb, and U showed limited spatial variation (between 6.2- and 56-fold variation). In contrast, elements such as Si, Se, Sr, Cs, and Ba displayed variations of two orders of magnitude, indicating a strong spatial variability in concentrations along the aquifer system. Although several elements such as Li, B, As, Se, Rb, and Sr in groundwater of the Caplina aquifer showed concentrations higher than those measured in other alluvial coastal aquifers subjected to lower levels of seawater intrusion ( $7.3\text{--}37 \text{ }\mu\text{g L}^{-1}$  for Li,  $45\text{--}373 \text{ }\mu\text{g L}^{-1}$  for B,  $0.4\text{--}5.7 \text{ }\mu\text{g L}^{-1}$  for As,  $0.25\text{--}7 \text{ }\mu\text{g L}^{-1}$  for Se,  $0.04\text{--}1.06 \text{ }\mu\text{g L}^{-1}$  for Rb, and  $2.15\text{--}1350 \text{ }\mu\text{g L}^{-1}$  for Sr) (Mora et al., 2020), it is important to mention that these high levels of trace elements in groundwater of the Caplina aquifer are mainly related with the geology and composition of the aquifer system, and not to the seawater intrusion process itself.

#### 4.4. Hierarchical cluster analysis results

Applying an HCA to the dataset, it is possible to discern between groups of samples subjected to seawater intrusion and groups of samples showing the intrinsic features of the Caplina aquifer groundwater. However, owing to the groundwater resident time in the Caplina aquifer showed strong variation, fresh groundwater may show different chemical characteristics because longer residence times increase the rock chemical weathering and therefore the groundwater mineralization. Thus, two HCA were performed. The first HCA was aimed to find and exclude outliers that can alter the average aquifer freshwater geochemical signature, representing the old groundwater of the aquifer. The second HCA was aimed to group the samples with similar characteristics at several hierarchical levels (Egbueri, 2020; Gyimah et al., 2021).

The resulting dendrogram of the first HCA is shown in the Supplementary material (Fig. S4). Here, a subgroup of water samples with different chemical composition has been recognized (outliers). This subgroup represents highly mineralized water, showing Na, K, Si, Mg,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ , Sr, and B concentrations significantly higher ( $p < 0.05$ ) than those of groundwater samples collected in wells that have not been exposed to seawater intrusion (freshwater samples). These samples also



wells affected by seawater intrusion, it is noteworthy that the seawater intrusion group has  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ , Mg, and Sr concentrations significantly higher ( $p < 0.05$ ) and Na/Cl molar ratios lower than 0.7, indicating the occurrence of typical salinization and cationic exchange processes, which are driven by seawater intrusion. Furthermore, this small group of samples (outliers) shows the highest values of As,  $\text{F}^-$ , Mo, and V ( $31 \mu\text{g L}^{-1}$ ,  $0.36 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $8.1 \mu\text{g L}^{-1}$ , and  $23.1 \mu\text{g L}^{-1}$ , respectively), which may be attributed to a higher groundwater mineralization triggered by long groundwater residence times (oldest groundwater). Overall, this co-occurrence of As and  $\text{F}^-$ , together with other trace elements such as V, has been described in deep layers of alluvial aquifers due to the desorption of these elements/ions from Fe-oxyhydroxides contained in the alluvial deposits (Kumar et al., 2020; Mora et al., 2021; Vega et al., 2020). Owing to this high mineralized water does not represent the fresh groundwater of the aquifer that is facing the saline intrusion front, this subgroup of “outlier” samples was removed from the second HCA. This was conducted in order to obtain a representative group of freshwater samples facing saline intrusion, in order to construct a theoretical freshwater-seawater mixing line.

Fig. 3 depicts the resulting dendrogram of the second HCA applied to the refined dataset. Here, the phenon line delimits three groups of samples with linkage distance of approximately 27. The first group has the greatest number of samples (20 samples), which were collected in wells distributed throughout the aquifer. This group (Group 1) represents the intrinsic characteristics of fresh groundwater of the Caplina aquifer and may be referenced as groundwater without “saline intrusion” (Table 2). Group 2 of samples were mainly collected in wells located toward the coastline (Fig. 3). This group has EC values and Li, Na, Mg, Si, K, Ca,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , Sr, Se, Rb, and U concentrations significantly higher than those of the other two groups (Table S5) and may represent groundwater facing marine intrusion (Table 2). However, two samples located near to the Tacna City (IP-39 and IP-40) belong to this group, which may be due to their high levels of salinity given that they are affected by infiltration of wastewater during irrigation in areas near to the Tacna WWTPs. Thus, these two samples, which showed the highest  $\text{NO}_3^-$  levels, were excluded from the seawater intrusion groundwater group (Group 2). The third group of samples were located toward the borders of the aquifer system (Fig. 3). The groundwater pH, temperature, and the concentrations of V, Ge, Mo, As, and  $\text{F}^-$  of this group (Group 3) were significantly higher than those of the other two groups, whereas the  $\text{Na}^+$  concentrations were significantly higher than Group 1 (Table S5). Indeed, these high pH values and the high concentrations of trace elements may indicate longer water residence times and therefore a higher rock-water interaction, which enhances the trace element enrichment. Thus, groundwater of Group 3 may correspond to a mixture between fresh groundwater and oldest groundwater of the Caplina aquifer borders (outlier samples of the first HCA) (Table 2).

#### 4.5. Hydrochemical facies of groundwater and saturation index (SI)

Fig. S5 depicts a Piper diagram indicating the hydrochemical facies of the three groups of waters obtained through the second HCA and the outlier samples. Overall, the hydrochemical facies of groundwater samples were  $\text{Na}^+ - \text{SO}_4^{2-}$  type (46 % of samples),  $\text{Na}^+ - \text{Cl}^-$  type (39 %),  $\text{Ca}^{2+} - \text{Cl}^-$  type (7 %), and  $\text{Ca}^{2+} - \text{SO}_4^{2-}$  type (7 %). The  $\text{Cl}^-$  groundwater type mainly comprises the Group 2 of waters, which were located mainly toward the coastline because of seawater intrusion (Fig. S5). On the other hand, the calculated SI of each group of samples showed in the Supplementary material (Fig. S6) indicated that both fresh groundwater and groundwater affected by seawater intrusion are saturated with respect to calcite, aragonite, and dolomite, and undersaturated with respect to gypsum, anhydrite, fluorite, and halite (McLaughlin et al., 2013; Melchior et al., 2011; Nordstrom and Ball, 1989; Plummer et al., 1990). The saturation with respect to calcite, aragonite, and dolomite indicates that both freshwater and saline water are in equilibrium with carbonate minerals. Thus, increased Ca levels in groundwater due to

cation exchange process (which will be commented in the next sections) could promote the carbonate mineral precipitation in zones near the shoreline; however, the dolomite precipitation is unlikely because dolomite precipitation reaction strongly depends on relatively high temperatures (Arvidson and Mackenzie, 1999). Both fresh groundwater and saline groundwater are undersaturated with respect to gypsum, anhydrite, and halite, which discards the precipitation of these mineral phases. Nevertheless, the SI values of these phases increase with increasing salinity, mainly due to the heightened levels of Ca,  $\text{SO}_4^{2-}$ , and  $\text{Cl}^-$  as consequence of the seawater mixing. Finally, although the Ca concentrations increase with increasing salinity in groundwater, the SI values of fluorite remain almost constant and do not vary with groundwater salinity.

#### 4.6. Seawater intrusion estimation

As commented above, three groups of samples were identified using the results of the second HCA. Group 1 was classified as “fresh groundwater” endmember, representing the intrinsic characteristic of groundwater in the most part of the aquifer. Fig. S7A and B depicts the log-log scale binary diagrams of the molar ratios Mg/Na vs. Ca/Na and  $\text{HCO}_3^-$  vs. Ca/Na, respectively, which are useful for distinguishing groundwater interacting with silicate, carbonate, and evaporite rocks. Both diagrams, together with the Piper diagram depicted in Fig. S5, show that groundwater of Group 1 has interacted mainly with silicate rocks and sulfate-bearing rocks (anhydrite/gypsum). This demonstrates the scarcity of carbonates in the aquifer sediments, reinforcing the above-discussed fact regarding the unnecessary correction of  $^{14}\text{C}$  conventional ages for calculating groundwater residence times. In fact, the low but significant interaction of fresh groundwater with carbonates may be due to biogenic carbonates (shells), which are abundant in the first kilometers from the coastline to inland. In addition, Fig. 4 depicts that cationic exchange has not affected the major ion chemistry of these waters (Group 1 of fresh groundwater), indicating that these waters have not been affected by seawater intrusion. Otherwise, Group 2 represents brackish groundwater facing seawater intrusion, showing a strong affection by cationic exchange (from 5 to  $79 \text{ meq L}^{-1}$ ), where  $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{Mg}^{2+}$  may be exchanged by  $\text{Na}^+$  and  $\text{K}^+$  ions in the aquifer matrix, increasing the  $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{Mg}^{2+}$  concentrations in solution and decreasing the  $\text{Na}^+$  and  $\text{K}^+$  levels with respect to their corresponding anions ( $\text{SO}_4^{2-}$  and  $\text{HCO}_3^-$  for  $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{Mg}^{2+}$ ; and  $\text{Cl}^-$  for  $\text{Na}^+$  and  $\text{K}^+$ ).

Owing to  $\text{Cl}^-$  is conservative and the most abundant anion in seawater, it is possible to estimate the proportion of seawater intrusion ( $f_{\text{seawater}}$ ) in some wells based on the  $\text{Cl}^-$  concentration in both seawater and groundwater, as detailed hereafter (Appelo and Postma, 2005):

$$f_{\text{seawater}} = \frac{C_{\text{Cl,group 2 sample}} - C_{\text{Cl,group 1 freshwater}}}{C_{\text{Cl,sea}} - C_{\text{Cl,group 1 freshwater}}} \times 100\% \quad (1)$$

where  $f_{\text{seawater}}$  is obtained considering the  $\text{Cl}^-$  concentration in each sample of Group 2 ( $C_{\text{Cl,group 2 sample}}$ ), the  $\text{Cl}^-$  average concentration in the Group 1 (fresh groundwater) ( $C_{\text{Cl,group 1 freshwater}}$ ), and the  $\text{Cl}^-$  concentration of the seawater ( $C_{\text{Cl,sea}}$ ). However, the use of this equation implicates that there is no halite dissolution in the basin.

As reported in the literature, in coastal zones, both atmospheric deposition and rainwater have  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$  molar ratios ranging between ~650 and 690, which are similar to those than oceans (Alcalá and Custodio, 2008). Otherwise, halite (NaCl) has  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$  molar ratios varying between  $\sim 10^4 - 10^5$ , which are much higher than those of seawater (Cartwright et al., 2006; Davis et al., 1998). In this study, the  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$  molar ratios in samples of Group 1 (fresh groundwater group) varied between 483 and 1396 (average of 743), indicating that there are no halite rocks in the Caplina basin. Nevertheless, in the saline intrusion group (Group 2), the samples affected by wastewater infiltration located near the Tacna City (IP-39 and IP-40) showed  $\text{Cl}^-/\text{Br}^-$  ratios of 7792 and 4005, respectively, suggesting the contribution of non-geogenic halite

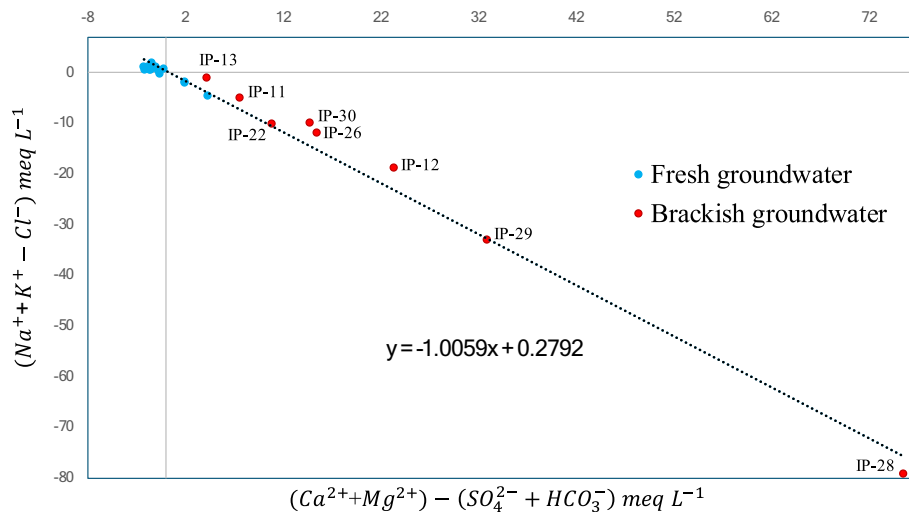


Fig. 4. Bivariate plot of  $(Na^+ + K^+ - Cl^-)$  in  $meq L^{-1}$  versus  $(Ca^{2+} + Mg^{2+}) - (SO_4^{2-} + HCO_3^-)$  in  $meq L^{-1}$  conducted in fresh and brackish groundwater of the Caplina aquifer.

(table salt) coming from wastewater (Thomas, 2000). Other samples of Group 2 showing high  $Cl^-/Br^-$  ratios were located toward the coastline, in the oldest area subjected to agricultural activities (Chucuya et al., 2024). These samples also showed high concentrations of nitrate, probable due to the use of fertilizer and/or manure during crop fertilization for long-time periods. Indeed, it is well-known that the use of  $Cl^-$  and  $Br^-$ -bearing compounds as pesticides or fertilizers in agriculture may affect the groundwater chemistry (Thomas, 2000), which may change the  $Cl^-/Br^-$  signature of groundwater in this area. Otherwise, the rest of the samples showing signals of seawater intrusion had  $Cl^-/Br^-$  ratios below 1600, indicating that the accumulation of marine aerosols and seawater intrusion is the main source of  $Cl^-$  in the basin.

In this context, the estimation of the seawater intrusion in the studied wells located near the coastline calculated through Eq. (1) ranged between 2 and up to 32.6 %. In general, a well located at 350 m from the coastline to inland showed seawater intrusion percentages of 14 %, whereas farthest wells from the coastline (3.4 and 2.7 km) showed seawater intrusion percentages of 2.5 and 2 %, respectively. The sample collected in the site IP-28 located at 1.25 km from the coastline showed the highest seawater intrusion value, reaching 32.6 % (Fig. S8).

#### 4.7. Dynamics of major cations, metalloids, and trace elements during seawater intrusion

To assess the behavior of major cations, metalloids, and several trace elements during the intrusion of seawater, the evolutions of the cation/element concentrations in sites affected by seawater intrusion were compared with the theoretical mixing line between seawater and aquifer freshwater for each cation/element (Group 1 average concentrations). The theoretical mixing line for each cation/element were built through the following equation:

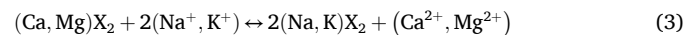
$$n_{x(sample)} = \left[ n_{x(fresh)} + (n_{Cl(sample)} - n_{Cl(fresh)}) \frac{n_{x(sea)}}{n_{Cl(sea)}} \right] \quad (2)$$

where  $n_{Cl(sample)}$ ,  $n_{Cl(fresh)}$ , and  $n_{Cl(sea)}$  are the hypothetical concentrations of  $Cl^-$  in groundwater of Group 2 according to the percentage of seawater intrusion, the  $Cl^-$  concentrations in aquifer freshwater (average concentrations of Group 1), and  $Cl^-$  concentration in seawater, respectively. Similarly,  $n_{x(fresh)}$  and  $n_{x(sea)}$  are the average concentrations for each cation/element in samples of Group 1 (aquifer freshwater) and seawater, respectively, whereas  $n_{x(sample)}$  represents the theoretical concentration of each of the cation/element according to the mixing line (Pennisi et al., 2006). The thick grey line around the theoretical mixing

lines describes the uncertainty range of the  $n_{x(sample)}$ , calculated using the standard deviation of the average concentration for each cation/element of Group 1 (fresh groundwater). The seawater concentrations of cations, metalloids, and trace elements were taken from (Quinby-Hunt and Turehian, 1983), which reported these concentrations in oceans at 3.5 % of salinity.

##### 4.7.1. Cation exchange between alkali and alkali-earth elements

As displayed in Fig. 4 and commented above, the cation exchange is one of the most important processes related to saline intrusion in coastal aquifers. This implies the exchange of alkali-earth elements ( $Ca^{2+}$  and  $Mg^{2+}$ ) for alkali elements ( $Na^+$  and  $K^+$ ) in the solid matrix of the aquifer (porous media) due to the excess of the ions  $Na^+$  and  $K^+$  in the aqueous phase (Moorthy et al., 2024; Wederni et al., 2023). In general, the exchange occurs through the following equation:



where  $Ca^{2+}$  and  $Mg^{2+}$  are mobilized from the aquifer matrix to the aqueous phase and  $Na^+$  and  $K^+$  are retained in the aquifer matrix, passing from the aqueous phase to the particulate phase (Mahlknecht et al., 2017; Mora et al., 2020). Fig. 5 shows enhanced concentrations of these four ions in groundwater when the percentage of seawater intrusion increases. Nevertheless, the Na concentrations lie below the theoretical mixing line (Fig. 5A) indicating Na removal from the aqueous phase, whereas the Ca levels plot above the mixing line (Fig. 5C), indicating mobilization from the particulate phase to the dissolved phase. Indeed, this indicates an interchange between these 2 cations in the aquifer matrix. Regarding K and Mg, both ions show concentrations around the mixing line at low seawater intrusion levels (Fig. 5B and D), suggesting that both ions are not involved in the cation exchange processes in the Caplina aquifer. In the case of K, Fig. 5B suggests that K is only involved in cation exchange processes at heightened seawater intrusion levels ( $Cl^-$  levels higher than  $10 \text{ mmol L}^{-1}$ ), which does not agree with other salinization studies performed in sedimentary basins (Mahlknecht et al., 2017; Mora et al., 2020). This may be associated with the high K concentrations found in the fresh groundwater of the Atacama Desert aquifers, which ranges between  $0.25$  and  $0.5 \text{ mmol L}^{-1}$  for this study and between  $0.58$  and  $2 \text{ mmol}$  for a study performed in the Calama basin in northern Chile (Herrera et al., 2021). These K values are considered high when comparing with those (between  $0.04$  and  $0.11 \text{ mmol L}^{-1}$ ) measured in sedimentary coastal aquifers of Baja California Sur, Mexico (Mahlknecht et al., 2017; Mora et al., 2020). In general, the high K levels in groundwater of the Caplina aquifer are probably due to

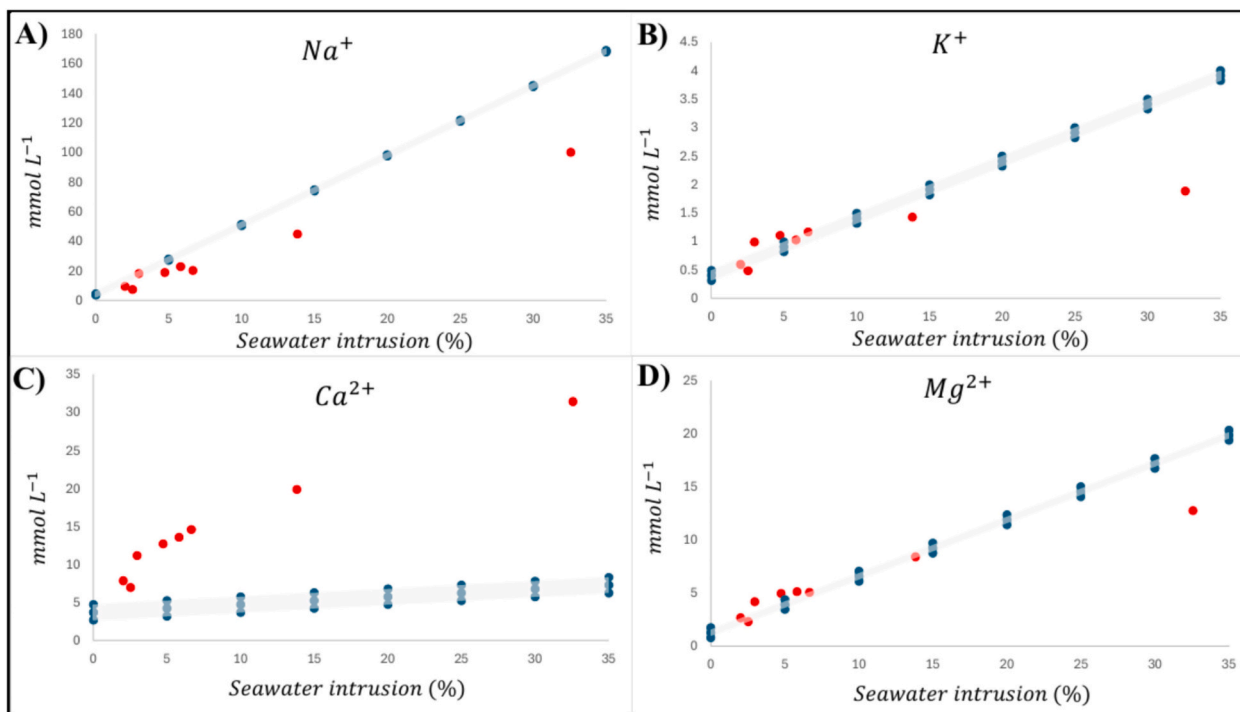


Fig. 5. Scatter plots showing the concentrations of  $\text{Na}^+$  (A),  $\text{K}^+$  (B),  $\text{Ca}^{2+}$  (C) and  $\text{Mg}^{2+}$  (D) versus the seawater intrusion percentage (%) in groundwater samples of the Caplina aquifer. Red plots indicate samples with saline intrusion (Group 2) and blue plots illustrate the uncertainty range of the freshwater-seawater mixing line, which is illustrated in grey shade.

the weathering of K-feldspars contained within the sandstones. These K-feldspars were transported toward these alluvial deposits due to the mechanical erosion of the Peruvian Andes, which are rich in plagioclase and K-feldspars (Martignole and Martelat, 2003). Therefore, sandstones of the Caplina aquifer may be rich in K, which may interchange with aqueous  $\text{K}^+$ , leading to an equilibrium between dissolved and particulate  $\text{K}^+$ . In the case of heightened values of seawater intrusion, elevated  $\text{Na}^+$  and  $\text{K}^+$  concentrations coming from seawater may trigger the cationic exchange of  $\text{K}^+$  by a divalent cation ( $\text{Ca}^{2+}$ ) in the aquifer matrix, favoring the exchange between different ions.

Regarding Mg, it is noteworthy that its concentrations in the Caplina fresh groundwater ( $0.53\text{--}2.21 \text{ mmol L}^{-1}$ ) are much higher than those found in other sedimentary aquifers (Mahlknecht et al., 2017; Mora et al., 2020), which may limit the cation exchange process. This may be due to the Caplina aquifer alluvial material is composed by the erosion products of silicate rocks of the Peruvian Andes, which are rich in migmatites containing various amounts of orthopyroxene ( $X_{\text{Mg}} \text{Opx} = 0.86$ ) and minor amounts of Mg-rich silicates such as garnet, sapphirine, cordierite, and biotite (Martignole and Martelat, 2003). Thus, the weathering of these erosion products containing Mg has led to groundwater saturation with respect to dolomite (Fig. S6C).

Fig. 6A and B depicts that the trace alkali-earth elements Sr and Ba showed the same behavior than that of the major alkali earth element Ca; that is, they are mobilized from the aquifer matrix during seawater intrusion, falling above the theoretical seawater-freshwater mixing line. This suggests that both elements are exchanged with the alkali element Na in the aquifer structure, increasing their mobilization when the seawater intrusion also increases. In fact, this behavior has been reported elsewhere (Nayak and Nandimandalam, 2023; Pennisi et al., 2006). Concerning Li and Rb, both trace alkali elements also plot above the theoretical mixing line, suggesting mobilization during the seawater intrusion (Fig. 6C and D). In the case of Li, several studies have found the same behavior, attributing the exchange between lithological Li with aqueous  $\text{Na}^+$  (cationic exchange) as the main process responsible for the Li mobilization (Mora et al., 2020; Souid et al., 2018). Santucci et al.

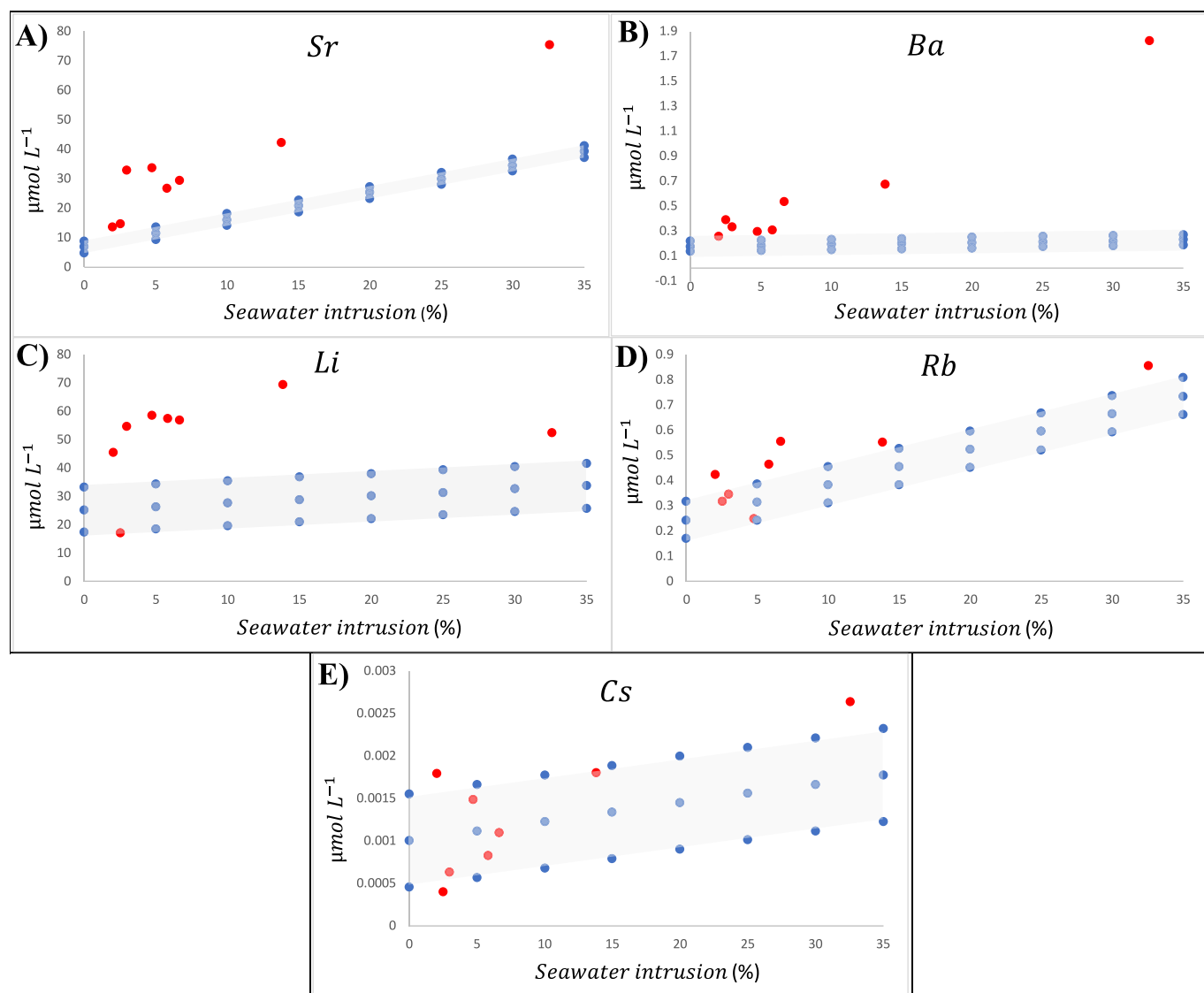
(2016) also indicated that heightened Li concentrations during seawater intrusion may be triggered by the weathering of amphiboles and feldspar contained in the aquifer structure. However, a recent study using  $\delta^7\text{Li}$  as tracer demonstrated that the heightened Li concentrations during seawater intrusion is due to the cationic exchange, where the enrichment of  $\delta^7\text{Li}$  in saline groundwater is a result of Li isotope fractionation during the ion exchange in clay minerals (Qi et al., 2019).

Given that feldspar and plagioclases are present in the southern Peruvian Andes (Martignole and Martelat, 2003), these minerals may contain trace impurities of Li and Rb because both trace elements are surrogates of Na and K in albite and orthoclase. Therefore, these trace alkali elements may be inherited from these aquifer parent material (Helmke and Sparks, 1996) and may participate in the cationic exchange processes, resulting in increased concentrations of Li and Rb in the Caplina aquifer groundwater affected by seawater intrusion. Cesium (Cs) is also contained in plagioclases and feldspar; however, Cs is the most strongly retained alkali element to sands and soils due to its low hydration energy (Helmke and Sparks, 1996), which may explain its immobilization from the aquifer material during seawater intrusion (Fig. 6E).

Overall, Figs. 5 and 6 may suggest that the elements Ca, Sr, Ba, Li, and Rb contained in the aquifer structure are exchanged with aqueous  $\text{Na}^+$  during seawater intrusion process (cation exchange), resulting in a decrease of the  $\text{Na}^+$  concentrations and an increase of Ca, Sr, Ba, Li, and Rb concentrations regarding the seawater-freshwater mixing line.

#### 4.7.2. Mobilization of B, Se, Si, and Sb during seawater intrusion

As shown in Fig. 7A–D, the concentrations of the elements B, Se, Si, and Sb mostly plot above the theoretical freshwater-seawater mixing line, indicating mobilization during the mixing. In the case of B, some studies performed in Mexico, Italy, and India indicate that B is released from the aquifer sediments to groundwater in sites where seawater intrusion occurs, mainly due to the desorption of B from sediments (Mahlknecht et al., 2017; Mora et al., 2020; Nayak and Nandimandalam, 2023; Pennisi et al., 2006). However, no studies specify if this desorption



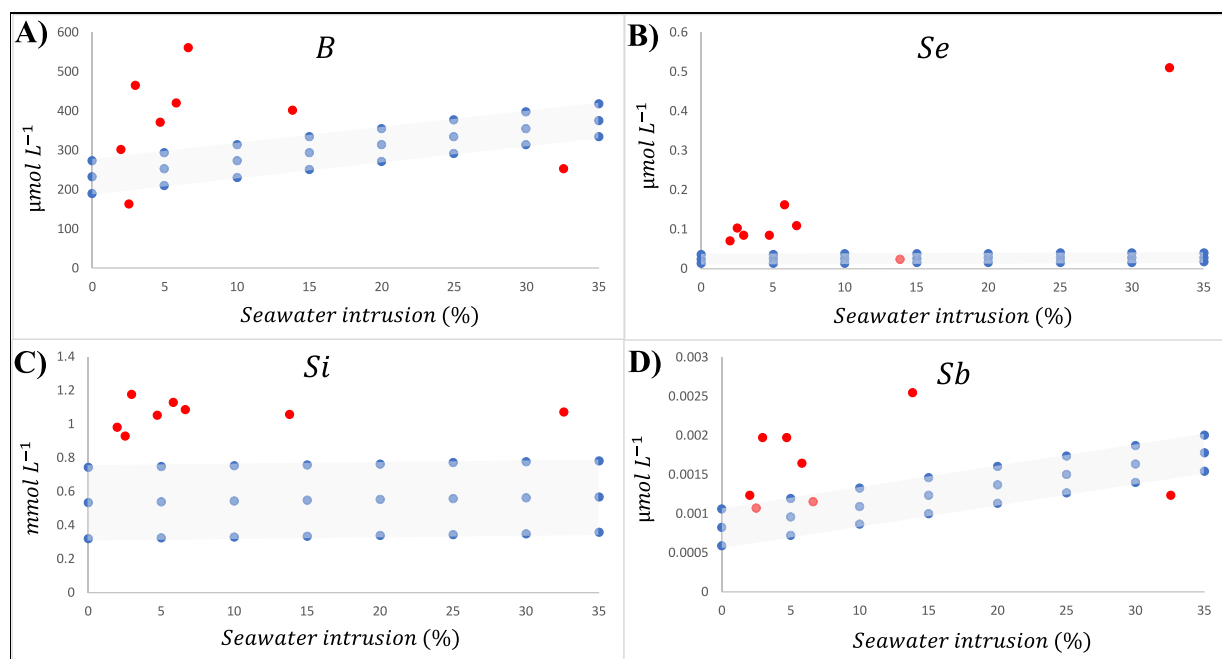
**Fig. 6.** Scatter plots showing the concentration of Sr (A), Ba (B), Li (C), Rb (D), and Cs (E) versus the seawater intrusion percentage (%) in groundwater of the Caplina aquifer. Red plots indicate samples with saline intrusion (Group 2) and blue plots illustrate the uncertainty range of the freshwater-seawater mixing line, which is illustrated in grey shade.

is caused by ionic exchange, ionic strength, or B-bearing mineral dissolution. Streams and rivers from the hyper-arid southwestern Peruvian Andes are B-enriched due to the weathering of B-containing minerals, mainly associated with the volcanic and geothermal activity in the South America Andean range (Ccañccapa-Cartagena et al., 2023). Therefore, the erosion products of this parent material deposited in the Caplina basin are also B-enriched, and under these conditions, the B desorption prevails during the freshwater/seawater mixing (Pennisi et al., 2006). However, because both trigonal  $B(OH)_3$  and tetrahedral borate ions  $B(OH)_4^-$  are fixed in neutral and protonated hydroxyl surface sites in clays (Pennisi et al., 2006), B may be released by desorption of neutral  $B(OH)_3$  or by ionic strength/anionic exchange of the specie  $B(OH)_4^-$ . Other studies have also reported that  $B(OH)_4^-$  may be adsorbed/desorbed or exchanged in biogenic and geogenic carbonates because this tetrahedral anion may be incorporated in the carbonate site (Hemming and Hanson, 1992); however, as commented above, the Caplina groundwater has poorly interacted with carbonate minerals.

The groundwater Se has shown increased levels in worldwide areas where seawater intrusion occurs (Chen et al., 2019; Mora et al., 2020; Santucci et al., 2016), which agrees with the dynamic of Se in areas of the Caplina aquifer under the effect of seawater intrusion. In this

aquifer, the abundance of dissolved Se increases with increasing salinity, indicating that the Se contained in coastal plain sediments may be incorporated to solution. Although the process controlling the Se dynamics has not been documented, we propose that the Se mobilization may be due to either ionic strength or anionic exchange. The most common species of Se in groundwater are selenate ( $SeO_4^{2-}$ ) and selenite ( $SeO_3^{2-}$ ) oxyanions, which are highly soluble in well-oxygenated environments (Cary et al., 2021), such as the Caplina aquifer groundwater. Therefore, if both species are supplied from the aquifer material to the aqueous phase by the increasing ionic strength, both will be rapidly stabilized in solution by well-oxygenated groundwater. Otherwise, both Se oxyanions may also be exchanged from the aquifer matrix to the aqueous phase, where  $CO_3^{2-}$  and  $SO_4^{2-}$  may be the possible candidates for anionic exchange. This may be likely due to Se oxyanions are incorporated in the crystal structure of carbonate- and sulfate-bearing minerals (Lin et al., 2020; Renard et al., 2013), which may be contained at trace levels in surrounding coastline areas due to the presence of biogenic carbonates and the fact that groundwater in the coastline is almost saturated with respect to gypsum (Fig. S6).

Regarding Si, it is well known that Si concentrations may widely vary in seawater due to the Si uptake by diatoms, being this process favored



**Fig. 7.** Scatter plots showing the concentration of B (A), Se (B), Si (C), and Sb (D) versus the seawater intrusion percentage (%) in groundwater samples of the Caplina aquifer. Red plots indicate samples with saline intrusion (Group 2) and blue plots illustrate the uncertainty range of the freshwater-seawater mixing line, which is illustrated in grey shade.

by the Fe availability (Franck et al., 2000). Thus, this can mask the behavior of dissolved Si in aquifers during seawater intrusion, given that Si levels in seawater may depend on biological variables. However, some authors have also reported that dissolved silica concentrations increase during salinization and are depleted below the freshwater-seawater mixing line during freshening events (Russak et al., 2015a, 2015b), which agrees with the results showed in Fig. 7C in the Caplina aquifer groundwater. These authors have attributed this behavior to anionic exchange processes and the dissolution of biogenic silica in marine sediments. However, given that the increase of Si concentrations is in the order of  $\text{mmol L}^{-1}$ , the presence of considerable amounts of biogenic silica in the Caplina aquifer material is unlikely. Dissolved silica may be predominantly in the form of non-ionic orthosilicic acid  $\text{Si}(\text{OH})_4$  and/or its conjugate oxyanion  $\text{H}_3\text{SiO}_4^-$  (Mondal et al., 2009; Rustad and Hay, 1995), which may participate in anionic exchange processes. However, this is only a hypothesis that should be tested before reaching definitive conclusions.

Unlike Si, the increased concentrations of Sb during fresh groundwater-seawater mixing (Fig. 7D) have not been documented. Owing to aqueous Sb is present in the form of the neutral specie  $\text{Sb}(\text{OH})_3$  in reducing environments and in the form of the oxyanion  $\text{Sb}(\text{OH})_6^-$  in oxidizing conditions (Filella et al., 2002; Willis et al., 2011), we can hypothesize that anionic exchange may be a possible mechanism explaining the Sb mobilization in well-oxygenated groundwater of the Caplina aquifer affected by seawater intrusion.

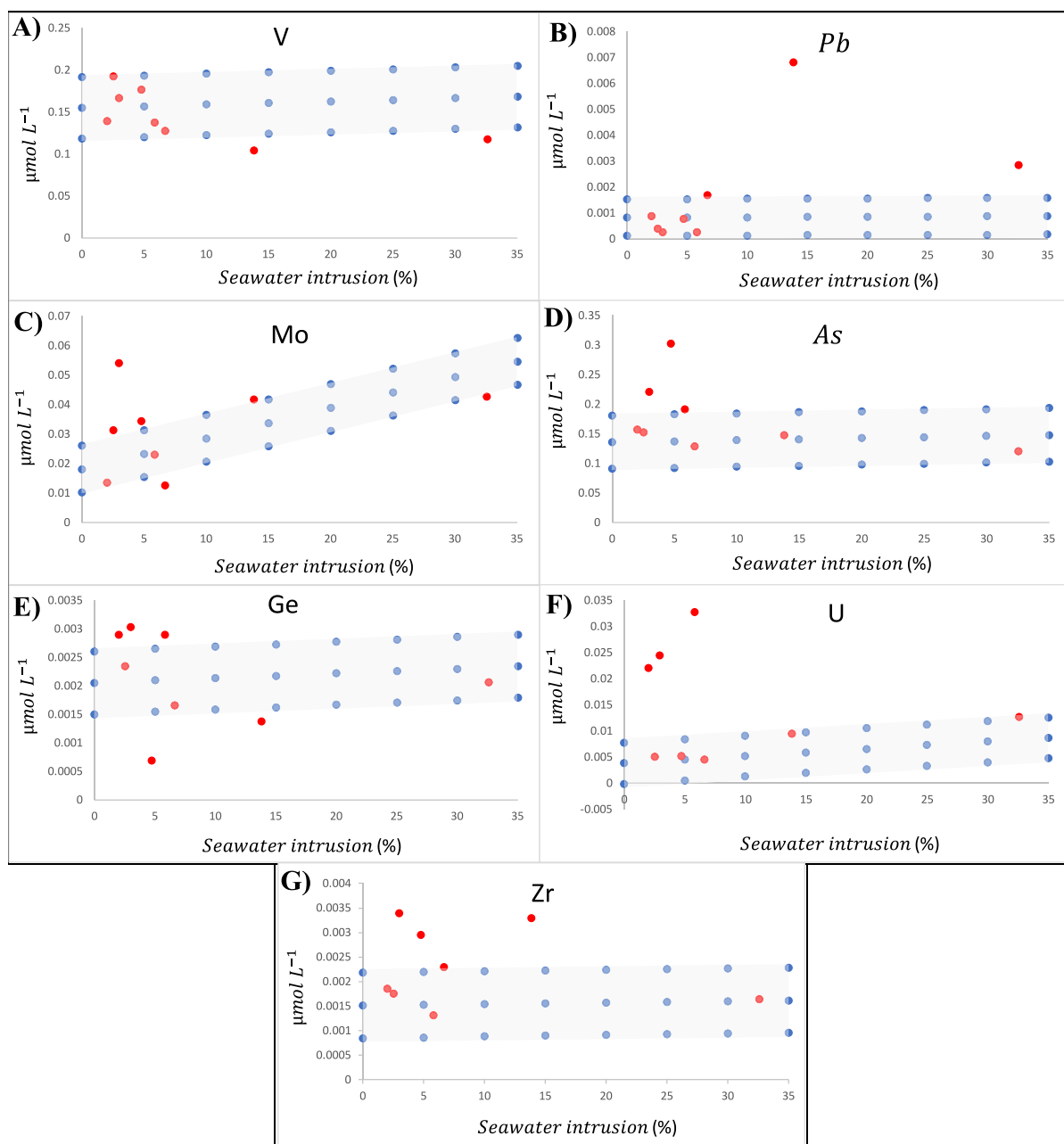
#### 4.7.3. Dynamics of V and the rest of the trace elements (Pb, Mo, As, Ge, U, and Zr) during seawater intrusion

As shown in Fig. 8A, the V concentrations fell along the theoretical freshwater-seawater mixing line, indicating that this element is not mobilized/immobilized during seawater intrusion processes. This V behavior has been also reported in limestone and dolomite limestone aquifers (Khadra et al., 2017), suggesting that V is affected neither by ionic strength nor ionic exchange. On the other hand, the elements Pb, Mo, As, Ge, U, and Zr seem to be mobilized during seawater intrusion (Fig. 8B–G), but several concentrations fell within the range of uncertainties of the freshwater-seawater mixing line. This may be due to

fresh groundwater samples showed very different concentrations for these elements, enhancing the average standard deviation and therefore, the uncertainty of the mixing line. Thus, it is difficult to conclude about the behavior of these elements during freshwater-seawater mixing. In general, some of these elements may also widely vary in seawater, which may mask their behavior during the seawater intrusion in aquifer systems. For example, the Pb concentrations in seawater are mainly due to human activities and they widely vary in both the water column and with decreasing distance from the South America continent (Boyle et al., 2020). The seawater levels of both Si and Ge may vary because they are uptaken by diatoms during opal biomineralization (Guillermic et al., 2017), whereas the Zr levels in seawater may vary up to 2 orders of magnitude (9–300  $\text{pmol/kg}$ ) (Sohrin and Bruland, 2011). Similarly, the As concentrations have been shown to vary widely in surface waters of the North Atlantic Ocean (Wulr et al., 2013). In addition, some of these elements depend on the chemical characteristics of groundwater (redox conditions, pH, and the occurrence of organic and inorganic chelators), which may increase and/or diminish the element concentrations in specific sites. For example, the As abundance in groundwater may be controlled by several processes including redox conditions, pH, and water temperature, as well as other intrinsic features of the aquifer system such as the reductive dissolution of Fe-oxyhydroxides containing As, the concentrations of organic matter, and the aquifer mineral composition and its As abundance (Kumar et al., 2020; Mihajlov et al., 2020; Stute et al., 2007). Hence, the dynamics of these elements during the fresh groundwater-seawater mixing were not understood in this study, and further research is required to clarify their behavior.

#### 4.8. Water quality assessment

The results of the chemical elements/compounds measured in the Caplina aquifer groundwater were compared with the World Health Organization (WHO) guideline values for safe drinking water (WHO, 2022) to evaluate its suitability for human consumption. Three elements surpassed the guideline values proposed by WHO in groundwater samples, being B and As the most critical elements posing a potential risk to human consumers. Of the 41 wells sampled in this aquifer, 24 showed B



**Fig. 8.** Scatter plots showing the concentration of V (A), Pb (B), Mo (C), As (D), Ge (E), U (F), and Zr (G) versus the seawater intrusion percentage (%) in groundwater samples of the Caplina aquifer. Red plots indicate samples with saline intrusion (Group 2) and blue plots illustrate the uncertainty range of the freshwater-seawater mixing line, which is illustrated in grey shade.

groundwater levels higher than the WHO guideline value ( $2.4 \text{ mg L}^{-1}$ ) and 8 showed values above  $3 \text{ mg L}^{-1}$ , reaching concentrations up to  $6.08 \text{ mg L}^{-1}$ . Furthermore, 7 groundwater wells showing B desorption due to saline intrusion effects had B concentrations exceeding the WHO guideline value. This indicates that seawater intrusion may pose a risk to human health not only by groundwater salinization, but also by increasing B concentrations in groundwater due to the mobilization of B from aquifer sediments.

It is also noteworthy that 26 wells showed As groundwater concentrations above the WHO provisional guideline value of  $10 \mu\text{g L}^{-1}$  (WHO, 2022), although most samples (19) presented values near this limit (between 10 and  $20 \mu\text{g L}^{-1}$ ). In fact, only 7 samples showed values doubling this limit, with concentrations up to  $66.4 \mu\text{g L}^{-1}$ . As commented above, the high B and As concentrations are originated by the weathering of boron-containing minerals and mineral deposits

containing As, which are linked to the geothermal activity and volcanism occurred in the southwestern range of the Peruvian Andes (Ccañcapa-Cartagena et al., 2023; López et al., 2012; Tapia et al., 2019). Unlike B and As, only one sample showed Se concentrations ( $40.3 \mu\text{g L}^{-1}$ ) surrounding the provisional limit suggested by WHO for safe drinking water of  $40 \mu\text{g L}^{-1}$ .

Regarding  $\text{NO}_3^-$ , 7 wells showed groundwater nitrates with concentrations above the  $11 \text{ mg L}^{-1}$  of  $\text{NO}_3^- \text{--N}$ , which is the limit established by WHO to be protective against thyroid effects and blue-baby syndrome in vulnerable populations (WHO, 2022). Of these, 3 samples collected in wells located close to the WWTPs and/or wastewater irrigation areas showed the highest concentrations (between 14.5 and  $33 \text{ mg L}^{-1}$  of  $\text{NO}_3^- \text{--N}$ ), whereas 4 samples collected in wells close to the oldest agricultural areas showed levels that varied between 11 and  $14.9 \text{ mg L}^{-1}$  of  $\text{NO}_3^- \text{--N}$ . In fact, these high nitrate levels represent a potential risk to

vulnerable populations, especially bottle-fed infants.

Finally, although there is no health-based value for Na and Cl<sup>-</sup> concentrations in the WHO guidelines, there are wells that presented Na and Cl<sup>-</sup> concentrations up to 2300 mg L<sup>-1</sup> and 6420 mg L<sup>-1</sup>, respectively. Indeed, these salinity levels in drinking water due to seawater intrusion may cause several disorders in humans such as gestational hypertension and raised blood pressure in both male and female population (Scheelbeek et al., 2016, 2017). However, given that the areas affected by seawater intrusion are mainly rural, to our knowledge there is no information on the extent of groundwater used for drinking purposes nor case-control studies for assessing hypertension in consumers.

## 5. Conclusions

This study deals with the identification and quantification of the groundwater recharge sources in an overexploited aquifer in the Atacama Desert, as well as the identification of the main geochemical factors controlling the mobility of major ions and trace elements during the seawater intrusion processes. Both stable ( $\delta D$  and  $\delta^{18}O$ ) and radiogenic ( $^{14}C$  and  $^3H$ ) isotopes indicated that the natural recharge of the aquifer is not recent, and it occurred thousands of years ago (mainly during late Pleistocene – Holocene) during intense paleo-precipitation events. Artificial recharge in the aquifer occurs via wastewater infiltration in areas close to the WWTPs, in areas irrigated with untreated wastewater and groundwater, and due to the infiltration of the water-supply-system leaks of Tacna City. In general, the artificial recharge was estimated at 19.84 hm<sup>3</sup>/year, which does not counteract the aquifer dewatering of 197 hm<sup>3</sup>/year, with an annual negative water budget of 177 hm<sup>3</sup>/year.

In addition to these sources, the aquifer is also recharged by seawater in areas close to the coastline, leading to groundwater salinization. Considering the Cl<sup>-</sup> concentrations in both freshwater and brackish water, the percentage of seawater in groundwater reached values up to 32.6 %. This situation had triggered some geochemical processes in groundwater close to the coastline, which have mobilized/immobilized both major ions and trace elements in groundwater.

During seawater intrusion, the seawater Na<sup>+</sup> exchanges with the alkali elements Li and Rb and with the alkali-earth elements Ca, Ba, and Sr contained in the aquifer sediments through a cation exchange processes, where these last elements are mobilized to the aqueous phase and Na<sup>+</sup> is retained in the aquifer matrix. Elements such as B, Se, Si, and Sb may also be mobilized from the aquifer matrix during salinization, either by ionic strength or anionic exchange. Otherwise, elements such as V, Pb, Mo, As, Ge, U, and Zr are not affected or did not show a clear pattern during salinization, probably because some of these elements vary widely in seawater and their abundances in groundwater are controlled by diverse processes (such as redox conditions, pH, organic and inorganic complexation, and water temperature, among others), which may affect the dissolution/precipitation in different sites.

Although the saline intrusion has led to the increase of certain ions/elements in groundwater, this increase has been in the order of few mg L<sup>-1</sup> for Ca and Si and few  $\mu g L^{-1}$  for several trace elements. However, in the case of B, the groundwater salinization had led to heightened B levels in groundwater due to the B mobilization from B-bearing materials contained in the aquifer. These levels surpass the B threshold value suggested by WHO guidelines, indicating that salinized groundwater may pose an additional risk to human health due to the high B concentrations. Similarly, several groundwater wells also showed NO<sub>3</sub><sup>-</sup> and As concentrations above the limit suggested by WHO, which may also have serious health implications in consumers.

Finally, this study shows the effects of using improper water management strategies in coastal aquifers of arid regions. In general, the overextraction of groundwater resources and the use of untreated wastewater for cropland irrigation strongly affect the groundwater quality in the Caplina coastal aquifer, leading to salinization processes and the increasing levels of certain elements such as B, which may result toxic at elevated concentrations. Thus, these results provide vital

information for the development of better strategies for the management of the almost-nonrenewable groundwater resources in the Tacna region, which may include a better control of the groundwater extraction and the use of desalinated seawater for agricultural irrigation.

## CRedit authorship contribution statement

**Janeth González-Domínguez:** Writing – original draft, Methodology, Investigation, Formal analysis, Data curation. **Abrahan Mora:** Writing – review & editing, Writing – original draft, Visualization, Validation, Supervision, Methodology, Investigation, Formal analysis, Data curation, Conceptualization. **Samuel Chucuya:** Writing – original draft, Software, Methodology, Investigation. **Edwin Pino-Vargas:** Writing – review & editing, Resources, Project administration, Methodology, Investigation, Funding acquisition. **Juan Antonio Torres-Martínez:** Writing – review & editing, Methodology. **Jaime Dueñas-Moreno:** Writing – review & editing, Methodology, Investigation. **Lia Ramos-Fernández:** Writing – review & editing. **Manish Kumar:** Writing – review & editing. **Jürgen Mahlknecht:** Writing – review & editing.

## Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

## Data availability

Data will be made available on request.

## Acknowledgements

This work was funded by mining royalties ININ and VIIN of the UNJBG, through the research project “Study of Hydraulic Recharge and Salinization Processes in the Caplina Aquifer, Tacna, Peru, for a Sustainable Management of Groundwater” (10086-2022-UNJBG).

## Appendix A. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176204>.

## References

- Acosta, H., Alván, A., Mamani, M., Oviedo, M., Rodríguez, J., 2011. Geología de los cuadrángulos de Pachía y Palca, hojas 36-v y 36-x, escala 1: 50,000. In: Instituto Geológico, Minero y Metalúrgico – INGEMMET, Boletín, Serie A: Carta Geológica Nacional 139, Lima, Perú, p. 96. <https://hdl.handle.net/20.500.12544/101>.
- Acosta, H., Alván, A., Mamani, M., Rodríguez, J., Cutipa, M., 2013. Rocas sedimentarias y volcánicas del Triásico superior–Jurásico inferior: La Formación Chocolate en el extremo sur del Perú. Instituto Geológico, Minero y Metalúrgico – INGEMMET 108, 219–222. <https://hdl.handle.net/20.500.12544/2219>.
- AGRITACNA, 2020. Dirección de Estadística Agraria: series históricas de producción agrícola 2007–2019 <https://agritacna.gob.pe/estadisticas>.
- Alcalá, F.J., Custodio, E., 2008. Using the Cl/Br ratio as a tracer to identify the origin of salinity in aquifers in Spain and Portugal. J. Hydrol. 359, 189–207. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.06.028>.
- Alvan, A.A., Bustamante, Y.F., Sánchez, E.A., Mamani, M.I., 2020. Arquitectura estratigráfica, paleogeografía y proveniencia sedimentaria de las rocas cenozoicas del sur de Perú (Tacna, 18° S). Andean Geol. 47, 351. <https://doi.org/10.5027/andgeoV47n2-3168>.
- ANA, 2010. Estudio de la caracterización hidrogeoquímica del acuífero Caplina, Autoridad Nacional del Agua. Autoridad Nacional del Agua. Lima, Perú, p. 140. <https://hdl.handle.net/20.500.12543/3578>.
- ANA, 2020. Compendio delimitación de los sectores hidráulicos a nivel nacional, subsectores hidráulicos y autoridad administrativa del agua Caplina-Ocoña. Lima, Perú, p. 113. <https://hdl.handle.net/20.500.12543/4681>.
- Appelo, C.A.J., Postma, D., 2005. Geochemistry, Groundwater and Pollution, Second ed. CRC Press, Amsterdam, The Netherlands, p. 683. <https://doi.org/10.1201/9781439833544>.

- Arvidson, R.S., Mackenzie, F.T., 1999. The dolomite problem: control of precipitation kinetics by temperature and saturation state. *Am. J. Sci.* 299, 257–288. <https://doi.org/10.2475/ajs.299.4.257>.
- Bellido, E., 1979. Geología del cuadrángulo de Moquegua, hoja: 35-u. Instituto Geológico. Minería y Metalúrgica – INGENMET, Lima, Perú, p. 85. <https://hdl.handle.net/20.500.12544/132>.
- Boyle, E.A., Zurbick, C., Lee, J.-M., Till, R., Till, C.P., Zhang, J., Russell Flegal A., 2020. Lead and lead isotopes in the U.S. GEOTRACES East Pacific zonal transect (GEOTRACES GP16). *Mar. Chem.* 227, 103892. doi:<https://doi.org/10.1016/j.marchem.2020.103892>.
- Cartwright, I., Weaver, T.R., Fifield, L.K., 2006. Cl/Br ratios and environmental isotopes as indicators of recharge variability and groundwater flow: an example from the southeast Murray Basin, Australia. *Chem. Geol.* 231, 38–56. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2005.12.009>.
- Cary, L., Portal, A., Billon, G., Parmentier, M., Alaimo, V., Bouvet-Swialkowski, A., Négrel, P., 2021. Selenium mobility in a major Chalk aquifer (Lille metropolis, northern France): contaminants cycles driven by geology, redox processes, and pumping. *Chem. Geol.* 583 <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2021.120465>.
- Castañeda Murga, J., Trujillo Coronado, I., 2022. Las lluvias extraordinarias de 1818 a través de la correspondencia del doctrinero de Cajabamba. Desde el Sur 14, e0004. <https://doi.org/10.21142/des-1401-2022-0004>.
- Cauna, C., 2020. Sistema de tratamiento de aguas residuales del sector Arunta para reúso de áreas verdes del distrito de Tacna. Arequipa, Perú. Engineering Thesis, Universidad Nacional San Agustín de Arequipa, Arequipa, Peru, p. 125. <http://hdl.handle.net/20.500.12773/11366>.
- Cancanca-Cartagena, A., Chavez-Gonzales, F.D., Paredes, B., Vera, C., Gutierrez, G., Valencia, R., Lucia Paz Alcázar, A., Zaykina, N.N., Filley, T.R., Jafvert, C.T., 2023. Seasonal differences in trace metal concentrations in the major rivers of the hyper-arid southwestern Andes basins of Peru. *J. Environ. Manage.* 344, 118493 <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118493>.
- Chen, Q., Wei, J.-C., Jia, C.-P., Wang, H.-M., Shi, L.-Q., Liu, S.-L., Ning, F.-Z., Ji, Y.-H., Dong, F.-Y., Jia, Z.-W., Hao, D.-C., 2019. Groundwater selenium levels and its enrichment dynamics in seawater intrusion area along the northern coastal zones of Shandong Province, China. *Geochim. Int.* 57, 1236–1242. <https://doi.org/10.1134/S0016702919110065>.
- Chucuya, S., Vera, A., Pino-Vargas, E., Steenken, A., Mahlknecht, J., Montalván, I., 2022. Hydrogeochemical characterization and identification of factors influencing groundwater quality in coastal aquifers, case: La Yarada, Tacna, Peru. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 19, 2815. <https://doi.org/10.3390/ijerph19052815>.
- Chucuya, S., Pacci, R., Bustincio, B., Taya-Acosta, E., Alfonso-Morales, W., Huayna, G., Pino-Vargas, E., Ingol-Blanco, E., Mora, A., Ledesma-Ruiz, R., Torres-Martínez, J.A., Mahlknecht, J., 2024. Artificial Neural Networks for Assessing Groundwater Level Dynamics of an Overexploited Aquifer in the world's Driest Zone: The Atacama Desert. *Groundw. Sustain. Dev.* Submitted.
- Colas, F., Capet, X., McWilliams, J.C., Schepetkin, A., 2008. 1997–1998 El Niño off Peru: a numerical study. *Prog. Oceanogr.* 79, 138–155. <https://doi.org/10.1016/j.pcean.2008.10.015>.
- Conroy, J.L., Overpeck, J.T., Cole, J.E., Shanahan, T.M., Steinitz-Kannan, M., 2008. Holocene changes in eastern tropical Pacific climate inferred from a Galápagos Lake sediment record. *Quat. Sci. Rev.* 27, 1166–1180. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2008.02.015>.
- Davis, S.N., Whittemore, D.O., Fabryka-Martin, J., 1998. Uses of chloride/bromide ratios in studies of potable water. *Groundwater* 36, 338–350. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1998.tb01099>.
- Deines, P., 1980. The isotopic composition of reduced organic carbon. In: Fritz, P., Fontes, J.C. (Eds.), *The Terrestrial Environment, a – A Volume in Handbook of Environmental Isotope Geochemistry*. Elsevier Sciences, pp. 329–406. <https://doi.org/10.1016/C2009-0-15467-3>.
- Dong, J., Li, A., Lu, Z., Liu, X., Wan, S., Yan, H., Yu, Z., Feng, X., Shi, X., 2021. Millennial-scale interaction between the East Asian winter monsoon and El Niño-related tropical Pacific precipitation in the Holocene. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.* 573, 110442 <https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2021.110442>.
- Eastoe, C.J., Hess, G., Mahieux, S., 2015. Identifying recharge from tropical cyclonic storms, Baja California Sur, Mexico. *Groundwater* 53, 133–138. <https://doi.org/10.1111/gwat.12183>.
- Egbueri, J.C., 2020. Groundwater quality assessment using pollution index of groundwater (PIG), ecological risk index (ERI) and hierarchical cluster analysis (HCA): a case study. *Groundw. Sustain. Dev.* 10, 100292 <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2019.100292>.
- Filella, M., Belzile, N., Chen, Y.-W., 2002. Antimony in the environment: a review focused on natural waters: II. Relevant solution chemistry. *Earth-Sci. Rev.* 59, 265–285. [https://doi.org/10.1016/S0012-8252\(02\)00089-2](https://doi.org/10.1016/S0012-8252(02)00089-2).
- Franck, V.M., Brzezinski, M.A., Coale, K.H., Nelson, D.M., 2000. Iron and silicic acid concentrations regulate Si uptake north and south of the Polar Frontal Zone in the Pacific sector of the Southern Ocean. *Deep-Sea Res.* II 47, 3315–3338. [https://doi.org/10.1016/S0967-0645\(00\)00070-9](https://doi.org/10.1016/S0967-0645(00)00070-9).
- Fresenius, W., Schneider, W., Boehnke, B., Poeppinghaus, K., 1989. *Waste Water Technology. Origin, Collection, Treatment and Analysis of Waste Water*. Springer-Verlag, Berlin, p. 1203.
- Fritz, P., Suzuki, O., Silva, C., Salati, E., 1981. Isotope hydrology of groundwaters in the Pampa del Tamarugal. *Chile. J. Hydrol.* 53, 161–184. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(81\)90043-3](https://doi.org/10.1016/0022-1694(81)90043-3).
- Gamboa, C., Godfrey, L., Urrutia, J., Herrera, C., Lu, X., Jordan, T., 2022. Conditions of groundwater recharge in the hyperarid southern Atacama Desert. *Glob. Planet. Change* 217, 103931. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2022.103931>.
- Georgek, J.L., Kip Solomon, D., Heilweil, V.M., Miller, M.P., 2018. Using tracer-derived groundwater transit times to assess storage within a high-elevation watershed of the upper Colorado River Basin. *USA. Hydrogeol. J.* 26, 467–480. <https://doi.org/10.1007/s10040-017-1655-4>.
- Grimm, A.M., 2019. In: Venugopal, V., Sukhatme, J., Murtugudde, R., Roca, R. (Eds.), *South American Monsoon and its Extremes. Natural Variability and Trends*. Elsevier, Tropical Extremes, pp. 51–93. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809248-4.00003-0>.
- Guillermic, M., Lalonde, S.V., Hendry, K.R., Rouxel, O.J., 2017. The isotope composition of inorganic germanium in seawater and deep sea sponges. *Geochim. Cosmochim. Acta* 212, 99–118. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2017.06.011>.
- Gyimah, R.A.A., Gyamfi, C., Anornu, G.K., Karikari, A.Y., Tsyawo, F.W., 2021. Multivariate statistical analysis of water quality of the Densu River. *Ghana. Int. J. River Basin Manag.* 19, 189–199. <https://doi.org/10.1080/15715124.2020.1803337>.
- Healy, R.W., 2010. *Estimating Groundwater Recharge*. Cambridge University Press, Cambridge, p. 245. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511780745>.
- Helmke, P.A., Sparks, D.L., 1996. Lithium, sodium, potassium, rubidium, and cesium. In: Sparks, D.L., Page, A.L., Helmke, P.A., Loeppert, R.H., Soltanpour, P.N., Tabatabai, M.A., Johnston, C.T., Sumner, M.E. (Eds.), *Methods of Soil Analysis: Part 3 Chemical Methods, SSSA Book Series*, pp. 551–574. <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.3.c19>.
- Hemming, N.G., Hanson, G.N., 1992. Boron isotopic composition and concentration in modern marine carbonates. *Geochim. Cosmochim. Acta* 56, 537–543. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(92\)90151-8](https://doi.org/10.1016/0016-7037(92)90151-8).
- Herrera, C., Godfrey, L., Urrutia, J., Custodio, E., Jordan, T., Jódar, J., Delgado, K., Barrenechea, F., 2021. Recharge and residence times of groundwater in hyper arid areas: the confined aquifer of Calama, Loa River Basin, Atacama Desert. *Chile. Sci. Total Environ.* 752, 141847 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141847>.
- Herrera, C., Godfrey, L., Urrutia, J., Gamboa, C., Jódar, J., Lam Esquenazi, E., Fuentes, J., 2023. Origin of old saline groundwater in the deep coastal formations of the Atacama Desert region: Consideration of lithium, boron, strontium, and uranium isotopes contents. *J. Hydrol.* 624, 129919 <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.129919>.
- Hu, Q., Yang, Y., Han, S., Yang, Y., Ai, Z., Wang, J., Ma, F., 2017. Identifying changes in irrigation return flow with gradually intensified water-saving technology using HYDRUS for regional water resources management. *Agric Water Manag* 194, 33–47. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2017.08.023>.
- INEI, 2018. Perú: Perfil Sociodemográfico. Censos Nacionales 2017. Instituto Nacional de Estadística e Informática, Lima, Perú, p. 641. [https://www.inei.gob.pe/media/MenuRecursivo/publicaciones\\_digitales/Est/Lib1539/libro.pdf](https://www.inei.gob.pe/media/MenuRecursivo/publicaciones_digitales/Est/Lib1539/libro.pdf).
- INRENA, 2002. Evaluación y ordenamiento de los recursos hídricos en las cuencas de los ríos Caplina y Uchusuma: Estudio hidrologico. Instituto Nacional de Recursos Naturales, Lima, Perú, p. 93. <https://hdl.handle.net/20.500.12543/1730>.
- Jaén, H., Ortiz, G., 1963. Geología de los cuadrángulos de La Yarada y Tacna (Hojas 37-u y 37-v) – (Boletín A 6). In: Instituto Geológico, Minería y Metalúrgica – INGENMET. Comisión Carta Geológica Nacional 6, Lima, Perú, p. 57. <https://hdl.handle.net/20.500.12544/136>.
- Jara, I.A., Maldonado, A., Eugenia de Porras, M., 2020. Late Holocene dynamics of the south American summer monsoon: new insights from the Andes of northern Chile (21°S). *Quat. Sci. Rev.* 246, 106533 <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2020.106533>.
- Jasechko, S., Seybold, H., Perrone, D., Fan, Y., Shamsudduha, M., Taylor, R.G., Fallatah, O., Kirchner, J.W., 2024. Rapid groundwater decline and some cases of recovery in aquifers globally. *Nature* 625, 715–721. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06879-8>.
- Khadra, W.M., Stuyfzand, P.J., van Breukelen, B.M., 2017. Hydrochemical effects of saltwater intrusion in a limestone and dolomitic limestone aquifer in Lebanon. *Appl. Geochem.* 79, 36–51. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.02.005>.
- Khan, A.E., Scheelbeek, P.F.D., Shilpi, A.B., Chan, Q., Mojumder, S.K., Rahman, A., Haines, A., Vineis, P., 2014. Salinity in drinking water and the risk of (pre)eclampsia and gestational hypertension in coastal Bangladesh: a case-control study. *PLoS One* 9, e108715. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0108715>.
- Kumar, M., Goswami, R., Patel, A.K., Srivastava, M., Das, N., 2020. Scenario, perspectives and mechanism of arsenic and fluoride co-occurrence in the groundwater: a review. *Chemosphere* 249, 126126. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126126>.
- Laharie, R., 1975. Tectogénesis, orogénesis y volcanismo en los Andes del Sur del Perú. *Institut Français d'Études Andines* 4, 173–198. <https://doi.org/10.3406/bifea.1975.919>.
- Lei, Y., Liu, Y., Sun, Z., Zou, C., Ma, R., Yin, L., Pan, H., 2023. Influences of paleoclimatic environment and hydrogeochemical evolution on groundwater salinity in an arid inland plain in northwestern China. *Appl. Geochem.* 154, 105688 <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2023.105688>.
- Limache Quispe, F.D., Tirado Rebaza, L.U.M., 2022. Acción de dos macrófitas para el tratamiento del agua residual de las lagunas de estabilización de Magollo, Tacna – Perú. *Ciencia & Desarrollo* 21, 29–39. <https://doi.org/10.33326/26176033.2022.1.1239>.
- Lin, J., Chen, N., Feng, R., Nilges, M., Jia, Y., Wang, S., Pan, Y., 2020. Sequestration of selenite and selenate in gypsum (CaSO<sub>4</sub>•2H<sub>2</sub>O): insights from single-crystal Electron paramagnetic resonance and synchrotron X-ray absorption spectroscopy study. *Environ. Sci. Technol.* 54, 3169–3180. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b05714>.
- López, D.L., Bundschuh, J., Birkle, P., Armienta, M.A., Cumbal, L., Sracek, O., Cornejo, L., Ormachea, M., 2012. Arsenic in volcanic geothermal fluids of Latin America. *Sci. Total Environ.* 429, 57–75. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.08.043>.

- Mahlknecht, J., Merchán, D., Rosner, M., Meixner, A., Ledesma-Ruiz, R., 2017. Assessing seawater intrusion in an arid coastal aquifer under high anthropogenic influence using major constituents, Sr and B isotopes in groundwater. *Sci. Total Environ.* 587–588, 282–295. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.137>.
- Martignole, J., Martelat, J.-E., 2003. Regional-scale Grenvillian-age UHT metamorphism in the Molleonde-Camana Block (basement of the Peruvian Andes). *J. Metam. Geol.* 21, 99–120. <https://doi.org/10.1046/j.1525-1314.2003.00417>.
- McLaughlin, K., Weisberg, S.B., Dickson, A.G., Hofmann, G.E., Newton, J.A., 2013. Core principles for development of a west coast network for monitoring marine acidification and its linkage to biological effects in the nearshore environment. In: *California Current Acidification Network (C-CAN)*, p. 25.
- Melchior, D., Langmuir, D., Rogers, P., Hubbard, N., 2011. The thermodynamics and geochemistry of Ca, Sr, Ba, and Ra sulfates in some deep brines from the Palo Duro Basin, Texas. *MRS Online Proc. Libr.* 44, 483–489. <https://doi.org/10.1557/PROC-44-483>.
- Mihajlov, I., Mozumder, M.R.H., Bostick, B.C., Stute, M., Mailloux, B.J., Knappett, P.S.K., Choudhury, I., Ahmed, K.M., Schlosser, P., van Geen, A., 2020. Arsenic contamination of Bangladesh aquifers exacerbated by clay layers. *Nat. Commun.* 11, 2244. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-16104-z>.
- Mondal, B., Ghosh, D., Das, A.K., 2009. Thermochemistry for silicic acid formation reaction: prediction of new reaction pathway. *Chem. Phys. Lett.* 478, 115–119. <https://doi.org/10.1016/j.cplett.2009.07.063>.
- Moorthy, P., Sundaramoorthy, S., Roy, P.D., Usha, T., Dash, S.K., Gowrappan, M., Chokklingam, L., 2024. Evaluation of spatial and temporal dynamics of seawater intrusion in coastal aquifers of southeast India: insights from hydrochemical facies analysis. *Environ. Monit. Assess.* 196, 179. <https://doi.org/10.1007/s10661-024-12306-w>.
- Mora, A., Mahlkecht, J., Rosales-Lagarde, L., Hernández-Antonio, A., 2017. Assessment of major ions and trace elements in groundwater supplied to the Monterrey metropolitan area, Nuevo León, Mexico. *Environ. Monit. Assess.* 189, 394. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6096-y>.
- Mora, A., Mahlkecht, J., Ledesma-Ruiz, R., Sanford, W.E., Lesser, L.E., 2020. Dynamics of major and trace elements during seawater intrusion in a coastal sedimentary aquifer impacted by anthropogenic activities. *J. Contam. Hydrol.* 232, 103653. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2020.103653>.
- Mora, A., Torres-Martínez, J.A., Moreau, C., Bertrand, G., Mahlkecht, J., 2021. Mapping salinization and trace element abundance (including As and other metalloids) in the groundwater of north-central Mexico using a double-clustering approach. *Water Res.* 205, 117709. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117709>.
- Moy, C.M., Seltzer, G.O., Rodbell, D.T., Anderson, D.M., 2002. Variability of El Niño/Southern Oscillation activity at millennial timescales during the Holocene epoch. *Nature* 420, 162–165. <https://doi.org/10.1038/nature01194>.
- Narvarez-Montoya, C., Torres-Martínez, J.A., Pino-Vargas, E., Cabrera-Olivera, F., Loge, F.J., Mahlkecht, J., 2022. Predicting adverse scenarios for a transboundary coastal aquifer system in the Atacama Desert (Peru/Chile). *Sci. Total Environ.* 806, 150386. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150386>.
- Nayak, S.K., Nandimandalam, J.R., 2023. Impacts of climate change and coastal salinization on the environmental risk of heavy metal contamination along the Odisha coast, India. *Environ. Res.* 238, 117175. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117175>.
- Nordstrom, D.K., Ball, J.W., 1989. Mineral saturation states in natural waters and their sensitivity to thermodynamic and analytical errors. *Science Geological Bulletin* 42, 269–280.
- Núñez Atencio, L., Grosjean, M., Messerli, B., Schreier, H., 1970. Cambios ambientales holocénicos en la Puna de Atacama y sus implicancias paleoclimáticas. *Estudios Atacameños* 25–33. <https://doi.org/10.22199/s07181043.1997.0012.00004>.
- Olivares, L., Jordan, T.E., 2024. Contributions by extreme rain events to long-term hyperarid landscape evolution. *Quat. Sci. Rev.* 332, 108658. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2024.108658>.
- Parkhurst, D.L., Appelo, C.A.J., 2013. Description of input and examples for PHREEQC version 3 - a computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. U.S. Geological Survey Techniques and Methods, Book 6 Chap. A43, 497.
- Peña, F., Cotrina, G.J., Acosta, H., 2009. Hidrogeología de la cuenca del río Caplina-Región Tacna – (Boletín H1). In: Instituto Geológico, Minero y Metalúrgico – INGEMMET, Boletín, Serie H: Hidrología 1, Lima, Perú, p. 141. <https://hdl.handle.net/20.500.12544/368>.
- Pennisi, M., Bianchini, G., Muti, A., Kloppmann, W., Gonfiantini, R., 2006. Behaviour of boron and strontium isotopes in groundwater-aquifer interactions in the Cornia Plain (Tuscany, Italy). *Appl. Geochem.* 21, 1169–1183. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2006.03.001>.
- Pino, E., 2019. El acuífero costero La Yarada, después de 100 años de explotación como sustento de una agricultura en zonas áridas: una revisión histórica. *Idesia (Arica)* 37, 39–45. <https://doi.org/10.4067/s0718-34292019000300039>.
- Pino, E., Tacora, P., Steenken, A., Alfaro, L., Valle, A., Chávarri, E., Ascencios, D., Mejía Marcacuzco, J., 2017. Effect of environmental and geological characteristics on water quality in the Caplina river basin, Tacna, Peru. *Tecnología y Ciencias del Agua* 8, 77–99. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2017-06-06>.
- Plummer, L.N., Busby, J.F., Lee, R.W., Hanshaw, B.B., 1990. Geochemical modeling of the Madison aquifer in parts of Montana, Wyoming, and South Dakota. *Water Resour. Res.* 26, 1981–2014. <https://doi.org/10.1029/WR026i009p01981>.
- Qi, H., Ma, C., He, Z., Hu, X., Gao, L., 2019. Lithium and its isotopes as tracers of groundwater salinization: a study in the southern coastal plain of Laizhou Bay, China. *Sci. Total Environ.* 650, 878–890. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.122>.
- Quinby-Hunt, M.S., Turehian, K.K., 1983. Distribution of elements in sea water. *Eos. Trans. Am. Geophys. Union* 64, 130–132. <https://doi.org/10.1029/E0064i014p00130>.
- Reimann, C., Filzmoser, P., Garrett, R.G., 2002. Factor analysis applied to regional geochemical data: problems and possibilities. *Appl. Geochem.* 17, 185–206. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(01\)00066-X](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(01)00066-X).
- Rein, B., Lückge, A., Reinhardt, L., Sirocko, F., Wolf, A., Dullo, W.-C., 2005. El Niño variability off Peru during the last 20,000 years. *Paleoceanography* 20. <https://doi.org/10.1029/2004PA001099>.
- Renard, F., Montes-Hernandez, G., Ruiz-Agudo, E., Putnis, C.V., 2013. Selenium incorporation into calcite and its effect on crystal growth: an atomic force microscopy study. *Chem. Geol.* 340, 151–161. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2012.12.017>.
- Rivas, R., Perry, P., Alcántara, M., Rivera, J.J., 2018. Estudio Tarifario de la Entidad Prestadora de Servicios de Saneamiento Tacna Sociedad Anónima (EPS TACNA S.A.) 2019-2024, SUNASS, Perú.
- Russak, A., Sivan, O., Herut, B., Lazar, B., Yechieli, Y., 2015a. The effect of salinization and freshening events in coastal aquifers on nutrient characteristics as deduced from column experiments under aerobic and anaerobic conditions. *J. Hydrol.* 529, 1282–1292. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.07.034>.
- Russak, A., Yechieli, Y., Herut, B., Lazar, B., Sivan, O., 2015b. The effect of salinization and freshening events in coastal aquifers on nutrient characteristics as deduced from field data. *J. Hydrol.* 529, 1293–1301. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.07.022>.
- Russak, A., Sivan, O., Yechieli, Y., 2016. Trace elements (Li, B, Mn and Ba) as sensitive indicators for salinization and freshening events in coastal aquifers. *Chem. Geol.* 441, 35–46. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2016.08.003>.
- Rustad, J.R., Hay, B.P., 1995. A molecular dynamics study of solvated orthosilicic acid and orthosilicate anion using parameterized potentials. *Geochim. Cosmochim. Acta* 59, 1251–1257. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(95\)00041-W](https://doi.org/10.1016/0016-7037(95)00041-W).
- Santucci, L., Carol, E., Kruse, E., 2016. Identification of palaeo-seawater intrusion in groundwater using minor ions in a semi-confined aquifer of the Río de la Plata littoral (Argentina). *Sci. Total Environ.* 566–567, 1640–1648. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.066>.
- Scheelbeek, P.F.D., Khan, A.E., Mojumder, S., Elliott, P., Vineis, P., 2016. Drinking water sodium and elevated blood pressure of healthy pregnant women in salinity-affected coastal areas. *Hypertension* 68, 464–470. <https://doi.org/10.1161/HYPERTENSIONAHA.116.07743>.
- Scheelbeek, P.F.D., Muhammad, A.H., Chowdhury, A.H., Alam, D.S., Hoque, M.A., Butler, A.P., Khan, A.E., Mojumder, S.K., Blangiardo, M.A.G., Elliott, P., Vineis, P., 2017. Drinking water salinity and raised blood pressure: evidence from a cohort study in coastal Bangladesh. *Environ. Health Perspect.* 125, 057007. <https://doi.org/10.1289/EHP659>.
- Sohrin, Y., Bruland, K.W., 2011. Global status of trace elements in the Ocean. *TrAC. Trends Anal. Chem.* 30, 1291–1307. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2011.03.006>.
- Souid, F., Agoubi, B., Telahigue, F., Chahlouai, A., Kharroubi, A., 2018. Groundwater salinization and seawater intrusion tracing based on Lithium concentration in the shallow aquifer of Jerba Island, southeastern Tunisia. *J. Afr. Earth Sci.* 138, 233–246. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2017.11.013>.
- Stuiver, M., Polach, H.A., 1977. Discussion reporting of <sup>14</sup>C data. *Radiocarbon* 19, 355–363. <https://doi.org/10.1017/S0033822200003672>.
- Stute, M., Zheng, Y., Schlosser, P., Horneman, A., Dhar, R.K., Datta, S., Hoque, M.A., Seddique, A.A., Shamsudduha, M., Ahmed, K.M., van Geen, A., 2007. Hydrological control of As concentrations in Bangladesh groundwater. *Water Resour. Res.* 43, W09417. <https://doi.org/10.1029/2005WR004499>.
- Tapia, J., Murray, J., Ormachea, M., Tirado, N., Nordstrom, D.K., 2019. Origin, distribution, and geochemistry of arsenic in the Altiplano-Puna plateau of Argentina, Bolivia, Chile, and Perú. *Sci. Total Environ.* 678, 309–325. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.084>.
- Tarqui, C., 2022. Análisis del índice de pérdida en el sistema de abastecimiento de agua potable en el subsector 27 de la ciudad de Tacna. Engineering Thesis. Universidad Privada de Tacna, Tacna, Perú, pp. 68. <https://repositorio.upd.edu.pe/handle/20.500.12969/2692#:~:text=Luego%20de%20aplicar%20el%20m%C3%A9todo,al%2022%2C32%20%25%20aproximadamente>.
- Thomas, M.A., 2000. The effect of residential development on ground-water quality near Detroit, Michigan. *J. Am. Water Resour. As.* 36, 1023–1038. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2000.tb05707.x>.
- Torres-Martínez, J.A., Mora, A., Mahlkecht, J., Kaown, D., Barceló, D., 2021. Determining nitrate and sulfate pollution sources and transformations in a coastal aquifer impacted by seawater intrusion—a multi-isotopic approach combined with self-organizing maps and a Bayesian mixing model. *J. Hazard. Mater.* 417, 126103. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126103>.
- UNESCO, 2022. Groundwater: Making the Invisible Visible. The United Nations World Water Development Report, Paris, p. 12. <https://www.unpd.org/publications/unit-ed-nations-world-water-development-report-2022-groundwater-making-invisible-e-visible>.
- Vega, M.A., Kulkarni, H.V., Johannesson, K.H., Taylor, R.J., Datta, S., 2020. Mobilization of co-occurring trace elements (CTEs) in arsenic contaminated aquifers in the Bengal basin. *Appl. Geochem.* 122, 104709. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2020.104709>.
- Vengosh, A., 2014. Salinization and saline environments. In: Holland, H.D., Turekian, K. K. (Eds.), *Treatise on Geochemistry*. Elsevier, Second Edition, pp. 325–378. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-095975-7.00909-8>.
- Vera, A., Pino-Vargas, E., Verma, M.P., Chucuya, S., Chávarri, E., Canales, M., Torres-Martínez, J.A., Mora, A., Mahlkecht, J., 2021. Hydrodynamics, hydrochemistry, and stable isotope geochemistry to assess temporal behavior of seawater intrusion in



- the La Yarada aquifer in the vicinity of Atacama Desert, Tacna. Peru. *Water* 13, 3161. <https://doi.org/10.3390/w13223161>.
- Viguié, B., Jourde, H., Leonardi, V., Daniele, L., Batiot-Guilhe, C., Favreau, G., De Montety, V., 2019. Water table variations in the hyperarid Atacama Desert: role of the increasing groundwater extraction in the pampa del tamarugal (Northern Chile). *J. Arid Environ.* 168, 9–16. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.05.007>.
- Wang, W., Zhao, J., Duan, L., 2021. Simulation of irrigation-induced groundwater recharge in an arid area of China. *Hydrogeol. J.* 29, 525–540. <https://doi.org/10.1007/s10040-020-02270-3>.
- Wederni, K., Ben Alaya, M., Missaoui, R., Hamed, Y., 2023. Assessment of groundwater hydrogeo- chemical characteristics and salinization intrusion in coastal arid area (South Gabes, South-East Tunisia). *J. Afr. Earth Sci.* 200, 104875 <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2023.104875>.
- WHO, 2022. Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first and second addenda. World Health. Organization 583. <https://www.who.int/publications/i/item/9789240045064>.
- Willis, S.S., Haque, S.E., Johannesson, K.H., 2011. Arsenic and antimony in groundwater flow systems: a comparative study. *Aquat. Geochem.* 17, 775–807. <https://doi.org/10.1007/s10498-011-9131-6>.
- Wulr, O., Zimmer, L., Cutter, G.A., 2013. Arsenic and phosphorus biogeochemistry in the ocean: arsenic species as proxies for P-limitation. *Limnol. Oceanogr.* 58, 729–740. <https://doi.org/10.4319/lo.2013.58.2.0729>.
- Xi, X., 2014. A review of water isotopes in atmospheric general circulation models: recent advances and future prospects. *Int. J. Atmos. Sci.* 2014, 250916–250920. <https://doi.org/10.1155/2014/250920>.
- Zhang, Q., Qian, H., Ren, W., Xu, P., Li, W., Yang, Q., Shang, J., 2024. Salinization of shallow ground- water in the Jiaokou Irrigation District and associated secondary environmental challenges. *Sci. Total Environ.* 908, 168445 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168445>.

**Gestión y sostenibilidad ambiental**

Artículo de investigación científica y tecnológica

# Sostenibilidad del cultivo de olivo bajo un enfoque climatológico en una región árida, cabecera del desierto de Atacama

Sustainability of olive cultivation under a climatological approach in an arid region at the Atacama Desert

 Edwin Martin Pino-Vargas <sup>1\*</sup>  David Ricardo Ascencios

<sup>1</sup> Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann, Tacna, Perú.

<sup>2</sup> Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú.

\*Autor de correspondencia: Edwin Martin Pino-Vargas, Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann, Ciudad Universitaria, avenida Miraflores S/N, Tacna, Perú.  
[epinov@unjbg.edu.pe](mailto:epinov@unjbg.edu.pe)

Recibido: 31 de julio del 2021  
Aprobado: 22 de septiembre del 2022  
Publicado: 15 de noviembre del 2022

Editor temático: Layanis Mesa Garriga,  
(Corporación Colombiana de Investigación Agropecuaria [AGROSAVIA]), Bogotá, Colombia.

Para citar este artículo: Pino-Vargas, E. M. y Ascencios, D. (2022). Sostenibilidad del cultivo de olivo bajo un enfoque climatológico en una región árida, cabecera del desierto de Atacama. *Ciencia y Tecnología Agropecuaria*, 23(3), e2652.  
[https://doi.org/10.21930/rcta.vol23\\_num3\\_art:2652](https://doi.org/10.21930/rcta.vol23_num3_art:2652)

**Resumen:** La región de Tacna, Perú, caracterizada por su hiperaridez, se encuentra ubicada en la cabecera del desierto de Atacama, donde la agricultura es uno de los principales sectores económicos y el cambio climático causa grandes impactos, especialmente sobre la sostenibilidad del cultivo de olivo reflejada en la baja producción de aceituna. En este trabajo buscamos identificar la sostenibilidad del cultivo de olivo en la región de Tacna, basada en un enfoque climatológico, correlacionando la producción del cultivo con el fenómeno El Niño-Oscilación del Sur (ENOS). La sostenibilidad del cultivo está directamente relacionada con el clima, siendo la temperatura el factor principal, con amplitud de tolerancia térmica de -7 °C a 40 °C, amplitud óptima entre 15 °C y 25 °C y amplitud en la región de estudio entre 7 °C y 32 °C, lo que consideramos adecuado según los rangos establecidos, donde se obtienen rendimientos relativamente altos respecto a otras regiones del mundo. Por su lado, el fenómeno ENOS, identificado en los años de baja producción: 1980, 1983, 1992, 1998, 2009, 2015 y 2016, reportó volúmenes de producción que se reducen drásticamente. Un caso muy marcado ocurrió en el año 1998, en el cual la producción nacional (Perú) y regional (Tacna) se redujeron a 1,5 y 1,0 miles de toneladas (t), respectivamente, mientras que los valores máximos corresponden a 190,0 y 148,0 miles de t, respectivamente, para el periodo 1979-2020. Hacia el año 2025, convergen las producciones local y nacional, representando que la local sería el 100 % de la nacional.

**Palabras clave:** agroexportación, cambio tecnológico, climatología, producción aceituna, *Olea europaea*.

**Abstract:** The Tacna region, Peru, characterized by its hyper-aridity, is located at the head of the Atacama Desert, where agriculture is one of the main economic sectors and climate change causes great impacts, especially on the sustainability of olive cultivation reflected in low olive production. In this work we seek to identify the sustainability of olive cultivation in the Tacna region, based on a climatological approach, correlating the production of the crop with the El Niño Southern Oscillation (ENSO) phenomenon. The sustainability of the crop is directly related to the climate, with temperature being the main factor, with thermal tolerance amplitude from -7 to 40 °C, optimal amplitude between 15 and 25 °C and amplitude in the study region between 7 and 32 °C, which we consider adequate according to the established ranges, obtaining relatively high yields, compared to other regions of the world. For its part, the ENSO phenomenon, identified in the years of low production 1980, 1983, 1992, 1998, 2009, 2015 and 2016, reported production volumes that are drastically reduced. A very marked case occurred in 1998, in which national (Peru) and regional (Tacna) production fell to 1.5 and 1.0 thousand tons (t), while the maximum values correspond to 190, 0 and 148.0 thousand tons, respectively, for the period 1979 – 2020, respectively. Towards the year 2025, local and national production converge, representing that the local would be 100 % of the national.

**Keywords:** agroexport, climatology, *Olea europaea*, olive production, technological change.



## Introducción

La agricultura es uno de los principales sectores económicos donde el cambio climático presenta grandes impactos, afectando el desarrollo de los cultivos y, en consecuencia, la productividad (Georgopoulou et al., 2017), además se sabe que el 77 % de la superficie mundial de olivares es en secano y el 23 % es de bajo riego (Vilar et al., 2018). Con esto en cuenta, la evaluación de recursos hídricos no convencionales y las técnicas de ahorro de agua han ganado importancia durante las últimas décadas en ambientes áridos y semiáridos (Romero-Trigueros et al., 2019).

En estas regiones (áridas y semiáridas), la vulnerabilidad al cambio climático, combinada con la sobreexplotación de los recursos hídricos, está poniendo en peligro la seguridad alimentaria y el olivo no es ajeno a esta problemática (Abahous et al., 2021), por lo tanto, los olivares representan un sistema agrícola clave con un gran protagonismo económico y medioambiental (Lombardo et al., 2021; Mairech et al., 2021) y el incremento de la temperatura, en alrededor de 3 °C en condiciones invernales suaves, podría generar valores negativos de margen neto y productividad del agua de riego (Cabezas et al., 2021).

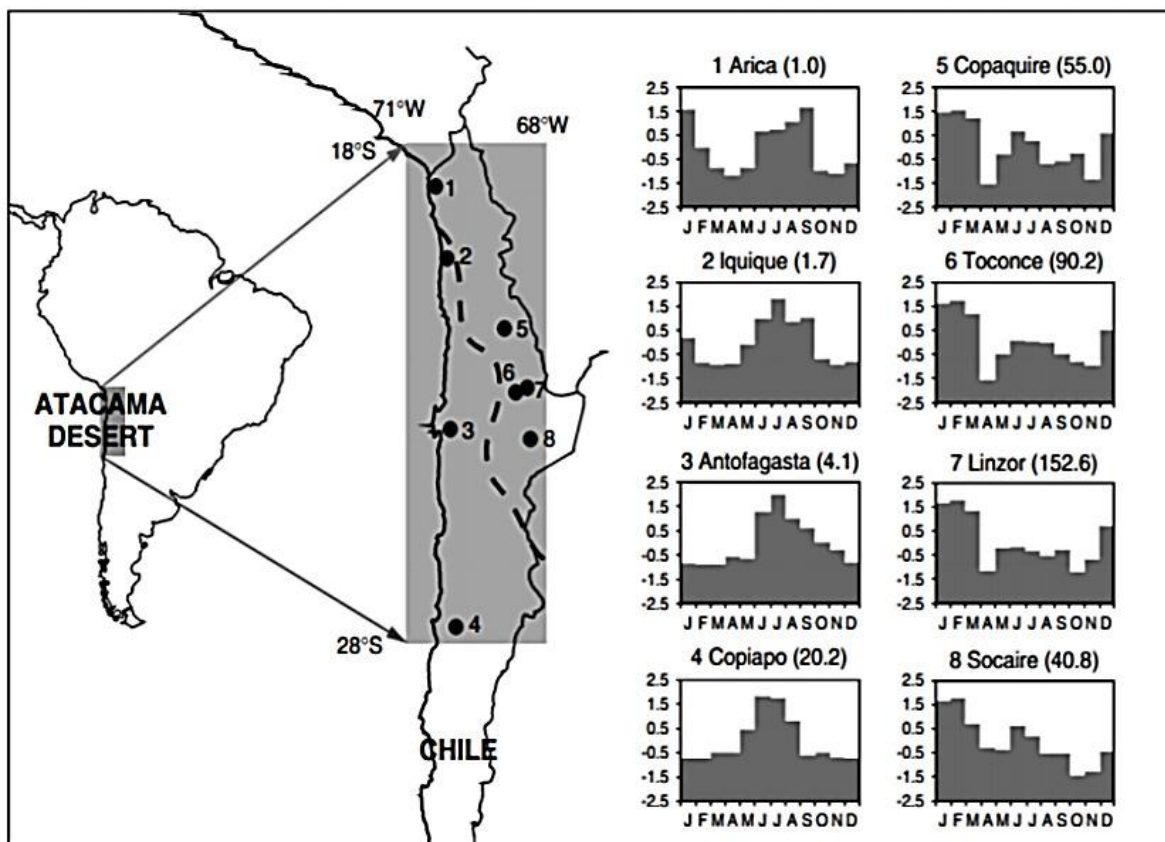
Desde los primeros años del descubrimiento de América, fue manifiesta la idea de aclimatar cultivos del viejo mundo en los nuevos territorios americanos y, con ellos, la tecnología de su explotación (Henríquez, 2003). El olivo, originario de Europa, fue trasladado a partir del año 1519 a la América colonial y se reportaron los primeros proyectos de aclimatación (Martínez, 2015).

Las zonas agroecológicas áridas y salinas del norte de Chile y el sur del Perú presentan un enorme potencial agrícola para el cultivo y la explotación agroindustrial de variedades mejoradas y comerciales de olivo (Alfaro et al., 2019). En esta región desértica se cultivan más de 15.000 hectáreas de olivo, con el producto destinado al mercado nacional e internacional, como aceituna en salmuera y aceite de oliva virgen y extra virgen, las condiciones climáticas de la zona permiten a esta región ser la más importante del país por el volumen de producción y su calidad de producto (Dirección Regional de Agricultura de Tacna, 2020). El cultivo principal de aceituna de mesa en Perú es ‘criollo’ y representa el 97 % del total de los olivares (Castillo-Llanque et al., 2008). En Perú, desde 2005, la actividad olivícola muestra un sostenido desarrollo, sustentado por mejoras agronómicas e incorporación de capital, posicionándose competitivamente en la región (Sepulveda-Chavera et al., 2013).

El cambio climático global, especialmente el calentamiento global, está afectando la eficiencia de la producción de aceitunas, así como la calidad de sus productos (Ozturk et al., 2021). En regiones áridas, los ecosistemas terrestres desempeñan un papel importante en los procesos biofísicos al reflejar y absorber la radiación solar y mantener el equilibrio de los componentes atmosféricos (Feng & Squires, 2018). En este sentido, el desierto de Atacama forma uno de los principales desiertos hiperáridos del mundo y la región en estudio tiene un clima hiperárido (Pino, 2019a, b; Pino et al., 2017, 2018, 2019a, 2019b, 2020). Esta característica se ha atribuido a su ubicación subtropical, las aguas frías sobre el adyacente océano Pacífico sudoriental y la presencia de la cordillera de los Andes (Garreaud et al., 2010; Hashim et al., 2019).

En los últimos reportes del comportamiento climático en las regiones norte del desierto de Atacama, sur de Perú y norte de Chile, se presentan anomalías en la precipitación pluvial y que ha evolucionado favorablemente, teniéndose registros de acumulación de agua en forma de pequeñas lagunas, lo que genera un cambio significativo en la disponibilidad hídrica de esta región (Pino-Vargas & Huayna, 2022; Pino-Vargas & Ascencios-Templo, 2021). Asimismo, en los últimos años en esta región del desierto de Atacama se han presentado eventos extraordinarios de precipitación que han generado almacenamientos superficiales, crecimiento de vegetación y flujos en superficie, tipo aluvión, en zonas donde no se presentaban. Las evidencias actuales de cambio climático pueden catalogarse como favorables o desfavorables para la disponibilidad hídrica (Pino & Chávarri, 2022).

Por su parte, la climatología tropical de América del Sur y especialmente del altiplano (figura 1) ha contribuido a una comprensión más profunda de la variabilidad de la precipitación y sus causas en el desierto de Atacama (Espinoza-Molina et al., 2022, Houston, 2006). Esta variación de precipitación espaciotemporal conduce a un sistema hidroclimatológico con inundaciones en verano asociadas con el fenómeno de La Niña y en invierno a lo largo del desierto asociadas con El Niño.



**Figura 1.** Histogramas de frecuencia mensual de lluvias para cuatro estaciones costeras ubicadas en el desierto de Atacama, se muestra la variación de enero a diciembre de la precipitación total mensual.

Fuente: Houston (2006)

Según Rivera-Díaz (2018), el aporte etnohistórico es una herramienta fundamental para conocer el comportamiento del medioambiente desértico de Atacama en los últimos siglos, donde el desierto experimentó episodios intercalados de condiciones húmedas y áridas. Evidencia de esto se observó en la ciudad de Tacna, donde se registraron flujos de detritos en el verano del 2020, con una recurrencia de 90 años, habiéndose dado un evento anterior de esta magnitud en el año 1927.

En muchas regiones del mundo se evidenciaron fluctuaciones entre el rendimiento de los cultivos y el ENOS (Shmelev et al., 2021), por lo que el enfoque basado en servicios climáticos para los cultivos requiere desarrollar un pronóstico de los rendimientos para estar mejor preparados frente a los riesgos climáticos (Pignède et al., 2021). Hallazgos recientes mostraron que la temperatura afectó de forma significativa y negativamente la producción de los cultivos (He et al., 2022). En este sentido, es importante correlacionar la producción histórica del cultivo de olivo y el factor climático, representado por la temperatura y la ocurrencia de fenómenos ENOS.

El objetivo de este trabajo fue evaluar la sostenibilidad del cultivo de olivo en la región de Tacna, caracterizada por su hiperaridez y su ubicación en la cabecera del desierto de Atacama, bajo un enfoque de cambio climático, esperándose obtener una correspondencia entre la ocurrencia entre el fenómeno ENOS y la reducción de la producción en el cultivo de olivo.

## **Materiales y métodos**

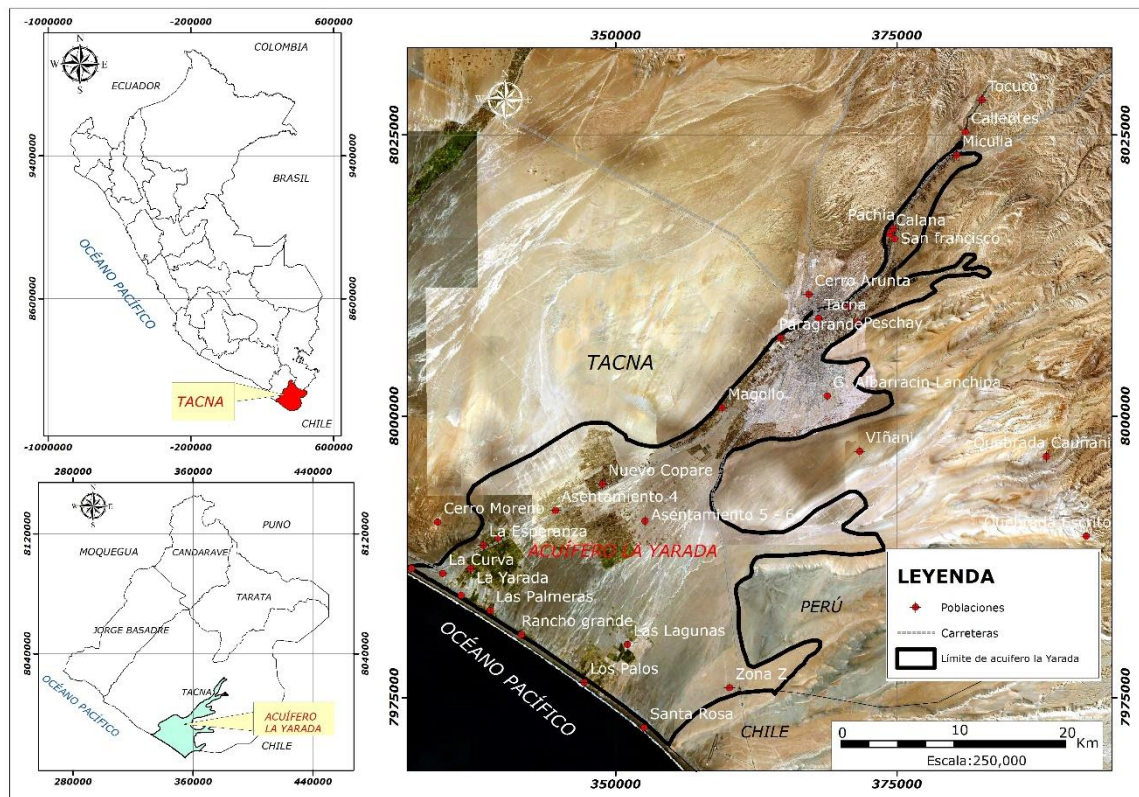
La evaluación de la sostenibilidad del cultivo de olivo fue basada en un enfoque por cambio climático, el estudio fue de carácter descriptivo, recabando antecedentes de estudios anteriores y reportes estadísticos sobre datos agronómicos, superficies de bajo riego, volúmenes de explotación de agua subterránea y producción y exportación de aceituna peruana a los principales mercados mundiales. Además, se determinaron las características productivas del rubro olivícola, en función de las relaciones entre ellas y basadas en una investigación no experimental de tipo documental y sus tendencias (Hernández et al., 1998).

Asimismo, se analizaron los elementos para caracterizar el cambio climático, las evidencias meteorológicas y las tendencias en el tiempo para correlacionarlos con las series temporales de producción, superficie cultivada y otros. Finalmente, se infirieron tendencias utilizando las series históricas de la región de Tacna, Perú. La información se recopiló estableciendo series a partir del año 1956 y los valores de los registros utilizados se obtuvieron a partir de las bases de datos del Ministerio de Agricultura y Riego de Perú (Minagri), Instituto Nacional de Estadística e Informática (inei) y consultores privados, entre otras fuentes de información.

### **Ubicación de la zona de estudio**

La zona de estudio se encuentra emplazada en la región de Tacna (figura 2), ubicada en la cabecera del desierto de Atacama y se encuentra en el extremo sur de Perú y al norte de Chile, donde los recursos hídricos superficiales y subterráneos son muy limitados, estos últimos se

encuentran en proceso de contaminación por intrusión marina, debido a la sobreexplotación por problemas de gobernanza y gobernabilidad en la gestión del agua (Pino et al., 2017, 2018, 2019a, 2019b, 2020). En esta región, la disponibilidad de agua para cubrir las demandas de uso poblacional y agrícola son cada vez más escasas (Garreaud et al., 2009, 2010; Houston, 2006; Pino, 2021; Narváez-Montoya et al., 2022; Chucuya et al., 2022; Vera et al., 2021, 2022).



**Figura 2.** Ubicación de la zona de estudio, zona sur de Perú y límite con el norte de Chile, región que corresponde a la cabecera del desierto de Atacama donde se emplaza el acuífero La Yarada.

Fuente: Pino (2019b)

### El cultivo de olivo en la región

En 1560, el olivo se introdujo desde España en Perú y Chile, las primeras plantaciones se hicieron en Lima y posteriormente en los valles de Casma, Huarmey, Acarí, Yauca, Camaná, Ilo y el valle de Azapa en Arica, al norte de Chile. En el año 1753, el cultivo del olivo se introduce en Tacna, al sur de Perú (Sotomayor, 2017). El olivo traído desde Europa se adaptó muy bien en el continente americano y, actualmente, los países sudamericanos han aumentado su superficie implantada con olivos y el volumen de producción gracias al uso de tecnologías de riego de alta

frecuencia, labores culturales y un avanzado manejo agronómico. De las variedades españolas comercializadas en el sur de Perú y el norte de Chile (figura 3), la de mayor importancia económica regional es la Sevillana (Contreras & Tapia, 2016).



**Figura 3.** (a) Olivares de 25 años de edad en la zona de estudio (irrigación La Yarada-Los Palos), cultivo de Sevillana en producción, marco de  $7 \times 7$  m, densidad de 200 plantas/ha y sistema de riego por goteo con emisores de 2 l/h a 50 cm en doble hilera. (b) Vuelo de vehículo aéreo no tripulado con cámara infrarroja para la medición de la temperatura. (c) Medición de la temperatura foliar superficial. (d) Medición de la temperatura y la humedad en el suelo.

Fuente: Elaboración propia

El rendimiento (t/ha) del olivo para el año 2017 ubica a Perú en un lugar privilegiado, encabeza la lista Egipto con un rendimiento de 8,7, seguido por Perú con 5,1, Argentina con 2,8, Jordania con 2,5, Grecia con 2,4, Turquía con 1,9, España con 1,8, Italia con 1,7, Marruecos, Portugal y

Argelia con 1,3, Siria con 0,6 y Túnez con 0,2 (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, 2018).

### **Requerimientos de temperatura**

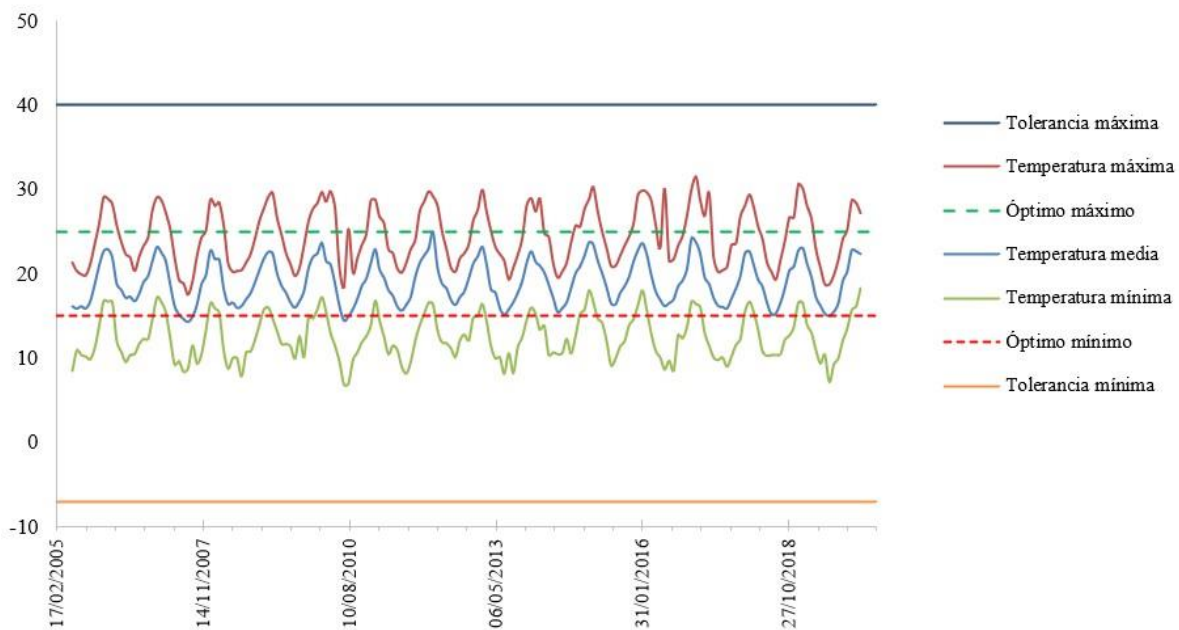
En cuanto a las temperaturas máximas, medias y mínimas, se cuenta con la estación meteorológica La Yarada, cuyo periodo de registro data del 1972 al 2020, se ubica en las coordenadas 18° 14'S, 70° 23'O y tiene una altitud de 58 m s.n.m. Las anomalías en las temperaturas máximas y mínimas tienen efectos desfavorables sobre la productividad de aceituna cuando se generan valores fuera del rango óptimo de 15 °C a 25 °C.

### **Resultados y discusión**

En los últimos cinco siglos se han presentado por lo menos 120 episodios de ENOS en Perú y según investigaciones geomorfológicas, sedimentarias y paleontológicas se establece que este fenómeno se da por lo menos desde hace 40.000 años (Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú [Senamhi], 2014).

La temperatura es uno de los factores más importante en el desarrollo del cultivo del olivo (Bonofiglio et al., 2008; Cuevas et al., 1994) y el análisis meteorológico demostró que el ciclo biológico de la aceituna estaba muy influenciado por la temperatura (Bonofiglio et al., 2008; Caruso et al., 2008; Cuevas et al., 1994; Lavee & Wodner, 1991), aunque la planta de olivo tolera temperaturas entre -7 °C y 40 °C, la temperatura óptima exigida para el crecimiento, el desarrollo y el rendimiento de frutos es de 15 °C a 25 °C (Ozturk et al., 2021).

En la figura 4 se muestran las temperaturas en la estación La Yarada a nivel diario en el periodo 2005-2020, donde los ciclos regulares de temperatura se repiten, el rango óptimo de desarrollo del cultivo es superado y la tolerancia térmica del cultivo no es superada.



**Figura 4.** Temperaturas (°C) de la estación La Yarada a nivel diario, periodo 2005-2020.  
Fuente: Elaboración propia

En la región de estudio se presentan temperaturas mínimas de 7 °C y máximas de 32 °C, valores que superan los extremos del rango de temperaturas óptimo; sin embargo, no se magnifican a los extremos de las temperaturas tolerantes para este cultivo. Los valores de rendimiento obtenidos en esta región, respecto a otras del mundo, representan valores que se encuentran por encima de estas. En este sentido, los rendimientos promedios para el periodo 2012-2015 fueron de: Italia 2,72 t/ha, España 2,44 t/ha y Grecia 2,16 t/ha (Russo et al., 2016). En Perú fue de 4,49 t/ha y en la región de Tacna fue de 5,41 t/ha (Ministerio de Agricultura, 2020).

### Estadísticas de producción

El incremento en la producción de aceitunas en Perú alcanzó niveles significativos desde el enfoque cualitativo y cuantitativo y, a su vez, un importante posicionamiento de sus exportaciones hacia Brasil, Chile, EE. UU. y Japón, entre otros países. Según el Ministerio de Agricultura (2020), del total de producción nacional en Perú, en el año 2020, 86,54 % se produjo en la región de Tacna como primer productor nacional, 7,56 % en Ica, 3,32 % en Arequipa, 2,16 % en Lima y 0,21 % en Moquegua y La Libertad. En la figura 5 se muestra la evolución de la superficie cultivada (ha), el volumen de explotación (hm<sup>3</sup>), la producción de aceitunas a nivel local (Tacna), nacional (Perú) y mundial.



**Figura 5.** Superficie cultivada (ha) y volumen de explotación (hm<sup>3</sup>) en la irrigación La Yarada y producción de aceitunas a nivel local (Tacna), nacional (Perú) y mundial.

Fuente: Elaboración propia con base en Ministerio de Agricultura (2020)

En la figura 5 se puede visualizar la tendencia exponencial en el tiempo (eje de ordenadas en función logarítmica) para la superficie cultivada de olivo ( $y = 5E-52e^{0,0636x}$ ,  $r^2 = 0,89$ ) y el volumen de agua explotado ( $y = 7E-30e^{0,0357x}$ ,  $r^2 = 0,82$ ) del acuífero en la irrigación La Yarada. La producción mundial de aceituna tiene una tendencia similar ( $y = 4E-41e^{0,0501x}$ ,  $r^2 = 0,96$ ) y las producciones nacional y local siguen la misma tendencia, pero se nota que la producción local en la irrigación La Yarada en Tacna presenta un crecimiento a mayor tasa, llegando a cortar la curva de la producción nacional en el año 2020, esto significa que la irrigación La Yarada ha crecido en superficie cultivada y producción en t por año, de forma que representa más del 90 % de la producción nacional.

Por otro lado, se identificaron periodos en los que la producción de aceitunas disminuyó considerablemente, correspondiente a los años 1980, 1983, 1992, 1998, 2009, 2015 y 2016.

## El ENOS y el cultivo de olivo

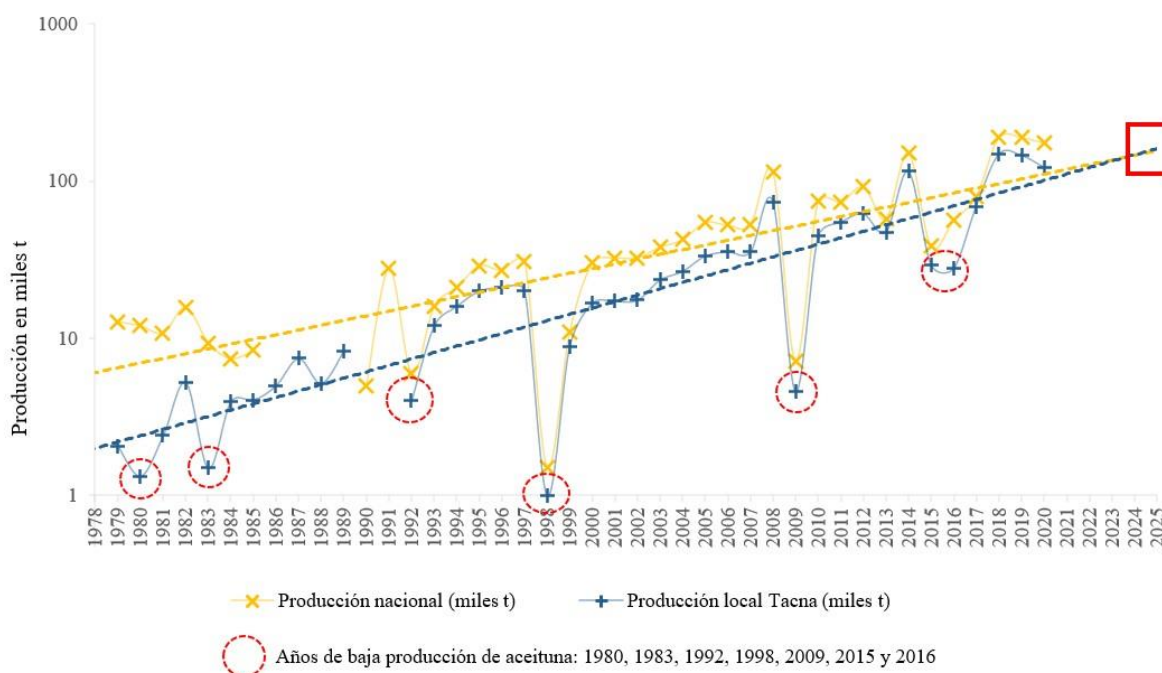
El ENOS es el principal impulsor de la variabilidad climática en ambos lados del Pacífico, vinculando las historias ambientales del desierto de Atacama y las tierras secas de Australia (Williams et al., 2008). El clima es el principal determinante de la productividad agrícola en muchas partes del mundo y gran parte de la variación del clima de un año a otro se atribuye a este fenómeno (Adams et al., 1999; de la Casa et al., 2021). La sequía es un peligro natural importante en el altiplano centroamericano que causa grandes pérdidas agrícolas (Alva et al., 2012; Anderson et al., 2017; Canedo-Rosso et al., 2021) y el ENOS ha sido tratado como un disruptor del equilibrio ambiental y socioeconómico, tanto en la antigüedad como en el Perú

actual (Caramanica et al., 2020). Estudios precedentes establecieron la relación entre la variabilidad de la “Oscilación del Sur” y un clima más seco y húmedo para el oeste de América del Sur, particularmente para el norte de Chile (Amador, 2008; Cid-Serrano, 2015; Gouirand et al., 2014).

Las operaciones agrícolas en el sur de Perú son particularmente vulnerables a la variabilidad climática debido a la escasez de recursos hídricos (Mortensen & Block, 2018). En este sentido, es importante conocer el potencial de un producto seguro basado en el índice ENOS (Luo et al., 1994; Miranda & Farrin, 2012). En el registro histórico de este fenómeno tenemos los que generaron grandes inundaciones y, por otro lado, sequías en el sur de Perú.

El sector de la producción de aceituna es muy importante para varios países del mundo (Jellali et al., 2021) y los eventos extremos de La Niña y El Niño corresponden a rendimientos por debajo del promedio en el cultivo de aceitunas (Abahous et al., 2021).

Se identificaron periodos de ENOS entre los años 1980 y 2016, periodo en el cual disponemos de información de producción nacional y local de aceituna que nos permite analizar la relación entre la reducción de producción de aceituna y este fenómeno climático. En la tabla 1 se muestran valores que denotan esta relación (figura 6).



**Figura 6.** Producción de Perú y Tacna, serie 1979-2020

Fuente: Elaboración propia

**Tabla 1.** Valores bajos de producción de aceituna y fenómeno ENOS

Año	Producción nacional (miles de t)	Producción local de Tacna (miles de t)	Fenómeno ENOS en Perú
1980	12,02	1,33	El ENOS 1982-1983, en la costa norte presentó anomalías entre +8 °C a +10 °C, con precipitaciones de 3000 mm entre septiembre y mayo, generando inundaciones.
1983	9,35	1,49	En el sur creó sequía y un déficit severo de precipitación (Quinn et al., 1987).
1992	6,00	4,00	Anomalías de precipitación en exceso en el norte del país y sequías en el sur (Broecker et al., 1998).
1998	1,50	1,00	El ENOS 1997-1998, en la costa norte presentó anomalías de +10 °C, con precipitaciones de 3000 mm entre septiembre y mayo, generando inundaciones. En el sur creó sequía y un déficit severo de precipitación (Senamhi, 2014).
2009	7,17	4,62	El ENOS debe abordarse como una forma de desorden temporal o como una forma de abundancia periódica en el norte y déficit en el sur (Caramanica et al., 2020).
2015	38,43	29,46	Las anomalías oceánicas y atmosféricas observadas en el Pacífico reflejan un evento ENOS fuerte que continúa evolucionando. El consenso en los modelos predictivos globales sugiere que el fenómeno podría alcanzar su máxima intensidad entre los meses de noviembre del 2015 y enero del 2016 (USAID & OFDA, 2015).
2016	56,20	27,81	

Fuente: Elaboración propia

Los fenómenos ENOS identificados corresponden a los años 1980, 1983, 1992, 1998, 2009, 2015 y 2016. Según la información de la producción presentada en la figura 5, en los años 1980, 1983, 1992, 1998, 2009, 2015 y 2016 se registraron valores bajos de aceituna en la región de Tacna. La tendencia creciente en las curvas se debe al incremento en la superficie de cultivo para el olivo, refrendado por el mayor volumen de explotación y la desmedida cantidad de pozos ilegales perforados en la irrigación de La Yarada. En este sentido, la crisis de gobernabilidad en el uso de aguas subterráneas en el acuífero costero de La Yarada es un elemento que contribuye al agotamiento y el deterioro de la calidad de las aguas subterráneas por procesos de intrusión marina (Pino et al., 2018).

En cuanto a la tendencia de producción nacional, se observa que al año 2025 la producción local de aceituna convergería con la línea de tendencia nacional, lo que representa que la producción de aceituna en la región de estudio corresponde casi al 100 % de la producción nacional (figura 6).

## Conclusiones

La región de Tacna se caracteriza por su hiperaridez y su ubicación en la cabecera del desierto de Atacama, la sostenibilidad del cultivo de olivo y la producción de aceituna en la región está directamente relacionada con el clima, en primer lugar, por la temperatura como factor principal, cuya amplitud de tolerancia térmica es de  $-7\text{ }^{\circ}\text{C}$  a  $40\text{ }^{\circ}\text{C}$  y la amplitud óptima de temperatura entre  $15\text{ }^{\circ}\text{C}$  y  $25\text{ }^{\circ}\text{C}$ . En la región de estudio se registran temperaturas mínimas de  $7\text{ }^{\circ}\text{C}$  y máximas de  $32\text{ }^{\circ}\text{C}$ , lo que consideramos medianamente adecuado en función con los rangos establecidos y los rendimientos obtenidos, respecto a otras regiones del mundo.

Se han identificado años de baja producción (1980, 1983, 1992, 1998, 2009, 2015 y 2016), en los cuales se registró climatológicamente ENOS, por lo que los valores de producción se reducen drásticamente. Un caso muy marcado lo representa el año 1998, en el cual las producciones nacionales (Perú) y regionales (Tacna) se redujeron a 1,5 y 1,0 miles de t, mientras que los valores máximos corresponden a 190,0 y 148,0 miles de t, respectivamente. Según la tendencia de producción, hacia el año 2025 habrá una convergencia entre la cifra local y la nacional, donde la producción local tenderá a ser el 100 % de la producción nacional.

## Agradecimientos

Los autores agradecen a la Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann, a los pares revisores y a los editores de esta revista por sus acertados comentarios que ayudaron a mejorar este trabajo.

## Descargos de responsabilidad

Los autores de este documento están de acuerdo con su publicación y manifiestan que no existen conflictos de interés en este estudio.

## Referencias

- Abahous, H., Bouchaou, L., & Chehbouni, A. (2021). Global climate pattern impacts on long-term olive yields in northwestern Africa: Case from Souss-Massa region. *Sustainability*, 13(3), 1340. <https://doi.org/10.3390/SU13031340>
- Adams, R. M., Chen, C. C., McCarl, B. A., & Weiher, R. F. (1999). The economic consequences of ENSO events for agriculture. *Climate Research*, 13(3), 165-172. <https://doi.org/10.3354/CR013165>
- Alfaro, R. C., García, E. C., Salazar, L., Sepulveda, G., Huarachi, A., & Bartolini, I. (2019). Avances en la investigación colaborativa y control integrado de la “hoja de hoz” en los cultivos de olivo de Tacna y Arica. *Ciencia & Desarrollo*, 7, 7-12. <https://doi.org/10.33326/26176033.2003.7.125>

- Alva, A. K., Moore, A. D., & Collins, H. P. (2012). Impact of Deficit Irrigation on Tuber Yield and Quality of Potato Cultivars. *Journal of Crop Improvement*, 26(2), 211-227. <https://doi.org/10.1080/15427528.2011.626891>
- Amador, J. A. (2008). The Intra-Americas Sea low-level jet: Overview and future research. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1146, 153-188. <https://doi.org/10.1196/ANNALS.1446.012>
- Anderson, W., Seager, R., Baethgen, W., & Cane, M. (2017). Life cycles of agriculturally relevant ENSO teleconnections in North and South America. *International Journal of Climatology*, 37(8), 3297-3318. <https://doi.org/10.1002/JOC.4916>
- Bonofiglio, T., Orlandi, F., Sgromo, C., Romano, B., & Fornaciari, M. (2008). Influence of temperature and rainfall on timing of olive (*Olea europaea*) flowering in Southern Italy. *New Zealand Journal of Crop and Horticultural Science*, 36(1), 59-69. <https://doi.org/10.1080/01140670809510221>
- Broecker, W. S., Peacock, S. L., Walker, S., Weiss, R., Fahrbach, E., Schroeder, M., Mikolajewicz, U., Heinze, C., Key, R., Peng, T. H., & Rubin, S. (1998). How much deep water is formed in the Southern Ocean? *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 103(C8), 15833-15843. <https://doi.org/10.1029/98JC00248>
- Cabezas, J. M., Ruiz-Ramos, M., Soriano, M. A., Santos, C., Gabaldón-Leal, C., & Lorite, I. J. (2021). Impact of climate change on economic components of Mediterranean olive orchards. *Agricultural Water Management*, 248, 106760. <https://doi.org/10.1016/J.AGWAT.2021.106760>
- Canedo-Rosso, C., Hochrainer-Stigler, S., Pflug, G., Condori, B., & Berndtsson, R. (2021). Drought impact in the Bolivian Altiplano agriculture associated with the El Niño-Southern Oscillation using satellite imagery data. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 21(3), 995-1010. <https://doi.org/10.5194/NHESS-21-995-2021>
- Caramanica, A., Mesia, L. H., Morales, C. R., Huckleberry, G., Castillo, L., & Quilter, J. (2020). El Niño resilience farming on the north coast of Peru. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 117(39), 24127-24137. <https://doi.org/10.1073/PNAS.2006519117>
- Caruso, M., La Malfa, S., Pavlíček, T., Frutos Tomás, D., Gentile, A., & Tribulato, E. (2008). Characterisation and assessment of genetic diversity in cultivated and wild carob (*Ceratonia siliqua* L.) genotypes using AFLP markers. *Journal of Horticultural Science and Biotechnology*, 83(2), 177-182. <https://doi.org/10.1080/14620316.2008.11512367>
- Castillo-Llanque, F. F., Casilla, E. M., & Baumann, H. (2008). Effect of cross-pollination in “Criolla” olives: A typical cultivar of Peru. *Acta Horticulturae*, 791(1), 275-278. <https://doi.org/10.17660/ACTAHORTIC.2008.791.39>
- Chucuya, S., Vera, A., Pino-Vargas, E., Steenken, A., Mahlnecht, J., & Montalván, I. (2022). Hydrogeochemical Characterization and Identification of Factors Influencing Groundwater Quality in Coastal Aquifers, Case: La Yarada, Tacna, Peru. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(5), 2815. <https://doi.org/10.3390/ijerph19052815>
- Cid-Serrano, L. (2015). Analysis of the Latin American west coast rainfall predictability using an ENSO index. *Atmósfera*, 28(3), 191-203. <https://doi.org/10.20937/ATM.2015.28.03.04>
- Contreras, R., & Tapia, F. (2016). Identificación genética de la variedad de olivo (*Olea europaea* L.) Sevillana y su relación con variedades productivas existentes en la provincia del Huasco. *Idesia*, 34(3), 17-24. <https://doi.org/10.4067/S0718-34292016000300003>

- Cuevas, J., Rallo, L., & Rapoport, H. F. (1994). Initial fruit set at high temperature in olive, *Olea europaea* L. *Journal of Horticultural Science*, 69(4), 665-672. <https://doi.org/10.1080/14620316.1994.11516498>
- de la Casa, A. C., Ovando, G. G., & Díaz, G. J. (2021). ENSO influence on corn and soybean yields as a base of an early warning system for agriculture in Córdoba, Argentina. *European Journal of Agronomy*, 129, 126340. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2021.126340>
- Dirección Regional de Agricultura de Tacna. (2020). *Dirección de Estadística Agraria: series históricas de producción agrícola 2007-2019*. Dirección Regional de Agricultura de Tacna. [https://www.agritacna.gob.pe/link\\_de\\_ol\\_estadi.php](https://www.agritacna.gob.pe/link_de_ol_estadi.php)
- Espinoza-Molina, J., Acosta-Caipa, K., Chambe-Vega, E., Huayna, G., Pino-Vargas, E., & Abad, J. (2022). Spatiotemporal Analysis of Urban Heat Islands in Relation to Urban Development, in the Vicinity of the Atacama Desert. *Climate*, 10(6), 87. <https://doi.org/10.3390/cli10060087>
- Garreaud, R. D., Molina, A., & Farias, M. (2010). Andean uplift, ocean cooling and Atacama hyperaridity: A climate modeling perspective. *Earth and Planetary Science Letters*, 292(1-2), 39-50. <https://doi.org/10.1016/j.epsl.2010.01.017>
- Garreaud, R. D., Vuille, M., Compagnucci, R., & Marengo, J. (2009). Present-day South American climate. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 281(3-4), 180-195. <https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2007.10.032>
- Feng, H., & Squires, V. (2018). Climate Variability and Impact on Livelihoods in the Cold Arid Qinghai-Tibet Plateau. En M. Gaur, & V. Squires (eds.), *Climate Variability Impacts on Land Use and Livelihoods in Drylands* (pp. 91-112) Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-56681-8>
- Georgopoulou, E., Mirasgedis, S., Sarafidis, Y., Vitaliotou, M., Lalas, D. P., Theloudis, I., Giannoulaki, K. D., Dimopoulos, D., & Zavras, V. (2017). Climate change impacts and adaptation options for the Greek agriculture in 2021-2050: A monetary assessment. *Climate Risk Management*, 16, 164-182. <https://doi.org/10.1016/j.crm.2017.02.002>
- Gouirand, I., Moron, V., Hu, Z. Z., & Jha, B. (2014). Influence of the warm pool and cold tongue El Niños on the following Caribbean rainy season rainfall. *Climate Dynamics*, 42(3-4), 919-929. <https://doi.org/10.1007/S00382-013-1753-5>
- Hashim, B. M., Sultan, M. A., Attyia, M. N., Al Maliki, A. A., & Al-Ansari, N. (2019). Change detection and impact of climate changes to Iraqi southern marshes using Landsat 2 MSS, Landsat 8 OLI and Sentinel 2 MSI data and GIS applications. *Applied Sciences (Suiza)*, 9(10). <https://doi.org/10.3390/app9102016>
- He, W., Chen, W., Chandio, A. A., Zhang, B., & Jiang, Y. (2022). Does Agricultural Credit Mitigate the Effect of Climate Change on Cereal Production? Evidence from Sichuan Province, China. *Atmosphere*, 13, 336. <https://doi.org/10.3390/atmos13020336>
- Henríquez, F. (2003). Productos y organización técnica del trabajo en Azapa durante el siglo XVIII: poniendo chacra de ají, cogiendo aceitunas. *Chungará*, 35(1), 125-140. <https://doi.org/10.4067/S0717-73562003000100006>
- Hernández, R., Fernández, C., & Baptista, P. (1998). *Metodología de la Investigación*. México: Editorial McGraw-Hill.
- Houston, J. (2006). Variability of precipitation in the Atacama Desert: Its causes and hydrological impact. *International Journal of Climatology*, 26(15), 2181-2198. <https://doi.org/10.1002/joc.1359>

- Jellali, A., Hachicha, W., & Aljuaid, A. M. (2021). Sustainable Configuration of the Tunisian Olive Oil Supply Chain Using a Fuzzy TOPSIS-Based Approach. *Sustainability*, 13(2), 722. <https://doi.org/10.3390/SU13020722>
- Lavee, S., & Wodner, M. (1991). Factors affecting the nature of oil accumulation in fruit of olive (*Olea europaea* L.) cultivars. *Journal of Horticultural Science*, 66(5), 583-591. <https://doi.org/10.1080/00221589.1991.11516187>
- Lombardo, L., Farolfi, C., & Capri, E. (2021). Sustainability Certification, a New Path of Value Creation in the Olive Oil Sector: The ITALIAN Case Study. *Foods*, 10(3), 501. <https://doi.org/10.3390/FOODS10030501>
- Luo, H., Skees, J. R., & Marchant, M. A. (1994). Weather Information and the Potential for Intertemporal Adverse Selection in Crop Insurance. *Review of Agricultural Economics*, 16(3), 441.
- Mairech, H., López-Bernal, Á., Moriondo, M., Dibari, C., Regni, L., Proietti, P., Villalobos, F. J., & Testi, L. (2021). Sustainability of olive growing in the Mediterranean area under future climate scenarios: Exploring the effects of intensification and deficit irrigation. *European Journal of Agronomy*, 129, 126319. <https://doi.org/10.1016/J.EJA.2021.126319>
- Martínez, M. M. (2015). El cultivo del olivo en la América colonial. Propuesta de investigación. *Chronica Nova. Revista de Historia Moderna de la Universidad de Granada*, 41. <https://revistaseug.ugr.es/index.php/cnova/article/view/2609>
- Ministerio de Agricultura. (2020). *Aceituna: Un campo fértil para sus inversiones y el desarrollo de sus exportaciones*. [https://www.midagri.gob.pe/portal/download/pdf/herramientas/cendoc/manuales-boletines/aceituna/aceituna\\_feb11.pdf](https://www.midagri.gob.pe/portal/download/pdf/herramientas/cendoc/manuales-boletines/aceituna/aceituna_feb11.pdf)
- Miranda, M. J., & Farrin, K. (2012). Index insurance for developing countries. *Applied Economic Perspectives and Policy*, 34(3), 391-427. <https://doi.org/10.1093/AEPP/PPS031>
- Mortensen, E., & Block, P. (2018). ENSO Index-Based Insurance for Agricultural Protection in Southern Peru. *Geosciences*, 8(2), 64. <https://doi.org/10.3390/GEOSCIENCES8020064>
- Narváez-Montoya, C., Torres-Martínez, J., Pino-Vargas, E., Cabrera-Olivera, F., Loge, F. J., & Mahlknecht, J. (2022). Predicting adverse scenarios for a transboundary coastal aquifer system in the Atacama Desert (Peru/Chile). *Science of The Total Environment*, 806(1). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150386>
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2018). *Crop statistics*. FAOSTAT. Consultado mayo 15, 2022, en <https://www.fao.org/faostat/es/#data/QCL>
- Ozturk, M., Altay, V., Gönenç, T. M., Unal, B. T., Efe, R., Akçiçek, E., & Bukhari, A. (2021). An Overview of Olive Cultivation in Turkey: Botanical Features, Eco-Physiology and Phytochemical Aspects. *Agronomy*, 11(2), 295. <https://doi.org/10.3390/AGRONOMY11020295>
- Pignède, E., Roudier, P., Diedhiou, A., N'Guessan Bi, V. H., Kobea, A. T., Konaté, D., & Péné, C. B. (2021). Sugarcane Yield Forecast in Ivory Coast (West Africa) Based on Weather and Vegetation Index Data. *Atmosphere*, 12(11), 1459. <https://doi.org/10.3390/atmos12111459>
- Pino-Vargas, E. M., & Huayna, G. (2022). Evolución espacial y temporal de cultivo del olivo por efecto del ataque de plagas, utilizando sensoramiento remoto y procesamiento de imágenes satelitales. *Scientia Agropecuaria*, 13(2), 149-157. <https://doi.org/10.17268/sci.agropecu.2022.013>

- Pino, E., & Chávarri, E. (2022). Evidencias de cambio climático en la región hiperárida de la Costa sur de Perú, cabecera del desierto de Atacama. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 13(1), 1-34. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2022-01-08>
- Pino, E. (2021). Conflicts over the use of water in an arid region: case of Tacna, Peru. *Diálogo Andino*, 65(2021), 406-415. <http://dialogoandino.cl/wp-content/uploads/2021/07/30-PINO-RDA-65.pdf>
- Pino-Vargas, E., & Ascencios-Templo, D. (2021). La implementación de veda como una herramienta para controlar la degradación del acuífero costero La Yarada, Tacna, Perú. *Diálogo Andino*, 66, 489-496. <https://doi.org/10.4067/S0719-26812021000300489>
- Pino, V. E. (2019a). Drones a tool for efficient agriculture: a high-tech future. *Idesia*, 37(1), 75-84. <https://doi.org/10.4067/S0718-34292019005000402>
- Pino, V. E. (2019b). El acuífero costero La Yarada, después de 100 años de explotación como sustento de una agricultura en zonas áridas: una revisión histórica. *Idesia*, 37(3), 39-45. <https://doi.org/10.4067/S0718-34292019000300039>
- Pino, V. E., Chávarri, V. E., & Ramos, F. L. (2018). Governability and governance crisis its implications in the inadequate use of groundwater, case coastal aquifer of La Yarada, Tacna, Perú. *Idesia*, 36(3), 77-85. <https://doi.org/10.4067/S0718-34292018005001301>
- Pino, V. E., Montalván, D. I., Vera, M. A., & Ramos, F. L. (2019a). La conductancia estomática y su relación con la temperatura foliar y humedad del suelo en el cultivo del olivo (*Olea europaea* L.), en periodo de maduración de frutos, en zonas áridas. La Yarada, Tacna, Perú. *Idesia*, 37(4), 55-64. <https://doi.org/10.4067/S0718-34292019000400055>
- Pino, V. E., Ramos, F. L., Mejía, M. J., Chávarri, V. E., & Ascencios, T. D. (2020). Medidas de mitigación para el acuífero costero La Yarada, un sistema sobreexplotado en zonas áridas. *Idesia*, 38(3), 21-31. <https://doi.org/10.4067/S0718-34292020000300021>
- Pino, V. E., Ramos Fernández, L., Avalos, O., Tacora, P., Chavarri, E., Angulo, O., Ascencios Templo, D. R., & Mejía, J. (2019b). Factores que inciden en el agotamiento y la contaminación por intrusión marina en el acuífero costero de La Yarada, Tacna, Perú. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 10(5), 177-214. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2019-05-07>
- Pino, V. E., Tacora, P., Steenken, A., Alfaro, L., Valle, A., Chavarri, E., Ascencios Templo, D. R., & Mejía, J. (2017). Efecto de las características ambientales y geológicas sobre la calidad del agua en la cuenca del río Caplina, Tacna, Perú. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(6), 77-99. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2017-06-06>
- Quinn, W. H., Neal, V. T., & Mayolo, S. E. (1987). El Niño occurrences over the past four and a half centuries. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 92(C13), 14449-14461. <https://doi.org/10.1029/JC092IC13P14449>
- Rivera-Díaz, M. A. (2018). Bosques de Tamarugos, un acercamiento etnohistórico para el estudio del paleoclima en el desierto de Atacama. *Diálogo Andino*, 56, 119-139. <https://doi.org/10.4067/S0719-26812018000200119>
- Romero-Trigueros, C., Vivaldi, G. A., Nicolás, E. N., Paduano, A., Salcedo, F. P., & Camposeo, S. (2019). Ripening indices, olive yield and oil quality in response to irrigation with saline reclaimed water and deficit strategies. *Frontiers in Plant Science*, 0, 1243. <https://doi.org/10.3389/FPLS.2019.01243>
- Russo, C., Cappelletti, G. M., Nicoletti, G. M., Di Noia, A. E. & Michalopoulos, G. (2016). Comparison of European Olive Production Systems. *Sustainability*, 8(8), 825. <https://doi.org/10.3390/SU8080825>

- Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú [Senamhi]. (2014). *El fenómeno El Niño en el Perú*. Senamhi. [https://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2014/07/Dossier-El-Niño-Final\\_web.pdf](https://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2014/07/Dossier-El-Niño-Final_web.pdf)
- Sepulveda-Chavera, G. F., Salvatierra-Martínez, R., & Rodríguez-Molina, M. (2013). Sinopsis de la producción olivícola peruana: 2005-2011. *Idesia*, 31(1), 129-134. <https://doi.org/10.4067/S0718-34292013000100015>
- Shmelev, S. E., Salnikov, V., Turulina, G., Polyakova, S., Tazhibayeva, T., Schnitzler, T., & Shmeleva, I. A. (2021). Climate Change and Food Security: The Impact of Some Key Variables on Wheat Yield in Kazakhstan. *Sustainability*, 13(15), 8583. <https://doi.org/10.3390/su13158583>
- Sotomayor, E. M. (2017). El olivo (*Olea europaea* L) en América. *Idesia*, 35(3), 3-6. <https://doi.org/10.4067/S0718-34292017000300003>
- USAID, & OFDA. (2015). *El Niño Oscilación del Sur (ENOS) 2015-16, Región-Latinoamérica y el Caribe*. <https://drr.fiu.edu/enso-201516/enso-report-dec2015-versin-espaol.pdf>
- Vera, A., Pino-Vargas, E., Verma, M. P., Chucuya, S., Chávarri, E., Canales, M., Torres-Martínez, J. A., Mora, A., & Mahlkecht, J. (2021). Hydrodynamics, Hydrochemistry, and Stable Isotope Geochemistry to Assess Temporal Behavior of Seawater Intrusion in the La Yarada Aquifer in the Vicinity of Atacama Desert, Tacna, Peru. *Water*, 13(22), 3161. <https://doi.org/10.3390/w13223161>
- Vera, A., Verma, M. P., Pino-Vargas, E., & Huayna, G. (2022). Metodología de ponderación morfométrica e hidrogeoquímica para clasificar la susceptibilidad a la meteorización química en las subcuencas del río Caplina, Tacna, Perú. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 13(4), 276-340. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2022-04-06>
- Vilar, J., Pereira, J., Urieta, D., Menor, A., Caño, S., Barreal, J., Velasco, M., & Puentes, P. (2018). *International Olive Growing Worldwide Analysis and Summary*. España: Fundación Caja Rural de Jaén.
- Williams, A., Santoro, C. M., Smith, M. A., & Latorre, C. (2008). The impact of ENSO in the Atacama Desert and Australian arid zone: exploratory time-series analysis of archaeological records. *Chungara*, 40, 245-259. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=32609903>

# CONFLICTOS POR EL USO DEL AGUA EN UNA REGIÓN ÁRIDA: CASO TACNA, PERÚ

## CONFLICTS OVER THE USE OF WATER IN AN ARID REGION: CASE OF TACNA, PERU

Edwin Pino V.\*

En la región Tacna al sur de Perú y norte de Chile, emplazada en la cabecera del Desierto de Atacama, la disponibilidad de agua para cubrir las demandas para uso poblacional y agrícola son cada vez más escasas. Basados en una revisión sistemática documentaria acerca de sucesos en la zona de estudio, establecemos que no solo nos enfrentamos a problemas de aridez y cambio climático, en los últimos años se han presentado problemas sociales, conflictos de uso y se transgrede la ley de Recursos Hídricos, sin darse prioridad de uso de acuerdo con lo que ella estipula. En este trabajo se busca caracterizar los conflictos por el uso del agua en esta región, emplazada en la cabecera del Desierto de Atacama, en función de los actores que intervienen. En la zona altoandina el conflicto se da entre entes gubernamentales encargados del trasvase de agua hacia la costa y los comuneros; además de conflictos internacionales. El río Maure conforma el sistema Titicaca, Desaguadero, Lago Poopó y Salar de Coipasa (TDPS) que incluye a Perú y Bolivia y se administra bajo la Autoridad Binacional Autónoma del Sistema Hídrico del Lago Titicaca, Río Desaguadero, Lago Poopó, Salar de Coipasa, denominada como ALT. El agua subterránea, con problemas de desbalance, en la zona costera permite cubrir las demandas poblacionales y el riego, se dieron dispositivos legales respecto de vedas, y posteriormente se emite un decreto supremo, contradictorio a las vedas para formalización de usuarios, esto ha generado mayor conflicto entre los administradores del agua, usuarios formalizados y los que pretendían formalizarse.

**Palabras claves:** Conflictos, uso del agua, zonas áridas, Desierto Atacama.

*In the Tacna region in southern Peru and northern Chile, located at the head of the Atacama Desert, the availability of water to meet the demands for population and agricultural use is increasingly scarce. Based on a systematic documentary review on events in the study area, we establish that we not only face problems of aridity and climate change, in recent years there have been social problems, conflicts of use, the law of Water Resources is violated, without giving priority of use according to what it stipulates. In this work, we seek to characterize the conflicts over the use of water in this region, located at the head of the Atacama Desert, according to the actors involved. In the high Andean zone, the conflict occurs between government entities in charge of the transfer of water to the coast and the community members; in addition to international conflicts. The Maure River forms the Titicaca, Desaguadero, Lake Poopó and Salar de Coipasa (TDPS) system that includes Peru and Bolivia and is administered under the Binational Autonomous Authority of the Water System of Lake Titicaca, Río Desaguadero, Lake Poopó, Salar de Coipasa, referred to as ALT. Underground water with imbalance problems, in the coastal zone allows meeting population demands and irrigation, legal provisions were issued on closures, and later a supreme decree was issued, contradictory to the closures for the formalization of users, this has generated greater conflict between water administrators, formalized users and those who wanted to formalize.*

**Key words:** Conflicts, water use, arid zones, Atacama Desert.

### Introducción

Aproximadamente el 97,5% del agua en la tierra es agua salada o agua que se ha contaminado, del 2,5% restante, casi el 70% está congelado en glaciares y casquetes polares. Menos del 0,01% del agua en el mundo está disponible para uso humano en lagos, ríos, embalses y acuíferos de fácil acceso (Levy and Sidel, 2011). La edición 2018 del Informe de las Naciones Unidas acerca del desarrollo de los recursos hídricos en el mundo declaró que casi 6 mil millones de personas sufrirán de escasez de agua

potable para el 2050 y la escasez de agua dulce se percibe cada vez más como un riesgo sistémico mundial (Boretti and Rosa, 2019; Kopnina and Washington, 2016; Mekonnen and Hoekstra, 2016). El crecimiento poblacional a nivel mundial seguirá afectando al medio ambiente generando grandes impactos en los ecosistemas, especialmente en las zonas costeras (Malanson and Alftine, 2016). Estas regiones costeras, especialmente las que se encuentran en regiones áridas, tienen un clima y un entorno ecológico frágil y sensible (Wang and Qin, 2017; Wardropper and Rissman, 2019; West *et al.*, 2017;

\* Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann. Tacna, Perú. Correo electrónico: epinov@unjb.edu.pe ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7432-4364>

Zhang, 2000). La región de estudio se encuentra ubicada en la cabecera del Desierto de Atacama que es uno de los principales desiertos hiperáridos del mundo (Stein *et al.*, 2013); en consecuencia, esta región tiene clima hiperárido, y se encuentra en el extremo sur de Perú y norte de Chile y su hiperaridez se atribuye a su ubicación subtropical (Pino *et al.*, 2017, 2019b; Pino V. *et al.*, 2018, Garreaud *et al.*, 2003; Garreaud *et al.*, 2010). El paisaje de Atacama se caracteriza por ser un espacio relacional en el que confluyen múltiples formas de apropiación social de la naturaleza, que establecen relaciones de cohabitación o conflicto (Manríquez *et al.*, 2019). Las relaciones geográficas en esta región requieren un análisis espacial integrado de la región sudamericana, que supere las ficticias divisiones nacionales de los climas, sustituyéndola por análisis que contribuyan a su predicción y mejoramiento de la calidad de vida de los habitantes enfrentados a las variabilidades y cambios climáticos (Mendonça, 2017). En el norte de Chile el factor climático ha actuado constantemente, meteorizando y erosionando los materiales, dando como resultado formas derivadas de procesos gravitacionales, fluviales y, en menor medida, periglaciales (Rodríguez *et al.*, 2017). La creciente escasez de agua provoca una variedad de presiones en la producción agrícola, debido a la actual y creciente demanda de alimentos (Booker and Trees, 2020).

Se pueden establecer tres ejes en los conflictos por el agua: (1) el abasto urbano y las dinámicas rural-urbanas de usos de agua múltiples; (2) la organización de usuarios y problemáticas socioambientales asociadas con la agricultura de riego, y (3) la hidropolítica internacional (García, 2016). En Perú, la construcción de una nueva arquitectura institucional del agua ha influido en los actores y las dinámicas sociopolíticas relacionados con la gestión de los recursos hídricos, en medio de estos procesos de institucionalización y conflicto aparecen nuevos actores y otros que estaban relegados toman mayor protagonismo, produciendo un escenario complejo para la gestión (Oré-Vélez and Geng-Montoya, 2015). El problema del uso del agua, en todos sus términos, altera y excede las leyes acerca de los regímenes de gestión y las limitaciones en la disponibilidad de los recursos hídricos, si no se toman acciones inmediatas por parte del aparato gubernamental, la crisis del sistema podría volverse irreversible con los consecuentes daños económicos que esto conlleva (Pino V. *et al.*, 2018).

En este trabajo se busca caracterizar los conflictos por el uso del agua en esta región, emplazada en la cabecera del Desierto de Atacama, en función de los actores que intervienen. El ámbito de estudio específicamente corresponde a la región de Tacna y se busca interrelacionar los conflictos sociales con las acciones gubernamentales que se establecen para suplir el déficit de agua.

## Materiales y métodos

### Descripción del área de estudio

La región se encuentra ubicada al sur de Perú y norte de Chile (Figura 1), pertenece a la cabecera del Desierto de Atacama, caracterizado como el más árido del mundo (Houston and Hartley, 2003; Ritter *et al.*, 2019). En esta región, los restos conservados de actividad fluvial constituyen una prueba de las condiciones cambiantes de los límites, el Desierto de Atacama en el norte de Chile es un testigo mundial de aridez, por lo que la historia de las redes de arroyos relictos en esta región es un registro de cómo se desarrollan los paisajes en condiciones extremas (Binnie *et al.*, 2020). La zona andina corresponde al sector centro-oeste del Altiplano, en el que la precipitación acumulada anual es relativamente baja (300-700 mm/año) y la variabilidad temporal es muy marcada, períodos húmedos de diciembre a marzo y muy secos de abril a noviembre (Garreaud *et al.*, 2003; Garreaud *et al.*, 2010; Ritter *et al.*, 2019). El desierto costero no muestra tendencias significativas, lo que implica la mantención de las condiciones hiperáridas (Sarricolea *et al.*, 2017). La región costera presenta un clima desértico; por esta razón, las precipitaciones anuales son escasas y hasta nulas (Pino *et al.*, 2020, 2019a, 2019b, 2017; Pino V., 2019; Pino V. *et al.*, 2018). El clima en la región costera de Tacna es templado, desértico, con amplitud térmica moderada. La media anual de temperatura máxima y mínima (periodo 1950-2019) es 23,6 °C y 12,7 °C, respectivamente. Estas características climáticas hacen que la región presente déficit hídrico, no se cubren las demandas de agua para los diferentes usos, lo que viene generando conflictos sociales por su uso a nivel regional, nacional y mundial.

### Conflictos por el agua en el mundo

Según Hatami and Gleick (1994), la disputa fronteriza Lagash-Umma es la más antigua que

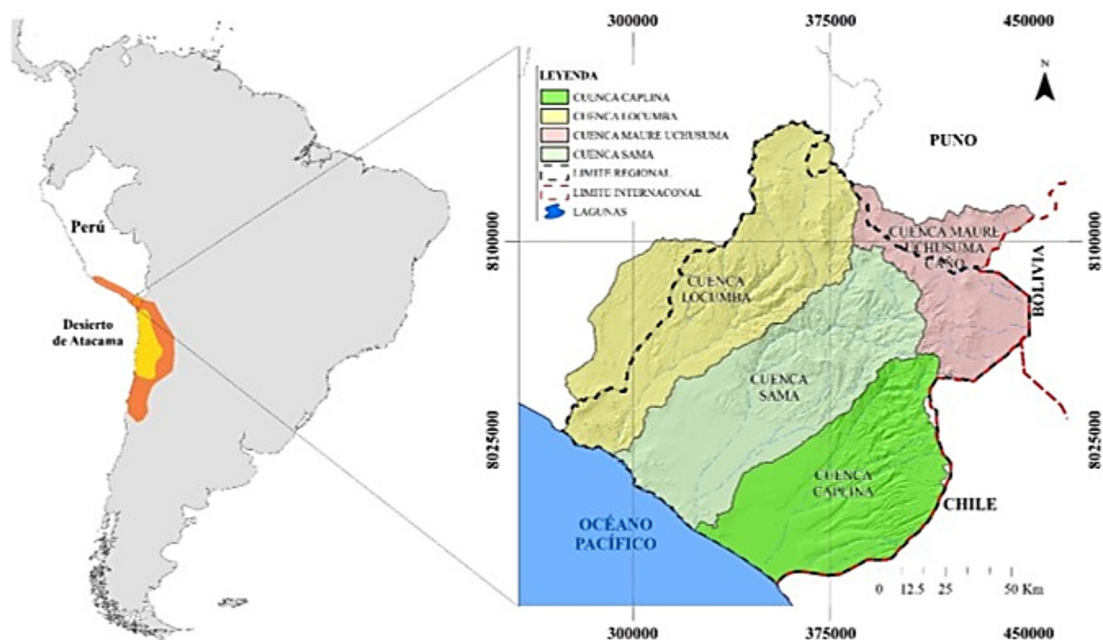


Figura 1. Mapa de ubicación de la zona de estudio.

se ha podido documentar, data de 2.500 a.C., se utilizó armas, se dio en Mesopotamia, Asia occidental; comienza la disputa por la región de Gu'edena. Urlama, rey de Lagash desvía el agua de esta región a los canales limítrofes, secando las zanjas limítrofes para privar a Umma de agua. Los conflictos por el agua, dentro de los países y entre países, están aumentando drásticamente; en el mundo se registraron conflictos de alcance internacional con violencia, un total de 22 entre 1900 y 1959; 38 entre 1960 y 1989 y 83 entre 1990 y 2007 (Levy and Sidel, 2011). Estas cifras son indicadores de un creciente escenario de conflictos con promedios que van desde 0,37 hasta 4,61 conflictos por año.

El estrés y la escasez de agua han afectado y seguirán afectando la estabilidad de las comunidades. Una descripción general de los desafíos de la seguridad hídrica mundial indica profundas dificultades y posibles puntos conflictivos (Kreamer, 2012). El agua ha sido, viene siendo y será a futuro una herramienta estratégica, objetivo étnico y religioso; es fundamental para la vida humana y las especies que habitan en el planeta tierra; y a su vez es fundamental para las actividades económicas. En este sentido, desde tiempos pasados, los conflictos por el agua han tenido lugar entre las sociedades humanas, se espera que a futuro los

grandes conflictos bélicos sean por el agua. Los conflictos pasan de ser locales a la escala regional, nacional e internacional, basados en un concepto conocido como importación y exportación de agua. En los sistemas hídricos no se diferencian fronteras geopolíticas y en muchos casos resultan ser de alcance multinacional, siendo este el contexto de muchos casos en Sudamérica, como por ejemplo entre Argentina, Brasil y Paraguay, Perú y Bolivia, Perú, Ecuador y Colombia, entre otros. Los conflictos de distribución entre países vecinos situados a orillas de ríos transfronterizos, muestran claramente cómo el acceso común al agua puede convertirse en una cuestión de derechos territoriales y poder político (Zeitoun *et al.*, 2020).

Los conflictos por el agua en Perú y en Sudamérica se han incrementado considerablemente en los últimos años, alcanzando altos niveles de complejidad e impacto, vienen afectando las economías, los ámbitos políticos, la estabilidad social, las poblaciones y el ambiente.

### La escasez de agua como factor de conflictos

La historia del mundo está llena de tensiones provocadas por la escasez de recursos naturales: oro, diamantes y petróleo. Sin embargo, el agua,

que hasta ahora no había sido considerada un factor de conflicto, con el cambio climático se convierte en “el oro azul” de este siglo (Nieto, 2011). En la actualidad, la situación ambiental y ecológica mundial, sin duda uno de los problemas de mayor trascendencia es el referente al agua, atribuido a la variabilidad en su distribución geográfica, tanto en el tiempo como en el espacio (Peña, 2007); adicionalmente a esta situación, las decisiones políticas y económicas determinan nuestra relación social respecto del agua. En muchas regiones del mundo el Estado no asume su papel, no se cumplen las disposiciones legales vigentes y los usuarios legalizados y no legalizados generan enfrentamientos con resultados catastróficos. La probabilidad que se produzcan conflictos por el agua podría aumentar a medida que las poblaciones continúen creciendo y el cambio climático continúe manifestándose (Petersen-Perlman *et al.*, 2017). Una regla general se da cuando un recurso se hace escaso, esto se convierte en un detonante de conflictos, siendo el agua un elemento que se acomoda perfectamente a esta regla. La región de estudio se caracteriza por su hiperaridez, las fuentes superficiales son de descargas muy bajas respecto de las cuencas de la zona centro y norte del país; la región norte presenta características marcadas con tendencia hacia un clima tropical, temperaturas muy elevadas sin marcadas diferencias en las estaciones del año, donde los volúmenes de agua en los ríos son normalmente altos. Según Pino *et al.* (2019b), la región de Tacna es la zona más árida de la costa peruana, caracterizada por la escasez de recursos hídricos, según la Figura 2, los ríos de la costa en esta región (Caplina, Sama y Locumba, de sur a norte) son los que tienen los caudales medios mensuales más bajos de toda la costa del país.

Es una preocupación latente y permanente en el tiempo, que las cuencas de la región hidrográfica Pacífico del Perú, especialmente la región sur, presenten los mayores déficits y vean cuestionadas sus posibilidades de desarrollo económico por la falta de agua. Esta situación limita enormemente las posibilidades de desarrollo, el país es agrícola y minero, como actividades económicas principales, lo que se ve amenazado y afectado por la falta de agua y por los conflictos sociales que acarrea la implementación de proyectos hidráulicos de trasvase que se conceptualizan y formulan como medida para atenuar el déficit hídrico en la región costera sur del país. Según Baum *et al.* (2016), se espera que la explotación de

fuentes alternativas de agua aumente en las próximas décadas en países con estrés hídrico con un rápido crecimiento de la población, especialmente en regiones donde se espera una mayor disminución de la disponibilidad natural de agua dulce debido al cambio climático.

### **El uso del agua en el norte de Chile**

Es imperativo establecer la tendencia respecto del uso del agua; el uso consuetudinario del agua por los pueblos indígenas del desierto de Atacama ha sido reconocido como un ejercicio de derecho propio de pueblos indígenas en Chile, tanto a nivel de la doctrina como la jurisprudencia nacional e internacional (Díaz, 2020). Asimismo, en el norte de Chile, a pesar que el Estado exige que las aguas nadie puede tomarlas sin su autorización o concesión; estas siempre han sido utilizadas sin previa concesión (Vergara, 1998), esta situación se traduce en un sistema de uso de agua por usos y costumbres también conocido como uso consuetudinario del agua, como ocurre en muchos lugares del mundo y que normalmente se configura bajo un sistema establecido legalmente en los países y que se encuentra estipulado en su legislación.

Según Costa (2016), la regulación de las aguas en Chile es un tema candente para el derecho y las políticas públicas; empujado por varios conflictos sociales en torno a este bien, se hace inminente la necesidad de efectuar algunas modificaciones en esta área. Se identificaron las tres principales características del derecho de aguas enraizado en el Código de Aguas de 1981: la existencia de un mercado de derechos de aguas, la preponderancia de la gestión por parte de los usuarios y una escasa injerencia de la Administración del Estado.

### **Sistemas transfronterizos en Sudamérica**

Según la UNESCO, en Sudamérica se han identificado 29 sistemas transfronterizos, entre los que se encuentran los sistemas Bolivia-Perú (14S-Titicaca) y Chile-Perú (18S Concordia/Escritos-Caplina). El primero ubicado a más de 4.000 msm es parte de un ecosistema sensible. Es utilizado para abastecimiento de agua potable, ganadería y agricultura. Su área es de 120.000 km<sup>2</sup>. Presenta clima frío y seco y población dispersa de aproximadamente un millón de habitantes. El segundo, Chile-Perú, es una zona árida y seca.

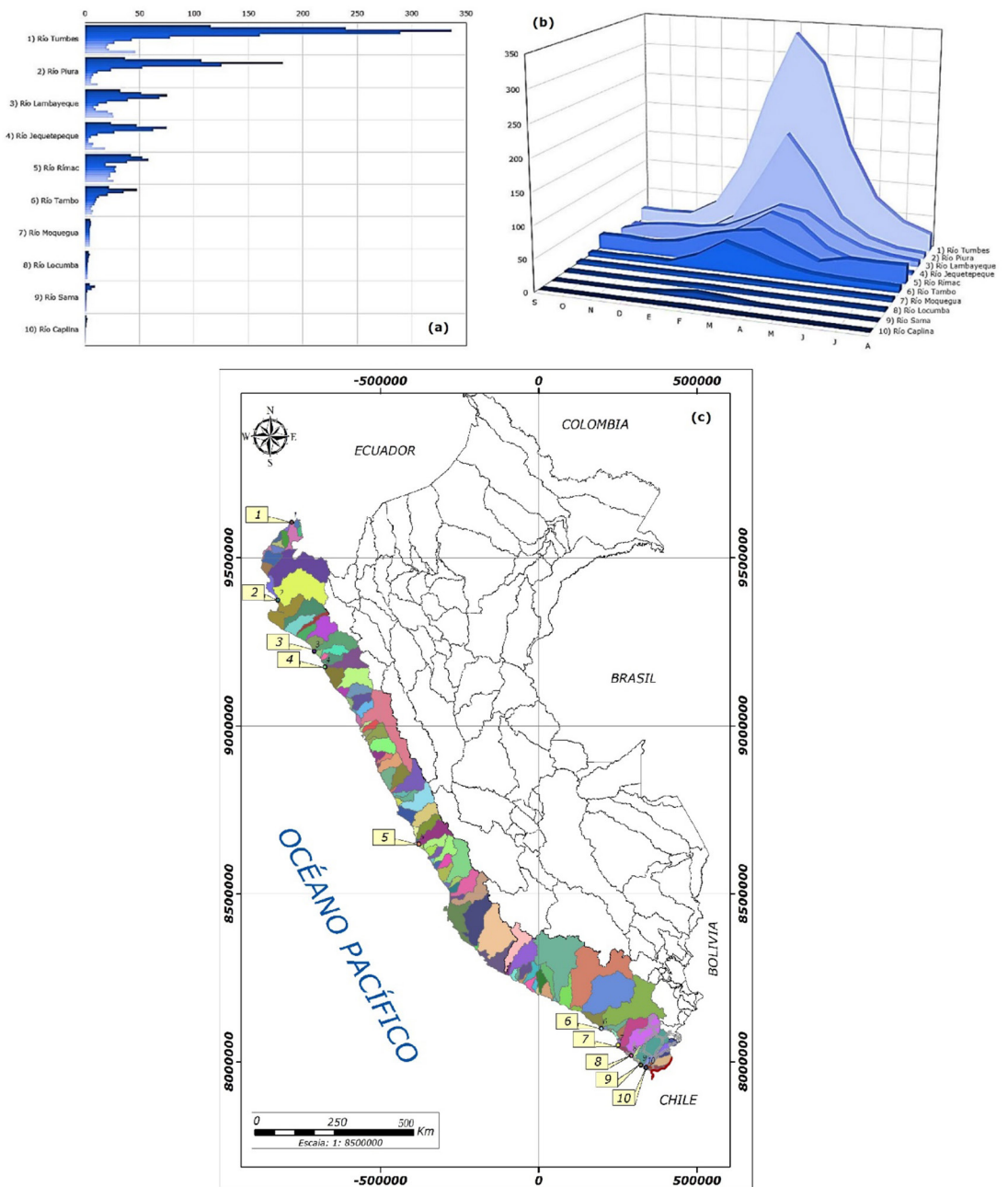


Figura 2. Descargas de los ríos y cuencas de la costa peruana.

Perú tiene estudios de detalle del acuífero. En el lado peruano la sobreexplotación está ocasionando la contaminación del acuífero (intrusión marina). Según Pino *et al.* (2020), en la actualidad el proceso de contaminación por intrusión marina se viene acrecentando debido a la sobreexplotación del agua subterránea, en este sentido, se plantean

medidas correctoras para detener la degradación del sistema acuífero y lograr su recuperación.

**Tratados bilaterales en la región**

En esta región se cuenta con el tratado binacional Perú-Bolivia, basado en el lago Titicaca como

elemento principal de un sistema hídrico endorreico en esta región, relacionado con los sistemas menores que corresponden al área de influencia de la cabecera del desierto de Atacama y que corresponden a la región hidrográfica del Pacífico. A este gran sistema se le conoce como el “sistema TDPS (con una superficie de 143.900 km<sup>2</sup>)”, siglas que aluden al lago Titicaca, al río Desaguadero, al lago Poopó y al salar de Coipasa. Su ámbito abarca una parte del sur de Perú, el occidente de Bolivia y una pequeña porción del norte de Chile interconectada con los ríos Maure y Desaguadero. La denominación de “sistema TDPS” viene desde la creación de la Autoridad Binacional Autónoma del Sistema Hídrico del Lago Titicaca, Río Desaguadero, Lago Poopó y Salar de Coipasa (más conocida por sus siglas ALT) entre Perú y Bolivia, en 1996, para el ordenamiento, manejo, control y protección en la gestión del agua en la zona. Resulta muy significativo que el ámbito de la ALT comprenda no solo el lago Titicaca y algunos de los ríos de curso sucesivo que lo integran, sino que abarque el sistema hidrográfico TDPS. Por ello, señalamos a la ALT como una de las experiencias más avanzadas en América del Sur. Según Maganda (2008), un caso que demuestra la eficacia de la cooperación, según el programa UNESCO, es la cooperación entre Bolivia y Perú por el manejo del lago Titicaca mediante la creación de una autoridad autónoma del agua.

### **Conflictos sociales por el agua en la región**

Para identificar los conflictos sociales por el agua, se debe tener en cuenta los siguientes aspectos fundamentales: i) instrumentos internacionales para el reconocimiento del derecho al agua como derecho humano a nivel global; ii) la configuración constitucional y legal del agua en el país, así como la regulación vigente para el aprovechamiento del recurso, y iii) los principales instrumentos de planificación y organización del Estado respecto de la gestión del agua. Los conflictos sociales vinculados a los recursos hídricos tienen entre sus causas la afectación a la calidad, la cantidad y la oportunidad de la disponibilidad del agua. La intervención de los organismos estatales en la búsqueda de incrementar los recursos hídricos para la región costera del sur del país con la finalidad de cubrir las demandas insatisfechas poblacional, agrícola, minera, industrial, otras, viene generando conflictos sociales en la región de Tacna. La implementación

de proyectos hidráulicos de trasvase de agua del altiplano a la región hidrográfica del Pacífico ha tenido oposición marcada por parte de los comuneros de la zona altoandina, esto se traduce en paralización de las obras de se vienen ejecutando tales como represamientos, bocatomas, canales, túneles, pozos de agua subterránea, entre otros.

### **Resultados y Discusión**

Para combatir la desertificación, muchos gobiernos en el mundo han lanzado algunas Políticas y Proyectos de Control de la Desertificación durante las últimas décadas (Xu *et al.*, 2017). En la región de Tacna, debido a la baja disponibilidad hídrica, desde hace más de 40 años se formularon dos proyectos hidráulicos de trasvase de agua de la cuenca altoandina del río Maure hacia las cuencas de la región hidrográfica del Pacífico. La cuenca Maure se ubica en la zona altiplánica y discurre sus aguas hacia la región hidrográfica del Titicaca, insertada en el gran sistema Titicaca, Desaguadero, lago Poopó y salar de Coipasa (TDPS) (Figura 3); el lago Titicaca constituye su elemento regulador que al nivel normal de su superficie de agua de 3.810 msm ocupa una extensión de 8.400 km<sup>2</sup> y embalsa un volumen de 932 km<sup>3</sup>; este sistema a pesar de ser muy extenso tiene una alta sensibilidad hídrica. La baja disponibilidad hídrica en la región conlleva a la generación de proyectos hidráulicos de trasvase de agua de la región altiplánica del Titicaca hacia la región hidrográfica del Pacífico, lo que ha provocado conflictos sociales.

### **Conflictos por los proyectos hidráulicos de trasvase**

Los proyectos denominados Kovire y Vilavilani proyectan trasvasar agua de la región altoandina hacia la región del Pacífico, el primero hacia la cuenca Sama y luego Locumba para afianzar la laguna Aricota (ubicada en el departamento de Tacna, provincia de Candarave, distrito de Curibaya, Perú, a una altitud de 2800 msm, con un volumen total de almacenaje de 904 hm<sup>3</sup>, siendo los ríos Salado y Callazas sus tributarios) y el segundo para dotar de agua para consumo poblacional y riego en la ciudad y valle de Tacna. En torno a estos proyectos se han generado varios conflictos con las comunidades campesinas de la zona altoandina, tanto de las regiones Tacna y Puno, además de algunos

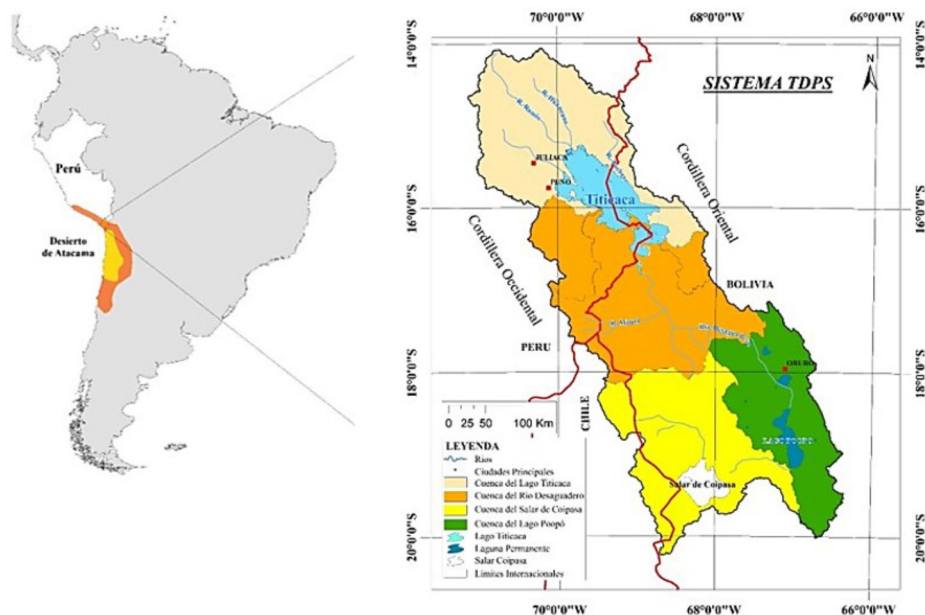


Figura 3. Sistema Titicaca, Desaguadero, lago Poopó y salar de Coipasa.

conflictos de orden internacional en el 2010, que llevó a reuniones entre cancillerías para socializar temas referidos al tratamiento internacional del agua del río Maure, que es la fuente principal de estos proyectos, sigue su curso internacional hacia su confluencia con el río Desaguadero en territorio boliviano en la localidad de Calacoto, donde existe una estación de aforo para medición de caudales.

### Proyecto Kovire

Corresponde a un proyecto de trasvase de agua conceptualizado solo para épocas de lluvia con fines de afianzamiento de la laguna Aricota, la misma que en 1996 tuvo un descenso hasta casi llegar al agotamiento. La estructura principal del proyecto la constituye un túnel llamado “Kovire”, que entró en operación en 1994, con sección tipo baúl, 8,4 km de longitud a una altitud de 4.400 msm y capacidad máxima de conducción de 13 m<sup>3</sup>/s. Esta estructura permite derivar agua del río Ancoaque, tributario del Maure en las nacientes de este, hacia la cuenca Sama, para luego ser captada en el dique Cano y conducidas por el canal Cano-Salado hacia el túnel Ichicollo cuya longitud es menor a 1 km, y finalmente descargar sus aguas hacia el río Salado y este en la laguna Aricota (Figura 4). Los conflictos en este proyecto se suscitaron por la intervención

territorial acerca de cursos de agua naturales de los ecosistemas altoandinos, especialmente en la parte de territorio de la región Puno.

### Proyecto Vilavilani

Este proyecto hidráulico es concebido en sus inicios para usos múltiples, igualmente que el anterior, conceptualiza trasvase de agua en épocas de lluvia, para uso poblacional, agrícola y producción de energía eléctrica en un sistema escalonado de centrales hidroeléctricas. Actualmente se encuentra construido en forma parcial, el canal de conducción abierto está concluido, así como la batería de pozos de agua subterránea El Ayro y estructuras conexas, queda pendiente la conexión del punto de captación bocatoma Vilachullani al canal Calachaca (Figura 5).

En el proceso de ejecución de este proyecto se suscitaron ciertos conflictos entre los comuneros y las instituciones estatales, la construcción del canal Vilachullani-Calachaca-Chuapalca ha sido declarado de necesidad, utilidad pública y de interés nacional, mediante el Decreto de Urgencia 018-2019, que establece medidas extraordinarias para la implementación de los proyectos priorizados en el Plan Nacional de Infraestructura para la Competitividad. Al margen de las prioridades de uso establecidas en la ley de Recursos Hídricos

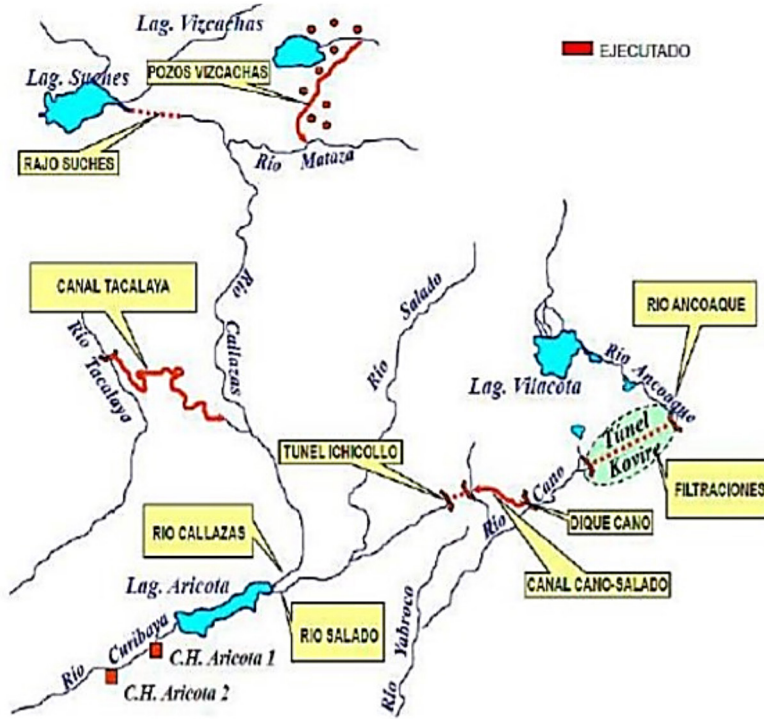


Figura 4. Esquema del Proyecto Kovire.

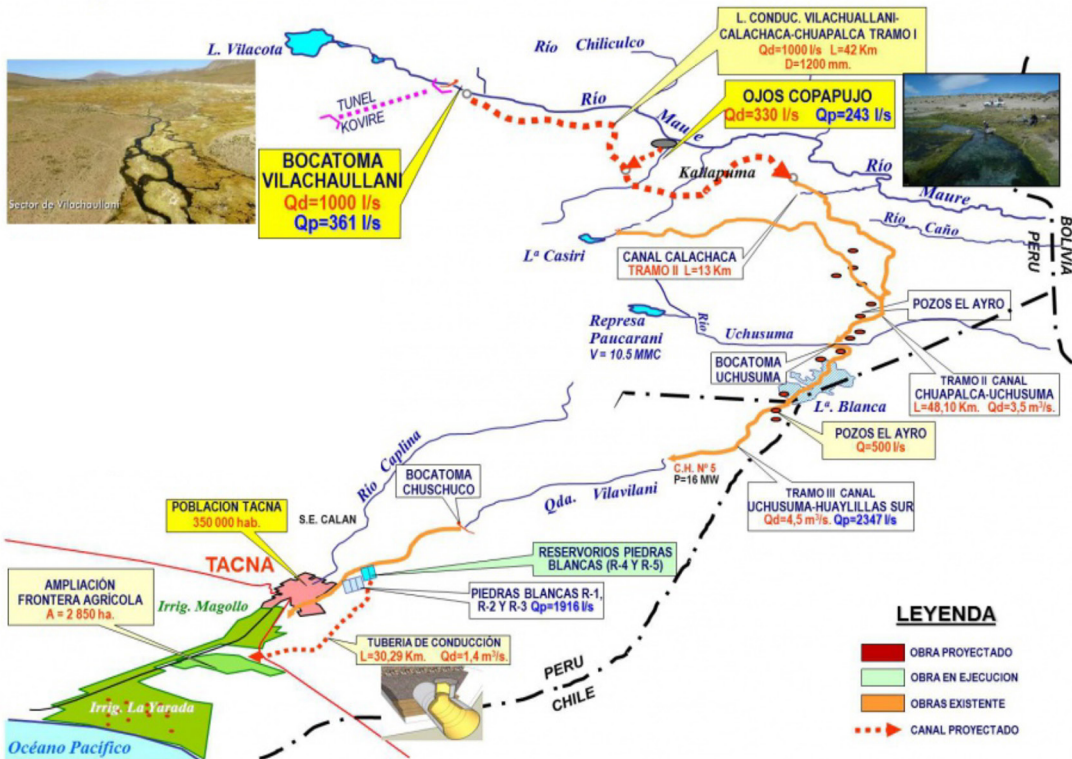


Figura 5. Esquema del Proyecto Vilavilani.

N° 29338, los conflictos son frecuentes, inclusive habiéndose propuesto que la captación y trasvase de agua es únicamente en épocas de lluvia.

### **Conflictos por la explotación del agua subterránea**

Según Abotalib *et al.* (2016), los regímenes paleoclimáticos en el mundo alternaron entre períodos secos y húmedos a lo largo de la época del Pleistoceno, y es durante los períodos húmedos cuando se recargaron los acuíferos fósiles. Esta característica de acuífero fósil permite continuar explotando en forma desequilibrada estos acuíferos por muchos años, a pesar que la explotación en ellos supera ampliamente a la recarga. En esta región, los acuíferos corresponden a este tipo, el acuífero más grande de la región es conocido como La Yarada en la zona costera, parte baja de la cuenca Caplina, un acuífero sobreexplotado y con problemas de contaminación y deterioro de la calidad del agua por procesos de intrusión marina (Pino *et al.*, 2019a, 2019b, 2017; Pino V., 2019; Pino V. *et al.*, 2018). La crisis de gobernabilidad en el uso de aguas subterráneas en el acuífero costero La Yarada es un elemento que contribuye al agotamiento del agua subterránea (Pino V. *et al.*, 2018).

Para este acuífero se han generado por varios años dispositivos legales gubernamentales acerca de vedas de perforación de nuevos pozos, como la R.M. N° 696-98-AG que es ratificada el 2006, mediante D.S. N° 065-2006-AG y contradictoriamente en el 2015 la política de gobierno genera una grave colisión emitiendo el D.S. N° 007-2015-MINAGRI, que autoriza la regularización de licencias de uso de agua. Esta situación representa un antecedente negativo de la política gubernamental en la administración y manejo del agua, se han producido enfrentamientos entre grupos de usuarios con licencia y los que no disponen de esta y también con los funcionarios de la autoridad local del agua (ALA). Se evidenció que, según la ley de recursos hídricos, no es posible otorgar una licencia de uso de agua a un sistema que está en déficit hídrico, por tanto, la dación del decreto supremo D.S. N° 007-2015-MINAGRI no es aplicable en virtud a lo que dispone la misma ley.

En la región altoandina se han identificado acuíferos multicapa, en sistemas bastante complejos en los que se tiene agua de buena y mala calidad por la acción del geotermalismo de la zona. Los acuíferos identificados son: El Ayro hacia la frontera con Chile,

Kallapuma y Vizcachas; en estos tres acuíferos se perforaron pozos exploratorios que reportaron altas temperaturas en el agua, que llegan hasta los 85 °C y contenidos de boro, arsénico y otros elementos fuera de los límites permisibles para consumo humano. En este caso, la situación de conflicto por su explotación se genera por los pozos que extraen agua de buena calidad, lo que involucra a comunidades campesinas de la zona y las que se encuentran hacia la margen izquierda del río Maure que corresponde a la región de Puno. Estas comunidades generan férrea oposición a la ejecución de los proyectos hidráulicos de trasvase de agua hacia la región costera de Tacna, con el objetivo de cubrir el consumo doméstico, el que tiene prioridad de uso según la ley de Recursos Hídricos peruana.

### **Conclusiones**

Según la Ley de Recursos Hídricos de Perú (Ley N° 29338), se configura el principio de prioridad al acceso al agua para la satisfacción de las necesidades primarias de la persona humana siendo prioritario por ser un derecho fundamental sobre cualquier uso, incluso en época de escasez. La región de Tacna se encuentra emplazada en una zona árida, ubicada en la cabecera del desierto de Atacama, tiene baja disponibilidad de agua, lo que ha generado por muchos años conflictos de uso en la zona altoandina, entre las entidades estatales y los comuneros de la zona, por los volúmenes programados de trasvase de agua para cubrir las demandas de uso poblacional y riego en la ciudad y valle de Tacna. A su vez se han registrado conflictos internacionales por el uso del agua del río Maure, conformante del sistema TDPS, entre Perú y Bolivia. Asimismo, surge una pugna permanente por el agua subterránea, que a su vez no tiene legislación específica en el país, en el caso del acuífero La Yarada, principal acuífero de la región, se dieron dispositivos legales sobre vedas, que fueron ratificadas y posteriormente el mismo ente gubernamental emite un decreto supremo totalmente contradictorio a la dación de las vedas con fines de formalización de usuarios, instrumento que no pudo ser aplicado a un sistema acuífero en déficit, ya que las licencias de uso de agua según la propia ley de Recursos Hídricos se otorgan cuando se demuestra superávit en el balance. Esta situación ha generado mayor conflicto entre los administradores del uso de agua, los usuarios formalizados y los que pretendían hacerlo.

## Referencias Citadas

- Abotalib, A. Z., Sultan, M., and Elkadiri, R.  
2016 "Groundwater processes in Saharan Africa: Implications for landscape evolution in arid environments". In *Earth-Science Reviews* (Vol. 156, pp. 108-136). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.03.004>.
- Baum, Z., Palatnik, R. R., Kan, I., and Rapaport-Rom, M.  
2016 "Economic Impacts of Water Scarcity under Diverse Water Salinities". *Water Economics and Policy*, 2(1). <https://doi.org/10.1142/S2382624X15500137>
- Binnie, S. A.; Reicherter, K. R.; Victor, P.; González, G.; Binnie, A.; Niemann, K.; Stuart, F. M.; Lenting, C.; Heinze, S.; Freeman, S. P. H. T. and Dunai, T. J.  
2020 "The origins and implications of paleochannels in hyperarid, tectonically active regions: The northern Atacama Desert, Chile". *Global and Planetary Change*, 185. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2019.103083>.
- Booker, J. F., and Trees, W. S.  
2020 "Implications of Water Scarcity for Water Productivity and Farm Labor". *Water*, 12(1), 308. <https://doi.org/10.3390/w12010308>.
- Boretti, A., and Rosa, L.  
2019 "Reassessing the projections of the World Water Development Report". *Npj Clean Water*, 2(1), 1-6. <https://doi.org/10.1038/s41545-019-0039-9>.
- Díaz Campos, Karenn Alejandra.  
2020 "Crisis del agua en el norte de Chile. derecho y cultura en los Andes. Sobre los efectos irracionales del derecho". *Diálogo Andino* (61), 67-79. <https://dx.doi.org/10.4067/S0719-26812020000100067>.
- García, R.  
2016 "Las pugnas por el agua: políticas, gestores y actores sociales". In *Con-temporánea* (Issue 6). [http://con-temporanea.inah.gob.mx/mirar\\_libros/rita\\_garcia\\_num6](http://con-temporanea.inah.gob.mx/mirar_libros/rita_garcia_num6).
- Garreaud, R. D., Molina, A., and Farias, M.  
2010 "Andean uplift, ocean cooling and Atacama hyperaridity: A climate modeling perspective". *Earth and Planetary Science Letters*, 292(1-2), 39-50. <https://doi.org/10.1016/j.epsl.2010.01.017>.
- Garreaud, R., Vuille, M., and Clement, A. C.  
2003 "The climate of the Altiplano: Observed current conditions and mechanisms of past changes". *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 194(1-3), 5-22. [https://doi.org/10.1016/S0031-0182\(03\)00269-4](https://doi.org/10.1016/S0031-0182(03)00269-4).
- Hatami, H. and Gleick, P.  
1994 "Chronology of Conflict over Water in the Legends, Myths, and History of the Ancient Middle East". *Environment*, 3(36).
- Houston, J., and Hartley, A. J.  
2003 "The central andean west-slope rainshadow and its potential contribution to the origin of hyper-aridity in the Atacama Desert". *International Journal of Climatology*, 23(12), 1453-1464. <https://doi.org/10.1002/joc.938>.
- Kopinina, H., and Washington, H.  
2016 "Discussing why population growth is still ignored or denied". *Chinese Journal of Population Resources and Environment*, 14(2), 133-143. <https://doi.org/10.1080/10042857.2016.1149296>.
- Kreamer, D. K.  
2012 "The Past, Present, and Future of Water Conflict and International Security". *Journal of Contemporary Water Research & Education*, 149(1), 87-95. <https://doi.org/10.1111/j.1936-704x.2012.03130.x>.
- Levy, B. S., and Sidel, V. W.  
2011 "Water Rights and Water Fights: Preventing and Resolving Conflicts Before They Boil Over". *American Journal of Public Health*, 101(5), 778-780. <https://doi.org/10.2105/AJPH.2010.194670>.
- Maganda, Carmen  
2008 "¿Agua dividida, agua compartida? Acuiferos transfronterizos en Sudamérica, una aproximación. Estudios Políticos". *Antioquía*, número 32, enero-junio 2008, pp. 171-194.
- Malanson, G. P., and Alftine, K. J.  
2016 "Ecological Impacts of Climate Change". In *Biological and Environmental Hazards, Risks, and Disasters* (pp. 397-426). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-394847-2.00022-X>.
- Manríquez Tirado, Hermann; Mansilla Quiñones, Pablo y Moreira Muñoz, Andrés  
2019 "Hacia una conservación integrada del paisaje biogeocultural de Atacama". *Diálogo Andino* (60), 141-152. <https://dx.doi.org/10.4067/S0719-26812019000300141>
- Mekonnen, M. M., and Hoekstra, A. Y.  
2016 "Sustainability: Four billion people facing severe water scarcity". *Science Advances*, 2(2). <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500323>.
- Mendonça, Magaly  
2017 "Monzón Sudamericano: La integración de la circulación amazónica y altioplánica y las variabilidades climáticas del altiplano andino chileno". *Diálogo Andino* (54), 21-30. <https://dx.doi.org/10.4067/S0719-26812017000300021>.
- Nieto, Nubia  
2011 "La gestión del agua: tensiones globales y latinoamericanas". *Política y Cultura* (36), 157-176. Recuperado en 16 de marzo de 2021, de [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0188-77422011000200007&lng=es&tlng=es](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-77422011000200007&lng=es&tlng=es).
- Oré-Vélez, María, Geng-Montoya, D.  
2015 "Políticas públicas del agua en el Perú: viscosidades para la creación del consejo de recursos hídricos de la cuenca Ica-Huancavelica". *Agricultura, Sociedad y Desarrollo*, 12(3), 409-445. [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1870-54722015000300007](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1870-54722015000300007).
- Peña García, Alejandra  
2007 "Una perspectiva social de la problemática del agua". *Investigaciones Geográficas* (62), 125-137. Recuperado en 15 de marzo de 2021, de [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0188-46112007000100008&lng=es&tlng=es](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-46112007000100008&lng=es&tlng=es).
- Petersen-Perlman, J. D., Veilleux, J. C., and Wolf, A. T.  
2017 "International water conflict and cooperation: challenges and opportunities". In *Water International* (Vol. 42, Issue 2, pp. 105-120). Routledge. <https://doi.org/10.1080/02508060.2017.1276041>.
- Pino V. E.; Ramos F. L.; Mejía M. J.; Chávarri V. E. y Ascencios T. D.  
2020 "Medidas de mitigación para el acuífero costero La Yarada, un sistema sobreexplotado en zonas áridas". *Idesia* (Arica), 38(3), 21-31. <https://doi.org/10.4067/s0718-34292020000300021>.

- Pino, E., Montalván, I., Vera, A., and Ramos, L.  
2019a "Stomatal conductance and its relationship with leaf temperature and soil moisture in olive cultivation (*Olea europaea* L.), in the period of fruit ripening, in arid zones. La Yarada, Tacna, Perú". *Idesia*, 37(4), 55-64. <https://doi.org/10.4067/S0718-34292019000400055>.
- Pino, Edwin, Ramos, L.; Ávalos, O.; Tacora, P.; Chávarri, E.; Angulo, O.; Ascencios, D.; and Mejía, J.  
2019b "Factors affecting depletion and pollution by marine intrusion in the La Yarada's coastal aquifer, Tacna, Peru". *Tecnología y Ciencias del Agua*, 10(5), 177-213. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2019-05-07>.
- Pino, Edwin, Tacora, P.; Steenken, A.; Alfaro, L.; Valle, A.; Chávarri, E.; Ascencios, D.; y Mejía Marcacuzco, J. A.  
2017 "Efecto de las características ambientales y geológicas sobre la calidad del agua en la cuenca del río Caplina, Tacna, Perú". *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(6), 77-99. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2017-06-06>.
- Pino V., E.  
2019 "The La Yarada coastal aquifer, after 100 years of exploitation as a sustenance for agriculture in arid zones: A historical review". *Idesia*, 37(3), 39-45. <https://doi.org/10.4067/S0718-34292019000300039>.
- Pino V., E.; Chávarri V. E. and Ramos F. L.  
2018 "Governability and governance crisis its implications in the inadequate use of groundwater, case coastal aquifer of la yarada, Tacna, Perú". *Idesia*, 36(3), 77-86. <https://doi.org/10.4067/S0718-34292018005001301>.
- Ritter, B.; Wennrich, V.; Medialdea, A.; Brill, D.; King, G.; Schneiderwind, S.; Niemann, K.; Fernández-Galego, E.; Diederich, J.; Rolf, C.; Bao, R.; Melles, M.; and Dunai, T. J.  
2019 "Climatic fluctuations in the hyperarid core of the Atacama Desert during the past 215 ka". *Scientific Reports*, 9(1), 1-13. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-41743-8>.
- Rodríguez Valdivia, Alan; Albornoz Espinoza, Cristián y Tapia Tosetti, Alejandro  
2017 "Geomorfología del área de Putre, andes del norte de Chile: acción volcánica y climática en su modelado". *Diálogo Andino* (54), 7-20. <https://dx.doi.org/10.4067/S0719-26812017000300007>.
- Sarricolea, Pablo; Meseguer Ruiz, Oliver, y Romero-Aravena, Hugo  
2017 "Tendencias de la precipitación en el norte grande de Chile y su relación con las proyecciones de cambio climático". *Diálogo Andino* (54), 41-50. <https://dx.doi.org/10.4067/S0719-26812017000300041>.
- Stein, B. A.; Staudt, A.; Cross, M. S.; Dubois, N. S.; Enquist, C.; Griffis, R.; Hansen, L. J.; Hellmann, J. J.; Lawler, J. J.; Nelson, E. J.; and Pairis, A.  
2013 "Preparing for and managing change: Climate adaptation for biodiversity and ecosystems". In *Frontiers in Ecology and the Environment* (Vol. 11, Issue 9, pp. 502-510). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1890/120277>.
- Vergara Blanco, Alejandro  
1998 "Bases y principios del derecho de aguas. En especial de los usos consuetudinarios". En: *Revista Anuario*, Facultad de Ciencias Jurídicas, Universidad de Antofagasta (s/n) pp. 119-123.
- Wang, Y. J., and Qin, D. H.  
2017 "Influence of climate change and human activity on water resources in arid region of Northwest China: An overview". In *Advances in Climate Change Research* (Vol. 8, Issue 4, pp. 268-278). National Climate Center. <https://doi.org/10.1016/j.accre.2017.08.004>.
- Wardropper, C. B., and Rissman, A. R.  
2019 "Adaptations to extreme storm events by conservation organizations". *Climatic Change*, 152(1), 85-101. <https://doi.org/10.1007/s10584-018-2342-8>.
- West, J. M.; Courtney, C. A.; Hamilton, A. T.; Parker, B. A.; Julius, S. H.; Hoffman, J.; Koltz, K. H.; and MacGowan, P.  
2017 "Climate-Smart Design for Ecosystem Management: A Test Application for Coral Reefs". *Environmental Management*, 59(1), 102-117. <https://doi.org/10.1007/s00267-016-0774-3>.
- Xu, D., Song, A., and Song, X.  
2017 "Assessing the effect of desertification controlling projects and policies in northern Shaanxi Province, China by integrating remote sensing and farmer investigation data". *Frontiers of Earth Science*, 11(4), 689-701. <https://doi.org/10.1007/s11707-016-0601-4>.
- Zeitoun, M.; Mirumachi, N.; Warner, J.; Kirkegaard, M.; and Cascão, A.  
2020 "Analysis for water conflict transformation". *Water International*, 45(4), 365-384. <https://doi.org/10.1080/02508060.2019.1607479>.
- Zhang, B. G.  
2000 "Asymptotic behavior of solutions of certain difference equations". *Applied Mathematics Letters*, 13(1), 13-18. [https://doi.org/10.1016/S0893-9659\(99\)00138-X](https://doi.org/10.1016/S0893-9659(99)00138-X).



## ARTÍCULO DE REVISIÓN

### Seguridad hídrica en el acuífero costero La Yarada: desafíos actuales y futuros

Water security in the la Yarada coastal aquifer: current and future challenges

Edwin Pino-Vargas

Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann, Av. Miraflores s/n - Ciudad Universitaria, Tacna, Perú.

#### RESUMEN

El acuífero costero La Yarada, se encuentra emplazado en la cabecera del Desierto de Atacama al norte de Chile siendo uno de los lugares más secos de la Tierra, en este trabajo se busca establecer los desafíos actuales y futuros, para lograr su seguridad hídrica. Se realizó la revisión documentaria de los proyectos hidráulicos ejecutados y futuros ligados al sistema acuífero y su legislación en materia de aguas. Podemos confirmar que la seguridad hídrica en este acuífero, no ha sido alcanzada, el balance hídrico anual cada vez es más negativo y la calidad del agua se viene deteriorando en forma progresiva. Se debe establecer la incorporación de agua al acuífero proveniente de trasvase de agua de cuencas vecinas (Maure, Uchusuma, Sama y Locumba), inducción de infiltración de agua en la zona húmeda, tratamiento de aguas servidas, desalinización de agua de mar o agua de la interfase agua dulce-agua salada.

**Palabras clave:** seguridad hídrica; acuífero La Yarada; calidad del agua; gobernanza del agua.

#### ABSTRACT

The coastal aquifer La Yarada, is located at the head of the Atacama Desert in northern Chile and is one of the driest places on Earth, in this work seeks to establish the current and future challenges to achieve water security. The documentary review of the executed and future hydraulic projects linked to the aquifer system and its water legislation was carried out. We can confirm that the water security in this aquifer has not been reached, the annual water balance is becoming more negative and the water quality is deteriorating progressively. The incorporation of water into the aquifer from water transfer from neighboring basins (Maure, Uchusuma, Sama and Locumba), induction of water infiltration in the humid zone, sewage treatment, desalination of sea water or water must be established. the freshwater-saltwater interface.

**Keywords:** water security; La Yarada aquifer; water quality; water governance.

#### 1. Introducción

En el Perú, las poblaciones urbanas y rurales han variado a lo largo del tiempo. En 1940 la población peruana era predominantemente rural; en 1961 ambas poblaciones representaban casi el 50%; sin embargo, desde los años setenta, la mayoría de la población comenzó a vivir en zonas urbanas. Esto significa que en 67 años el país ha pasado de ser predominantemente rural a predominantemente urbano. En 2007, la población rural representa menos de un cuarto de la población nacional (WHO, 2015). Esta situación genera mayores demandas de agua para el abastecimiento poblacional en las grandes ciudades de la costa peruana, asimismo, se incrementa la demanda hídrica para la producción de alimentos y otras

actividades económicas, lo que trae consigo, mayores exigencias al sistema natural y a su vez procesos de contaminación tanto de orden natural como antropogénico.

Según el Foro Económico Mundial, la contaminación de los acuíferos será exacerbada por disminuciones en el flujo de las corrientes: para la década del 2050, se proyecta que más de 650 millones de personas en 500 ciudades del mundo enfrentarán disminuciones en la disponibilidad de agua dulce de al menos el 10% (WEF, 2019). Alrededor de 500 millones de personas viven en zonas donde el consumo de agua supera los recursos hídricos renovables locales en una relación de dos a uno (Mekonnen y Hoekstra, 2016). Asimismo, según el reporte de riesgos globales, la crisis del agua se ubica en el tercer

lugar de los riesgos globales de mayor impacto y a su vez entre los más probables en materializarse (WEF, 2017).

El cambio en los patrones de consumo, lo que incluye cambiar las dietas hacia alimentos que requieren grandes cantidades de agua, como la carne (es decir, se necesitan 15000 litros de agua para 1 kg de carne vacuna) empeorará la situación. Por lo tanto, no debe sorprender que el Foro Económico Mundial (WEF, por sus siglas en inglés) haya evaluado consecutivamente la crisis del agua como uno de los principales riesgos mundiales en los últimos cinco años. En 2016 se determinó que la crisis del agua será el +riesgo mundial más preocupante para las personas y las economías en los próximos diez años (UNESCO, 2017).

La seguridad hídrica debe ser el objetivo estratégico de la política del agua, según este principio normativo debe evaluarse la situación actual de los recursos hídricos, en calidad y cantidad, así como la gestión del agua (Martínez-Austria *et al.*, 2019), en muchos países la seguridad hídrica no ha sido alcanzada y esta se encuentra cada vez más amenazada.

Rekacewicz (2006) elaboró un mapa de Índice de Estrés Hídrico en las cuencas mayores del mundo (Figura 1), puede observarse, existe un número muy elevado de cuencas grandes en las que el recurso hídrico está sobreexplotado, particularmente en Europa, Norte de África, Medio Oriente, India, China y Norteamérica (Martínez-Austria *et al.*, 2019). En el caso de Perú, todas las cuencas de la

costa del país, tienen niveles de alta explotación y en especial la zona sur en sobreexplotación, correspondiendo esta característica al acuífero La Yarada.

En este artículo, se busca establecer los desafíos actuales y futuros, para la seguridad hídrica en el acuífero costero La Yarada, un sistema acuífero emplazado en la cabecera del Desierto de Atacama en el norte de Chile que es uno de los lugares más secos de la Tierra; su núcleo extremo hiperárido recibe menos de 2 mm/año de precipitación (Houston, 2006).

## 2. El agua en el Perú

El Perú se encuentra en el octavo lugar de los países del mundo con mayor cantidad de agua, se encuentra el Amazonas el río más caudaloso del mundo y el Titicaca el lago más alto del mundo, así como miles de lagunas, cientos de ríos y la mayor cantidad de glaciares tropicales del mundo. La Tabla 1 muestra la superficie, habitantes y volúmenes de agua distribuidos por vertientes (ANA, 2009), en la vertiente Amazónica se dispone de 1,98 Hm<sup>3</sup>/año/Km<sup>2</sup> y 189167,17 m<sup>3</sup>/año/hab., lo que representa una ratio de más de 100 veces de la disponibilidad respecto a la vertiente del Pacífico. Los ríos en el país constituyen un total de 159 unidades hidrográficas, de las cuales 62 corresponden a la vertiente del Pacífico, 84 Amazónica y 13 del Titicaca.

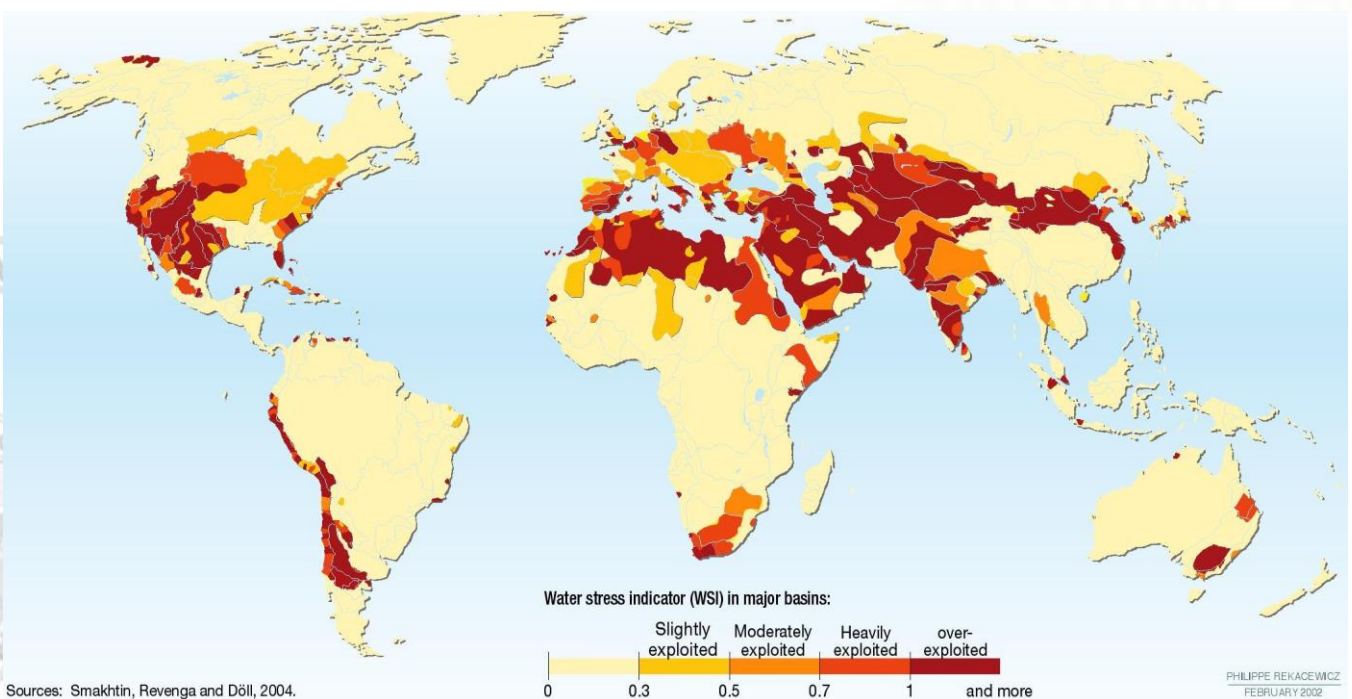


Figura 1. Mapa de Índice de Estrés Hídrico en las cuencas mayores del mundo (Rekacewicz, 2006).

**Tabla 1**

Superficie, población y volúmenes de agua por vertientes en el Perú

Vertiente	Superficie (km <sup>2</sup> )	Población (hab.)	Volumen (Hm <sup>3</sup> /año)	Ratio vol./sup. (Hm <sup>3</sup> /año /km <sup>2</sup> )	Ratio vol./pop. (m <sup>3</sup> /año/hab.)
Pacífico	278483	18801417	34136	0,12	1815,61
Amazonas	957822	10018789	1895226	1,98	189167,17
Titicaca	48910	1246975	6259	0,13	5019,35
Total	1285215	30067181	1935621	1,51	64376,54

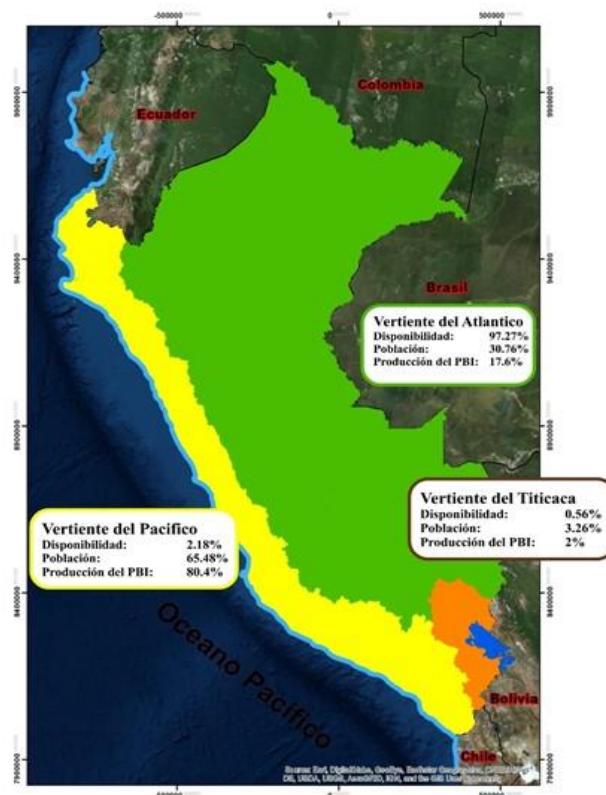
La población del Perú de acuerdo con estimaciones y proyecciones del Instituto Nacional de Estadística e Informática en enero de 2017, supera actualmente los 32204325 habitantes con una densidad promedio de 24 habitantes por km<sup>2</sup> y su tasa de crecimiento anual es de 1,1%. El 65,48% de la población peruana vive en la vertiente del Pacífico, el 30,76 % en la del atlántico, y el 3,26% en la del Titicaca, mientras que la distribución del agua es totalmente a la inversa, en la vertiente del Pacífico, el 2,18% de disponibilidad, 97,27% en la del atlántico, y el 0,56% en la del Titicaca (Figura 2).

La Amazonía peruana es un área que está cada vez más bajo la presión de la deforestación y contaminación del agua, como consecuencia del crecimiento poblacional, migración rural-urbana y extracción de petróleo y gas, impactando tanto en la cantidad como la calidad del agua (Van Soesbergen y Mulligan, 2014). En la costa y serranía, el estado intenta imponer por decreto oficial medidas correctivas, es a veces un medio eficaz para instalar el orden durante el caótico periodo seco, pero cuando el estado intenta extender su control a las prácticas locales de irrigación de las comunidades, hay resistencia (Gelles, 2000).

El agua subterránea en el Perú, representa una cuota importante de abastecimiento para cubrir la demanda de uso poblacional, irrigación y otros usos. Actualmente en el País, los acuíferos costeros son altamente sensibles a la sobreexplotación, debido al crecimiento de la demanda poblacional y del sector agrícola (Pulcha y Baldeón, 2015). En los últimos años los acuíferos costeros han experimentado un aumento en la demanda hídrica, generando la aparición de procesos de salinización y contaminación de sus aguas por las distintas actividades antropogénicas.

La gobernanza del agua se enfrenta con el problema del aumento de la demanda de recursos hídricos, la creciente variabilidad hidrológica en un contexto de cambio climático, y la contaminación que sigue proliferando. Por tanto, se observa una creciente escasez de agua, en cantidad y calidad, lo que genera competencia y conflictos entre los

actores involucrados (Hendriks y Boelens, 2016). La Autoridad Nacional del Agua (ANA), del Ministerio de Agricultura y Riego, de acuerdo a la Ley de Recursos Hídricos N° 29338, es el ente rector y máxima autoridad técnico normativa del Sistema Nacional de Gestión de los Recursos Hídricos, el cual es parte del Sistema Nacional de Gestión Ambiental (Pino *et al.*, 2018).



**Figura 2.** Distribución del agua y población por vertientes en el Perú.

El manejo de la cuenca y la distribución del agua constituyen una herramienta importante de poder (Cano y Haller, 2018). El conjunto de cuencas como unidad geográfica debe contribuir a construir un país con un sistema político y de gestión de recursos que permita una adecuada distribución del agua, y potencie a cada región con sus recursos naturales, integrándola a un sistema de distribución de oportunidades, de riqueza y de producción (Sabogal, 2009). Para un adecuado manejo del agua es necesario tener presente dos niveles espaciales fundamentales: la cuenca, y el Perú como país. En el caso de la cuenca, el acuífero La Yarada, se encuentra emplazado en la parte baja de la cuenca Caplina, como zona de descarga de dicha cuenca, donde se almacena el agua luego de ocurridos los procesos hidrológicos naturales y los procesos antrópicos en la parte media y alta de la cuenca.

### 3. El acuífero La Yarada

Se encuentra emplazado en la cuenca Caplina (Figura 3), su explotación se inicia por el año 1910, en forma continua en régimen equilibrado y no equilibrado, se ha identificado que la explotación no equilibrada se viene dando desde la década de los 80, con volúmenes de extracción que superan ampliamente a los de recarga. En todo el período de explotación del acuífero, se tiene información de tres balances hídricos realizados. Las instituciones responsables de los balances anuales reportados son: Instituto Nacional de Investigación y Fomento Minero (INIFM) en el año 1965 reportando 36 Hm<sup>3</sup> en balance positivo, Proyecto Especial Tacna, Instituto Nacional de Desarrollo en 1989 reportando -15.5 Hm<sup>3</sup> en balance negativo y el Instituto Geológico Minero y Metalúrgico en el año 2009 reportando -44.0 Hm<sup>3</sup> en balance negativo, posterior a 2009, no se registran balances en el acuífero. Se identificaron tres unidades geomorfológicas, tales como: la Cordillera Occidental, Puna y Flanco Disectado de los Andes; asimismo se identificó las formaciones geológicas que inciden sobre la calidad del agua en la cuenca, determinándose fuentes geotermales, que emanan agua con alto contenido de Arsénico, Plomo y Sodio en concentraciones por encima de los valores del Estándar de Calidad Ambiental (ECA) (Pino *et al.*, 2017). La sobreexplotación del acuífero ha provocado que valores altos y medios de la transmisividad y permeabilidad cambien actualmente a medios y bajos, respectivamente. En algunas zonas del acuífero, se ha provocado que la calidad del agua pase de aceptable a mala, evidenciando un deterioro que está relacionado con el incremento de los volúmenes de explotación y la disminución de la recarga de agua de buena calidad (Pino *et al.*, 2019; Pino y Coarita, 2018).

### 4. Uso del agua

Según el Ministerio de Agricultura y Riego en el año 2016, el uso del agua en el país se distribuye 54,02% para uso agrícola, 36,99% energético, 4,20% poblacional, 3,84% industrial, 0,69% minero y 0,26% pecuario. En la región Tacna, el recurso hídrico superficial proviene de los ríos Caplina, Sama y Locumba, y de los trasvases del Maure y el Uchusuma. Si a esto se suman las aguas subterráneas, se tiene una oferta total de 381,4 Hm<sup>3</sup>/año. Como la demanda registrada es de 676,9 Hm<sup>3</sup>/año, hay un déficit de 295,5 Hm<sup>3</sup>/año. Los usos más significativos del agua son agrícola, poblacional, agroindustrial y minero (ANA, 2013).

El uso predominante en el Departamento de Tacna, en cuanto a volumen de agua consumido, corresponde al sector productivo primario, relacionado con las actividades agropecuarias (89,2%). Le sigue el uso minero (7,0%) y poblacional (3,7%), en conjunto con volúmenes hídricos claramente inferiores a los usos agropecuarios. Mucho menor a todos ellos es el uso industrial (0,1%), restringido a actividades productivas de tipo privado localizadas fuera del ámbito urbano (industrias de la alimentación y canteras). Los usos primarios no se contabilizan por no representar volúmenes significativos de recurso y se restringen a suministros de comunidades campesinas alto-andinas y a usos en ceremonias rituales (ANA, 2013).

Respecto a la irrigación La Yarada, el uso del agua va orientado al cultivo representativo, el olivo, al año 2017, las plantaciones de olivo ascienden a 22 906 ha. que representa más del 50% del área cultivada en toda la región Tacna, respecto a la producción de aceituna a nivel nacional, Tacna representa el 86,54% con una producción en el año 2017 de 69254 t., según estadísticas de la Dirección Regional de Agricultura de Tacna (DRAT, 2018), la región La Libertad (0,21%, 162 t.), Lima (2,16%, 1716 t.), Ica (7,56%, 6050 t.), Arequipa (7,56%, 2659 t.) y Moquegua (0,21%, 169 t.).

### 5. Calidad del agua

El 2017, se publica en el diario oficial El Peruano el Decreto Supremo N° 004-2017-MINAM, aprobando los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua. La disponibilidad de recursos hídricos está intrínsecamente ligada a la calidad del agua. La contaminación de las aguas superficiales y subterráneas puede hacer imposible su utilización ante la ausencia de tratamientos previos costosos (UNESCO, 2017).

Se cuenta con un Protocolo Nacional para el Monitoreo de la Calidad de los Recursos Hídricos Superficiales, es de uso obligatorio a nivel nacional

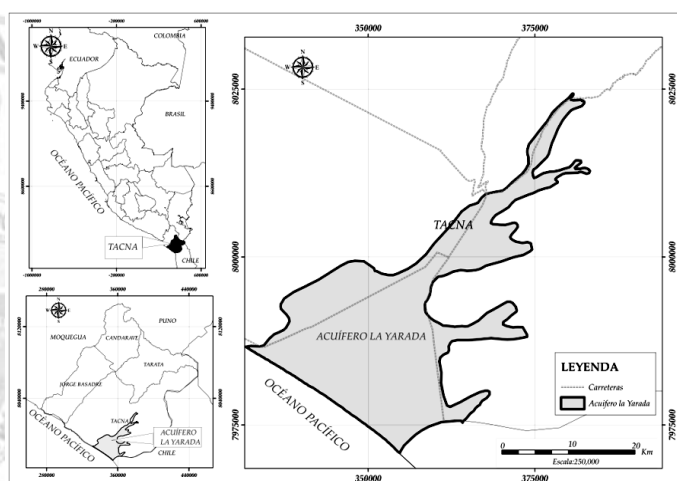


Figura 3. Mapa de ubicación acuífero La Yarada (Pino *et al.*, 2018).



con la incorporación de fuentes de agua internas y externas al sistema acuífero como son los trasvases de agua de cuencas vecinas (Sama, Locumba, Uchusuma, Maure), tratamiento de laderas y tratamiento de aguas residuales, entre otras medidas con fines de inducir la recarga natural y artificial del acuífero, y de esta manera asegurar la disponibilidad de recursos hídricos; asimismo, controlar el deterioro de la calidad del agua, para generar un desarrollo productivo sustentable. También es importante regular la contaminación por nitratos y controlar la contaminación industrial y minera.

En la actualidad, el acuífero presenta crisis en la gobernanza y gobernabilidad, de no tomarse acciones inmediatas por parte del aparato gubernamental, la crisis del sistema podría volverse irreversible, con el consiguiente perjuicio económico que esto acarrea (Pino *et al.*, 2018), por este problema se ven alteradas y rebasadas las leyes respecto a los regímenes de la gestión y limitación de los recursos hídricos subterráneos. Aún no se tienen cifras claras sobre los volúmenes de recarga y explotación, pero se registran descensos continuos según el programa de monitoreo a cargo de la Autoridad Local del Agua (ALA). A su vez, el monitoreo hidroquímico reporta resultados sobre el proceso de salinización por intrusión marina que se viene presentando en el acuífero y su progresivo avance. Revertir esta situación es un quehacer de las instituciones encargadas de la administración del agua y la sociedad civil. El problema del agua es mundial y toda la población debe tomar conciencia de su uso racional, para lograr a futuro lo términos de seguridad hídrica deseados.

La educación ambiental, es un elemento fundamental para la conservación del acuífero, en el país, así como en muchos países del mundo no tenemos claros los principios de manejo y conservación racional del agua, más aún se trata este recurso como un bien inagotable, cuando se sabe muy bien que no lo es, el Principio N° 1 de Dublín indica: El agua dulce es un recurso finito y vulnerable, esencial para sostener la vida, el desarrollo y el medio ambiente (WMO, 1992).

## 7. Conclusiones

Según los principios de seguridad hídrica, para el acuífero costero La Yarada, se requiere superar los desafíos actuales y futuros, establecidos primordialmente en revertir los problemas de contaminación por intrusión marina, generada a partir de los desbalances continuos que se vienen dando en el sistema acuífero las últimas décadas, detectados como descensos continuos de nivel freático. El

agua dulce en todas sus formas es un recurso finito y vulnerable, el acuífero, representa una componente importante incluida como aporte en cubrir las demandas hídricas de la región Tacna, por tanto, resulta vital buscar que su uso sea en condiciones de seguridad hídrica. A futuro, se deben establecer lineamientos de uso racional, y a su vez definir cuáles serán las fuentes que serán incorporadas como aportes para la recarga artificial del acuífero.

Las fuentes de agua identificadas para afianzar el acuífero La Yarada, son las siguientes: trasvase de agua de cuencas vecinas (Maure, Uchusuma, Sama y Locumba), inducción de infiltración de agua en la zona húmeda de la cuenca mediante el tratamiento de laderas, tratamiento de aguas servidas, desalinización de agua de mar o agua de la interfase agua dulce-agua salada. El mecanismo de inyección puede ser usando el sistema de barreras hidráulicas mixtas en un inicio y positivas a futuro.

## Agradecimiento

Este trabajo ha sido desarrollado en el marco del proyecto de investigación "Integración de métodos hidrodinámicos, hidroquímicos e isotópicos para precisar el funcionamiento y manejo sostenible del acuífero La Yarada, Tacna, Perú", financiado con fondos de canon, sobre canon y regalías mineras de la Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann, Tacna, Perú.

## Referencias bibliográficas

- ANA - Autoridad Nacional del Agua. 2009. Plan Nacional de Recursos Hídricos. Ediciones ANA. Lima, Perú. 254 pp.
- ANA-Autoridad Nacional del Agua. 2013. Plan de Gestión de Recursos Hídricos Cuenca CAPLINA-LOCUMBA. Ediciones ANA. Lima, Perú. 31 pp.
- ANA-Autoridad Nacional del Agua. 2014. Informe técnico del cuarto monitoreo participativo 2014 de calidad de agua superficial en las cuencas Caplina Maure, Uchusuma e intercuenca 13155 (realizado del 18/11/2014 al 21/11/2014). Ediciones ANA. Tacna, Perú.
- ANA-Autoridad Nacional del Agua. 2016. Protocolo nacional para el monitoreo de la calidad de los recursos hídricos superficiales. Ediciones ANA. Lima, Perú.
- Anim-Gyampo, M.; Anomu, G. K.; Appiah-Adjei, E. K.; Agodzo, S. K. 2019. Quality and health risk assessment of shallow groundwater aquifers within the Atankwidi basin of Ghana. *Groundwater for Sustainable Development* 9: 100217.
- Cano, D.; Haller, A. 2018. Los servicios ecosistémicos hidrológicos: entre la urbanización y el cambio climático. *Percepción campesina y experta en la subcuenca del río Shullcas, Perú. Espacio y Desarrollo* 31: 7-32.
- DRAT-Dirección Regional de Agricultura de Tacna. 2018. Tacna: Serie histórica cultivos 2008-2017. Disponible en: [http://www.agritacna.gob.pe/link\\_de\\_ol\\_estadi.php](http://www.agritacna.gob.pe/link_de_ol_estadi.php)
- Escobar-Villagrán, B.S.; Palacios-Vélez, Ó.L. 2012. Análisis de la sobreexplotación del acuífero Texcoco, México. *Tecnología y ciencias del agua* 3(2): 67-84.
- Gelles, P.H. 2000. *Water and Power in Highland Peru: The Cultural Politics of Irrigation and Development*. Rutgers University Press. 256 pp.

- Hendriks, J.; Boelens, R. 2016. Acumulación de Derechos de Agua en el Perú. *Anthropologica* 34(37): 13-32.
- Houston, J. 2006. Variability of precipitation in the Atacama Desert: its causes and hydrological impact. *International Journal of Climatology* 26(15): 2181-2198.
- Martínez-Austria, P. F.; Díaz-Delgado, C.; Moeller-Chavez, G. (2019). Seguridad hídrica en México: diagnóstico general y desafíos principales. *Ingeniería del agua* 23(2): 107-121.
- Mekonnen, M.; Hoekstra, A.Y. 2016. Four billion people facing severe water scarcity See all authors and affiliations *Science Advances* 2(2): e1500323.
- Pino, E.; Ramos, L.; Avalos, O.; Tacora, P.; Chávarri, E.; Angulo, O.; Mejía, J. 2019. Factors affecting depletion and pollution by marine intrusion in the La Yarada's coastal aquifer, Tacna, Peru. *Tecnología y Ciencias del Agua* 10(5): 177-213.
- Pino, E.; Tacora, P.; Steenken, A.; Alfaro, L.; Valle, A.; Chávarri, E.; Mejía, J. 2017. Efecto de las características ambientales y geológicas sobre la calidad del agua en la cuenca del río Caplina, Tacna, Perú. *Tecnología y Ciencias del Agua* 8(6): 77-99.
- Pino V., E.; Chávarri V.; E.; Ramos F., L. 2018. Crisis de gobernanza y gobernabilidad y sus implicancias en el uso inadecuado del agua subterránea, caso acuífero costero de La Yarada. *Idesia* 36(3): 75-85.
- Pino E.V.; Coarita, F.A. 2018. Caracterización hidrogeológica para determinar el deterioro de la calidad del agua en el acuífero la yarada media. *Revista de Investigaciones Altoandinas. Journal of High Andean Research* 20(4): 477-490.
- Pulcha, J.; Baldeón, W. 2015. Análisis espacial de la vulnerabilidad a la contaminación del agua subterránea del acuífero Asia-Omas. *Anales Científicos* 76(1): 150.
- Rekacewicz, P. 2006. Water Scarcity Index. GRID, Arendal. available in: <http://www.grida.no/resources/5586>
- Sabogal, A. 2009. Distribución del agua en el Perú desde una perspectiva de cuenca. *Debates en Sociología* 34: 9-20.
- Singh, A.; Panda, S.N.; Uzokwe, V.N.E.; Krause, P. 2019. An assessment of groundwater recharge estimation techniques for sustainable resource management. *Groundwater for Sustainable Development* 9: 100218.
- UNESCO - United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. 2017. Informe mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos, 2017: Aguas residuales: el recurso no explotado. Disponible en: <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000247647>
- Van Soesbergen, A.J.J.; Mulligan, M. 2014. Modelling multiple threats to water security in the Peruvian Amazon using the Water World policy support system. *Earth System Dynamics* 5(1): 55-65.
- Villar, P.C. 2016. Groundwater and the Right to Water in a Context of Crisis. *Ambiente and amp; Sociedade* 19(1): 85-102.
- WEF - World Economic Forum. 2017. The Global Risks Report 2017. Geneva: World Economic Forum.
- WEF - World Economic Forum. 2019. The Global Risks Report 2019. Geneva: World Economic Forum.
- WHO - World Health Organization. 2015. WHO-World Health Statistics 2015. available in: [http://www.who.int/gho/publications/world\\_health\\_statistics/2015/en/](http://www.who.int/gho/publications/world_health_statistics/2015/en/)
- WMO - World Meteorological Organization. 1992. Conferencia internacional sobre el agua y el medio ambiente: cuestiones de desarrollo para el siglo 21, 26-31 enero de 1992, Dublin, Irlanda.
- WWF-World Water Forum); GWP-Global Water Partnership (Eds.). 2000. Towards water security: a framework for action. Stockholm: GWP.
- Yusuf, M.A.; Abiye, T.A. 2019. Risks of groundwater pollution in the coastal areas of Lagos, southwestern Nigeria. *Groundwater for Sustainable Development* 9: 100222.

