ESTUDIOS UNIVERSITARIOS DE
POSGRADO EN HIDROLOGÍA

máster en hidrología y gestión de recursos hídricos

PROYECTOS 2021

Universidad de Alcalá
Universidad Rey Juan Carlos
instituto imdeaagua
traguanet
Estudios Universitarios de Posgrado de las Universidades de Alcalá y Rey Juan Carlos (coordina Universidad de Alcalá)

ISBN: 978-84-09-54900-9

Impactos físicos de la minería en el medio hidrológico
Autora: Dª Diana Catalina Manosalvas Corrales
Director: Dr. Francisco Javier Lillo Ramos (Universidad Rey Juan Carlos)……..1

El mercado del agua en California
Autora: Sara Sanz Narros
Director: Alberto Del Villar García (Universidad De Alcalá)……..41

Recursos hídricos subterráneos en el Municipio de Valsequillo (Gran Canaria, Islas Canarias)
Autor: D. José Ramón Pérez Suárez
Director: Dra. Dª. María del Carmen Cabrera Santana (ULPGC)…….80

Factibilidad económica de la operación sostenible de la represa hidroeléctrica Pangue, hacia una gestión integrada del agua en la cuenca del río Biobío, Chile
Autor: Juan Enrique Vallejos Carle
Director: Dr. Alberto Del Villar García (Universidad De Alcalá)….…….187

Contaminación por arsénico geogénico de las aguas subterráneas en Chile
Autora: Carmen Copier Mella
Director: Dr. Javier Lillo (Universidad Rey Juan Carlos)…….223

Diseño de planta de aguas regeneradas para uso agrícola en la provincia de Petorca, Valparaíso-Chile
Autor: Patricio Valenzuela Delgado
Director: Alberto del Villar García (Universidad De Alcalá)……..……270

Estudio de la salinidad en los suelos del delta del ebro mediante imágenes radar sar (sentinel-1)
Autora: María Rodrigo Viñuela
Director: Dr Francisco Carreño Conde (Universidad Rey Juan Carlos)……..354

Comportamiento hidrogeológico de los depósitos de Relaves
Autora: Claudia Hidalgo Pavez
Director: Dr. D. Francisco Javier Lillo Ramos (Universidad Rey Juan Carlos)……..….383

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ

Y

UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS

MÁSTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA

Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

PROYECTO DE FIN DE MÁSTER

Impactos Físicos de la Minería en el Medio Hidrológico

AUTORA:

Dª Diana Catalina Manosalvas Corrales

DIRECTOR:

Dr. Francisco Javier Lillo Ramos (Universidad Rey Juan Carlos)

Alcalá de Henares, 30 de junio de 2021

ÍNDICE

RESUMEN……4
1. INTRODUCCIÓN…….…4
2. OBJETIVOS……...8
2.1. Objetivo General……...8
2.2. Objetivo Específico……...8
3. ANTECEDENTES…….8
3.1 Uso de Agua en Minería……...8
4. METODOLOGÍA ……11
5. CASOS DE ESTUDIO…….12
5.1 Dysart Woods, Ohio (EE.UU.)……12
5.1.1 Descripción General……... 12
5.1.2 Impacto en el medio hidrológico…… 14
5.1.3 Intervenciones de protección…….. 16
5.2 Zaruma y Portovelo, Ecuador…….16
5.2.1 Descripción General……..….16
5.2.2 Impactos en el medio hidrológico …..18
5.2.3 Intervenciones de protección……..20
5.3 Shaanxi, China……...21
5.3.1 Descripción General……. .21
5.3.2 Impactos en el medio hidrológico…. 22
5.3.3 Intervenciones de protección…… .24
5.4 Carmichael, Australia…….27
5.4.1 Descripción General…….. .27
5.4.2 Impactos en el medio hidrológico…. .28
5.4.3 Intervenciones de protección……. .29
6. DISCUSIÓN ……30
7. CONCLUSIONES…….……...32
8. BIBLIOGRAFÍA……..34

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Impactos de la minería 7
Tabla 2 Evolución de la extensión areal (en 109m2) de diferentes rangos de profundidades del nivel freático . 22
Tabla 3 Recarga por infiltración 23

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Reservas de minerales en el mundo 6
Figura 2. Mapa de la cuenca hidrográfica de Dysart Woods..... 13
Figura 3. Actividad Minera en Dysart Woods 14
Figura 4. Concesiones mineras en el complejo minero Zaruma–Portovelo 17
Figura 5. Zona de exclusión Zaruma..... 20
Figura 6 Plantas de carbón en China, zoom provincia de Shaanxi 21
Figura 7. Profundidad del nivel freático por áreas..... 23
Figura 8. Escenario 1..... 24
Figura 9. Escenario 2..... 25
Figura 10. Escenario 3..... 25
Figura 11. Ubicación de la mina Carmichael 28
Figura 12. Representación de la dirección de flujo de agua subterránea pre-minería y pos-minería 29

TABLA DE ABREVIATURAS

ACL: América Latina y El Caribe

AMD: Acid Mine Drainage (siglas en inglés), Drenaje ácido de minas

ARCOM: Agencia de Regulación y Control Minero

CEPAL: Comisión Económica para América Latina y el Caribe

EDAR: Estación Depuradora de Aguas Residuales

EIA: Estudio de Impacto Ambiental

GAB: Great Artesian Basin (siglas en inglés), Gran cuenca Artesiana

OVCC: Ohio Valley Coal Company

PTAR: Planta de Tratamiento de Aguas Residuales

RESUMEN

La presente investigación fue desarrollada con el objetivo de identificar los impactos físicos generados por el desarrollo de la minería en el medio hidrológico. El presente trabajo se basa en una recopilación bibliográfica de información existente en diversas fuentes de datos científicos que contienen relación con la temática analizada. Se tomó un total de 4 casos de estudio: Dysart Woods (EE.UU.), Zaruma y Portovelo (Ecuador), Shaanxi (China) y Carmichael (Australia) donde se han llevado a cabo estudios del impacto de la minería sobre el medio hidrológico.

Como resultado de la investigación el impacto común identificado en los cuatro casos de estudio fue las subsidencias del terreno producto del colapso de estructuras de soporte subterráneas y el descenso de los niveles freáticos producto del drenaje de minas. En el caso de Carmichael es una predicción ya que las actividades de explotación iniciaron en el presente año.

En los casos de Dysart Woods como en Shaanxi el impacto común analizado fue el descenso en los caudales de los ríos en los que descargan los acuíferos intervenidos, los acuíferos se conectan hidráulicamente con los recursos superficiales por lo que una alteración se verá reflejada tanto a nivel subterránea como superficial.

En el caso de Dysart Woods y Carmichael uno de los impactos físicos de la minería de carbón que ha sido previsto a través de modelos fue la posibilidad de llegar a un drenaje total y secado de acuíferos y las consecuencias ecológicas que esto implicaría.

En todos los casos de estudio se han propuesto una serie de medidas de prevención y/o remediación frente a los potenciales impactos de la minería. En el caso de Dysart Woods se incluyó una zona de amortiguamiento, en el caso de Zaruma y Portovelo se estableció un área de exclusión minera, en Shaanxi se están implementado tecnologías de aprovechamiento de relleno de huecos, depósitos de almacenamiento subterráneos y explotación de carbón y agua, finalmente en el caso de Carmichael se incluyó un plan de manejo del recurso subterráneo que incluye medidas de monitoreo y alerta temprana durante los 60 años de vida útil de la mina.

Se concluye que tras el cese de la actividad minera las características físicas de los recursos hídricos superficiales (calidad y cantidad) y subterráneos (permeabilidad, capacidad de almacenamiento, conductividad hidráulica y modelo de flujo) cambiarán en relación con las condiciones previas a la minería.

1. INTRODUCCIÓN

El desarrollo de la minería tiene sus inicios en las primeras civilizaciones tras la necesidad de utilizar materiales presentes en la tierra que permitan fabricar herramientas útiles para las actividades cotidianas encontrándose así los

primeros vestigios en el Paleolítico (Noguera, 2020).

En la actualidad la minería forma parte de las actividades económicas del sector primario esencial para el desarrollo de la sociedad debido a la gran demanda de minerales que son extraídos de la tierra con el objetivo de satisfacer las necesidades del ser humano en diversos sectores como la agricultura, pesca, educación, energía, construcción, tecnología, etc. (Higueras et al., 2011)

Los recursos minerales juegan un papel dominante en 81 países representando una cuarta parte de PIB mundial y a su vez conformando la mitad de la población mundial con aproximadamente 3.500 millones de habitantes, siendo un 70% países que se encuentran en situación de extrema pobreza (The World Bank, 2017).

La minería al igual que otras actividades humanas genera un impacto social, económico y sobre todo un impacto ambiental considerable (Vásconez y Torres, 2018) el cual está relacionado con el tipo de minería: cielo abierto, subterránea y aluvial (Servicio Geológico Mexicano, 2017) y por el volumen de material extraído: gran, mediana o pequeña minería, llegando incluso a describirse una cuarta categoría denominada minería artesanal (Ministerio del Ambiente y Agua, 2014).

En base al material extraído la minería se puede dividir en:

- Minería metalúrgica: extracción y/o explotación de metales que se han acumulado en el suelo (capa superficial) o subsuelo en forma de yacimientos, destacándose minerales como cobre, oro, plata, hierro, aluminio, etc.
- Minería no metalúrgica: denominada minería de cantera y/o construcción, explotación de minerales no-metálicos y rocas utilizadas en la construcción, ornamentación, e industria.

En los últimos años la explotación de minerales metálicos y no metálicos ha incrementado a nivel mundial de acuerdo con lo indicado por la Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL). Solo en América Latina y el Caribe (ALC) el incremento ha sido de 6 veces desde 1970 al pasar de 659 millones de toneladas a 3.972 en el año 2017 (Bárcena, 2018).

Las mayores reservas de níquel, cobre, plata y litio se concentran en ALC, destacándose países como Brasil, Perú, México y Chile quien cuenta con la mayor reserva de cobre del mundo. En el caso del continente asiático se destaca a China e India, con las mayores reservas de estaño y molibdeno y en Oceanía se encuentran las reservas más grandes de hierro, plomo, zinc y oro siendo estos minerales explotados principalmente por Australia (Bárcena, 2018) (The World Bank, 2017).

En la Figura 1 se presenta un resumen de las reservas de los principales minerales y cómo

estos se encuentran distribuidos por regiones (continentes) en todo el planeta.

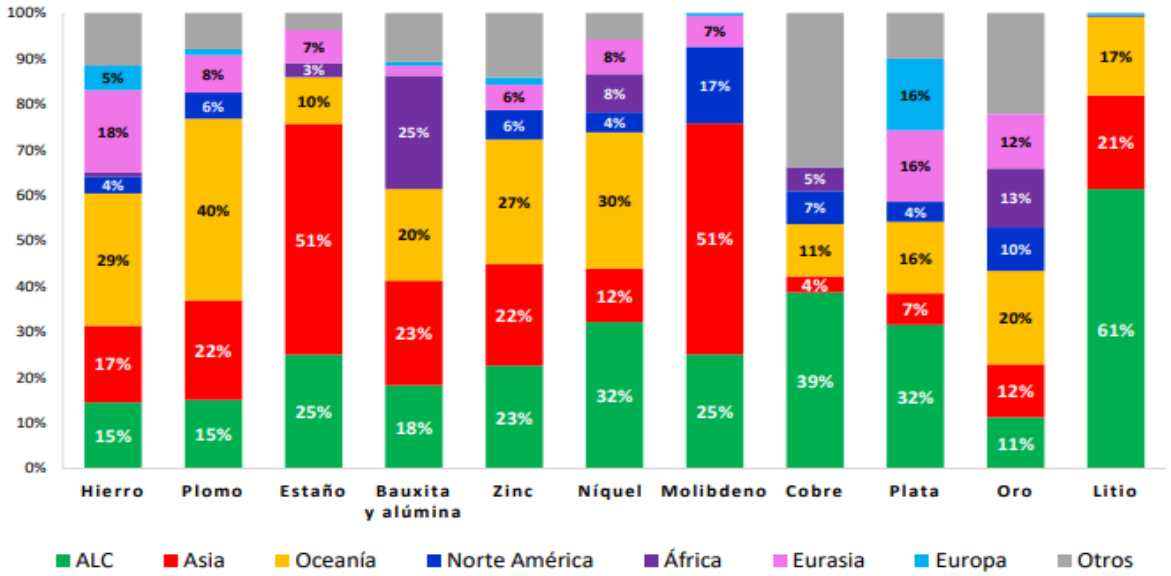


Figura 1. Reservas de minerales en el mundo.

Fuente: (Bárcena, 2018).

El incremento de la actividad minera se relaciona directamente con el aumento de las presiones sobre el medio ambiente generando importantes desafíos y conflictos socioambientales a nivel mundial, con un crecimiento muy marcado en ALC. A nivel mundial se registran un total de 1.395 casos (ACKnowl-EJ et al., 2021) de conflictos ambientales relacionados con actividades mineras, destacándose las siguientes: exploración de yacimientos mineros, extracción de materiales de construcción, relaves de minas, procesamiento de minerales, extracción y procesamiento de carbón, refinerías de metales y extracción de uranio.

En la Tabla 1 se presenta una recopilación de los principales impactos socioambientales generados por la actividad minera.

Tabla 1. Impactos de la minería.

Componente	Impacto
Aire	• Contaminación atmosférica con material particulado procedente de actividades de voladura, carga y transporte de material y durante la operación de escombreras. • Contaminación con gases procedentes del proceso de combustión de maquinaria y vehículos, combustión de carbón (COx, NOx, SOx, CH4) y durante la extracción de minerales. • Formación de aerosoles tóxicos durante el proceso de explotación e hidrometalurgia (recuperación de metales de interés). • Contaminación acústica procedente del proceso de voladura, maquinaria (transporte de materiales y planta de beneficio), paso de vehículos para movilización de personal. • Vibraciones resultantes de la actividad de voladuras.
Suelo	• Erosión del suelo. • Pérdida de cobertura vegetal. • Deforestación. • Perdida de la estructura y propiedades del suelo (cambio en el relieve, desestabilización de laderas, cambio de textura, porosidad, permeabilidad, mezcla de horizontes). • Contaminación química por disposición de metales pesados, acidificación, adición de sales, etc.
Agua	• Alteración de la dinámica de masas de agua. • Incremento de sólidos y sedimentos en cuerpos de agua. • Incremento de la turbidez de masas de agua. • Modificación del nivel freático (excavaciones para construcción de galerías y túneles). • Cambios en flujos subterráneos (creación de barreras, drenajes, infiltraciones). • Contaminación con metales pesados. • Acidificación del agua (drenaje ácido de mina AMD).
Flora	• Pérdida de la biodiversidad de especies por desbroce y efecto de borde. • Pérdida de hábitat natural (fragmentación). • Pérdida de tierras agrícolas y de pastoreo.
Fauna	• Pérdida de la biodiversidad de especies terrestres y acuáticas. • Migración de especies.
Socioeconómico	• Generación de fuentes de empleo. • Dinamización de economía local. • Problemas sociales (consumo de alcohol, drogas, delincuencia, prostitución). • Cambio de uso de suelo. • Presión sobre servicios locales (energía, agua potable, vertederos, PTAR/EDAR). • Incremento de minería informal (artesanal) por expectativa de hallazgo de minerales. • Accidentes de tránsito o atropellamiento por incremento de flujo vehicular. • Accidentes laborales. • Pérdida de patrimonio cultural (durante actividades de construcción). • Enfermedades a causa de material particulado y gases generados. • Expropiaciones forzadas.

Fuente: (Lillo, Impactos de la minería en el medio natural, 2006)**,** (Cardno, 2018)**.**

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo General

- Realizar una revisión bibliográfica de los impactos físicos generados por el desarrollo de la minería en el medio hidrológico.

2.2. Objetivo Específico

- Efectuar una comparación de los impactos físicos generados por la minería sobre el medio hidrológico en casos de estudios de diferentes países.

3. ANTECEDENTES

3.1. Uso de Agua en Minería

El agua juega un papel fundamental dentro de la industria minera siendo indispensable en los procesos de extracción, concentración y purificación del mineral; sin embargo, en el caso de la minería subterránea se ha convertido en un verdadero desafío por los grandes volúmenes que deben ser bombeados al exterior (Red EsAgua, 2019) para ocupar la superficie para la construcción de infraestructura y servicios de la mina.

Independientemente del tipo de minería que se desarrolle se generan volúmenes considerables de efluentes en muchas ocasiones cargados de metales pesados, sales y otros compuestos que deberán ser gestionados adecuadamente para evitar contaminación de fuentes de agua naturales (Red EsAgua, 2019).

El uso intensivo de recurso puede causar serios problemas tanto en cantidad (sobreexplotación) como en calidad (contaminación) es por ello que la industria busca soluciones de tratamiento de efluentes, así como su reutilización con el objetivo de disminuir la presión sobre las fuentes de agua naturales (Red EsAgua, 2019).

A continuación, se presenta brevemente un resumen de las principales actividades mineras que demandan uso del agua de acuerdo con lo indicado por (Red EsAgua, 2019):

-Operación minera: el agua es utilizada para contención de material particulado y limpieza de maquinaria y equipos.
-Procesado de mineral: “el agua se utiliza para mezclar el mineral bruto, con el objetivo de llevar a cabo separaciones físicas tales como el lavado, separaciones por espesado y flotación, utilizado en combinación con químicos para lixiviar los minerales”.
-Transporte y manejo del mineral subproductos: el agua se utiliza aquí para bombear relaves o subproductos a sitios de almacenamiento temporal o definitivo y a su vez transporte de concentrados mineros a medios de transporte.
-Transporte y disposición de lixiviados y aguas residuales: transferencia de flujos residuales (por ejemplo, AMD) del sitio de la

mina a los lugares controlados para su tratamiento (EDAR) dentro de la industria.

-Drenaje de mina: el bombeo de agua presente en el área de operación minera se realiza para asegurar el acceso, seguridad de los mineros, equipos y maquinaria a las reservas de mineral.

Minería y el medio hidrológico

El medio hidrológico y la minería se encuentran directamente relacionados debido a que cualquier cambio en el subsuelo (apertura de túneles, agujeros, galerías) van a influir directamente en el estado y las características de los acuíferos, con una alteración en el flujo de las aguas subterráneas. Las afecciones generadas dependerán del tipo de minería que se lleve a cabo y las características del subsuelo (Instituto Tecnológico Geominero de España; Consejería de Obras Públicas y Transportes de la Junta de Andalucía; Consejería de Trabajo e Industria de la Junta de Andalucía, 1998).

Cabe mencionar que cada mina sea esta superficial o subterránea tiene su propio comportamiento hidrogeológico que deberá ser considerado al momento de llevar a cabo el diseño y planes de explotación, sin embargo, existen una serie de aspectos que son comunes en la explotación minera (Instituto Tecnológico Geominero de España; Consejería de Obras Públicas y Transportes de la Junta de Andalucía; Consejería de Trabajo e Industria de la Junta de Andalucía, 1998):

-Aspectos que condicionan el laboreo: relacionado con las características hidrodinámicas de las aguas subterráneas y del acuífero que condicionarán el ingreso de agua a la mina y por ende el tipo de bombeo necesario, la maquinaria requerida, sistema de iluminación y esquema de voladuras.

-Aspectos que deterioran la calidad del agua: se ve influenciado por procesos de disolución y de lixiviación de minerales, así como residuos generados en los procesos de recuperación del mineral: sólidos en suspensión de aguas de procesos, efluentes, y lixiviados industriales procedentes del proceso de refinación

-Recursos del acuífero: uso del acuífero (consumo humano, agricultura, ganadería, industrial, etc.) se debe considerar de manera puntual la posibilidad de depresión de los acuíferos.

La explotación minera genera una serie de alteraciones sobre el medio hidrológico los cuales se detallan a continuación (Lillo, 2020; Amezaga et al., 2004):

-Formación de barreras físicas: incluye la construcción de diques, presas, acumulación de materiales (escombreras, rellenos, relaves), provocando modificaciones en las propiedades hidráulicas del suelo como por ejemplo la compactación y asentamiento lo que a su vez supondrá un obstáculo para la normal circulación del agua.

-Cambio en perfiles y niveles base de corrientes fluviales: producidos por desvíos de cursos de agua, represamientos, embalsamientos y excavaciones.

-Incremento y/o facilidad de flujos de agua subterráneos: producido por la apertura de túneles, construcción de galerías, fracturas de rocas, incremento de presión en fracturas existentes provocadas por procesos de voladura en minería subterránea.

-Variación en las reservas de agua: producido por el bombeo de agua subterránea durante procesos de construcción de túneles, galerías y explotación del mineral de interés; por el contrario, podría darse el escenario contrario de incremento del volumen (reservas) de agua en el acuífero producto de inyecciones forzadas.

-Pérdida de la calidad física del agua en corrientes superficiales: como consecuencia de la pérdida de infiltración por la compactación, sellado, cementación del suelo, incremento de la escorrentía superficial y la erosión del material se produce el arrastre de gran cantidad de sólidos aumentando los sólidos en suspensión en los cursos de agua superficiales y deteriorando así la calidad física de los mismos.

-Colmatación de cauces naturales: se produce tras la construcción de balsas, presas o depósitos; los materiales derivados de la actividad minera son erosionados y removidos por acción de la escorrentía superficial aguas abajo, depositándose y acumulándose en el cauce.

-Efectos en el gradiente hidráulico, nivel freático y nivel piezométrico de los acuíferos: durante la extracción del mineral y drenaje de minas subterráneas se producen descensos de los niveles como consecuencia de los drenajes derivados de las excavaciones que pueden afectar a otras áreas dependiendo de la escala de operación, además de la creación de grandes huecos que podrían provocar subsidencias y el incremento de la permeabilidad por procesos de voladuras que generarán nuevas vías de circulación de los flujos de agua. Como resultado de lo antes mencionado se producirán pérdidas en las reservas de agua subterránea, incremento de la vulnerabilidad de los acuíferos a la contaminación, disminución de las descargas de agua subterránea en ríos, humedales y manantiales conectados hidráulicamente que se verá reflejado en una disminución de los caudales, pudiendo llegar a secarse, además de la disminución del nivel freático cercano a pozos de abastecimiento humano y agrícola aumentado la altura de bombeo requerida incrementado los costos de explotación de los pozos.

-Durante las actividades de cierre y abandono de forma específica durante la inundación de la mina y los vacíos minados puede provocar el denominado efecto “rebote” provocando hundimientos debido a la erosión de cavidades o pilares de soporte de la mina por rápido flujo de agua que a su vez puede provocar

reactivación de fallas por la presión generada sobre los poros de los estratos del suelo. Tras el cese de la actividad los niveles vuelven a su estado natural, los túneles y galerías son inundados; sin embargo, las características de los acuíferos principalmente permeabilidad, capacidad de almacenamiento, conductividad hidráulica y modelo de flujo habrán cambiado en relación con las condiciones previas a la minería.

4. METODOLOGÍA

La presente investigación se basa en una recopilación bibliográfica de información existente en diversas fuentes como artículos científicos, revistas científicas, libros, publicaciones, trabajos académicos (tesis de grado, maestría y doctorado), publicaciones gubernamentales, normativa, etc., con el objetivo de recopilar la información existente en el tema de impactos físicos de la minería sobre el medio hidrológico y compararlos a través de la revisión de casos de estudio en diferentes países.

La metodología utilizada para el desarrollo de la presente investigación se ejecutó en cuatro fases de acuerdo con lo señalado por Aponte et al., 2014.

- **Definición del problema:** la recopilación de información permitirá responder los objetivos planteados previamente y generará un aporte sobre el tema investigado.
- **Búsqueda de información:** material informativo procedente de revistas y artículos científicos, libros, páginas web, etc.

Los criterios seleccionados para la búsqueda de información fueron los siguientes:

1. Relación directa e indirecta con el tema de investigación, impactos físicos de la minería sobre el medio hidrológico.
2. En su mayoría la información de consulta correspondió a los últimos 15 años con énfasis en los últimos 5 años, sin embargo, también se apoyó la investigación con información histórica relacionada principalmente con información hidrogeológica y climatología de los casos de estudio analizados.
3. Para la búsqueda de información fue necesario utilizar buscadores, bases de datos científicas y editoriales de libros digitales que se enlistan a continuación:

- Google Académico
- Web of Science
- Scopus
- Springer
- Pearson
- ProQuest
- Lexis (base de datos legal ecuatoriana)
- Atlas de Justicia Ambiental

4. La búsqueda de información en las plataformas antes citadas se realizó a través de palabras claves relacionadas de

forma directa con el tema de investigación.

- **Organización de la información:** organización sistemática de la información encontrada distinguiendo documentos principales y secundarios.
- **Análisis de la información:** selección de información relevante e integración en un documento.

5. CASOS DE ESTUDIO

A continuación, se presenta a manera de resultados diferentes casos de estudio tomados de varios países donde se han evidenciado impactos físicos de la minería sobre el medio hidrogeológico.

5.1. Dysart Woods, Ohio (EE.UU.)

5.1.1 Descripción General

El área de Dysart Woods es el remanente del bosque de robles y nogales antiguos más grande del sureste de Ohio con una superficie aproximada de 23 hectáreas se encuentra ubicado en el condado de Belmont principal productor de carbón de Ohio (McCathy et al., 2001).

El clima de la zona corresponde a un clima continental con una temperatura media de 10,5°C (Harstine, 1991), la precipitación media anual es de 1066 mm y 635 mm de evapotranspiración potencial. (Craig et al., 1997).

Dysart Woods se encuentra asentado sobre un acuífero colgado (acuífero que se encuentra por encima del nivel freático regional), poco profundo conformado por arenisca, caliza, limolita, carbón y material no consolidado al este de Ohio. (OhioEPA, 2014). La recarga anual oscila entre 107 y 194 mm la cual procede únicamente de la precipitación. Cabe mencionar que el acuífero no se extiende grandes distancias lateralmente ya que se encuentra limitado por la topografía de la zona y a su vez esto influencia de forma directa en la recarga de este (Ground Water Associates, Inc, 1991).

Al exisitir un yacimiento de carbón de interés los derechos mineros fueron otrogados a la empresa Ohio Valley Coal Company (OVCC) quien obtiene el permiso de explotación Permit D-360-12, el 15 de agosto de 2003 para iniciar trabajos en la mina Pittsburgh No 8, cuya veta de carbón se encuentra debajo de Dysart Woods (Marino, 2003).

En la Figura 2 se presenta el mapa de la cuenca hidrográfica de Dysart Woods incluida el área propuesta por OVCC como área de amortiguamiento.

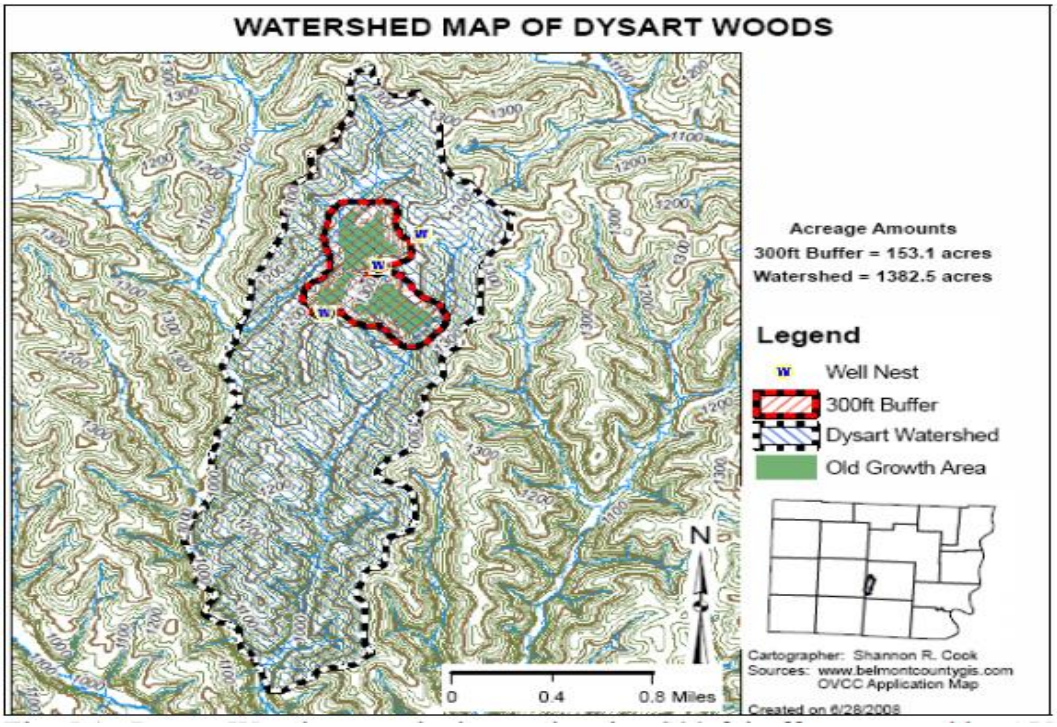


Figura 2. Mapa de la cuenca hidrográfica de Dysart Woods.

Fuente: (Cook, The Hydrogeology of an Old Growth Forest with Implications for Defining Impact Zones Associated with Underground Mining, 2008).

La explotación minera se ha llevado a cabo a través de operaciones subterráneas con los siguiente métodos:

- Cámara con soporte de pilares (*room and pillar)*: atraviesa por debajo de Dysart Woods en sentido sueste a noroeste
- Minería de tajo o muro largo (*longwall*): se efectúa dentro de la cuenca de Dysarts.

En la Figura 3 se presenta un esquema donde se visualiza las áreas intervenidas y los métodos de explotación utilizados en cada una de ellas.

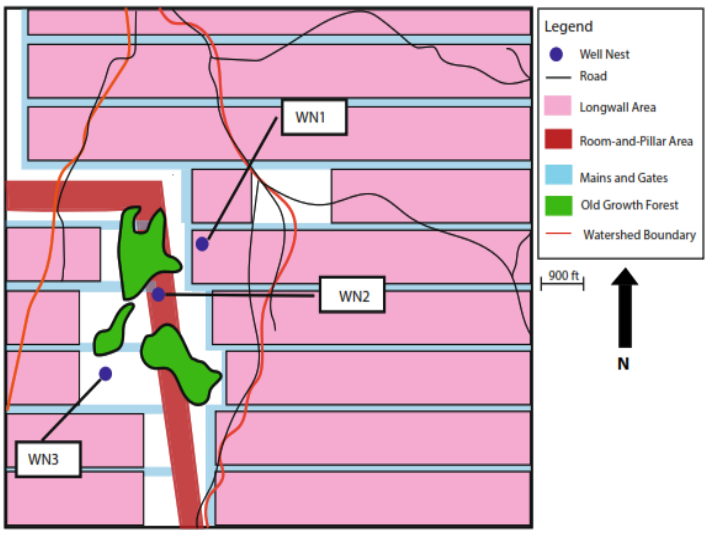


Figura 3. Actividad Minera en Dysart Woods.

Fuente: (López et al., 2019).

5.1.2 Impacto en el medio hidrológico

La técnica minera por tajo largo utilizada en la explotación de carbón genera impactos a nivel superficial como en el subsuelo siendo mayores en comparación con la minería de cámara y pilares.

La minería por tajo largo implica el hundimiento de la sobrecarga (material estéril) una vez que se ha extraído el mineral a medida que colapsa dentro de la mina se producen fracturas sobre las rocas suprayacentes y a su vez se crea una presión sobre las fracturas existentes, favoreciendo así los flujos de agua subterráneos. De acuerdo a lo indicado por Booth et al., (1999) en áreas de conductividad hidráulica elevada para mantener estable el sistema es requerido un mayor flujo de entrada a través de la precipitación, caso contrario se produciría una disminución de los niveles piezométrico relacionado con el colapso y fracturas en la sobrecarga a causa de la subsidencia provocando que los flujos subterráneos que en un inicio eran horizontales se convertirán en flujos descendentes (verticales), viéndose reflejado en el descenso del nivel piezométrico. El incremento de la conductividad hidráulica vertical disminuye así el tiempo de residencia del agua subterránea en el acuífero, a su vez esto repercute sobre el almacenamiento y la descarga hacía manantiales (Johnson, 1992).

La minería por cámaras y pilares podría provocar subsidencias en el terreno debido al colapso espontáneo (incontrolados) de los pilares que sostienen la mina tras el cese de las operaciones; esto a su vez podría provocar barreras que impidan el flujo de agua subterránea, nuevas secciones de drenaje y presión sobre fracturas existentes; sin

embargo, la minería por cámaras y pilares se encuentra entre los enfoques más seguros y de menor impacto ecológico para la extracción de carbón en la actualidad.

El estudio de Schilling (2005) describe la instalación y puesta en marcha de 8 pozos de monitoreo con el objetivo de tomar muestras cada hora y evaluar datos de conductividad hidráulica del acuífero pre-minería.

Cook en el año 2006 realiza una comparación de los datos obtenidos antes y después de las operaciones mineras obteniendo las siguientes conclusiones:

- La minería de tajo largo podría aumentar la conductividad hidráulica de los acuíferos colgados poco profundos de Dysart
- Se evidenció la pérdida de potencial hidráulico en tan solo una semana de inicio de la minería de tajo largo.

Cook (2008) profundiza en la investigación de los impactos hidrogeológicos realizando un modelado numérico con la ayuda de MODFLOW para el período 2004 -2008 a través del cual se observa que los niveles piezométricos del acuífero localizado en el noreste descenderían una vez se efectúe la minería por tajo largo; además el modelo arrojó que las unidades estratigráficas superiores se secarían a causa de la minería subterránea; también se analizó el impacto que tendría la pérdida de agua en los acuíferos sobre el bosque de robles y nogales que se mantiene del agua proveniente de los manantiales que descargan los acuíferos de Dysart ya estudiado previamente por Burguess (2006) quien aseguró que el bosque utilizaba agua subterránea en mayor proporción durante el crecimiento y en épocas de sequía concluyendo así que el agua subterránea es un factor predominante en la biohidrología de Dysart Woods.

Finalmente, López y Zhang (2019) a través de análisis de series de tiempo evalúan los impactos en las propiedades hidráulicas de las aguas subterránea de Dysart Woods. Las principales conclusiones de su trabajo se exponen a continuación:

- El descenso de los niveles piezométricos se produjo 56 días después de llevar a cabo actividades mineras en comparación con los 67 días que tomaba el descenso previo a actividades de minería, este cambio se cree fue producido por un incremento de la conductividad hidráulica y velocidades de flujo a causa de las actividades mineras.
- La minería por tajo largo podría ocasionar cambios en la permeabilidad, almacenamiento, descargas y tiempo de residencia del agua en el acuífero (Fetter, 2001).
- Hubo una disminución en el coeficiente de almacenamiento específico en las condiciones post-extracción en comparación con las condiciones

anteriores a la extracción; se produjo debido a la pérdida de capacidad del acuífero de almacenar agua por el incremento de fracturas y drenajes asociados con actividades mineras.

5.1.3 Intervenciones de protección

El permiso otorgado para la explotación de Dysart Woods contemplaba realizar minería subterránea a través de tajo largo, sin embargo, grupos ambientalistas e investigadores de la universidad de Ohio intervinieron con el objetivo de incorporar una zona de protección a la cual se le denominó zona de amortiguamiento (área de influencia) y a su vez se modificó la técnica de explotación a cámara y pilares.

- **Zona de amortiguamiento:** técnica de protección utilizada en actividades de explotación de minería subterránea con el objetivo de preservar la estructura en superficie; el área que ocuparán estas zonas será establecida tomando en cuenta los límites de las cuencas hidrográficas existente en la zona de estudio, así como las divisorias de aguas subterráneas (Cook, The Hydrogeology of an Old Growth Forest with Implications for Defining Impact Zones Associated with Underground Mining, 2008). Cabe mencionar que esto se podría aplicar a los diferentes tipos de minería existente y no únicamente a la minería de carbón
- Las zonas de amortiguamiento se definen en función del ángulo de influencia (distancia lateral desde los límites del panel de tajo largo hasta el punto de hundimiento cero) en el caso de Dysart Woods la zona de amortiguamiento se basó en un ángulo de 13° dando como resultado un radio de influencia de 300 pies (91,44 metros) alrededor del bosque de robles y nogales (OVCC, 2003); sin embargo, Cook en el año 2008 concluyó que los límites de la subcuenca donde se encuentra Dysart Woods se extienden mucho más allá de la zona de amortiguamiento.

Con estas intervenciones se buscó preservar las características hidrogeológicas de los acuíferos existentes evitando que lleguen a secarse y así mantener el ecosistema de los bosques de roble y nogal.

5.2 Zaruma y Portovelo, Ecuador

5.2.1 Descripción General

Los cantones de Zaruma y Portovelo se encuentran al suroeste de Ecuador en la provincia de El Oro en la cuenca hidrográfica del Puyango cuyos principales afluentes son los ríos Calera y Amarillo los cuales aportan un caudal promedio anual de 22,98 m^3/s en su confluencia al suroccidente de Portovelo. El área de Zaruma y Portovelo registra una precipitación de 1.229 mm/año asentándose sobre un acuífero fisurado-libre-interior cuyo nivel freático en promedio se encuentra a 5 m de profundidad (Oliva et al., 2015).

La actividad minera en esta zona tiene sus inicios en la época de la colonia en el puerto de Tumbes donde se descubrió que las aguas del río contenían pequeñas trazas de oro; con el objetivo de conocer la fuente las investigaciones avanzaron aguas arriba hasta alcanzar el cerro donde se encontró una gran veta del mineral al que los conquistadores lo llamaron Vizcaya fundándose así las "Minas de Zaruma" (Murillo, 2000).

El complejo minero Zaruma – Portovelo (ver Figura **4**) es considerado una de las reservas mineras más importantes y grandes del Ecuador el cual incluye los sectores de Arcapamba, Botoneros, Buza, Cdla. El Obrero, Curipamba, El Pache, El Paraíso, El Salado, La Florida, Malvas, Minas Nuevas, Portovelo, Puente Negro, Santa Cecilia Malvas, Vía Puente de Buza (Agencia de Regulación y Control Minero, 2019). En base al catastro minero del Ecuador el complejo minero Zaruma-Portovelo cuenta con un sistema de vetas longitudinales de oro las cuales se dirigen en sentido N-S, existiendo al momento 142 concesiones de las cuales 111 se encuentran inscritas y 31 en trámite; además la ARCOM ha escaneado un total de 65 kilómetros de galerías las cuales se encuentran localizadas debajo del casco urbano. (Agencia de Regulación y Control Minero, 2020)(Bravo et al., 2020).

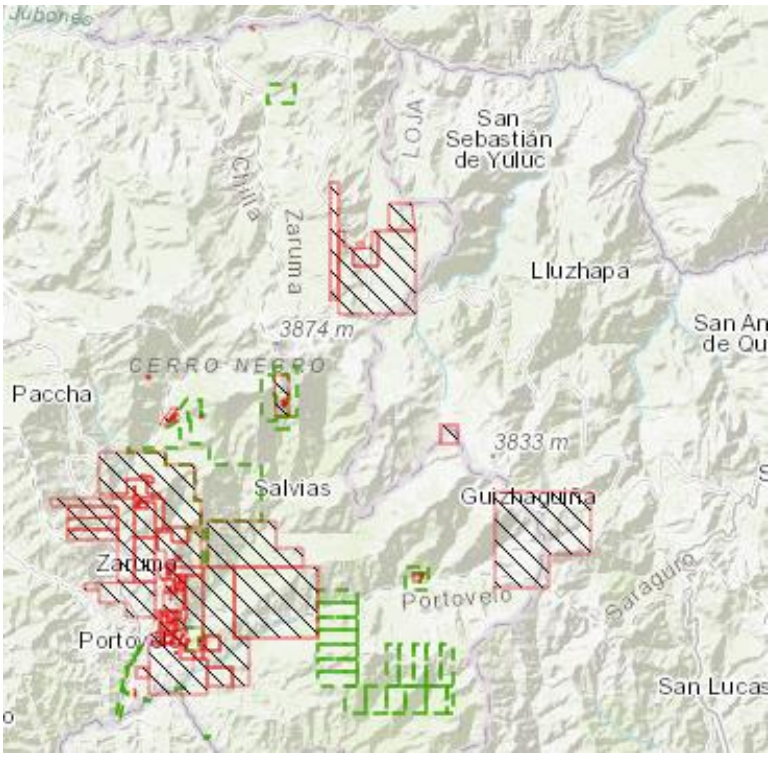


Figura 4. Concesiones mineras en el complejo minero Zaruma–Portovelo.

Fuente: (Oliva et al., 2015), (Agencia de Regulación y Control Minero, 2020).

Durante más de 80 años (1896 – finales de 1970) llegan al país la compañía South American Development Company (SADCO) iniciando la explotación minera subterránea en el Ecuador; para ello se utilizaron varias técnicas de explotación: corte y relleno, cámaras y pilares y cámara almacén, generando kilómetros de galerías, cámaras, pilares y rellenos en el subsuelo (Oliva et al., 2015).

5.2.2 Impactos en el medio hidrológico

A finales de 1970 tras el cese de actividades por parte de SADCO, se crea la Compañía Industrial Minera Asociada (CIMA) quien opera en la zona hasta 1980 con procesos extractivos poco técnicos y grandes errores que la llevaron a la quiebra. En el año 1981 se marca un punto histórico en los cantones de Zaruma y Portovelo tras el interés creciente de los pobladores por la extracción de oro quienes de forma artesanal e ilegal ingresan a las minas abandonadas para explotarlas extrayendo el material de relleno que las estabilizaba dando paso a una explotación sin control y con falta de conocimiento técnico ocasionando inestabilidad del terreno en las áreas urbanas y suburbanas de los cantones Zaruma y Portovelo (Oliva et al., 2015) además de los siguientes impactos:

- Actividades de voladuras incontroladas provocan gran cantidad de vibraciones del suelo llevando al colapso de galerías y cámaras existes lo que a su vez provoca hundimientos.
- En el año 2017 producto de la minería ilegal se produjo un socavón en la escuela "Inmaculada Fe y Alegría" (ver Imagen 1) emitiéndose una declaratoria de estado de excepción a través de la cual se prohibían actividades mineras en la zona (Ludizaca et al., 2018).

Imagen 1. Socavón registrado en Zaruma 2017.

Fuente: (Diario El Comercio, 2017)**.**

- Al encontrarse el acuífero cercano a la superficie y al crearse cientos de kilómetros de túneles y galerías los flujos de agua subterránea se han visto modificados ya que gran cantidad de agua ha tenido que ser extraída del acuífero para evitar inundaciones dentro de las minas.
- La porosidad y el fisuramiento de los suelos y rocas de la zona para la construcción de galerías mineras han modificado significativamente las condiciones del flujo natural (superficial y subterráneo) del agua a través de los materiales, en el caso de flujos subterráneos estos cambios se ven reflejados en el descenso del nivel freático e incrementado el riesgo por inestabilidad del terreno (Gallardo et al., 2018).
- Al efectuarse trabajos de forma artesanal (ilegal) gran cantidad de sólidos en suspensión y compuestos tóxicos como metales pesados (plomo, mercurio, manganeso y cianuro) han sido depositados en los ríos Amarillo y Calera afluentes del río Puyango (ver Imagen 2) donde se asientan las plantas de procesamiento y beneficio; dichos compuestos podrían a su vez alcanzar las aguas subterráneas (Barcos et al., 2017) (Paredes, 2013).
- Problemas de acidificación en aguas superficiales y subterráneas debido a los drenajes de cunetas, corredores subterráneos, relaves, escorias, disolución oxidativa y lixiviación de sulfuros metálicos (Barcos et al., 2017).

Imagen 2. Contaminación por residuos de extracción minera en Ecuador, afluente del río Amarillo.
Fuente: (Paredes, 2013)**.**

5.2.3 Intervenciones de protección

En el año 2011 el gobierno asigna un presupuesto de 4.347.087,75 US$ para llevar a cabo el "Proyecto de seguimiento, control y evaluación de labores mineras en el distrito Zaruma – Portovelo" con el objetivo de tecnificar las operaciones mineras a través del seguimiento, control, evaluación de las amenazas, riesgos y consecuencias sociales, económicas y ambientales producidas como consecuencia de las actividades mineras. (Agencia de Regulación y Control Minero, 2019).

El 27 de septiembre de 2013 mediante Acuerdo Ministerial 509, el Ministerio de Recursos Naturales No Renovables, *"declara como zona de exclusión minera el casco urbano de la ciudad de Zaruma, cantón Zaruma, provincia de El Oro, con el fin de precautelar la vida, la salud y el ambiente, así como, proteger la infraestructura pública y privada de este Patrimonio Nacional, afectadas por las internaciones ilegales y la explotación minera ilegal"* (Ministerio de Recursos Naturales No Renovables, 2013).

El 14 de septiembre de 2017 tras el socavón registrado en la escuela Inmaculada Fé y Alegría el gobierno del Ecuador declara el estado de excepción en Zaruma mediante Decreto N° 158 delimitando al cantón Zaruma como zona de riesgo prohibiendo el desarrollo de cualquier tipo de actividad minera por 60 días. Tras el término del estado de excepción el 14 de diciembre de 2017 mediante Acuerdo Ministerial Nro. 2017-038 se amplía la zona de exclusión minera.

Finalmente, el 12 de septiembre de 2019 mediante Acuerdo Ministerial 2019-0050-AM, el Ministerio de Energía y Recursos Naturales No Renovables delimita una nueva zona de exclusión bajo el casco urbano de la ciudad de Zaruma (ver Figura 5) con el objetivo de incentivar el desarrollo económico y social de un cantón históricamente minero y la generación de empleo de manera formal. En la siguiente figura se observa la zona de exclusión Zaruma.

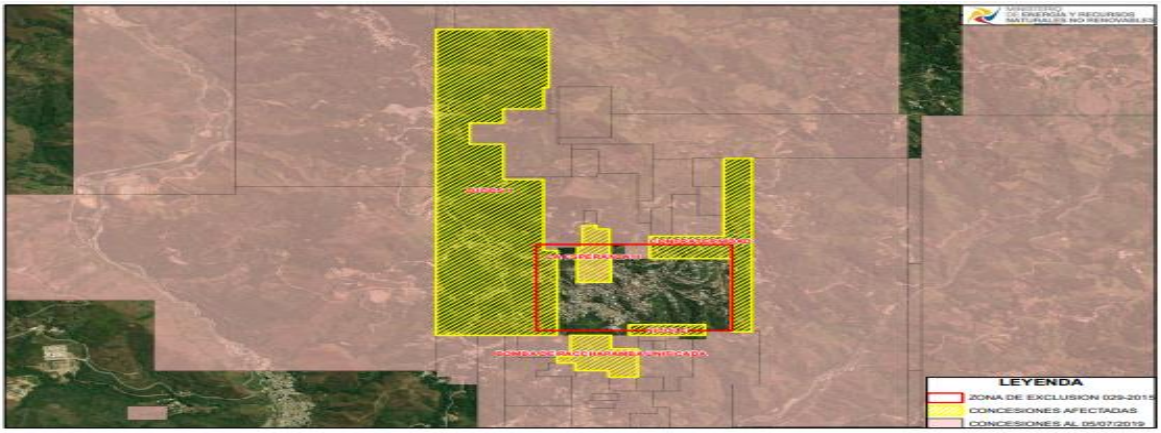


Figura 5. Zona de exclusión Zaruma.

Fuente: (Ministerio de Energía y Recursos Naturales No Renovables , 2019).

5.3 Shaanxi, China

5.3.1 Descripción General

En la provincia de Shaanxi ubicada en una región semiárida/árida en el norte de China se encuentran las áreas mineras Shenmu-Fugu, Yulin-Shenmu y la región norte de Yuyang-Hengshan consideradas como la base energética (ver Figura 6), ocupando un área total de 10.592 km^2, con abundantes recursos de carbón de alta calidad (Hou et al., 2018).

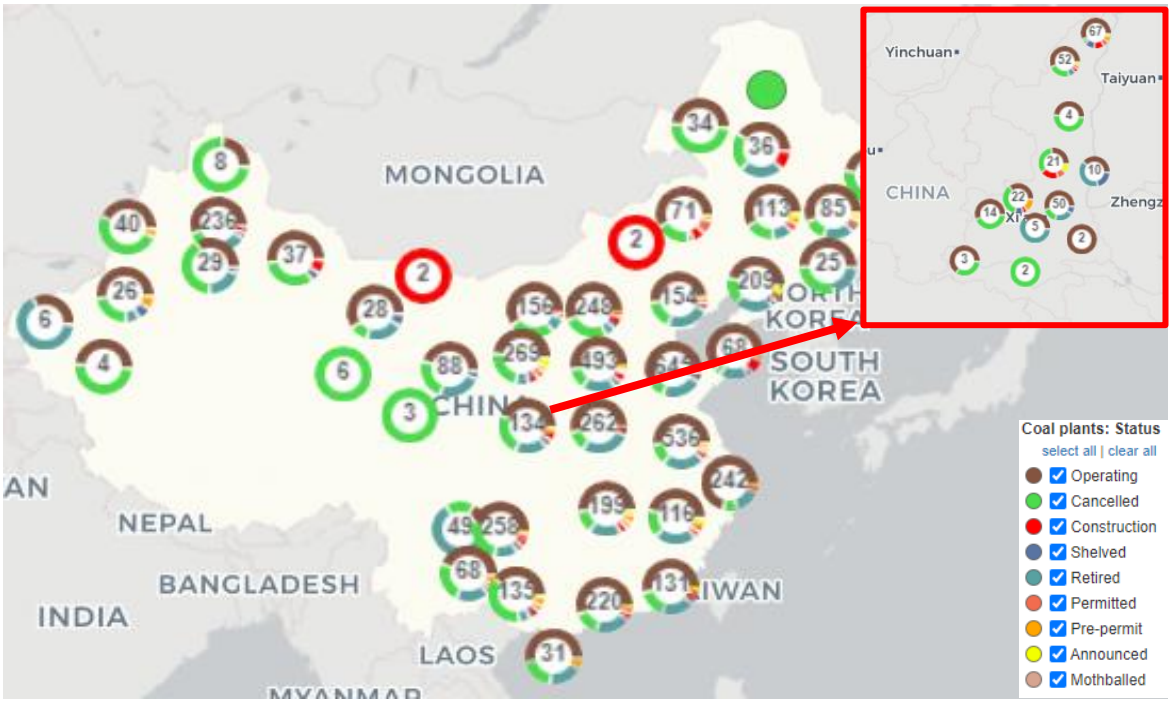


Figura 6 Plantas de carbón en China, zoom provincia de Shaanxi.

Fuente: (GLOBAL ENERGY MONITOR, 2021)**.**

La precipitación que en esta zona es menor a 400 mm anuales contando con apenas el 3,9% de recursos hídricos de todo el país y la evaporación media anual se encuentra entre 2.200 – 2.800 mm siendo seis veces mayor que la lluvia (Da-zhao Gu, 2016), (Luchen, 2016).

Las áreas mineras Shenmu-Fugu, Yulin-Shenmu y Yuyang-Hengshan se encuentran asentadas sobre dos unidades acuíferas que son recargadas en su totalidad por la precipitación que logra infiltrarse:

- **Formación cuaternaria Salawusu:** principal acuífero de la cuenca norte de Ordos, compuesto por arena fina, arena limosa-fina, conglomerado de areniscas con buena clasificación, alta permeabilidad que se recarga fácilmente por la precipitación (Luchen, 2016).
- **Formación jurásica Zhiluo:** compuesta por un gran conjunto de arenisca y lutita verde con la mayoría de los cuerpos de mineral de uranio (Feng-jun, 2020).

La actividad minera de carbón en China data de 1880; sin embargo, la actividad minera a gran escala con la construcción de gran parte de las minas de carbón en la región inició después del año 2000 (Hou et al., 2018). Existen más de 20 métodos de extracción subterránea; sin embargo, en su mayoría se efectúa con métodos de tajo largo.

5.3.2 Impactos en el medio hidrológico

Durante la explotación de carbón a gran escala se observó que tanto las reservas de agua subterránea como el caudal de los sistemas de aguas superficiales se redujeron notablemente a medida que aumentaba el rendimiento de carbón después del año 2000, el volumen de drenaje de la masa de agua subterránea aumentó considerablemente año tras año (Hou et al., 2018).

Se realizó un análisis del impacto de la minería sobre el nivel freático basado en datos de nivel de agua en 26 pozos de observación que tomaban agua del acuífero no confinado cubriendo un área de $10^9 m^2$ para cuatro años (1994, 2000, 2007 y 2014). Los resultados de la investigación se presentan en la Tabla 2 y Figura 7 se puede ver que el nivel freático en el año 2000 era similar en comparación con el año 1994 para las zonas II, III, IV y V, debido a que en estos años el consumo de agua se encontraba influenciado únicamente por las demandas para consumo humano y agricultura; sin embargo una vez que inicia la minería a gran escala en el año 2000 se puede ver como el nivel freático desciende, especialmente en el área minera de Shenmu-Fugu donde la profundidad del nivel freático del agua subterránea descendió más de 10 m (Hou et al., 2018).

Tabla 2 Evolución de la extensión areal (en 109m2) de diferentes rangos de profundidades del nivel freático.

Año	I 0-3m	II 3-6m	III 6-9m	IV 9-15m	V >15m
1994	4,276	6,058	0,258	0	0
2000	3,88	6,48	0,232	0	0
2007	3,491	2,485	2,025	2,09	0,501
2014	3,513	1,082	0,866	1,701	3,43

Fuente: (Hou et al., 2018).

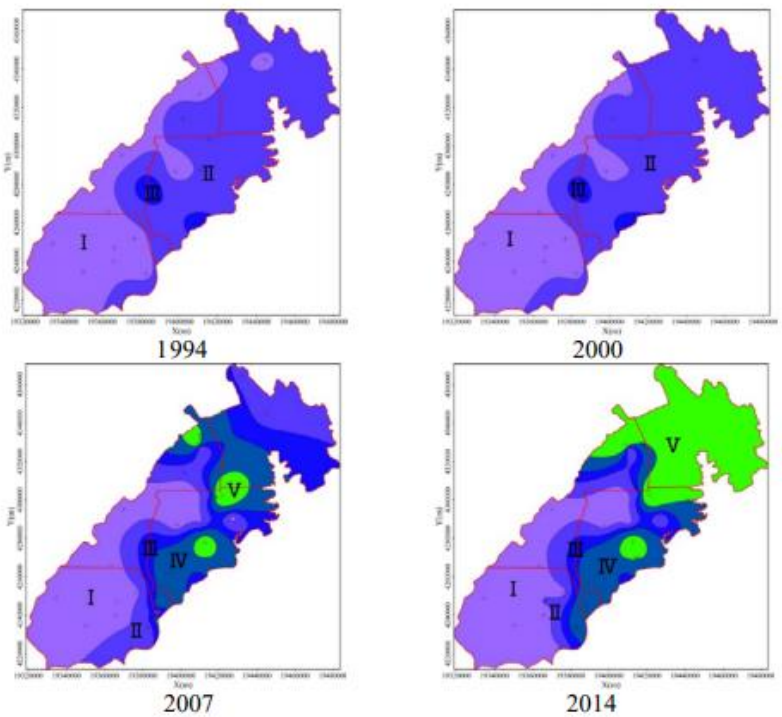


Figura 7. Profundidad del nivel freático por áreas.

Fuente: (Hou et al., 2018).

A su vez el excesivo drenaje de aguas subterránea ocasionó una disminución en la tasa de infiltración hacia el acuífero; la investigación revisada no especifica el motivo de este fenómeno, sin embargo se conoce que la recarga de infiltración de la precipitación se obtiene a partir de la combinación de la profundidad del nivel freático por zona y el coeficiente de infiltración el cual a su vez está condicionado por varios parámetros: profundidad del agua subterránea, precipitación, litología de la zona no saturada, características geomorfológicas, vegetación, etc., lo que nos permite concluir que la modificación de estos parámetros producto de la minería provocó la reducción en la recarga por infiltración. Los resultados obtenidos de la infiltración se presentan en la Tabla 3.

Tabla 3 Recarga por infiltración.

Año	Infiltración 10^8 m^3 /a
1994	16,28
2000	16,13
2007	13,93
2014	11,74

Fuente: (Hou et al., 2018).

Finalmente se evidenció una disminución en los caudales de los ríos a medida que incrementó el desarrollo industrial de explotación de carbón; se debe tener en cuenta que la principal fuente de recarga de los ríos en la región proviene del aporte de aguas subterráneas lo que a su vez podría generar más problemas ecológicos (Hou et al., 2018).

5.3.3 Intervenciones de protección

Los problemas de escasez de recursos hídricos en China son predominantes en las zonas áridas y semiáridas del norte del país dónde a su vez se concentran la mayor cantidad de minas de carbón, es por ello que ha sido necesario la adopción de tecnologías de mitigación y protección de los recursos hídricos. A continuación, se describen tres tecnologías que están siendo utilizadas:

- Relleno de huecos: dados los problemas de deterioro del acuífero Salawusu producto de la actividad minera se ha promovido el desarrollo de la minería de relleno utilizando arena eólica como agregado compuesto en su mayoría por cuarzo, feldespato, mica y cenizas volantes activas con adición de cal, yeso y cemento como agentes cementantes (Liu, 2017).

Esta tecnología está siendo desarrollada con el objetivo de proteger los recursos hídricos, de forma especial el acuífero suprayacente de las áreas que han sido explotadas; además esta tecnología ha permitido un ahorro del 35% de costos de materiales de relleno (Liu, 2017).

- Depósitos de almacenamiento subterráneo: usando rocas producto del proceso voladuras, se realiza el relleno parcial de los espacios de almacenamiento de agua, con el objetivo de crear una presa artificial que a su vez estará conectada con los pilares de carbón; pudiendo considerarse tres escenarios (Da-zhao Gu, 2016):
  - Escenario 1. Desarrollo de una única instalación (ver Figura 8) para el almacenamiento del agua de mina con el objetivo de comprobar la viabilidad de almacenamiento de agua a nivel subterráneo.

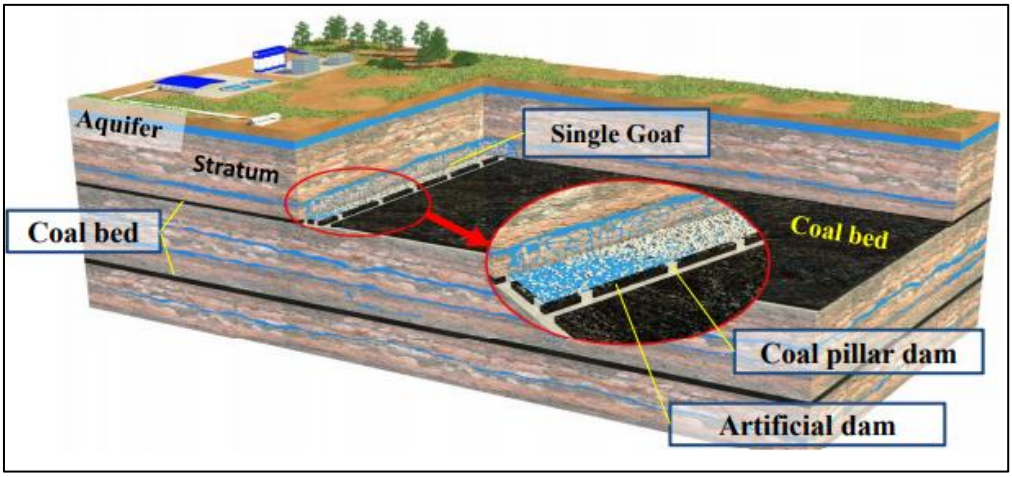


Figura 8. Escenario 1.

Fuente: (Da-zhao Gu, 2016).

- Escenario 2. El segundo escenario contempla creación de un depósito compuesto por múltiples rellenos (ver Figura 9) con el objetivo de incrementar la capacidad de almacenamiento.

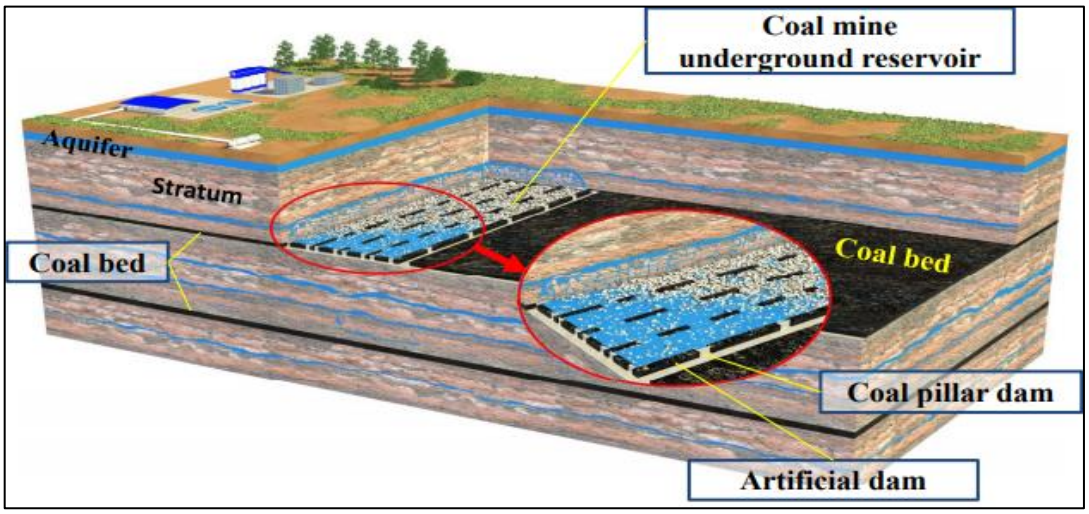


Figura 9. Escenario 2.

Fuente: (Da-zhao Gu, 2016).

- Escenario 3. Finalmente, el tercer escenario consiste en hacer un depósito compuesto por varios reservorios (Figura 10) con el objetivo de lograr una descarga nula cuando se extraen múltiples vetas de carbón.

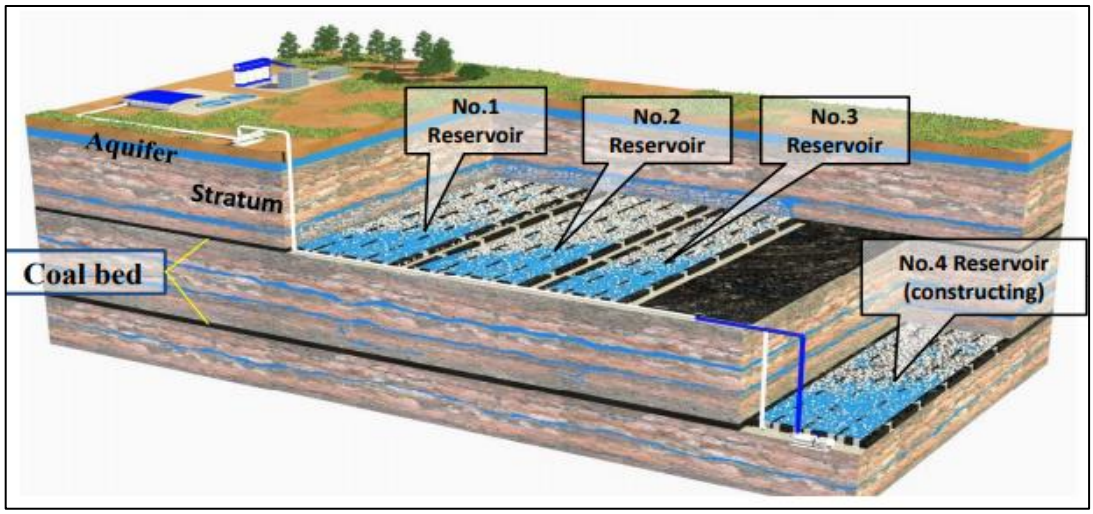


Figura 10. Escenario 3.

Fuente: (Da-zhao Gu, 2016).

Esta tecnología de reservorios subterráneos en minas de carbón enfrenta cinco desafíos técnicos que han sido estudiados y desarrollados paso a paso aumentando así el

volumen de agua almacenada en los últimos años. A continuación, se enumeran los 5 desafíos:

1. Volumen de producción de agua
2. Capacidad del reservorio
3. Garantizar la resistencia y evitar filtraciones
4. Garantizar la seguridad
5. Control de calidad del agua

- Explotación simultánea de carbón y agua: basándose en la ideología de minería verde, se plantea el punto de vista de la explotación simultánea de carbón y agua para utilizar continuamente los recursos hídricos de forma segura, como el drenaje de agua antes de la extracción y la combinación de drenaje durante la extracción para la aplicación del recurso para otros fines durante el desarrollo minero (Bai et al., 2009); sean estos en el propio proceso de extracción de metales o dependiendo de las características geoquímicas del agua y posibles tratamientos físico/químicos o por ejemplo para su uso en agricultura dependiendo de los requisitos propios de los cultivos.

5.4 Carmichael, Australia

5.4.1 Descripción General

La mina de carbón térmico de Carmichael se localiza en el centro de Queensland sobre la cuenca carbonífera de Galilee al noreste del Australia en un área no habitada utilizada para el pastoreo de ganado y cubierta por grandes extensiones de bosques de eucalipto. El clima de la zona es semiárido alcanzando precipitaciones anuales de 500 mm con un único cuerpo de agua dulce permanente el río Carmichael y dos lagos salados Buchanan y Galilee al oeste (Currell et al., 2017).

En la zona de Queensland se encuentra la Gran Cuenca Artesiana (GAB) considerada la cuenca de agua dulce más grande del mundo. La GAB es una cuenca subterránea conformada por capas de roca que forma acuíferos confinados superpuestos por acuitardos. La parte superior de la GAB está conformada por depósitos de gravas de río, arena y roca basáltica producto de erupciones volcánicas que forman acuíferos libres pocos profundos (GasFields Commission Queensland, 2014). En el área destinada para operaciones mineras se distingue el acuífero de arenisca de Colinlea, el acuífero de arenisca Clematis (que es un acuífero de gran importancia en la GAB) y la formación Rewan considerado como un acuífero regional compuesto por pizarras (Currell et al., 2017).

Considerando la importancia de la presencia de fallas en las operaciones mineras se realizó una caracterización de estas, encontrando una que se extiende verticalmente cientos de metros desde las vetas de carbón hasta la formación Rewan. (McClintock, 2012).

A 8 kilómetros al oeste de la mina se encuentra el complejo de manantiales de agua dulce

permanentes conocidos como Doongmabulla (Ver Figura 11) que cubre un área de 8,7 hectáreas; los manantiales de Doongmabulla representan una fuente confiable de agua dulce en la región, son de gran importancia cultural y ecológica y se encuentran protegidos por un Acuerdo de Conservación de Refugios Naturales entre los propietarios de tierras y el estado de Queensland y por la Ley Federal de Protección Ambiental y Conservación de la Biodiversidad de 1999, la principal legislación ambiental federal de Australia. A su vez el complejo de manantiales aporta un flujo base al río Carmichael. Un segundo complejo de manantiales Mellaluka, Lignum y Stories se encuentran entre 5 y10 km al sur de la mina y aproximadamente a 35 km al sureste de Doongmabulla (Currell et al., 2017).

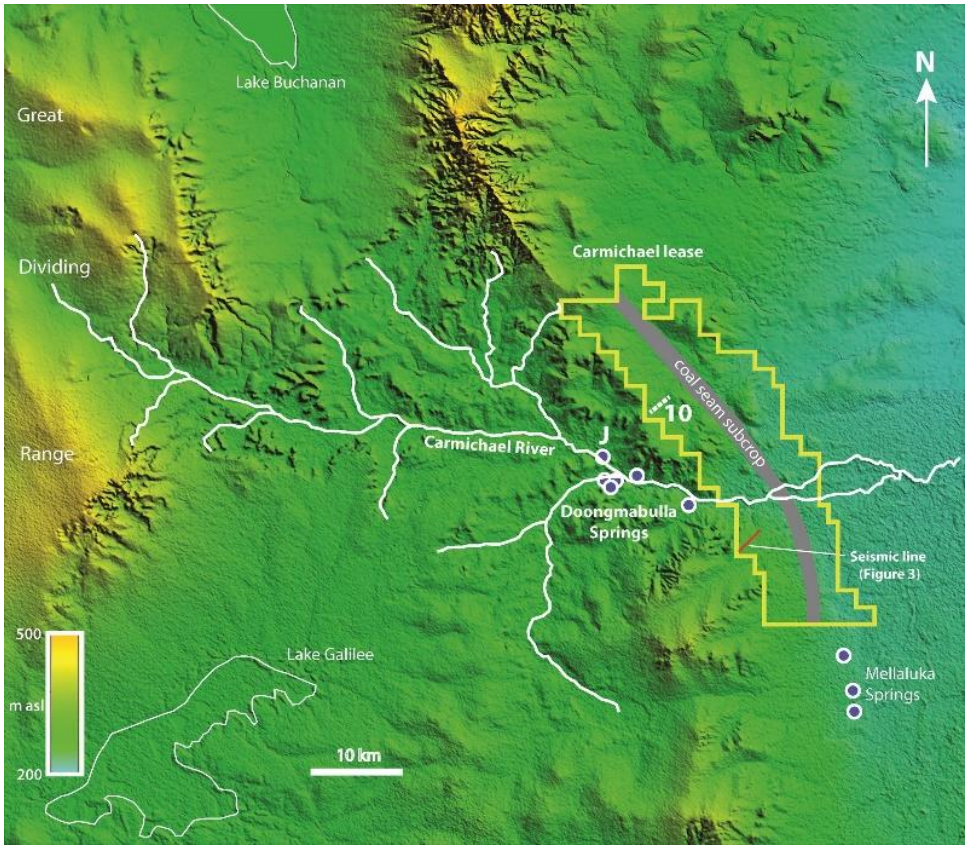


Figura 11. Ubicación de la mina Carmichael.

Fuente: (GasFields Commission Queensland, 2014).

En el año 2019 después de varios años de debate por parte de grupos ambientalistas, comunidades indígenas, investigadores, Land Services of Coast and Country Inc. y procesos judiciales en el tribunal de tierras de Queensland, el gobierno australiano aprueba el Estudio de Impacto Ambiental (EIA) y los planes de gestión de agua subterránea presentados por la compañía Adani Australia del proyecto de explotación de una mina de

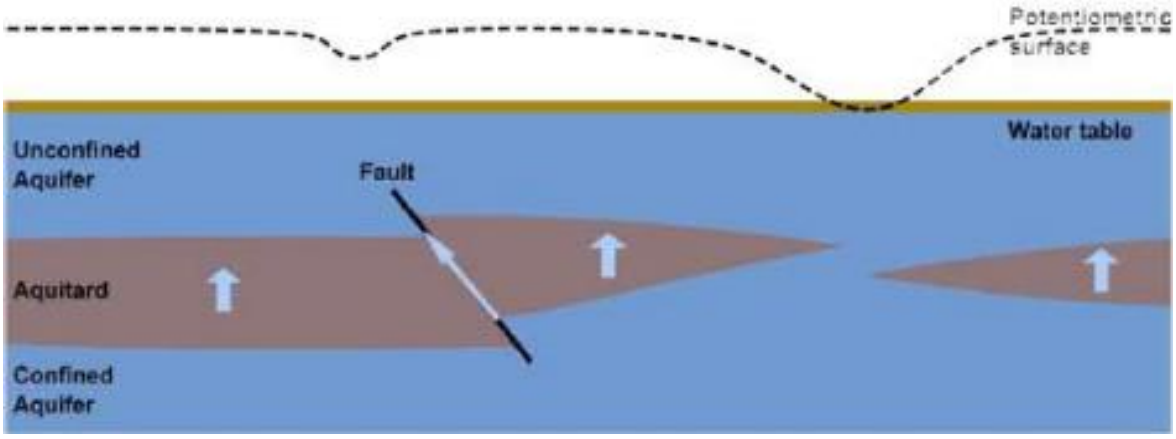
carbón a cielo abierto y una línea ferroviaria para transportar el carbón hasta la costa para su posterior exportación.

El tiempo de vida útil de la mina será de 60 años, iniciando la explotación con el método de corte de caja en julio de 2020; el proyecto requiere aproximadamente 12,5 mil millones de litros de agua al año que será captada de agua superficial y el drenaje del acuífero arenisca de Colinlea y los acuíferos circundantes a la mina (Currell et al., 2017).

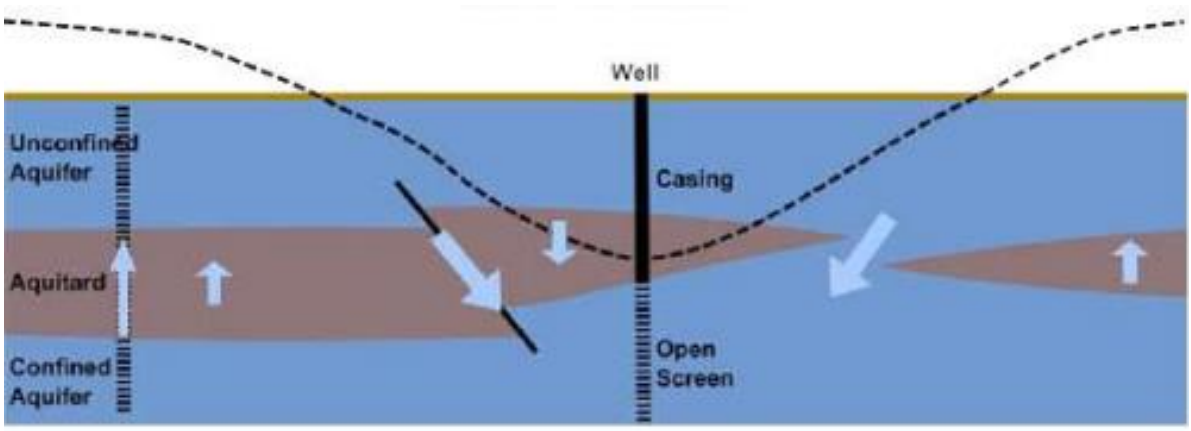
5.4.2 Impactos en el medio hidrológico

Al ser una mina que ha iniciado actividades de explotación en el año de la presente investigación no existen investigaciones sobre impactos ya identificados; sin embargo, se ha convertido en unos de los proyectos más polémicos a nivel mundial por los posibles impactos que podrían generarse sobre la reconocida y famosa barrera de coral australiana, considerado como uno de los ecosistemas más amenazados del mundo producto de las emisiones de CO_2 que se generarán durante la explotación de carbón.

Uno de los grandes problemas que han sido analizados es el relacionado con el mantenimiento de la conectividad del agua subterránea de la GAB sin alterar los flujos de agua existentes entre acuíferos; GasFields Commission Queensland en el año 2014 presentó el informe *"Groundwater Aquifer Connectivity in Queensland*" en el cual se incluye una representación de cómo podrían invertirse los flujos de agua subterráneas (del acuífero libre al acuífero confinado) en algunas zonas como consecuencia de los efectos en el sistema hidrológico por actividades antrópicas como la extracción de agua subterránea (ver Figura 12).



A. Flujo de agua subterránea previo a la actividad minera.



B. Efectos en el flujo del agua subterránea de la acción antrópica.

Figura 12. Representación de la dirección de flujo de agua subterránea pre- minería y pos-minería

Fuente: (GasFields Commission Queensland, 2014).

A su vez la posible pérdida de conectividad influiría negativamente sobre el complejo de manantiales de Doongmabulla; sin embargo, no se ha llegado a determinar a ciencia cierta cuales son las fuentes que alimentan estos complejos existiendo un gran vacío científico que llevó la aprobación del proyecto a los tribunales de Queensland con una gran incertidumbre sobre el verdadero impacto que podría tener la minería en este ecosistema (Bradley, 2015).

Otro posible impacto por descenso del nivel piezométrico en Mellaluka es que se eliminarían las presiones artesianas pudiendo llegar a secarse los tres manantiales Mellaluka, Lignum y Stories (Currell et al., 2017).

La información sobre el grado de conectividad del agua subterránea entre las vetas de carbón y el GAB es esencial para comprender de mejor manera cuales podrían ser los impactos potenciales de la mina de Carmichael.

A pesar de lo mencionado anteriormente y la falta de estudios científicos como análisis hidrogeoquímicos/isotópicos del agua subterránea de los acuíferos y manantiales, así como estudios hidrogeológicos sobre las propiedades hidráulicas de los acuíferos y acuitardos o estudios geofísicos que permitan conocer las fallas existentes a profundidad. El EIA para la mina fue aprobado con una serie de condiciones para Adani quien tenía que cerrar todos los vacíos evidenciados ante el tribunal de Queensland (Currell et al., 2017).

5.4.3 Intervenciones de protección

El EIA fue aprobado por el Departamento de Medio Ambiente bajo una serie de 180 condiciones de obligatoria aplicación:

- Elaboración de un modelo del impacto hidrogeológico de la mina a lo largo de los 60 años de vida útil del proyecto incluida la etapa de rehabilitación posterior al cierre.
- Establecimiento de un plan de manejo de aguas subterráneas en el cual deberán detallar las acciones correctivas en caso de superar el umbral provisional de 0,2 m en el Complejo de Manantiales de Doongmabulla.
- El plan también debe dar detalles de medidas de mitigación tales como la reinyección al acuífero de la fuente de agua subterránea para mantener la presión, los flujos y el hábitat ecológico en el Complejo de Manantiales Doongmabulla. (Departamento de Medio Ambiente, 2015).
- Monitoreo de alerta temprana entre las actividades mineras, el estado de los manantiales de Doongmabulla y activadores de acciones correctivas inmediatas en caso de identificarse un impacto inesperado en las aguas subterráneas (Currell et al., 2017).

Las condiciones de aprobación del EIA no especifican qué ocurrirá si la remediación no tiene éxito o si los manantiales de Doongmabulla se secan como resultado de la mina (Currell et al., 2017).

6. DISCUSIÓN

En el presente trabajo se realizó la revisión de cuatro casos de estudio relacionados con los impactos físicos que se han evidenciado por el desarrollo de la minería sobre el medio hidrológico en Carmichael (Australia), Shaanxi (China), Dysart Woods (EE. UU.) y Zaruma y Portovelo (Ecuador).

Tanto el caso de estudio de Shaanxi como Dysart Woods corresponden a minas subterráneas de carbón y en el caso de Zaruma y Portovelo (Ecuador) corresponden a minas subterráneas de oro. El potencial impacto identificado en Dysart Woods fue la subsidencia y/o hundimiento del terreno por el colapso de las estructuras de soporte de la mina. En el caso de Shaanxi en el año 2019 se registró el colapso de techo de una mina de carbón dejando atrapados a 66 mineros y provocando la muerte de otros 21 mineros (BBC NEWS, 2019). Por su parte en el caso de Zaruma y Portovelo se ve que este impacto ya se ha materializado provocando grandes socavones bajo el casco urbano, cabe resaltar que el caso ecuatoriano corresponde a minería artesanal (no cumple condiciones técnicas de explotación) ilegal que ha venido desarrollándose desde 1970.

En el caso de Dysart Woods y Shaanxi los impactos físicos comunes estudiados fueron los siguientes:

- Descenso del nivel freático post-minería
- Pérdida de capacidad de almacenamiento de los acuíferos por el incremento de fracturas y drenajes asociados con actividades mineras reflejado en una

disminución del volumen de agua subterránea.

- Disminución de los caudales en ríos, manantiales y cuerpos de agua superficiales conectados hidráulicamente con los acuíferos impactados por la minería.

Comparando el caso de Dysart Woods y Carmichael el impacto común analizado fue la alteración en los flujos de descarga de los acuíferos en cuerpos de agua superficiales y en el mantenimiento de los ecosistemas sensibles en los que su supervivencia depende directamente de la conectividad hidrológica natural existente.

De manera particular en el caso de Carmichael es en el único que se presenta una representación de los cambios en los flujos de agua subterránea que podrían ocurrir a través de las fallas existentes en el subsuelo, esta variación del flujo se podría generar como resultado del drenaje de la mina y pérdida de la presión existente entre el acuífero libre que está cercano a la superficie y el acuífero confinado. Este particular da a conocer la necesidad de profundizar la investigación del medio hidrológico previo al desarrollo de proyectos mineros que busque una visión más holística de todo el recurso hídrico que va a ser intervenido.

Por su parte en el caso de Dysart Woods es el único caso donde López en el 2019 hace referencia a un cambio en la conductividad hidráulica producto de la minería, cabe mencionar que este particular ya fue mencionado por Cook en el año 2006.

En el caso de Zaruma y Portovelo las investigaciones se han centrado principalmente en el estudio de los hundimientos y colapsos del terreno que se han producido en el casco urbano y contaminación del agua por metales pesados, sin embargo, Gallardo en el año 2018 estudió como el cambio en la porosidad y fisuramiento de los suelos influyó en los cambios de las condiciones de flujo superficial y subterráneo.

De forma particular en el caso de Shaanxi se realizó un análisis de la taza de infiltración al acuífero, se observó una disminución en la tasa de infiltración tras el excesivo drenaje de aguas subterráneas; la investigación no especifica el motivo de este fenómeno, sin embargo, manifiesta que la recarga de infiltración de la precipitación se obtiene a partir de la combinación de la profundidad del nivel freático por zona y el coeficiente de infiltración, el cual a su vez está condicionado por varios parámetros: profundidad del agua subterránea, precipitación, litología de la zona no saturada, características geomorfológicas, vegetación, etc. lo que nos permite concluir que la modificación de estos parámetros producto de la minería provocó la reducción en la recarga por infiltración.

En todos los casos de estudio se investigaron las medidas de prevención y/o mitigación que se han tomado frente a los impactos que hasta

el momento han podido ser estudiados, cabe resaltar que las medidas adoptadas se han adecuado a la realidad de cada proyecto y las necesidades especiales de protección como es el caso de Dysart Woods y Carmichael en donde un posible alteración hidrológica podría provocar la pérdida de ecosistemas altamente sensibles como lo es el boque de robles y nogales antiguos más grandes de Ohio en el caso de EE.UU y en el caso australiano se busca conservar el complejo de manantiales Doongmabulla y Mellaluka. Por otro lado, tenemos el caso de las minas de Shaanxi donde la principal preocupación es la escasez del recurso hídrico ya que se trata de una zona semiárida donde la aplicación de tecnologías de alta calidad con elevados costos de inversión está siendo puestas en marcha para aprovechar el recurso de forma eficiente a medida que se avanza con la explotación de carbón necesario para dotar de energía al país.

Finalmente tenemos el caso de Ecuador donde las medidas adoptadas se han enfocado en mantener la seguridad física de la población de las localidades de Zaruma y Portovelo ya que no se conoce a profundidad la cantidad de minas y túneles que siguen siendo explotados de forma ilegal pudiendo provocar pérdidas humanas a causa de colapsos y hundimientos.

Al realizar la comparación de los casos de estudio se puede ver claramente como en los casos de estudio de minería a gran escala de EE.UU, China y Australia se cuenta con capacidad científica y económica para llevar a cabo estudios relacionados con los impactos de la minería sobre el medio hidrológico, más allá de enfocarse únicamente en el tema de contaminación del agua que es un tema bastante estudiando en todo el mundo al tratarse de países donde la actividad minera produce gran cantidad de energía por no decir la mayoría como es el caso de China. La presión sobre el medio ambiente ha ido aumentando, así como la resistencia por la protección de ecosistemas sensibles, promoviendo indirectamente la investigación de impactos que está produciendo la actividad minera sobre todo en la importancia de la conectividad del agua subterránea con los recursos superficiales. En el caso de Ecuador al contar con apenas dos proyectos mineros a gran escala en etapa de explotación como son Fruta del Norte y Mirador, la investigación se ha centrado únicamente en problemas ya existentes que atentan contra la seguridad de las personas y contaminación del agua superficial por metales pesados como es el caso de las minas subterráneas ilegales de Zaruma y Portovelo.

7. CONCLUSIONES

- Tras la búsqueda de información se evidenció que la identificación y análisis de impactos físicos producidos por la minería en el medio hidrológico es un tema poco estudiado a nivel mundial en su mayoría esta problemática ha sido investigada en países desarrollados con grandes proyectos de minería como EE.UU., Australia y China. El conocimiento de los casos en estos países

contrasta con el caso estudiado en Ecuador donde se dispone de menos información.

- Las investigaciones del impacto de la minería en el medio hidrológico surgen como respuesta a la protección de ecosistemas especialmente sensibles como el caso de Dysart Woods y Carmichael donde la preocupación ambiental reveló la necesidad de estudiar los impactos de la minería en el subsuelo y como estos influyen de forma directa en el equilibrio del recurso hídrico superficial que a su vez permite mantener los ecosistemas naturales.
- El impacto común analizado en todos los casos de estudio fue las subsidencias y hundimientos del terreno tanto en los casos de minería superficial como subterránea e independientemente del mineral extraído.
- En los tres casos de minas de carbón el impacto común identificado fue el descenso del nivel freático producto del drenaje excesivo de las minas, cabe mencionar que en el caso de Carmichael es una predicción ya que las actividades de explotación iniciaron en el presente año.
- Tanto en el caso de Dysart Woods como en Shaanxi el impacto común analizado fue el descenso en los caudales de los ríos en los que descargan los acuíferos que han sido intervenidos dado que los acuíferos se conectan hidráulicamente con los recursos superficiales por lo que una alteración se verá reflejada tanto a nivel subterránea como superficial.
- En el caso de Dysart Woods y Carmichael uno de los impactos físicos de la minería de carbón que ha sido previsto a través de modelos fue la posibilidad de llegar a un drenaje total y secado de acuíferos y las consecuencias ecológicas que esto implicaría.
- En todos los casos de estudio se han propuesto una serie de medidas de prevención y/o remediación frente a los potenciales impactos de la minería. En el caso de Dysart Woods se incluyó una zona de amortiguamiento (radio de influencia de protección de 300 pies alrededor del bosque), en el caso de Zaruma y Portovelo se estableció un área de exclusión minera (se prohíbe efectuar actividades mineras), en Shaanxi se están implementado tecnologías de aprovechamiento de relleno de huecos (ahorro de costos de material de relleno), depósitos de almacenamiento subterráneos (disminución de tratamiento de AMD) y explotación de carbón y agua (aprovechamiento del recurso para otros fines ajenos de la propia actividad minera); finalmente en el caso de Carmichael se incluyó un plan de manejo del recurso subterráneo que incluye medidas de monitoreo y alerta temprana durante los 60 años de vida útil de la mina que permita tomar acciones en caso de identificarse alteraciones sobre el medio hidrológico.

- Tras el cese de la actividad minera, a pesar de la implementación de medidas de prevención, protección y mitigación: las características físicas de los recursos hídricos superficiales (calidad y cantidad) y subterráneos (permeabilidad, capacidad de almacenamiento, conductividad hidráulica y modelo de flujo) cambiarán en relación a las condiciones previas a la minería.
- A través de la información investigada se evidenció que en el estudio de los impactos en el medio hidrológico existen vacíos científicos relacionadas con el estudio de acuíferos y su conectividad real con los recursos hídricos superficiales. Dentro de los EIA no se profundiza en el análisis de esta relación que es de gran importancia para lograr una minería ambientalmente responsable.
- Al ser la minería un pilar fundamental en la economía de muchas ciudades, el desarrollo de esta actividad debe efectuarse de forma técnica en lo relativo a sus afecciones con un conocimiento profundo de los impactos que se generarán en el sistema hidrológico con el desarrollo de la actividad de manera que se puedan establecer medidas preventivas y correctoras de esos impactos.

8. BIBLIOGRAFÍA

GLOBAL ENERGY MONITOR. (2021). Global Coal Plant Tracker. Retrieved from https://endcoal.org/tracker/

ACKnowl-EJ, ENVJUSTICE y EJOLT. (2021). Environmental Justice Atlas. Retrieved abril 1, 2021, from https://ejatlas.org/

Agencia de Regulación y Control Minero. (2019). Proyecto de Seguimiento, Control y Evaluación de labores mineras en el Distrito Zaruma-Portovelo. Retrieved mayo 27, 2021, from http://www.controlminero.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2020/02/GPR_FEBRERO_2020/2019-07-05_05-39-53_SEGUIMIENTOYCONTROLZARUMA-PORTOVELO.pdf

Agencia de Regulación y Control Minero. (2020). Geoportal de Catastro Minero. Retrieved abril 8, 2021, from https://gis-sigde.maps.arcgis.com/apps/webappviewer/index.html?id=8b53f9388c034b5e8e3147f03583d7ec

Amezaga, J. M., Baresel, C., Destouni, G., Göbel, J., Gren, I.-M., Hannerz, F., . . . Younger, P. L. (2004). Mining Impacts on the Fresh Water Environment: Technical and Managerial Guidelines for Catchment Scale Management.

Retrieved junio 3, 2021, from https://www.researchgate.net/publication/225431915_Mining_Impacts_on_the_Fresh_Water_Environment_Technical_and_Managerial_Guidelines_for_Catchment_Scale_Management

Aponte Mayor, G., Betancourt Buitrago, L. A., Fernando Navas, D., & Gómez Luna, E. (2014, abril). Metodología para la revisión bibliográfica y la gestión de información de temas científicos, a través de su estructuración y sistematización. Dyna, 81(184), 158-163. Retrieved marzo 29, 2021, from https://www.redalyc.org/pdf/496/49630405022.pdf

Bai, H., Mao, X., Tang, J., & Yao, B. (2009). Research on simultaneous exploitation of coal and groundwater in Lu'an coalfield. Chinese Journal of Rock Mechanics and Engineering, 395. Retrieved junio 2, 2021, from https://www.semanticscholar.org/paper/RESEARCH-ON-SIMULTANEOUS-EXPLOITATION-OF-COAL-AND-Junhua/b860b81b4a595c90352f40581e6c8b5600e4ddc0#citing-papers

Bárcena, A. (2018). Estado de situación de la minería en América Latina y el Caribe: desafíos y oportunidades para un desarrollo más sostenible. IX Conferencia de Ministerios de Minería de las Américas, Lima. Retrieved marzo 31, 2021, from https://www.cepal.org/sites/default/files/presentation/files/181116_extendidafinalconferencia_a_los_ministros_mineria_lima.pdf

Barcos, M., Moina, E., Naranjo, J., & Oviedo, R. (2017). Contaminación por metales pesados en el sur del Ecuador asociada a la actividad minera. Revista Natura, 437-441. Retrieved mayo 26, 2021, from https://www.revistabionatura.com/files/2017.02.04.5.pdf

BBC NEWS. (2019, enero 13). El colapso del techo de una mina de carbón china en Shaanxi mata a 21 personas. Retrieved from https://www.bbc.com/news/world-asia-china-46853982

Booth, C. J., Curtiss, A. M., Demaris, P. J., & Van Roosendaal, D. J. (1999). Anomalous Increases in Piezometric Levels in Advance of Longwall Mining Subsidence. Environmental & Engineering Geoscience, 4, 407-417. Retrieved mayo 25, 2021, from https://pubs.geoscienceworld.org/aeg/eeg/article-abstract/V/4/407/137120/Anomalous-Increases-in-Piezometric-Levels-in?redirectedFrom=fulltext

Bradley, J., Merrick, N., Webb , J., & Werner, A. (2015). Adani Mining Pty Ltd vs. Land Services of Coast and Country Inc & Ors. Joint Groundwater Experts Report. Retrieved junio 4,

2021, from http://envlaw.com.au/wp-content/uploads/carmichael7.pdf

Bravo, A., Espinosa, M., & Vilela, W. (2020). La contaminación ambiental ocasionada por la minería en la provincia de El Oro. Estudios de la Gestión Revista Internacional de Administración(8), 215-233. Retrieved mayo 27, 2021, from https://revistas.uasb.edu.ec/index.php/eg/article/view/2437

Burguess, M. H. (2006). The Biohydrology of Dysart Woods. Electronic Thesis or Dissertation, Ohio University. Retrieved mayo 25, 2021, from https://etd.ohiolink.edu/apexprod/rws_olink/r/1501/10?clear=10&p10_accession_num=ohiou1164129673

Cardno. (2018). Estudio de Impacto Ambiental y Social para el Proyecto Minero Fruta del Norte. Estudio de Impacto Ambiental, Quito. Retrieved febrero 25, 2021, from https://www.lundingold.com/site/assets/files/43041/lug_esia_executive_summary_esp.pdf

Cook, S. R. (2006). Effects of coal mining on perched aquifers above active longwall and room-and-pillar mines near dysart woods. BS Thesis, Dept of Geological Science Ohio Univ, Athens, Universidad de Ohio, Ohio.

Cook, S. R. (2008). The Hydrogeology of an Old Growth Forest with Implications for Defining Impact Zones Associated with Underground Mining. Electronic Thesis or Dissertation, Ohio. Retrieved mayo 25, 2021, from https://etd.ohiolink.edu/apexprod/rws_olink/r/1501/10?p10_etd_subid=60965&clear=10

Craig, P., & Holt, J. (1997). Effects of longwall mining on forested areas. Knoxville: Ohio Valley Coal Co, P-SQUARED Technologies Inc.

Currell, M., Berkman, M., McGrath, C., Webb, J., & Werner, A. (2017, mayo). Problems with the application of hydrogeological science to regulation of Australian mining projects: Carmichael Mine and Doongmabulla Springs. Journal of Hydrology - Elsevier, 548, 674-682. Retrieved junio 3, 2021, from https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169417301774

Da-zhao Gu. (2016). Technology Development and Engineering Practice for Protection and Utilization of Water Resources in Coal Mining in Western China. Frontiers of Engineering Management, 59-66. Retrieved from https://journal.hep.com.cn/fem/EN/10.15302/J-FEM-2016010

Departamento de Medio Ambiente. (2015). probación. Proyecto de infraestructura ferroviaria y mina de carbón Carmichael, Queensland (EPBC / 5736). Retrieved junio 4, 2021, from http://www.environment.gov.au/ep

bc/notices/assessments/2010/5736/2010-5736-approval-decision.pdf

Diario El Comercio. (2017, mayo 18). Retrieved from https://www.elcomercio.com/actualidad/ecuador/socavon-zaruma-eloro-mineriailegal-hormigon.html

Feng-jun Nie, Hai-yang Cao, Hong-xu Liu, Hua-lei Zhao, Hui-qun Hou, Lu-lu Chen, . . . Xue-ming Teng. (2020). Genesis of green sandstone/mudstone from Middle Jurassic Zhiluo Formation in the Dongsheng Uranium Orefield, Ordos Basin and its enlightenment for uranium mineralization. China Geology, 3. Retrieved junio 2, 2021, from https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2096519220300264

Fetter, C. W. (2001). Applied Hydrogeology. Illinois: Waveland Press, Inc. Retrieved mayo 25, 2021, from https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=BYZXDwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP1&dq=Fetter+C+(2001)+Applied+hydrogeology&ots=kGYy8q1bGZ&sig=5uEEKF6BUiVwfaDliL7RblVOkao#v=onepage&q&f=false

Gallardo, R., Oliva, A., & Ruiz, A. (2018). Inestabilidad del terreno en zonas de actividad minera: caso ciudad de Zaruma, Ecuador. Redes de Ingeniería, 69-81. Retrieved mayo 27, 2021, from https://revistas.udistrital.edu.co/index.php/REDES/article/view/12116/13537

GasFields Commission Queensland. (2014). Groundwater Aquifer Connectivity in Queensland. Technical Communication 1, Queensland.

Ground Water Associates, Inc. (1991). Hydrogeological Evaluation of Longwall Mining at thePowhatan No. 6 Mine and the Potential Impact to Dysart Woods (Draft). The National Water Well Association. Ground Water Associates, Inc., Westerville, OH .

Harstine, L. (1991). Hydrologic Atlas for Ohio Average Annual Precipitation, Temperature, Streamflow, and Water Loss for 50-year Period, 1931-1980. Water Inventory Report No. 28, Department of Natural Resources Division of Water, Ground Water Resources Section, Ohio.

Higueras, P., Lillo, J., & Oyarzun, R. (2011). Minería Ambiental una introducción a los Impactos y su Remediación. Retrieved from https://www.aulados.net/GEMM/Libros_Manuales/Libro_Mineria_MA.pdf

Hou, Y., Hu, X., & Luo, A. (2018). Mining influence on underground water resources in arid and semiarid regions. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 113. Retrieved junio 1, 2021, from

https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1755-1315/113/1/012131

Instituto Tecnológico Geominero de España; Consejería de Obras Públicas y Transportes de la Junta de Andalucía; Consejería de Trabajo e Industria de la Junta de Andalucía. (1998). ATLAS HIDROGEOLÓGICO DE ANDALUCÍA. Madrid: Instituto Tecnológico Geominero de España. Retrieved abril 5, 2021, from http://www.igme.es/actividadesIGME/lineas/HidroyCA/publica/libros1_HR/libro110/lib110.htm

Johnson, K. L. (1992). Influence of topography on the effects of longwall mining on shallow aquifers in the Appalachian coal field. United States. Virginia: West Virginia University. Retrieved mayo 25, 2021, from https://inis.iaea.org/search/search.aspx?orig_q=RN:24001088

Lillo, F. J. (2006). Impactos de la minería en el medio natural. Madrid. Retrieved febrero 25, 2021, from https://www.ucm.es/data/cont/media/www/pag-15564/Impactos%20de%20la%20miner%C3%ADa%20-%20Javier%20Lillo.pdf

Lillo, F. J. (2020, mayo 21). Impactos de la minería en el medio hidrológico (I): Alteraciones físicas. Retrieved from iagua: https://www.iagua.es/blogs/javier-lillo/impactos-mineria-medio-hidrologico-i-alteraciones-fisicas

Liu, P. (2017). Technologies and practices of mechanized backfill mining for water protection with aeolian sand paste-like. (A. W. Jewell, Ed.) Proceedings of the 20th International Seminar on Paste and Thickened Tailings, 284-293. Retrieved junio 2, 2021, from https://papers.acg.uwa.edu.au/p/1752_32_Liu/

López, D. L., & Zhang, Q. (2019). Use of Time Series Analysis to Evaluate the Impacts of Underground Mining on the Hydraulic Properties of Groundwater of Dysart Woods, Ohio. Mine Water an the Environment, 38, 566-580. Retrieved mayo 21, 2021, from https://link.springer.com/article/10.1007/s10230-019-00619-z

Luchen Wang, Hongyun Ma, Jordi Delgado Martín, Kun Yu, & Qingchun Yang. (2016). Hydrochemical characterization and pollution sources identificationof groundwater in Salawusu aquifer system of Ordos Basin, China. Elsevier, 216, 340-349. Retrieved junio 2, 2021, from https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S026974911630464X#bib37

Ludizaca , F. E., & Valarezo, I. (2018). Propuesta para implementación de un sistema integrado de gestión de

riesgos por hundimiento de suelo en la zona urbana del cantón Zaruma. Trabajo de titulación previo a la obtención del título de Ingeniera/o/ Ambiental, Universidad Politécnica Salesiana, Carrera de Ingeniería Ambiental , Cuenca. Retrieved mayo 26, 2021, from https://dspace.ups.edu.ec/bitstream/123456789/15599/1/UPS-CT007665.pdf

Marino, G. (2003). Geotechnical analysis of coal mining and reclamation. Urbana: Prepared for Buckeye Forest Council, Marino Engineering Assoc Inc.

McCathy, B., Rubino, D., & Small, C. (2001). Composition, structure and dynamics of Dysart Woods, an old-growth mixed mesophytic forest of southeastern Ohio. Ecología y Gestión Forestal, 140, 193-213.

McClintock, K. (2012). Adani 2D Seismic Survey. Galilee Basin, Qld. Interpretation Data Processing Report. Adani Mining by Velseis Processing Pty Ltd.

Ministerio de Energía y Recursos Naturales No Renovables . (2019, Septiembre 13). Ministerio de Energía y Recursos Naturales no Renovables, Noticias. Retrieved from Nueva zona de exclusión minera en Zaruma reactivará la economía local: https://www.recursosyenergia.gob.ec/nueva-zona-de-exclusion-minera-en-zaruma-reactivara-la-economia-local/#

Ministerio de Recursos Naturales No Renovables. (2013). ACUERDO EXCLUSION OTORGAMIENTO CONCESION EXPLOTACION MINERA ZARUMA, Acuerdo Ministerial 509. Acuerdo Ministerial, Quito. Retrieved mayo 27, 2021, from http://historico.mineria.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2016/10/Acuerdo-Ministerial-509.pdf

Ministerio del Ambiente y Agua. (2014). Reglamento Ambiental de Actividades Mineras . Acuerdo Ministerial, Ministerio del Ambiente y Agua, Quito - Ecuador. Retrieved marzo 27, 2021, from https://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2019/01/REGLAMENTO-AMBIENTAL-DE-ACTIVIDADES-MINERAS-MINISTERTIO-AMBIENTE.pdf

Murillo, R. (2000). Zaruma, historia minera Identidad en Protovelo. Quito: Abya-Yala. Retrieved mayo 26, 2021, from https://digitalrepository.unm.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1260&context=abya_yala

Noguera, J. R. (2020, Abril 15). EADIC Formación y Consultoría. Retrieved from El orígen de la minería: https://www.eadic.com/el-origen-de-la-mineria/

OhioEPA. (2014). Major Aquifers in Ohio and Associated Water Quality. Division of Drinking and Ground Waters. Retrieved mayo 22, 2021, from https://epa.ohio.gov/Portals/28/documents/gwqcp/Aquifer&Geochem_ts.pdf

Oliva, A., & Ruiz, A. (2015). Inestabilidad del terreno en zonas urbanas de Zaruma y Portovelo, Factores condicionantes y desencadenantes. Grupo ITEICO Euroamericano, Ecuador. Retrieved mayo 26, 2021, from https://www.researchgate.net/publication/324507378_Inestabilidad_del_terreno_en_zonas_urbanas_de_Zaruma_y_Portovelo_Ecuador_Factores_condicionantes_y_desencadenantes

Paredes, D. C. (2013). ¿Después de la minería qué? Análisis del impacto socioeconómico y ambiental de la minería, Caso South American Development Company (SADCO-CIMA),. Tesis para obtener el título de Maestría en Estudios Socioambientales, Portovelo y Zaruma. Retrieved mayo 26, 2021, from https://repositorio.flacsoandes.edu.ec/bitstream/10469/5943/2/TFLACSO-2013DCPP.pdf

Red EsAgua. (2019). Informe Uso sostenible del agua en la minería. Retrieved mayo 28, 2021, from http://www.esagua.es/wp-content/uploads/2019/12/Uso-sostenible-del-agua-en-la-miner%C3%ADa_Informe-red-EsAgua.pdf

Schilling, P. (2005). A hydrostratigraphic model for pre-mining control in a deciduous old-growth forest. BS Thesis, Geological Science, Ohio Univ, Athens, Universida de Ohio, Ohio.

Servicio Geológico Mexicano. (2017, marzo 22). Explotación minera. Retrieved from https://www.sgm.gob.mx/Web/MuseoVirtual/Aplicaciones_geologicas/Explotacion-minera.html

The World Bank. (2017, abril 16). The Growing Role of Minerals and Metals for a Low Carbon Future. International Bank for Reconstruction and Development, Washington. Retrieved marzo 31, 2021, from http://documents1.worldbank.org/curated/en/207371500386458722/pdf/117581-WP-P159838-PUBLIC-ClimateSmartMiningJuly.pdf

Vásconez Carrasco, M., & Torres, L. L. (2018). Minería en el Ecuador: sostenibilidad y licitud. Estudios del Desarrollo Social: Cuba y América Latina(2), 83-103. Retrieved from http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=s2308-01322018000200006

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ

Y

UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS

MÁSTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA
Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

PROYECTO DE FIN DE MÁSTER

El Mercado del Agua en California

AUTORA:

Sara Sanz Narros

DIRECTOR:

Alberto del Villar García (Universidad de Alcalá)

Alcalá de Henares, 2 de julio de 2021

ÍNDICE

RESUMEN.....45
1. INTRODUCCIÓN 45
2. OBJETIVOS 46
3. METODOLOGÍA 47
4. DESARROLLO DEL TRABAJO.....49
4.1. Herramientas modernas de gestión del agua en California 49
4.2. Código de Aguas de California en el mercado del agua 51
4.3. Contexto político y fases del desarrollo del mercado 52
4.4. Distribución geográfica.....55
4.5. El papel del "agua ambiental" en el mercado.....56
4.6. Principales factores que influyen en el mercado.....57
5. RESULTADOS.....59
5.1. Evolución del mercado del agua en los últimos años 59
5.2. Análisis de correlación de los datos.....62
5.3. Volúmenes ofertados vs. demandados (2014 – 2021).....62
5.4. ANÁLISIS ANUAL DE LA CURVA DE DEMANDA (2016 – 2021).....63
5.4.1. CASOS DE ESTUDIO: DWR + *U.S. BUREAU OF RECLAMATION Y MERCED IRRIGATION DISTRICT*.....69
6. CONCLUSIONES 72
7. BIBLIOGRAFÍA 73
8. ANEXOS 74

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Crecimiento del mercado del agua en California desde principios de los años 80. 52
Figura 2. Cambio del carácter de las transferencias de agua en el mercado del agua de California entre 1987 y 2011 ...54
Figura 3. Principales zonas de actividad del mercado del agua en California 55
Figura 4. Contenido de agua y nieve en California 60
Figura 5. Representación gráfica de los volúmenes demandados vs. ofertados (m^3) entre 2014 y 2021 en el mercado del agua en California.....63
Figura 6. Representación gráfica de la cantidad (Hm^3) frente al precio unitario (€/Hm^3) de las transferencias de agua en California en 2016.....64
Figura 7. Representación gráfica de la cantidad (Hm^3) frente al precio unitario (€/Hm^3) de las transferencias de agua en California en 2017.....65
Figura 8. Representación gráfica de la cantidad (Hm^3) frente al precio unitario (€/Hm^3) de las transferencias de agua en California en 2018.....65
Figura 9. Representación gráfica de la cantidad (Hm^3) frente al precio unitario (€/Hm^3) de las transferencias de agua en California en 2019.....66
Figura 10. Representación gráfica de la cantidad (Hm^3) frente al precio unitario (€/Hm^3) de las transferencias de agua en California en 2021 sin el contrato de DWR y *U.S. Bureau of Reclamation*.....67

Figura 11. Representación gráfica de la cantidad (Hm^3) frente al precio unitario (€/Hm^3) de las transferencias de agua en California en 2021.....68
Figura 12. Representación gráfica de los volúmenes demandados vs. ofertados (m^3) entre 2016 y 2021 en las transferencias del DWR y *U.S. Bureau of Reclamation*. ...70
Figura 13. Representación gráfica de la comparación cantidad (Hm^3) vs precio unitario (€/Hm^3) en las transferencias del DWR y *U.S. Bureau of Reclamation* (2016-2021).....70
Figura 14. Representación gráfica de los volúmenes demandados vs. ofertados (m^3) entre 2016 y 2020 en las transferencias del *Merced Irrigation District* 71
Figura 15. Representación gráfica de la comparación cantidad (Hm^3) vs precio unitario (€/Hm^3) en las transferencias del *Merced Irrigation District* 71

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Elementos determinantes en el mercado del agua en California 57
Tabla 2. Volúmenes solicitados y aprobados (Hm^3) entre los años 2014 y 2021 en el mercado del agua en California 59
Tabla 3. Recuento de transferencias de agua entre los años 2016 y 2021 en California 61
Tabla 4. Comparación de precios medios (€/Hm^3) del mercado del agua California con y sin la transacción de DWR y *U.S. Bureau of Reclamation* y volumen (%) que representa 69

ANEXOS

Tabla I. Recopilación de datos de las transferencias del año 2021.....75
Tabla II. Recopilación de datos de las transferencias del año 2020.....76
Tabla III. Recopilación de datos de las transferencias del año 2019.....77
Tabla IV. Recopilación de datos de las transferencias del año 2018.....77
Tabla V. Recopilación de datos de las transferencias del año 2017.....78
Tabla VI. Recopilación de datos de las transferencias del año 2016.....79

TABLA DE ABREVIATURAS

af: *acre-foot* (acre-pie) (1 af equivale a 1.233,48 m^3).

CDFW: *California Department of Fish and Wildlife*.

CVP: *Central Valley Project*.

CVPIA: *Central Valley Project Improvement Act*.

DWR: *Department of Water Resources*.

EWA: *Environmental Water Account*.

GSA: *Groundwater Sustainability Agencies*.

PPIC: *Public Policy Institute of California*.

SGMA: *Sustainable Groundwater Management Act*.

SWP: *State Water Project*.

SWRCB: *State Water Resources Control Board*.

WAP: *Water Acquisition Program.*

RESUMEN

El mercado del agua en California tiene su origen en la sequía extrema que tuvo lugar a principios de los años 90 en el oeste de Estados Unidos. La reiteración de la situación de escasez hídrica, a pesar de la presencia de algún año húmedo, ha convertido al mercado del agua en una herramienta clave en la gestión de los recursos hídricos del estado de California.

En un principio, se tendía a realizar transferencias de agua de las regiones más "húmedas", situadas en el norte, a las más secas, en el sur. Sin embargo, la evolución del mercado y numerosos problemas que tienen lugar en el Delta de Sacramento – San Joaquín, han hecho que cada vez se promueva más la autosuficiencia regional.

Los dos factores más influyentes en el mercado van a ser las sequías y la agricultura. La disponibilidad de agua es totalmente determinante a la hora de realizar las transferencias. Por su parte, la agricultura es el sector que posee más derechos de manera histórica para riego, por lo que va a ser necesaria una negociación continua para la consecución de derechos.

En cuanto a las transferencias, se llega a la conclusión de que, cuanto más volumen se transfiera menor va a ser el precio de la transacción. Además, se observan comportamientos de regulación del mercado. *Department of Water Resources* y *U.S. Bureau of Reclamation* cumplen ese papel regulador: intervienen aportando grandes volúmenes de agua para evitar que los precios se disparen y, así, conseguir un mercado estable.

1. INTRODUCCIÓN

El mercado del agua en California, según Bauer (2005), tiene su origen en el siglo XIX. En un primer momento, era el sector agrario del país quien poseía la mayor parte de los derechos prioritarios sobre este bien.

A partir del año 1970, con la construcción de grandes infraestructuras hidráulicas, surge una "nueva época" en la política hidrológica en el país. Frente otras tácticas, como la desalación, se opta por la reasignación de recursos escasos, ya que es más rápido y factible a corto plazo, además de económico. Como alternativa a las estrategias de oferta (donde se promueve el aumento de la cantidad de recursos), se plantean las estrategias de gestión de la demanda, que trata de intercambiar usos menos valiosos por los más valiosos.

La intensa sequía que tiene lugar entre los años 1987 y 1991 obliga a buscar alternativas en cuanto a los usos del agua. En este

momento, se plantea la posibilidad de desarrollar el mercado del agua y los bancos de agua subterránea, donde se van a producir una serie de transferencias de derechos de uso sobre este bien.

Estos procesos de transferencia, llevados a cabo bajo la supervisión del gobierno bajo una nueva figura llamada *Department of Water Resources* (DWR), trataban de aumentar los derechos del agua en el sector urbano, lo que conllevó una mejora de la eficiencia

económica. Sin embargo, aumentó la explotación sobre los acuíferos y la agricultura se vio afectada por la disminución de dichos derechos de forma temporal.

Después de 1994, los derechos del agua han sido una negociación continua entre el sector urbano, agrícola y ambiental, junto con el gobierno nacional y estatal. La agricultura se ha convertido en la fuente principal de abastecimiento del mercado. Este se ha transformado en una importante herramienta ante la disminución de la capa de nieve en Sierra Nevada y la previsión de aumento de sequías frente al inminente cambio climático (Hanak y Stryjewski, 2012).

2. OBJETIVOS

El objetivo principal de este Trabajo de Fin de Máster es fijar las curvas de demanda del mercado del agua de California para una serie de años analizados para, así, establecer una correlación entre las diferentes curvas. Además de esto, se persiguen los siguientes objetivos secundarios:

- Conocer el funcionamiento del mercado del agua en el estado de California. Dentro de este contexto, se definirán las distintas herramientas utilizadas para que el mercado pueda ser posible. Estas pueden ir desde las llamadas transferencias hasta la legislación que rige el mercado.
- Analizar la evolución y la tendencia a la estabilidad del mercado. Se hará un recorrido por la historia del mercado, el aumento tanto del volumen como de la cantidad de transferencias desde su comienzo y cómo se ha ido estabilizando en los últimos años.
- Encontrar los factores que influyen de manera notable en las transacciones. Es decir, se describirá cuáles son los elementos o circunstancias de los que va a depender el buen funcionamiento del mercado, destacando los que resulten limitantes.
- Analizar evolución, tanto de volúmenes como de precios. Esto se hará para un determinado período de tiempo a partir de los datos recopilados, expuestos por la autoridad competente. Se relacionará la evolución con los años húmedos y secos.
- Determinar el papel del agente regulador del mercado frente a comportamientos

antimercado. Para el buen funcionamiento del mercado, es necesario un organismo que evite la subida desmesurada de precios de transferencias. Se detectará qué organismo es el encargado de realizar esta actividad.

3. METODOLOGÍA

En un principio, para conocer la historia y el funcionamiento del mercado del agua en California, se realizó una revisión bibliográfica de diferentes documentos. Entre ellos, el "California's Water Market, By the Numbers: Update 2012" del *Public Policy Institute of California* (PPIC) ha sido el documento que se ha seguido principalmente. Además, se ha podido complementar información con el artículo "Water Use in California", también del PPIC, donde hay una pequeña modernización de los datos hasta el año 2017. Esto es debido a que el documento principal es una actualización que el PPIC realiza cada 10 años.

Además, aunque el presente documento no profundiza en el tema de los bancos de agua subterránea, se ha visto necesaria la búsqueda de información en éste área. Como se indica más adelante, el mercado del agua y los bancos de agua subterránea son herramientas complementarias. Para ello, se ha utilizado el libro "Water Security in the Age of SGMA" de AQUAOSO Technologies, encontrado en la web de dicha empresa.

Una vez realizada la parte bibliográfica, se ha procedido a la recopilación de información y datos de fuentes públicas y del agente regulador del mercado. La búsqueda sobre distintas transferencias se ha centrado, principalmente, en los volúmenes transferidos y sus respectivos precios. Esto se ha podido encontrar en la web del *California Water Boards*.

Para el análisis de datos, a partir de varios documentos tabulados, se han recopilado en una tabla referencias que son de interés para realizar el análisis. Estos datos son: condado de origen del agua, vendedor, comprador, tipo de transferencia (vaciado de depósito, transferencia directa, cultivo en barbecho, etc.), volumen solicitado (af) y volumen aprobado (af). Otros datos como los códigos de transferencia, fechas de las transferencias o comentarios de la administración hacia los usuarios no se han tenido en cuenta, ya que se ha considerado que no tienen relevancia para el estudio que se va a realizar. Las columnas de fechas no se han tenido en cuenta porque los documentos se agrupan a nivel anual, por tanto, no resulta necesario definir las fechas de manera mensual.

En el caso de la recopilación de precios, se han encontrado una serie de contratos y peticiones en las que aparecen tanto el volumen solicitado como el precio que se ha pagado por

él. Además del dato del precio ($), en dichos contratos aparecen otros datos de interés, como el uso que se le daba antes y durante la transferencia. Así, tras su revisión de manera individual, se han podido incluir en la tabla anterior estos datos, aunque no se han encontrado para todas las transferencias. Es más, ha habido un año (2020) en el que no se muestra ningún tipo de precio.

Toda esta información se ha recogido en varias tablas, una para cada año, para realizar un análisis del año 2016 al 2021. Además, se ha procedido a la conversión de volúmenes y precios a sistemas de medida conocidos. En este caso, se han convertido los *acre-foot* a metros cúbicos y los dólares a euros. Tanto los datos de conversión como las tablas se pueden encontrar en los Anexos del presente documento.

Para la ejecución del análisis de los datos, se ha procedido a la comparación de diferentes datos que se han clasificado con anterioridad. Estos datos son, principalmente, volúmenes y número de transferencias. Los volúmenes aprobados y solicitados se pueden traducir en oferta y demanda, respectivamente, por lo que también se ha podido hacer una representación gráfica que compare ambos conceptos.

Por último, gracias a las herramientas estadísticas implementadas en hojas de cálculo, se han podido establecer correlaciones para la identificación de curvas de demanda para cada año analizado. De esta forma, se ha llegado a las ecuaciones de cada una de las curvas, pudiendo observar su evolución a lo largo del período estudiado.

4. DESARROLLO DEL TRABAJO

4.1. Herramientas modernas de gestión del agua en California

Según Hanak y Stryjewski (2012), la gran sequía que tuvo lugar en California entre los años 1987 y 1991 planteó una nueva forma de gestionar el agua en el país, dando paso a lo que se conoce como “herramientas modernas de gestión”. Podemos dividirlas en dos grupos: el mercado del agua, centrado en el agua superficial, y los bancos de agua subterránea.

A continuación, se define el funcionamiento de cada uno de ellos:

- El mercado del agua: Esta herramienta se basa en el concepto de la “transferencia voluntaria del derecho de uso de agua de una parte a otra de forma temporal, a largo plazo o de manera permanente, a cambio de una compensación” (Hanak y Stryjewski, 2012).

El objetivo del mercado es la transferencia del recurso desde zonas que presentan gran cantidad de derechos con poco valor a zonas

que tienen menos derechos, pero donde el agua va a representar un mayor valor. Esto hace que se fomente la conservación del agua, se invierta en la mejora de la infraestructura para evitar pérdidas durante el transporte y haya una coordinación a nivel de todo el país. Por tanto, se va a conseguir una mayor eficiencia económica.

Como ya se ha dicho, las transferencias pueden ser tanto a corto como a largo plazo y permanentes. Las primeras se suelen utilizar en situaciones extremas, como las sequías. Sin embargo, las dos últimas se emplean para realizar cambios en una determinada actividad económica y de demanda hidrológica.

- Los bancos de agua subterránea: Es una herramienta que permite el almacenamiento premeditado de agua superficial en acuíferos durante los años más húmedos.

Ambas son herramientas complementarias ya que, si el mercado funciona correctamente, se va a producir una facilitación a la hora de almacenar agua en los acuíferos, potenciándose los bancos de agua subterránea. Además, se va a incrementar la cantidad de agua disponible para realizar transferencias, por lo que se va a poder "mover" agua de períodos más húmedos a más secos.

La mayor parte de los derechos de agua superficial pertenecen a agencias públicas. Sin embargo, como una gran parte del agua se emplea para el riego, muchos agricultores poseen derechos que pueden transferir.

En cuanto a los derechos sobre las aguas subterráneas, a partir del año 2014, están regularizados por la SGMA (Ley de Manejo Sostenible de Aguas Subterráneas de California). Su objetivo fue, en primer lugar, garantizar extracciones sostenibles para este tipo de agua, utilizando una serie de medidas que garanticen la sostenibilidad. Además, las Agencias de Sostenibilidad del Agua Subterránea (GSA), son agencias locales que reciben cierta autoridad por la Ley en la regulación del recurso y desarrollan el "Plan de Sostenibilidad de las Aguas Subterráneas" que deberá ser aprobado por el DWR (AQUAOSO, 2020).

La aprobación de los derechos es un proceso que va a variar según la naturaleza de éste y la fuente del agua a transferir (Hanak y Stryjewski, 2012):

- En el caso de aguas superficiales donde el derecho se ha establecido a partir del año 1914, la transferencia deberá ser aprobada por la Junta Estatal de Control de Recursos Hídricos (SWRCB). El año 1914 no está designado al azar, sino que es el año en el que entra en vigor el Código de Aguas de California, del que se hablará más adelante.
- Si las aguas superficiales presentan un derecho anterior a 1914, no se requiere aprobación de la SWRCB, ya que no tiene jurisdicción directa. Sin embargo, sí se

debe realizar una notificación pública y hacer una revisión en el ámbito de la Ley de Calidad Ambiental de California y la Ley Nacional de Protección Ambiental.

- Las transferencias de agua superficial entre los organismos del CVP y el SWP no tienen que pasar por la SWRCB, ya que no va a darse un cambio en el propósito de uso del derecho.
- Como se ha indicado anteriormente, en el caso de las aguas subterráneas, las GSA serán las encargadas de regularizar los derechos sobre ellas.
- Por último, los derechos sobre el agua de ribera solamente están disponibles para terrenos adyacentes a ríos y arroyos. No suele estar permitida la transferencia de estos derechos, alegándose que "el agua está adherida a la tierra" (Hanak y Stryjewski, 2012).

4.2. Código de Aguas de California en el mercado del agua

El Código de Aguas, según Hanak y Stryjewski (2012), establece quién puede vender el agua y qué tipos de agua se pueden vender en el mercado. Para ello, se tienen dos pautas:

1) Durante el plazo en el que se dé la transferencia, los vendedores tienen que poseer el derecho.
2) El derecho no puede consistir en un "papel", sino que el agua debe transportarse físicamente desde el comprador al vendedor, de ahí la importancia que cobra la infraestructura. Si la transferencia no se puede realizar directamente, existen agencias intermediarias que se encargarán de entregar al comprador un agua de calidad equivalente a la que le ha sido vendida.

El término que se emplea en contraposición al de "agua en papel" se denomina "*wet water*" y su objetivo es evitar posibles fraudes. Es decir, es necesario demostrar que el agua adscrita al derecho es "húmeda". El requisito principal de la transferencia de derechos es el conocido como "úselo o piérdalo", es decir, si no se utiliza el agua en cinco años, el derecho caducará.

El hecho de que el derecho caduque si no se utiliza, incita a la reutilización del agua incluso en una misma temporada ya que, si al comprador le sobra agua, puede darse otro uso a ésta.

Asimismo, el Código de Aguas establece cuatro posibles fuentes de agua para la transferencia de derechos:

- Exceso de agua procedente de depósitos.
- Agua superficial que el vendedor no va a usar y tampoco puede almacenar, es decir, lo que se indicaba sobre la reutilización.
- Agua superficial que, al reducir el consumo de agua por barbecho, cambio

del tipo de cultivos o mejora de la eficiencia en los sistemas de riego, el vendedor no va a utilizar.

- Agua subterránea.

4.3. Contexto político y fases de desarrollo del mercado

A partir de finales de los años 70, según Hanak y Stryjewski (2012), se ha apoyado el desarrollo del mercado y del banco de aguas subterráneas a través de políticas estatales y federales. Entre las acciones de éstas, destacan las revisiones de la legislación para dar facilidad a la hora de comprar directamente el agua y la creación de subvenciones para la mejora e incremento de la infraestructura.

En contraposición, hay una resistencia a nivel local a las transferencias de derechos. Esto se debe a la desconfianza generalizada porque se dañe la economía local, lo que se ha traducido en ordenanzas locales que restringen transacciones de agua subterránea. En las transferencias, se va a compensar al agricultor al que pertenece el derecho. Sin embargo, los trabajadores, empresas e instituciones locales que dependen de ellos no van a recibir compensación, de ahí el temor y las restricciones.

A pesar de esto, el mercado del agua ha presentado una tendencia creciente durante las últimas décadas (ver **Figura 1**).

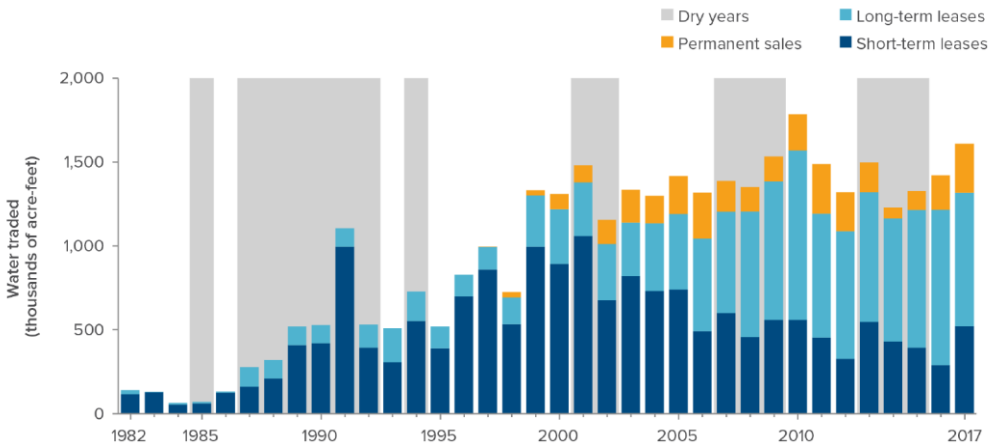


Figura 1. Crecimiento del mercado del agua en California desde principios de los años 80. Actualizado de Hanak y Stryjewski (2012). (Fuente: Mount y Hanak, 2019).

Así, se pueden distinguir tres fases distintas en el desarrollo del mercado (Hanak y Stryjewski, 2012):

1) Entre los años 1987 y 1994, se da el despegue del mercado provocado por la sequía: excluyendo al año 1993, es una época "críticamente seca". El DWR realiza menor número de entregas a los contratistas del SWP, por lo que debe hacer compras para compensarlos.

2) Entre 1995 y 2002 hay un crecimiento continuo que se impulsa por las preocupaciones ambientales: a pesar de la secuencia de años húmedos en este período, se mantuvo la actividad del mercado. Sin embargo, en 1995 y 1998 se dieron inundaciones, lo que provocó la caída puntual de éste.

El crecimiento del mercado fue promovido fundamentalmente por tres preocupaciones ambientales:

- Compras directas para destinarlas a usos internos.
- Refugios para la vida silvestre.
- Los agricultores del Valle de San Joaquín se ven obligados a comprar agua, ya que la CVPIA obliga a devolver una parte de los caudales para los usos internos y los refugios mencionados anteriormente.

Los dos primeros pasan de suponer un 8% del mercado en el período anterior a representar el 21%. La compra de agua por parte de los agricultores presenta un crecimiento del 31% al 41%, es decir, casi la mitad del mercado.

3) Entre los años 2003 y 2011, se aumentan las transferencias a largo plazo: en el año 2003, en el distrito del río Colorado, se da el primer "paquete" de transferencias de derechos a largo plazo entre agricultores y titulares urbanos. Desde entonces, ha aumentado este tipo de transferencias (ver **Figura 2**) gracias a una serie de actuaciones como mejoras en los sistemas de riego o expropiación de tierras agrícolas, lo que ha cambiado el carácter del mercado del agua de California. Este incremento de transferencias a largo plazo es señal de que el mercado está madurando, lo que hace que las negociaciones por la consecución de derechos se vuelvan más complejas. Esta complejidad aumenta, además, con las restricciones ambientales a las que están sujetas las transferencias.

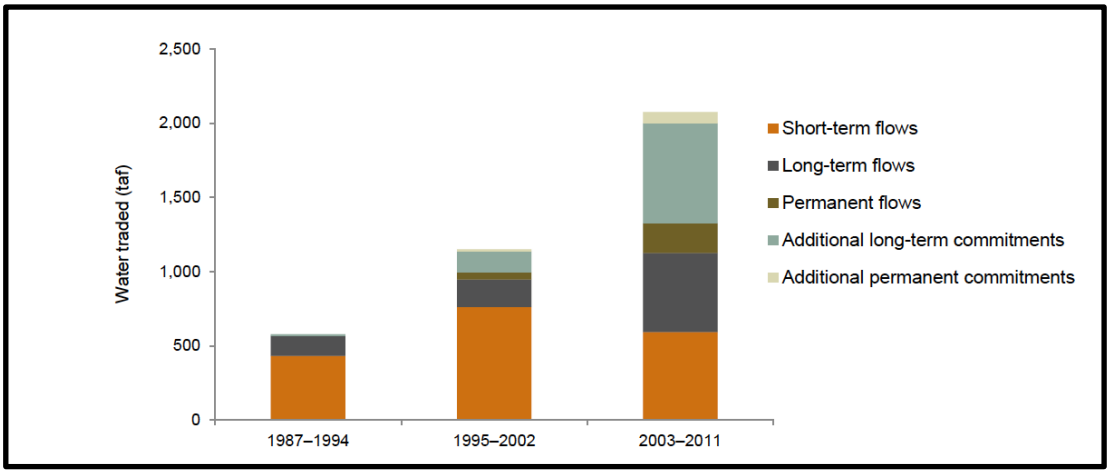


Figura 2. Cambio del carácter de las transferencias de agua en el mercado del agua de California entre 1987 y 2011. (Fuente: Hanak y Stryjewski, 2012).

Los principales proveedores en este tipo de contrato son los agricultores, actuando las ciudades como compradoras. Esto representa el 80% de la compraventa de derechos. Por otro lado, las compras con fines ambientales siguen aumentando en términos absolutos, pero su participación en el mercado, en general, desciende sutilmente.

Una de las ventajas que dan las transferencias a largo plazo es que, cuando son propiedad de las administraciones ambientales, hay una gran disponibilidad de recursos muy fácilmente accesibles durante emergencias hídricas, como pueden ser las sequías. Esto permite adaptarse a la situación y actuar de manera más rápida.

A pesar del aumento de transferencias a largo plazo, el crecimiento genérico del mercado ha frenado durante este período. La principal causa ha sido la imposición de nuevas restricciones de bombeo en el Delta Sacramento – San Joaquín desde el año 2007.

Según UC Davis (*https://watershed.ucdavis.edu/*), a principios del siglo XX, la llanura de inundación del Delta se drenó a través de diques que impiden las mareas, para la implantación de granjas. Las continuas inundaciones a las que se ha visto sometido el lugar han hecho que el sistema de diques se haya expandido progresivamente, hasta que se ha visto que este intento de "ecosistema estático" ya no es sostenible. La insostenibilidad se debe al aumento de fallas locales en los diques por las condiciones geológicas de la zona (crecida del nivel del mar, subsidencia constante, cambios en el sistema de flujo y terremotos). Además, si se combina con el decrecimiento de especies de peces autóctonas, que pasan a estar en peligro de extinción por la exportación de agua que se da en el Delta, la situación ha llevado a la implantación de restricciones en movimientos de transferencia de norte a sur y de este a oeste.

Otra de las razones por las que ha desacelerado el mercado ha sido la subida del precio de

cultivos como el arroz, cuyos terrenos anteriormente se dejaban en barbecho para vender los derechos del agua. Este aumento de precio ha hecho que los agricultores quieran volver a explotar sus tierras.

La última de las razones fundamentales del decrecimiento en el desarrollo del mercado es la fragmentación en la gestión del agua, ya que no hay un sistema de aprobación único, sino que existe uno diferente para cada tipo de derecho. Cabe destacar que los intercambios entre agencias, como CVP, SWP y *Colorado River*, siguen siendo lo más habitual, representando más del 60% de las transferencias.

La mayor parte de los condados de California están involucrados en el mercado del agua. Los intercambios se ven facilitados por la conexión de la mayoría de los usuarios a la red estatal. Sin embargo, los problemas del Delta mencionados anteriormente han atenuado las relaciones de infraestructura en los alrededores de éste.

Las principales regiones líderes en el suministro de agua para el mercado son, según Hanak y Stryjewski (2012), el Valle de Sacramento, el Valle de San Joaquín y el Sur de California (ver **Figura 3**). Los dos últimos presentan la mayor demanda para usos agrícolas y urbanos, respectivamente.

4.4. Distribución geográfica

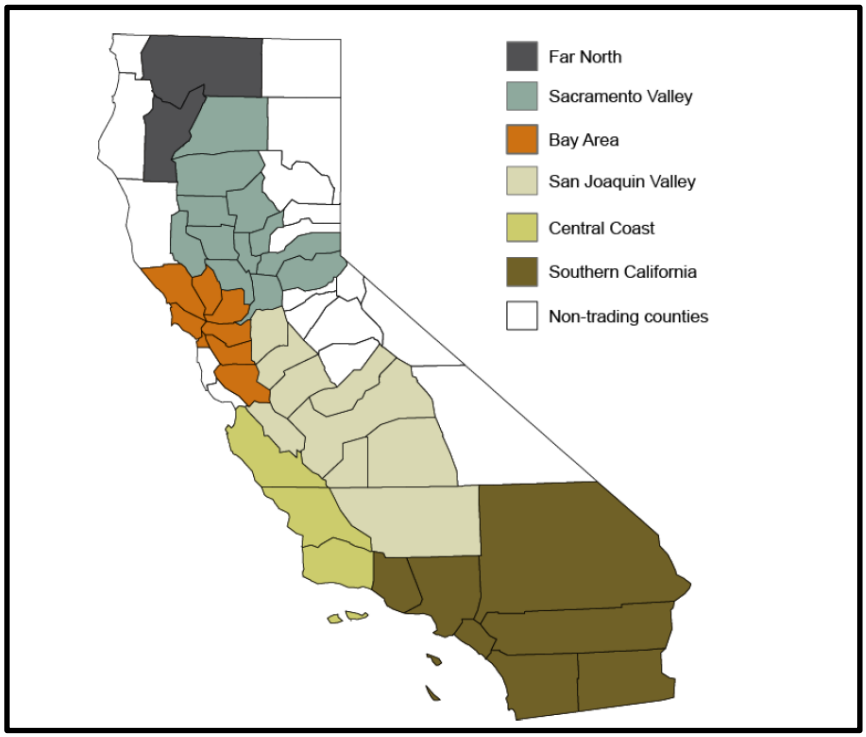


Figura 3. Principales zonas de actividad del mercado del agua en California. (Fuente: Hanak y Stryjewski, 2012).

- Valle de Sacramento: se le denomina como “exportador neto”, ya que tiene una demanda interna muy baja y una disponibilidad del recurso cuantiosa en relación con el resto de las áreas.

- Valle de San Joaquín: es el principal proveedor, pero también el mayor centro de demanda. Desde la mitad de los años 90, facilita más de la mitad de la totalidad de los suministros del mercado. Es un exportador neto tan importante como Sacramento, ya que, aunque aumente su demandalocal, su capacidad de abastecer crece aún más rápido. Además, es el proveedor primordial de agua ambiental.

- Sur de California: en esta área predominan las transferencias a largo plazo del río Colorado, desde usuarios agrícolas a zonas costeras urbanizadas.

Cabe destacar que la tendencia actual es hacia una “autosuficiencia regional”, donde la mayor parte de las transferencias vayan destinadas a la demanda local en vez de a la exportación. Esto provoca una reducción de transacciones en el Valle de Sacramento y, por tanto, que hayan aumentado dentro del Valle de San Joaquín y Sur de California. De esta forma, los intercambios de derechos producen mucha menos polémica, ya que el agua se mantiene dentro de la economía local y desaparecen las posibles preocupaciones por daños económicos dentro de la región.

4.5. El papel del “agua ambiental” en el mercado

Entre los años 1982 y 2011, las transacciones de agua ambiental han supuesto una media del 18% de los flujos totales del mercado. Según Hanak y Stryjewski (2012), los derechos adquiridos para agua ambiental han tenido varios fines a lo largo del tiempo:

- Entre finales de los años 80 y principios de los 90, los gobiernos realizaban compras anticipadas con el fin de tener dotación para refugios de vida silvestre y criaderos de peces.
- A mediados de los años 90, WAP crea un programa de “compra de agua ambiental” para mantener caudales ecológicos en el río San Joaquín con el fin de apoyar las especies de salmón que discurren a través de éste. Además, el programa ampara los refugios de vida silvestre del Valle Central.
- En el año 1999 se crea la EWA con el fin de facilitar caudales suficientes para especies amenazadas y en peligro de extinción de peces nativos del Delta. Entre ellos, destacan *Hypomesus transpacificus* (Delta eperlano) y *Oncorhynchus tshawytscha* (salmón real).
- A partir de los 2000, las compras de EWA y WAP han decrecido, siendo sustituidas por dos formas nuevas de agua ambiental: Compra de derechos para atenuar el impacto que producen las

transferencias de agua del río Colorado desde San Diego, además, de una gran variedad de pequeñas transferencias dirigidas a caudales internos según la sección 1707 del Código de Aguas.

Las compras de agua ambiental tienen varias fuentes de financiación, teniendo precios promedio más altos los acuerdos a corto plazo que los acuerdos a largo plazo. Las fuentes son las siguientes (Hanak y Stryjewski, 2012):

- Los contribuyentes, tanto federales como estatales.
- El gobierno estatal, en un 52%, y federal, en un 19%, a través de los fondos recaudados de bonos de obligación general.
- Los usuarios, con el siguiente reparto: Impuesto a los contratistas por restauración de ecosistemas, que representa el 24% de la financiación. Las tarifas son 9 $/af en las aguas para uso agrícola y 18 $/af en las aguas destinadas a usos urbanos y energéticos.

El futuro de estas transacciones de agua ambiental presenta una gran incertidumbre, ya que en los últimos años hay dificultades con los presupuestos destinados a este fin. Últimamente, se centra, sobre todo, en los refugios para la vida silvestre.

4.6. Principales factores que influyen en el mercado

A continuación, en la **Tabla 1**, se muestran los elementos determinantes en el desarrollo del mercado del agua en California.

Tabla 1. Elementos determinantes en el mercado del agua en California.

Elementos determinantes en el mercado del agua
Disponibilidad de infraestructuras
Climatología (sequías)
Mercado de agricultura
Precio del agua

La disponibilidad de infraestructuras resulta primordial. Como ya se ha explicado, el concepto de "*wet water*" implica el transporte íntegro del agua desde el comprador hasta el vendedor para completar la transacción. Para que esto tenga lugar, es necesario disponer de una infraestructura adecuada.

Tal y como se ha indicado anteriormente, la razón principal por la que se puso en marcha el mercado del agua entre finales de los años 80 y principios de los 90 fue la gran sequía que atravesaba el estado de California en ese momento. Por tanto, es lógico que uno de los factores más influyentes en el mercado sean las sequías.

Durante los últimos años, California ha atravesado una gran sequía declarada en el año 2013 (ver **Figura 1**), cuyo fin se proclamó en 2016. Por otro lado, según Mount y Hanak (2019), la mayor parte de los derechos pertenecen a los agricultores. Se estima que la agricultura posee el cuádruple de derechos que las ciudades, por lo que constituye el segundo factor más influyente en el mercado.

Lo que la población esté dispuesta a pagar por los productos agrícolas va a determinar el volumen disponible por parte de los agricultores para realizar transferencias de agua. Es decir, la subida de precios de un cultivo en un año determinado propiciará que los agricultores quieran utilizar sus derechos, por lo que se dispondrá de un menor volumen para transferir a otros usos.

La disponibilidad de agua para riego va a depender de la distribución geográfica de los cultivos. Según Gómez (2021), la nieve procedente de las montañas de Sierra Nevada va a ser la fuente primordial de agua para la agricultura. Así, las tierras de cultivo que se encuentren más próximas a esta ubicación van a encontrar el nivel freático mucho más cercano a la superficie, lo que se traduce en una mayor disponibilidad hídrica para el riego.

En contraposición, las zonas más alejadas van a depender del agua subterránea y de las transferencias de agua que les sean concedidas. Resulta obvio, entonces, que la mayor parte del cultivo se va a dar en el noroeste.

Estos dos condicionantes (sequía y agricultura) no son independientes el uno del otro, sino que van a estar muy ligados. La intensificación de la sequía con el paso del tiempo hace que haya que decidir si se cultiva o no y la cantidad que va a ser cultivada en función de los recursos hídricos disponibles.

La escasez de agua ha provocado que pequeños agricultores abandonen sus tierras o las vendan a grandes productores, lo que ha llevado a precios más altos y una producción agrícola muy reducida en el estado de California (Gómez, 2021). Las consecuencias directas son: la creación de un oligopolio agrícola a nivel estatal y la dependencia de otros países o estados para la adquisición de la mayor parte de los productos de origen agrícola. En cuanto al precio del agua como factor limitante, es un tema que se tratará en el apartado 5.

5. RESULTADOS

5.1. Evolución del mercado del agua en los últimos años

A partir de la información del Programa de Transferencias de Agua (*Water Transfers Program*) disponible en la web del *California Water Boards*, se puede observar la evolución de las transferencias anuales en el mercado durante los últimos años.

Aunque en el presente trabajo se estén analizando las transferencias anuales, es necesario mencionar que también han tenido lugar una serie de intercambios de derechos calificados como "urgentes". Se trata de contratos temporales en los que se transfiere una cantidad de agua de manera inmediata por algún tipo de apremio como puede ser un incendio. Estas pueden variar el volumen anual transferido. Sin embargo, no se incluyen en el análisis que se realizará a continuación, ya que presentan un carácter imprevisible. No es posible gestionar en este contexto la incertidumbre de los acontecimientos que implican estas transferencias, por lo que no se trata de una situación de mercado.

En este caso, se han recopilado datos sobre volúmenes solicitados y transferidos desde el año 2014 hasta 2021. Se muestra un resumen de dichos volúmenes en la **Tabla 2**.

Tabla 2. Volúmenes solicitados y aprobados (Hm^3) entre los años 2014 y 2021 en el mercado del agua en California. (Elaborada a partir de los datos de *California Water Boards*, https://www.waterboards.ca.gov/).

Año	Volumen solicitado (Hm^3)	Volumen aprobado (Hm^3)	Diferencia (Hm^3)
2014	508,10	467,10	40,99
2015	479,93	464,73	15,21
2016	517,23	458,12	59,11
2017	580,54	556,72	23,82
2018	798,57	745,42	53,15
2019	685,86	662,73	23,14
2020	774,03	698,17	75,86
2021	771,10	771,10	0,00

Como se puede observar, ha aumentado notablemente tanto el volumen solicitado como el volumen aprobado de transferencias de agua. Una de las razones es la gran sequía que tuvo lugar en los primeros años analizados (2014 – 2015). Tal y como se ha indicado

anteriormente, el año 2014 fue un año de sequía extrema, por lo que se concedieron muchos menos Hm^3 de agua de los solicitados. En el caso del año 2015, al continuar la sequía, se intentó adaptar la cantidad solicitada a la concedida el año anterior. Sin embargo, la sucesión de años secos hizo que se aprobase un menor volumen.

El 2016 ya no se considera año seco, de ahí que aumente la cantidad de volumen solicitado. Sin embargo, el volumen aprobado es menor aún que en los años anteriores, ya que se da un incremento notable de la precipitación y no es necesaria una estrategia gestión del recurso. En la **Figura 4**, se puede observar que el contenido en precipitaciones, tanto en forma de nieve como en forma de agua, presenta un gran incremento con respecto al año anterior.

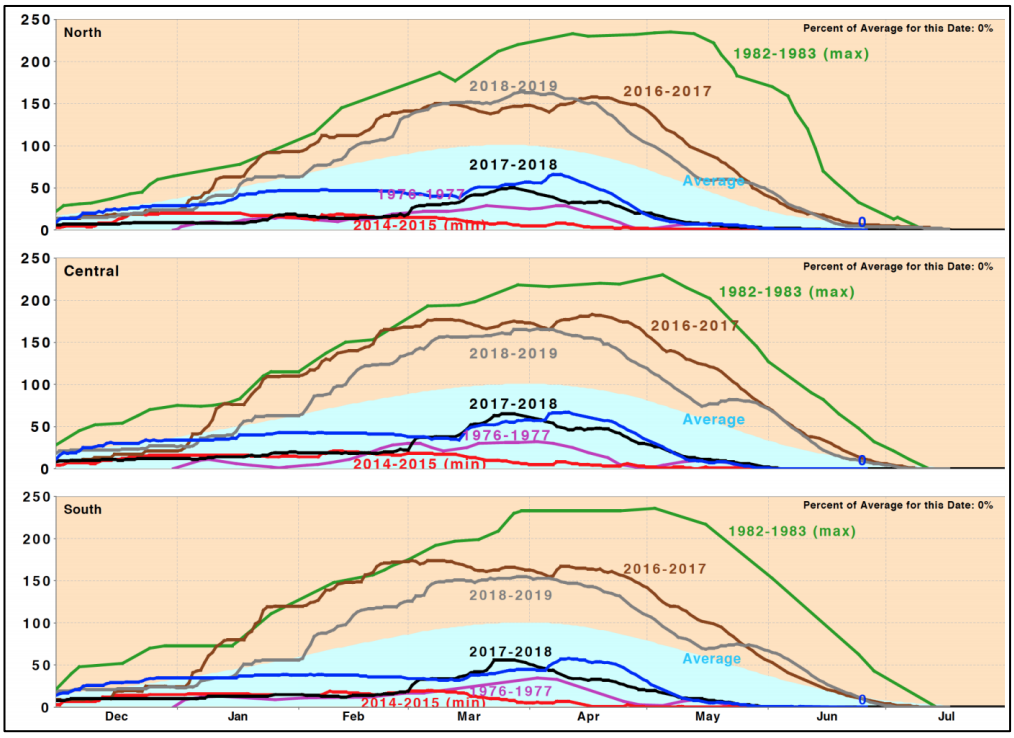


Figura 4. Contenido de agua y nieve en California (Fuente: *Department of Water Resources*, 2020).

A partir de este año, se aprecia el aumento, tanto de cantidades solicitadas como de cantidades concedidas, destacando la gran diferencia entre ellas en los años 2018 y 2020.

Esto se debe a la desestimación de alguna de las solicitudes de transferencias de agua, además de la aprobación de un menor volumen en alguna de las concesiones, como ocurre en el resto de los años (ver **Tablas II y IV** de los Anexos).

En el año 2019 hay un menor volumen transferido, ya que, como se puede ver en la

Figura 4, este año se califica como húmedo. Por lo tanto, al igual que en 2016, no es tan necesaria una estrategia de gestión.

Cabe destacar que en el año 2021 la cantidad solicitada ha sido igual a la aprobada. Sin embargo, al ser el año vigente, pueden aprobarse nuevas transferencias, por lo que los datos quizás no estén completos. Además del volumen transferido, otro aspecto apreciable es el número de transferencias que han tenido lugar a lo largo del período. En este caso, si se analizan las transferencias desde el año 2016 al 2021, se observan los resultados en la **Tabla 3**.

Tabla 3. Recuento de transferencias de agua entre los años 2016 y 2021 en California. (Elaborada a partir de los datos de *California Water Boards*, https://www.waterboards.ca.gov/).

Año	Transferencias solicitadas	Transferencias aprobadas	Transferencias con volumen total aprobado
2016	4	4	3
2017	4	4	3
2018	18	17	15
2019	6	6	5
2020	18	11	11
2021	29	29	29

Se observa de manera notable que ha aumentado el número de transferencias, habiendo un pico de retroceso en el año

2019 por el incremento del volumen de precipitaciones (ver **Figura 4**).

En cuanto a los compradores y vendedores, se encuentran tres transferencias clave que tienen lugar año tras año, al menos, desde 2016 (todos los datos expuestos a continuación están reflejados en las **Tablas I a VI** de los Anexos):

- El contrato más importante se da entre el DWR y *U.S. Bureau of Reclamation* como vendedores y numerosas agencias y distritos de los condados de Alameda, Contra Costa, Fresno, Kern, Kings, Los Ángeles, Merced, San Joaquín, Santa Clara y Stanislaus como compradores. Se trata del más significativo debido a la cantidad de agua que implica la transferencia, moviendo volúmenes de entre 318 Hm^3 en 2016 hasta un máximo de 539 Hm^3 aprobados en 2019. En el año actual (2021) se ha aprobado una transferencia de 533 Hm^3, lo que implica un 69% del volumen anual que se encuentra dentro del mercado del agua. Más adelante se analizarán

detenidamente los detalles de esta secuencia de transferencias.

- *U.S. Bureau of Reclamation* también actúa como vendedor en el contrato con Friant Contractors, donde constantemente se solicitan 93,8 Hm^3, aunque no siempre se aprueba de forma íntegra esta cantidad. En 2021 todavía no ha tenido lugar esta transferencia. El contrato entre estas dos entidades representa entre un 10 y un 20% de la cantidad anual transferida en el mercado del agua.
- El tercer contrato que se mantiene, al menos, hasta 2020 (en 2021 no consta por el momento), es el que implica al *Merced Irrigation District* como vendedor y a diversos distritos de los condados de Merced y Mariposa como compradores. En este caso, siempre se ha aprobado lo que han solicitado. Entre los años 2016 y 2019 la cantidad ha sido de 24,7 Hm^3, mientras que en el 2020 se incrementó el volumen a 55,5 Hm^3. Esta transferencia suele representar entre el 3% y el 8% del volumen transferido en el mercado del agua de California.

El resto de transferencias parecen no tener continuidad en el tiempo, pueden darse durante dos años seguidos, pero no hay una secuencia tan evidente como en estos tres casos.

5.2. Análisis de correlación de los datos

A partir de los datos recopilados en las Tablas I a VI del Anexo, se pueden realizar varios análisis. En este caso, en primer lugar, se hará una comparación de la curva de volúmenes ofertados y demandados en el período analizado (2014 – 2021). Después, se examinará la curva de demanda para cada uno de los años de manera individual (2016 – 2021), comparando la cantidad concedida en la transferencia frente al precio y obteniendo la ecuación de dicha curva.

Por último, se hará un análisis más exhaustivo de dos de las tres transferencias clave descritas anteriormente: DWR *y U.S. Bureau of Reclamation* por un lado y *Merced Irrigation District* por otro. La segunda de las transferencias (ver apartado 5.1) no se analizará, ya que no se han encontrado precios concretos de la transacción en ninguno de los años.

5.3. Volúmenes ofertados vs. demandados (2014 – 2021)

Ya se han mostrado los volúmenes ofertados y demandados desde el año 2014 hasta el 2021 en la **Tabla 2**. A partir de esta información, se puede construir una curva de oferta y otra de demanda con el propósito de realizar un análisis visual (ver **Figura 5**).

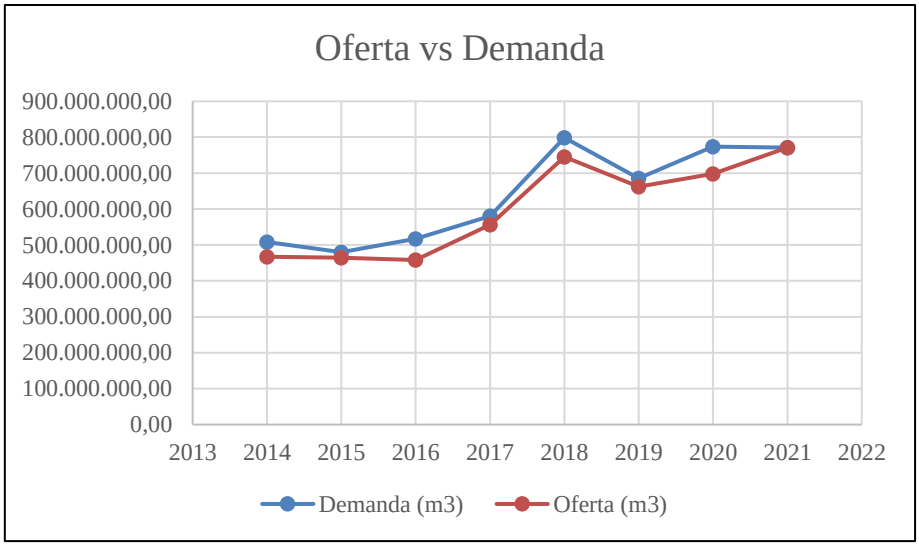


Figura 5. Representación gráfica de los volúmenes demandados vs. ofertados (m^3) entre 2014 y 2021 en el mercado del agua en California. (Elaborada a partir de los datos de *California Water Boards*, https://www.waterboards.ca.gov/).

En cuanto al funcionamiento del mercado, se ve necesario indicar que, en primer lugar, se hace una solicitud de agua, que previamente será aprobada en su totalidad o simplemente de forma parcial. Aquí se observa que la oferta siempre es inferior a la demanda. La única excepción es el año 2021, donde se ha indicado que pueden darse más transferencias, ya que el año no ha finalizado aún.

En conclusión, no se suele cubrir toda la demanda, por lo que la oferta siempre resulta insuficiente.

Otra de las conclusiones a las que se puede llegar es que, a partir de que se declarase el fin de la sequía, ha aumentado el volumen de transferencias. Sin embargo, hay un descenso en el año 2019 por el aumento de precipitaciones (ver **Figura 4**) y, por tanto, tiene lugar un aumento de disponibilidad del recurso de manera natural, sin estrategias de gestión. Después, el volumen ha ido aumentando, pero con una pendiente mucho menor. Este aumento de volumen transferido indica que, a medida que pasa el tiempo, el mercado del agua se está convirtiendo en una herramienta clave para la gestión del recurso natural en estado de California, cada vez más utilizada. Sin embargo, los volúmenes aprobados están muy condicionados por el balance hídrico anual.

5.4. Análisis anual de la curva de demanda (2016 – 2021)

A continuación, se realizará una comparación de la cantidad frente al precio de las distintas transacciones que han tenido lugar entre los años 2016 y 2021. Posteriormente, a través de un gráfico de dispersión, se obtendrá la curva de demanda para cada año.

Ya se ha indicado en los Anexos que no ha sido posible encontrar ningún precio del año 2020, por lo que este año no se puede incluir en el análisis. Del resto de años se tomarán los datos de transferencias en las que se han encontrado precios, por lo que la curva de demanda no será completamente precisa, aunque sí con datos reales.

- Año 2016: de las cuatro transferencias que tuvieron lugar este año (ver **Tabla VI** de los Anexos), solamente se ha encontrado el precio de dos. Representándolo, a través de una gráfica de dispersión, se obtiene la **Figura 6**.

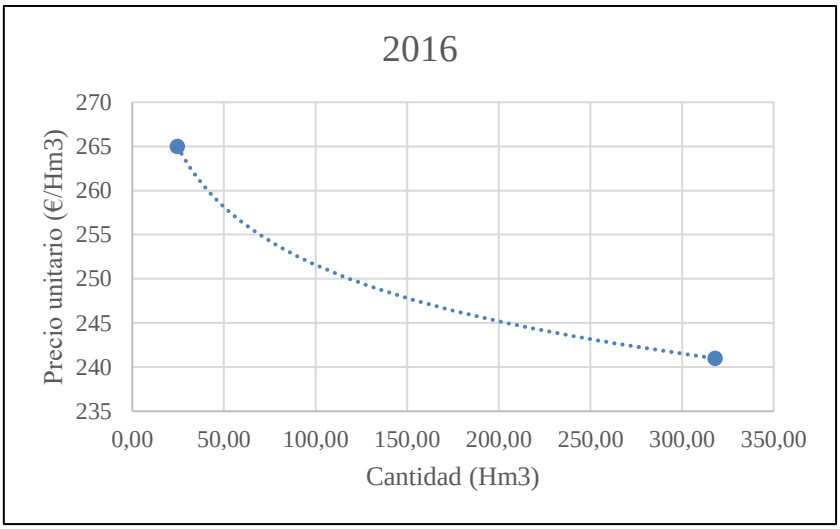


Figura 6. Representación gráfica de la cantidad (Hm^3) frente al precio unitario (€/Hm^3) de las transferencias de agua en California en 2016. (Elaborada a partir de los datos de *California Water Boards*, https://www.waterboards.ca.gov/).

Si se agrega una línea de tendencia potencial, ya que es la que se va a ajustar de una manera más precisa en todos los casos, la ecuación de la curva de demanda de 2016 va a ser la **Ecuación 1**.

$$y = 298{,}49\, x^{-0{,}037} \quad [1]$$

Con un valor del coeficiente de determinación (R^2) igual a 1, debido a la presencia de dos puntos solamente.

- Año 2017: en este caso, se han podido recopilar tres precios de las cuatro transacciones realizadas durante ese año (ver **Tabla V** de los Anexos). Al igual que en el caso anterior, la gráfica de dispersión se muestra en la **Figura 7**.

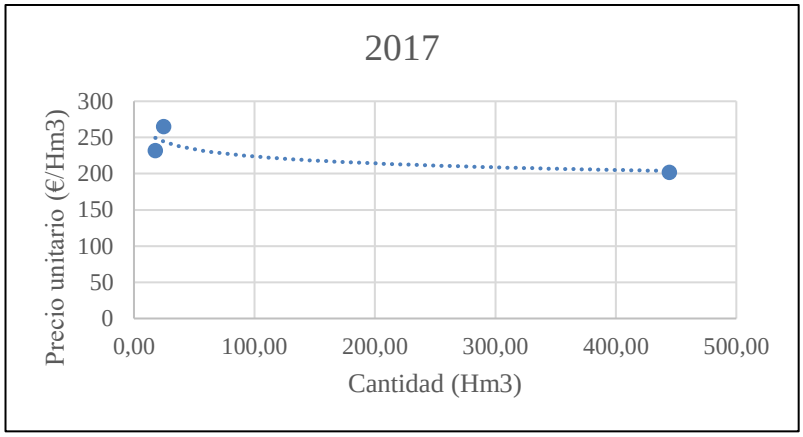


Figura 7. Representación gráfica de la cantidad (Hm^3) frente al precio unitario ($€/Hm^3$) de las transferencias de agua en California en 2017. (Elaborada a partir de los datos de *California Water Boards*, https://www.waterboards.ca.gov/).

La ecuación de la línea de tendencia potencial se muestra en la **Ecuación 2**, que va a ser la ecuación de la curva de demanda para el año 2017.

$$y = 299\, x^{-0{,}063} \quad [2]$$

El valor del coeficiente de determinación (R^2) es de 0,6300.

- Año 2018: de las 17 transferencias aprobadas en este año, se han encontrado precios de 10 (ver **Tabla IV** de los Anexos). Si se disponen en una gráfica de dispersión, obtenemos la **Figura 8**.

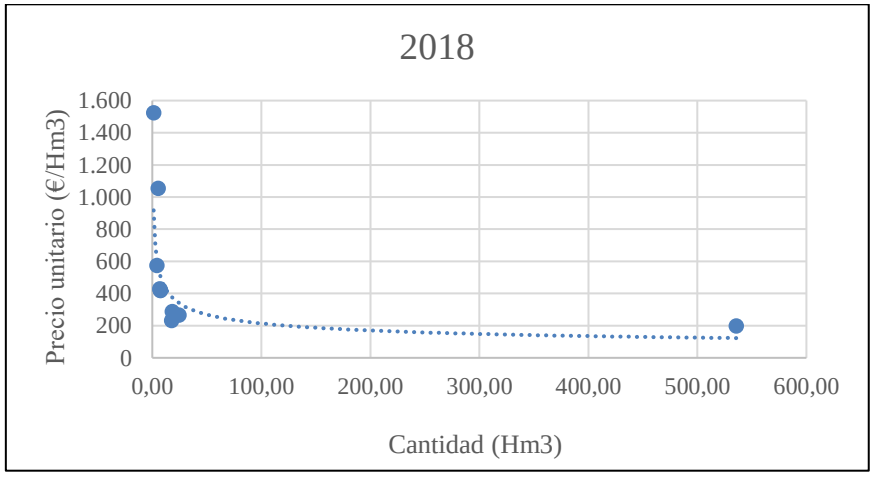


Figura 8. Representación gráfica de la cantidad (Hm^3) frente al precio unitario ($€/Hm^3$) de las transferencias de agua en California en 2018. (Elaborada a partir de los datos de *California Water Boards*, https://www.waterboards.ca.gov/).

La ecuación de la curva de demanda para el año 2018, por lo tanto, será la **Ecuación 3:**

$$y = 982{,}64\, x^{-0{,}331} \text{ [3]}$$

En este caso, el valor de R^2 es de 0,7453. Al tener más puntos, el ajuste va a ser más preciso. Además, gracias a esto se puede observar ya la forma asintótica de la función, actuando como asíntota vertical el eje de ordenadas y como asíntota horizontal el eje de abscisas.

Es decir, la curva de demanda del mercado del agua de California va a presentar una función asintótica respecto a los ejes x e y, con pendiente negativa. Esto indica que para cantidades muy pequeñas va a haber precios muy altos y para cantidades más grandes se van a dar precios más bajos.

- Año 2019: en este caso, se han obtenido cuatro precios de las seis transacciones realizadas durante este año (ver **Tabla III** de los Anexos). De la misma forma que en los años anteriores, al disponer los diferentes volúmenes frente a sus respectivos precios, obtenemos la gráfica de dispersión de la **Figura 9.**

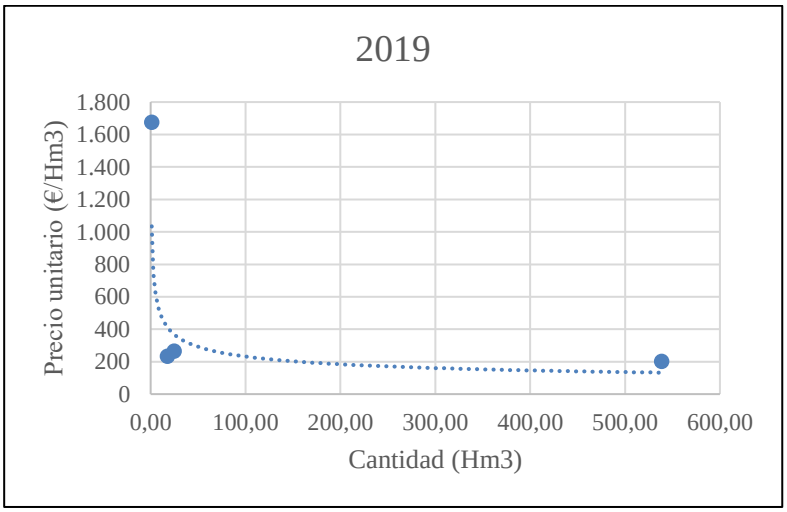


Figura 9. Representación gráfica de la cantidad (Hm^3) frente al precio unitario (€/Hm^3) de las transferencias de agua en California en 2019. (Elaborada a partir de los datos de *California Water Boards*, https://www.waterboards.ca.gov/).

La ecuación de la curva de demanda para el año 2019 es la **Ecuación 4**:

$$y = 1.071\, x^{-0{,}332} \text{ [4]}$$

Donde el valor de R^2 es de 0,9137. De la misma forma que en el año anterior, se puede observar la función asintótica.

- Año 2021: como se había comentado anteriormente, este año, por el momento, se han aprobado todas las transferencias solicitadas. Además, se ha encontrado el precio para todas y cada una de ellas (ver **Tabla I** de los Anexos).

Algo que llama la atención al observar la **Tabla I** es la gran diferencia de volumen que hay antes y después del contrato en el que DWR y *U.S. Bureau of Reclamation* actúan como vendedores. Por ello, se ha decidido realizar dos análisis: uno sin dicha transferencia (caso 2021 a) y otro con esta (caso 2021 b).

En el caso **2021 a**, tenemos 28 transferencias de agua que se han aprobado en su totalidad (ver **Tabla I** de los Anexos). El volumen total transferido en este caso es de 238,49 Hm^3.
Al hacer la representación gráfica, obtenemos la **Figura 10**.

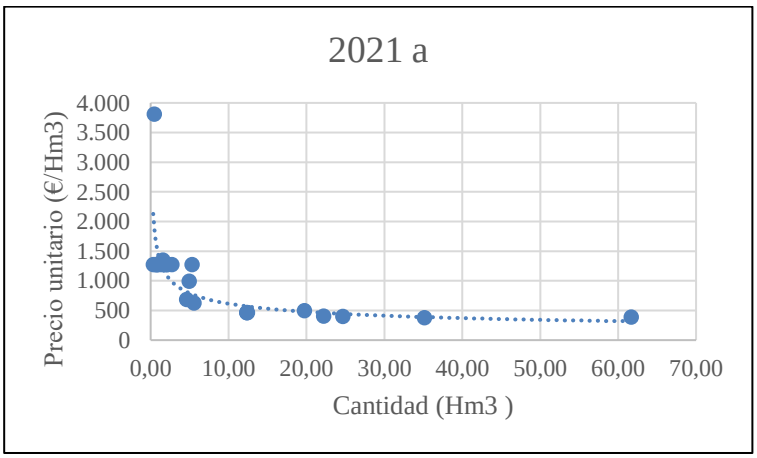


Figura 10. Representación gráfica de la cantidad (Hm^3) frente al precio unitario (€/Hm^3) de las transferencias de agua en California en 2021 sin el contrato de DWR y *U.S. Bureau of Reclamation*. (Elaborada a partir de los datos de *California Water Boards*, https://www.waterboards.ca.gov/).

Así, la curva de demanda para este caso se muestra en la **Ecuación 5**:

$$y = 1.421\, x^{-0,364} \quad [5]$$

Con un coeficiente R^2 de 0,5418.

En el caso **2021 b**, al añadir la transferencia de DWR y *U.S. Bureau of Reclamation*, se dan

29 transferencias aprobadas íntegramente (ver **Tabla I** de los Anexos). El volumen total transferido en el año 2021 asciende a 771,08 Hm^3, lo que representa una gran diferencia respecto al caso anterior. Además, la

representación gráfica se muestra en la **Figura 11**.

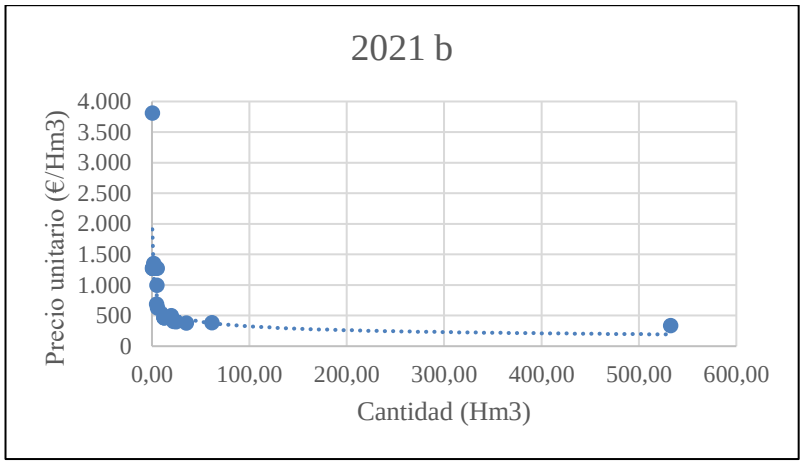


Figura 11. Representación gráfica de la cantidad (Hm^3) frente al precio unitario (€/Hm^3) de las transferencias de agua en California en 2021. (Elaborada a partir de los datos de *California Water Boards*, https://www.waterboards.ca.gov/).

Así, la curva de demanda del año 2021 será la **Ecuación 6**:

$$y = 1.354{,}6\, x^{-0{,}31} \quad [6]$$

Con un coeficiente de determinación (R^2) de 0,5586.

Gracias a este último análisis, se puede llegar a la conclusión de que la transacción que realiza todos los años el DWR junto con *U.S. Bureau of Reclamation* es determinante en el mercado. Sin su intervención, los precios se dispararían tal y como se muestra en la **Tabla 4.**

Tabla 4. Comparación de precios medios (€/Hm^3) del mercado del agua de California con y sin la transacción de DWR y *U.S. Bureau of Reclamation* y volumen (%) que representa. (Elaborada a partir de los datos de *California Water Boards*, https://www.waterboards.ca.gov/).

Año	Precio medio ponderado (€/Hm^3)	Precio medio ponderado sin DWR y *U.S. Bureau of Rec.* (€)	% Volumen DWR y *U.S. Bureau of Rec*.
2021	392	523	69%
2019	208	288	93%
2018	224	377	85%
2017	206	251	91%
2016	243	265	93%

Por tanto, lo que se mencionaba en apartados anteriores sobre la estabilidad del mercado, se produce gracias a la intervención de estos dos organismos. Como se puede ver en la **Tabla 4**, la mayor parte del volumen depende de ellos, que actúan como agentes reguladores del precio de las transferencias para evitar la caída del mercado.

A pesar de la predominancia de esta transacción en el mercado, como se puede ver a través de las curvas de demanda, la constante numérica ha ido aumentando su valor, lo que indica un aumento de la actividad en el mercado. Además, esto se verifica en las **Tablas I a VI** de los Anexos, donde se ve como cada vez hay más transferencias, aunque sean de pequeños volúmenes de agua.

5.4.1. Casos de estudio: DWR + *U.S. Bureau of Reclamation* y *Merced Irrigation District*

Para concluir, se analizarán de manera individual dos de las tres transferencias clave que tienen constancia a lo largo del tiempo. Al no tener precios para el año 2020, se han asumido precios unitarios (€/Hm^3) de años anteriores para tratar de hacer una aproximación.

- DWR *y U.S. Bureau of Reclamation*: como ya se ha explicado anteriormente, esta transacción actúa como reguladora en el mercado del agua de California.

Por ello (ver **Figura 12**), durante el período 2017 – 2021, se ha aprobado siempre la cantidad demandada. La excepción ha sido el año 2016, que puede justificarse por la situación de sequía reciente.

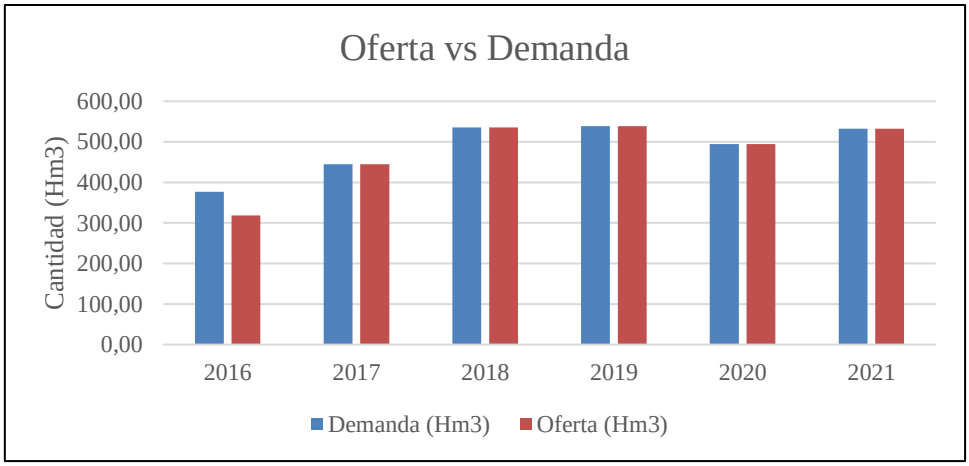


Figura 12. Representación gráfica de los volúmenes demandados vs. ofertados (m^3) entre 2016 y 2021 en las transferencias del DWR y *U.S. Bureau of Reclamation*. (Elaborada a partir de los datos de *California Water Boards*, https://www.waterboards.ca.gov/).

Si se compara el volumen aprobado con el precio unitario (ver **Figura 13**), se confirma la conclusión de las curvas de demanda: a menor cantidad, mayor precio. Aunque cabe destacar que entre los años 2017 y 2019 se ha mantenido el precio casi constante. Para el año 2020, se ha estimado un precio de 0,30 $/af, el mismo que en 2019 (ver **Tabla III** de los Anexos). La excepción se encuentra en 2021 donde, a pesar de aprobarse un volumen algo menor que en 2018 y 2019, el precio de dispara. Esto se debe a que, como ya se ha explicado, esta transacción actúa como reguladora del precio del mercado. Como se puede ver en la **Tabla III** de los Anexos, este año han aumentado de manera notable las transferencias de pequeños volúmenes, por lo que su precio va a ser mayor. Por consiguiente, el precio que va a regular el mercado va a ser más alto.

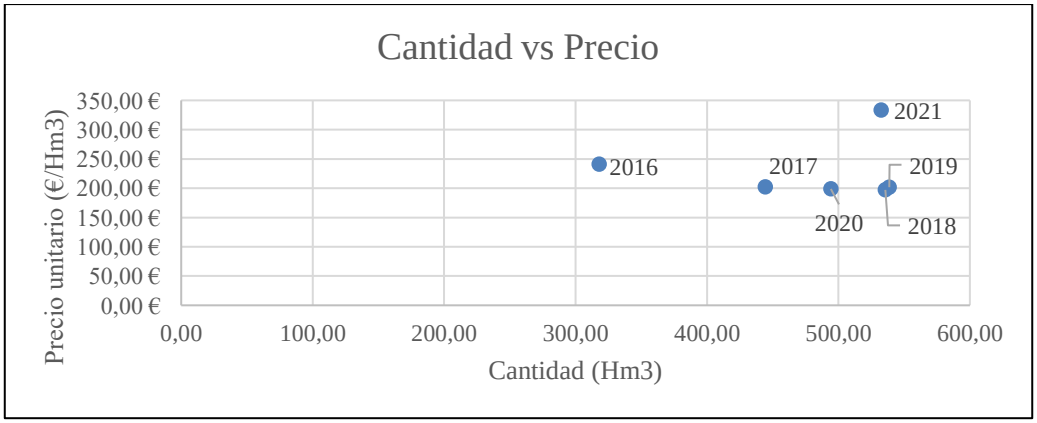


Figura 13. Representación gráfica de la comparación cantidad (Hm^3) vs precio unitario (€/Hm^3) en las transferencias del DWR y *U.S. Bureau of Reclamation* (2016-2021). (Elaborada a partir de los datos de *California Water Boards*, https://www.waterboards.ca.gov/).

- *Merced Irrigation District*: en este caso, se ha aprobado siempre el volumen solicitado desde el año 2016 al 2020. Llama la atención que desde 2016 a 2019 se han solicitado los mismos Hm^3 (24,67 Hm^3) y en el año 2020 la cantidad asciende a 55,51 Hm^3 (ver **Figura 14**).

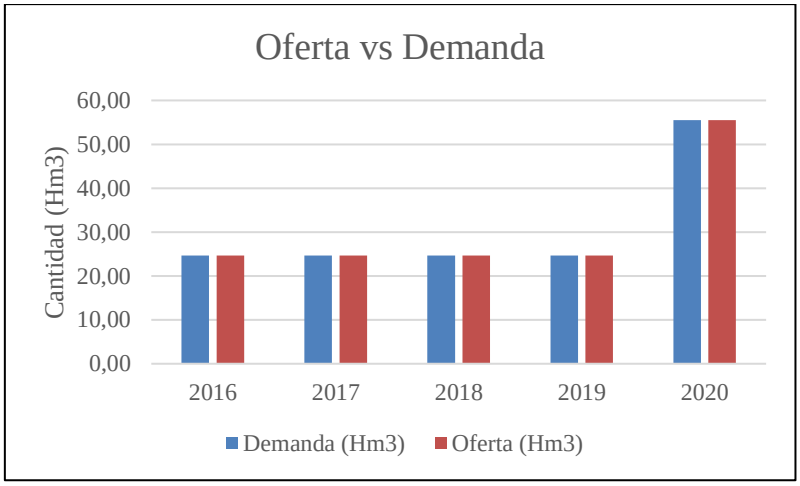


Figura 14. Representación gráfica de los volúmenes demandados vs. ofertados (m^3) entre 2016 y 2020 en las transferencias del *Merced Irrigation District*. (Elaborada a partir de los datos de *California Water Boards*, https://www.waterboards.ca.gov/).

En cuanto al precio, tampoco ha variado en este período. Al no encontrar precios de 2020, se ha estimado el mismo precio que en el resto de los años, aunque es probable que haya cambiado al igual que ha variado el volumen de la transferencia (ver **Figura 15**).

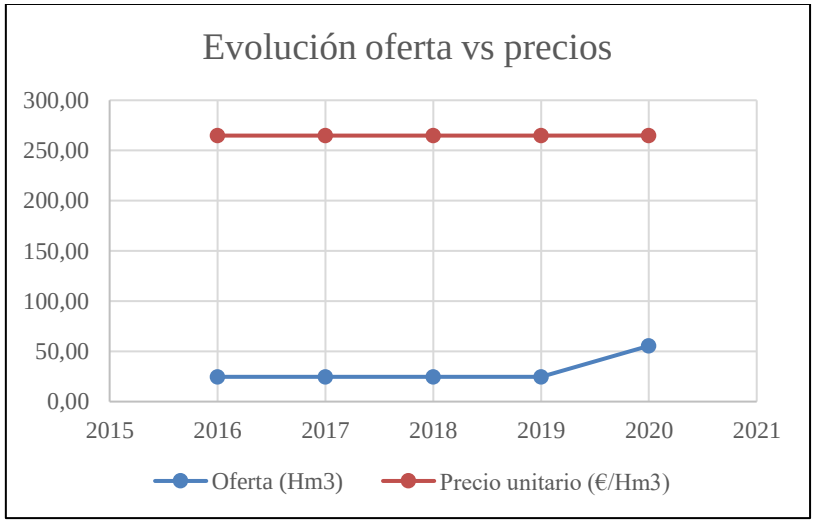


Figura 15. Representación gráfica de la comparación cantidad (Hm^3) vs precio unitario (€/Hm^3) en las transferencias del *Merced Irrigation District* (2016-2020). (Elaborada a partir de los datos de *California Water Boards*, https://www.waterboards.ca.gov/).

Al observar la constancia, tanto en volúmenes como en precios, de los años 2016 a 2019 se podría plantear la posibilidad de hacer una transferencia permanente en vez de renovarla de una manera anual. Sin embargo, el aumento de volumen del año 2020 lleva a cambiar de idea. Probablemente, la disponibilidad de mayor volumen de agua haya llevado a incrementar el volumen de la transferencia.

6. CONCLUSIONES

El mercado del agua es una herramienta muy necesaria por la situación de déficit hídrico que presenta California actualmente. La gran disponibilidad de infraestructuras para el transporte y el vínculo con los bancos de aguas subterráneas hacen posible el buen funcionamiento del mercado. Además, resulta clave la participación del gobierno, tanto estatal como federal, en la coordinación de la venta de derechos. Se trata de un mercado oligopolista que trata de evitar la formación de cárteles, donde el organismo regulador va a intervenir para que los precios no superen niveles desmesurados.

Las sequías y la agricultura resultan ser dos factores muy influyentes en las transferencias, que a la vez están relacionados entre sí. La sucesión de sequías desde finales de los años 80 del siglo XX ha hecho que el mercado valore la escasez de agua. Por otro lado, la posesión histórica de derechos de agua por parte de los agricultores les convierte en los principales vendedores del mercado. La situación de escasez hace mucho más rentable y necesaria la venta de derechos de agua, que en principio era para riego, dándole otros usos como pueden ser urbanos, industriales o ambientales. El principal objetivo de las transferencias es trasladar usos de menor valor a usos con un valor mucho mayor.

Se ha visto como los precios de las transacciones de derechos van a depender del volumen de agua transferido: a mayor volumen aprobado, el precio va a ser más bajo, y viceversa. Los precios medios se mueven en un intervalo de entre 200 y 390 €/Hm^3. Como máximo, se ha encontrado una transacción de 3.809 €/Hm^3 en el año 2021. Como precio mínimo, el DWR realizó transferencias por 197 €/Hm^3 en 2018.

En realidad, se trata de un mercado muy débil, con pocos compradores y vendedores que pueden modificar el mercado. El *Department of Water Resources* junto al *U.S. Bureau of Reclamation* intervienen cada año aportando un gran volumen de agua con la intención de que no caiga el mercado. Gracias a este comportamiento de regulación, el propio mercado ha alcanzado una gran estabilidad, tanto en volumen como en precios, ya que impide que estos últimos se disparen.

7. BIBLIOGRAFRÍA

AQUAOSO (2020). ***Water Security in the Age of SGMA***. AQUAOSO Technologies, PBC.

Bauer, C. J. (2005). La experiencia de los bancos de agua en las Américas: los casos de California y Chile. ***Jordana sobre los Bancos Públicos del Agua***. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

California Water Boards. ***Water Transfers Program***. <Accesible en URL: https://www.waterboards.ca.gov/waterrights/water_issues/programs/water_transfers/>.

California Water Boards. ***Transfers and Temporary Urgency Actions - Notices***. <Accesible en URL: https://www.waterboards.ca.gov/waterrights/water_issues/programs/applications/transfers_tu_notices/>.

Department of Water Resources (2020). **Water Year 2020. Summary Information**. State of California. <Accesible en URL: https://water.ca.gov/-/media/DWR-Website/Web-Pages/What-We-Do/Drought-Mitigation/Files/Publications-And-Reports/Water-Year-2020-Handout_Final.pdf>.

Gómez, C. (2021). ***La sequía podría provocar que los productores de California arasen sus cultivos.*** Markon Cooperative. <Accesible en URL: https://www.freshplaza.es/article/9322409/la-sequia-podria-provocar-que-los-productores-de-california-arasen-sus-cultivos/>.

Hanak, E.; Stryjewski, E. (2012). ***California's Water Market, By the Numbers: Update 2012***. Public Policy Institute of California (PPIC).

Mount, J.; Hanak, E. (2019). ***Water Use in California***. PPIC Water Policy Center.

UC Davis. ***The Delta Problem***. Center for Watershed Sciences. <Accesible en URL: https://watershed.ucdavis.edu/doc/delta-solutions/delta-problem>.

8. ANEXOS

A continuación, se muestran una serie de tablas elaboradas a partir de los datos encontrados en la página web del *California Water Boards* (*https://www.waterboards.ca.gov/*). El condado de origen, comprador, vendedor, tipo de transferencia o cantidad solicitada y aprobada (af) proceden del *Water Transfers Program*. Los usos antes y durante la transferencia y el precio de la transferencia ($) se han obtenido tras una revisión de los contratos disponibles en la sección de *Transfers and Temporary Urgency Actiones – Notices*. Además del precio pagado por la transferencia, todos y cada uno de los contratantes deben pagar una "tarifa" de 850 $ que va dirigida al *California Department of Fish and Wildlife*. Se trata de una especie de impuesto ambiental que se incluye en los contratos de las transferencias de agua.

Como se puede observar en las tablas, hay algunas transferencias en las que la celda del precio se encuentra en blanco. Esto se debe a que no se ha encontrado la cantidad que se ha pagado por la transferencia. En el año 2020 simplemente se reflejan notificaciones de transferencia, pero no se muestra ningún precio. Además, en el contrato entre *U.S. Bureau of Reclamation* y *Friant CVP Contractors* nunca se refleja el precio de la transacción, solamente aparece el pago de la tasa de 850 $ al CDFW.

En cuanto a la conversión de *acre-foot* a metros cúbicos, según ConvertLIVE (*https://convertlive.com/*), 1 af equivale a 1.233,48 m^3 (fecha de consulta: 14 de junio de 2021). Por otro lado, para convertir los dólares a euros se ha tomado como referencia que 1 $ equivale a 0,817 €, según la web de Expansión (*https://www.expansion.com/*) (fecha de consulta: 27 de mayo de 2021).

Tabla I. Recopilación de datosde las transferencias del año 2021. (Elaborada a partir de los datos de *California Water Boards*, https://www.waterboards.ca.gov/).

Condado de origen	Vendedor	Comprador	Uso antes de la transferencia	Uso durante la transferencia	Tipo de transferencia	Cantidad solicitada (af)	Cantidad solicitada (m³)	Cantidad aprobada (af)	Cantidad aprobada (m³)	Precio de la transferencia ($)	Precio de la transferencia (€)	Precio unitario ($/af)	Precio unitario (€/m³)
Colusa	Reclamation District nº 108	Autoridad del Agua de San Luis y Delta-Mendota	Riego	Riego, urbano, industrial y doméstico	Cultivo en barbecho	40.000	49.339.200	40.000	49.339.200	28.990	23.685	0,580	0,000384
Yolo					Sustitución de aguas subterráneas	10.000	12.334.800	10.000	12.334.800				
Colusa	Reclamation District nº 1004	Autoridad del Agua de San Luis y Delta-Mendota	Riego	Riego, urbano, industrial y doméstico	Cultivo en barbecho	20.000	24.669.600	20.000	24.669.600	11.995	9.800	0,600	0,000397
Glenn	Provident Irrigation District	Autoridad del Agua de San Luis y Delta-Mendota	Riego	Riego, urbano, industrial y doméstico	Cultivo en barbecho	10.000	12.334.800	10.000	12.334.800	6.995	5.715	0,700	0,000463
	Princeton-Cordova-Glenn Irrigation District	Autoridad del Agua de San Luis y Delta-Mendota	Riego	Riego, urbano, industrial y doméstico	Cultivo en barbecho	4.500	5.550.660	4.500	5.550.660	4.245	3.468	0,943	0,000625
Sutter	Windswept Orchards	Autoridad del Agua de San Luis y Delta-Mendota	Riego	Riego, urbano, industrial y doméstico	Sustitución de aguas subterráneas	1.300	1.603.524	1.300	1.603.524	2.645	2.161	2,035	0,001348
	Pleasant Grove-Verona Mutual Water Company	Autoridad del Agua de San Luis y Delta-Mendota	Riego	Riego, urbano, industrial y doméstico	Cultivo en barbecho y sustitución de aguas subterráneas	1.760	2.170.925	1.760	2.170.925	29.665,75	24.237	1,921	0,001272
						638	786.960	638	786.960				
						270	333.040	270	333.040				
						1.160	1.430.837	1.160	1.430.837				
						638	786.960	638	786.960				
						1.690	2.084.581	1.690	2.084.581				
						1.466	1.808.282	1.466	1.808.282				
						2.205	2.719.823	2.205	2.719.823				
						500	616.740	500	616.740				
						4.312	5.318.766	4.312	5.318.766				
						803	990.484	803	990.484				
	Henle Family Limited Partnership	Refugio Nacional de Vida Silvestre de San Luis, Agencia de Agua del Condado de Solano, Distrito de Almacenamiento de Agua Semitrópico, Distrito de Agua de San Luis, Compañía del Canal de San Luis, Distrito de Agua del Valle de Santa Clara	Riego	Riego, urbano, industrial y doméstico	Sustitución de aguas subterráneas	380	468.722	380	468.722	2.185	1.785	5,75	0,003809
Yolo	Conaway Preservation Group	Autoridad del Agua de San Luis y Delta-Mendota	Riego y mejora de la vida silvestre y los peces	Riego, mejora de la vida silvestre y los peces, urbano, industrial y doméstico	Cultivo en barbecho	10.088	12.443.346	10.088	12.443.346	7.039	5.751	0,697759715	0,000462
Colusa	Sycamore Mutual Water Company	Autoridad del Agua de San Luis y Delta-Mendota	Riego, almacenamiento de agua y usos recreativos	Riego, urbano, industrial y doméstico	Cultivo en barbecho	10.000	12.334.800	10.000	12.334.800	6.995	5.715	0,6995	0,000463
Sacramento	Natomas Central Mutual Water Company	Autoridad del Agua de San Luis y Delta-Mendota	Riego	Riego, urbano, industrial y doméstico	Sustitución de aguas subterráneas	18.000	22.202.640	18.000	22.202.640	10.995	8.983	0,610833333	0,000405
Yolo	Te Velde RFT	Autoridad del Agua de San Luis y Delta-Mendota	Riego	Riego, urbano, industrial y doméstico	Sustitución de aguas subterráneas	2.000	2.466.960	2.000	2.466.960	5.990	4.894	1,4975	0,000992
						2.000	2.466.960	2.000	2.466.960				
	River Garden Farms	Autoridad del Agua de San Luis y Delta-Mendota	Riego	Riego, urbano, industrial y doméstico	Cultivo en barbecho y sustitución de aguas subterráneas	7.500	9.251.100	7.500	9.251.100	11.990	9.796	0,749375	0,000496
						8.500	10.484.580	8.500	10.484.580				
Colusa	Jack Baber	Autoridad del Agua de San Luis y Delta-Mendota	Riego	Riego, urbano, industrial y doméstico	Cultivo en barbecho	1.400	1.726.872	1.400	1.726.872	2.695	2.202	1,925	0,001275
Sutter	Pelger Mutual Water Company	Autoridad del Agua de San Luis y Delta-Mendota	Riego	Riego, urbano, industrial y doméstico	Sustitución de aguas subterráneas	3.750	4.625.550	3.750	4.625.550	3.870	3.162	1,032	0,000684
	Sutter MWC	Autoridad del Agua de San Luis y Delta-Mendota	Riego	Riego, urbano, industrial y doméstico	Cultivo en barbecho y sustitución de aguas subterráneas	28.500	35.154.180	28.500	35.154.180	16.245	13.272	0,57	0,000378
Alameda, Contra Costa, Fresno, Kern, Kings, Los Angeles, Merced, San Joaquín, Santa Clara y Stanislaus	Department of Water Resources y U.S. Bureau of Reclamation	Autoridad del Agua de San Luis y Delta-Mendota	Municipal, Industrial, doméstico, riego, mejora de los peces y la vida silvestre, mejora del caudal, control de salinidad y energía fortuita	Municipal, Industrial, doméstico, riego, mejora de los peces y la vida silvestre, mejora del caudal, control de salinidad y energía fortuita	Intercambio/ transferencia	431.780	532.591.994	431.780	532.591.994	217.235	177.481	0,503115012	0,000333
						625.140	771.097.687	625.140	771.097.687	152.540	124.625		

Tabla II. Recopilación de datos de las transferencias del año 2020. (Elaborada a partir de los datos de *California Water Boards*, https://www.waterboards.ca.gov/).

Condado de origen	Vendedor	Comprador	Uso antes de la transferencia	Uso durante la transferencia	Tipo de transferencia	Cantidad solicitada (af)	Cantidad solicitada (m^3)	Cantidad aprobada (af)	Cantidad aprobada (m^3)
Madera, Fresno	U.S. Bureau of Reclamation	Friant CVP Contractors	Riego, doméstico, urbano, almacenamiento de agua, conservación y mejora de los peces y la vida silvestre y recreativo	Riego, doméstico, urbano, almacenamiento de agua, conservación y mejora de los peces y la vida silvestre y recreativo	Desembalse	76.069	93.829.590,12	76.069	93.829.590,12
Stanislaus y Merced		Central California Irrigation District, Grassland Water District, y San Luis Water District			Desembalse, conservación o sustitución de agua subterránea	500,00	616.740,00	0,00	0,00
Mono	Walker River Irrigation District	Walker Basin Conservancy/National Fish y Wildlife Foundation			Desembalse	25.000	30.837.000,00	0,00	0,00
Yuba	Plumas Mutual Water Company	State Water Project Contractor Agencies: Dudley Ridge Water District, County of Kings, Tulare Lake Basin Water Storage District, Alameda County Water District, Kern County Water Agency, Palmdale Water District, y Santa Clarita Valley Water Agency	Riego	Riego, urbano, industrial y doméstico	Sustitución de agua subterránea	6.500	8.017.620,00	6.500	8.017.620,00
	South Sutter Water District	State Water Project Contractor Agencies: Dudley Ridge Water District, County of Kings, Tulare Lake Basin Water Storage District, Alameda County Water District, Kern County Water Agency, Palmdale Water District, y Santa Clarita Valley Water Agency or Central Valley Project Contractor Agency: San Luis y Delta-Mendota Water Authority	Riego, doméstico y energía fortuita	Riego, doméstico y energía fortuita	Sustitución de agua subterránea	10.700,00	13.198.236,00	10.700,00	13.198.236,00
Merced, Mariposa	Merced Irrigation District	Santa Clara Valley Water District, Belridge Water Storage District, Berrenda Mesa Water District, Dudley Ridge Water District, Lost Hills Water District, y Wheeler Ridge-Maricopa Water Storage District	Riego, urbano y doméstico	Riego, urbano y doméstico	Desembalse	45.000	55.506.600,00	45.000	55.506.600,00
El Dorado	Georgetown Divide Public Utility District	Westlands Water District			Desembalse	2.000,00	2.466.960,00	0,00	0,00
	El Dorado Irrigation District	Central Valley Project Contractor Agency: Westlands Water District y State Water Project Contractor Agencies: Dudley Ridge Water District, County of Kings, Tulare Lake Basin Water Storage District, Alameda County Water District, Kern County Water Agency, Palmdale Water District, y Santa Clarita Valley Water Agency	Conservación y mejora de peces y vida silvestre, protección contra incendios, recreación, municipal e industrial y riego.	Conservación y mejora de peces y vida silvestre, protección contra incendios, recreación, municipal e industrial y riego.	Desembalse	850	1.048.458,00	850	1.048.458,00
Sutter	Garden Highway Mutual Water Company	State Water Project Contractor Agencies: Dudley Ridge Water District, County of Kings, Tulare Lake Basin Water Storage District, Alameda County Water District, Kern County Water Agency, Palmdale Water District, y Santa Clarita Valley Water Agency or Central	Riego	Riego, urbano, industrial y doméstico	Sustitución de agua subterránea	6.500	8.017.620,00	6.500	8.017.620,00
	Tule Basin Farms	Valley Project Contractor Agency: San Luis y Delta-Mendota Water Authority	Riego	Riego, urbano, industrial y doméstico	Sustitución de agua subterránea	3.520	4.341.849,60	3.520	4.341.849,60
	Gilsizer Ranch	San Luis y Delta-Mendota Water Authority			Sustitución de agua subterránea	2.000,00	2.466.960,00	0,00	0,00
Siskiyou	Montague Water Conservation District	City of Montague	Urbano	Urbano	Desembalse	200,00	246.696,00	200,00	246.696,00
Sacramento	Carmichael Water District	State Water Project Contractor Agencies: Dudley Ridge Water District, County of Kings, Tulare Lake Basin Water Storage District, Alameda County Water District, Kern County Water Contractor Agency, y Palmdale Water District	Urbano e industrial	Urbano e industrial	Sustitución de agua subterránea	2.000,00	2.466.960,00	2.000,00	2.466.960,00
	City of Sacramento		Urbano	Riego	Sustitución de agua subterránea	14.000,00	17.268.720,00	14.000,00	17.268.720,00
Alameda, Contra Costa, Fresno, Kern, Kings, Los Ángeles, Merced, San Joaquín, Santa Clara, Stanislaus	Department of Water Resources y U.S. Bureau of Reclamation	Santa Clara Valley Water District, Oak Flat-Water District-Del Puerto Water District, Kern "County Water Agency, Arvin Edison Water Storage District-Metropolitan Water District, Byron- Bethany Water District- Musco Olive Products Inc., Tulare Lake Basin Water Storage District-Westlands Water District, San Luis Water District, Pleasant Valley Water District, y Department of Veterans Affairs San Joaquin Valley National Cemetery"	Municipal, Industrial, doméstico, riego, mejora de los peces y la vida silvestre, mejora del caudal, control de salinidad y energía fortuita	Municipal, Industrial, doméstico, riego, mejora de los peces y la vida silvestre, mejora del caudal, control de salinidad y energía fortuita	Transferencia/ Cambio	400.675,00	494.224.599,00	400.675,00	494.224.599,00
Placer	South Feather Water y Power Agency	South-of-Delta Contractors of the U.S. Bureau of Reclamation Central Valley Project y/o Department of Water Resources State Water Project			Desembalse	10.001	12.336.033,48	0,00	0,00
	Foresthill Public Utility District				Desembalse	2.000,00	2.466.960,00	0,00	0,00
	Placer County Water Agency	Westlands Water District			Desembalse	20.000,00	24.669.600,00	0,00	0,00
						627.515,00	774.027.202,20	566.014,00	698.166.948,72

Tabla III. Recopilación de datos de las transferencias del año 2019. (Elaborada a partir de los datos de *California Water Boards*, https://www.waterboards.ca.gov/).

Condado de origen	Vendedor	Comprador	Uso antes de la transferencia	Uso durante la transferencia	Tipo de transferencia	Cantidad solicitada (af)	Cantidad solicitada (m^3)	Cantidad aprobada (af)	Cantidad aprobada (m^3)	Precio de la transferencia ($)	Precio de la transferencia (€)	Precio unitario ($/af)	Precio unitario (€/m^3)
Madera, Fresno	U.S. Bureau of Reclamation	Friant CVP Contractors	Riego, doméstico, urbano, almacenamiento de agua, conservación y mejora de los peces y la vida silvestre y recreativo	Riego, doméstico, urbano, almacenamiento de agua, conservación y mejora de los peces y la vida silvestre y recreativo	Vaciado de depósito	76.069	93.829.590,12	55.885	68.933.029,80				
Contra Costa, Glenn, Sacramento, Tehama y Shasta		Sutter National Wildlife Refuge			Desvío directo	14.354	17.705.371,92	14.354	17.705.371,92	4.997,00	4.082,55	0,35	0,000231
Amador, Calaveras, San Joaquin	East Bay Municipal Utility District	North San Joaquin Water Conservation District	Urbano, industrial, recreativo y conservación y mejora de los peces y la vida silvestre	Urbano, industrial, recreativo y conservación y mejora de los peces y la vida silvestre	Vaciado de depósito	1.000	1.233.480,00	1.000	1.233.480,00	2.300,00	1.879,10	2,30	0,001523
Yolo	River Garden Farms	Zone 7 Water Agency	Riego	Riego, urbano, industrial y doméstico	Sustitución de agua subterránea	5.748	7.090.043,04	5.748	7.090.043,04	3.721,40	3.040,38	0,65	0,000429
Yuba	Plumas Mutual Water Company	State Water Contractor Agencies	Riego	Riego, urbano, industrial y doméstico	Sustitución de agua subterránea	6.000	7.400.880,00	6.000	7.400.880,00	3.797,00	3.102,15	0,63	0,000419
Sutter	Sutter Extension Water District	State Water Contractor Agencies	Riego	Riego, urbano, industrial y doméstico	Sustitución de agua subterránea y cultivo en barbecho	17.443	21.515.591,64	4.540	5.599.999,20	7.226,90	5.904,38	1,59	0,001054
	South Sutter Water District		Riego, doméstico y energía fortuita	Riego, doméstico y energía fortuita	Vaciado de depósito	15.000	18.502.200,00	15.000	18.502.200,00	6.497,00	5.308,05	0,43	0,000287
	Garden Highway Mutual Water Company		Riego	Riego, urbano, industrial y doméstico	Sustitución de agua subterránea	6.000	7.400.880,00	6.000	7.400.880,00	3.797,00	3.102,15	0,63	0,000419
	Tule Basin Farms		Riego	Riego, urbano, industrial y doméstico	Sustitución de agua subterránea	3.520	4.341.849,60	3.520	4.341.849,60	3.053,00	2.494,30	0,87	0,000574
Kern, San Joaquin, Stanislaus, Merced y Tulare	Department of Water Resources y U.S. Bureau of Reclamation	Santa Clara Valley Water District, Oak Flat Water District/Del Puerto Water District, Kern County Water Agency/Kern Tulare Water District/Westlands Water District/ Pixley Irrigation District y Homer LLC/Rosedale-Rio Bravo Water Storage District, Arvin-Edison Water Storage District/Metropolitan Water District, Byron Bethany Irrigation District/Musco Olive Products Inc., Tulare Lake Basin Water Storage District/Westlands Water District/San Luis Water District/Pleasant Valley Water District, Department of Veterans Affairs - San Joaquin Valley National Cemetery	Municipal, Industrial, doméstico, riego, mejora de los peces y la vida silvestre, mejora del caudal, control de salinidad y energía fortuita	Municipal, Industrial, doméstico, riego, mejora de los peces y la vida silvestre, mejora del caudal, control de salinidad y energía fortuita	Intercambio/ Transferencia	434.300	535.700.364,00	434.300	535.700.364,00	129.287,00	105.627,48	0,30	0,000197

Tabla IV. Recopilación de datos de las transferencias del año 2018. (Elaborada a partir de los datos de *California Water Boards*, https://www.waterboards.ca.gov/).

Condado de origen	Vendedor	Comprador	Uso antes de la transferencia	Uso durante la transferencia	Tipo de transferencia	Cantidad solicitada (af)	Cantidad solicitada (m^3)	Cantidad aprobada (af)	Cantidad aprobada (m^3)	Precio de la transferencia ($)	Precio de la transferencia (€)	Precio unitario ($/af)	Precio unitario (€/m^3)
Madera, Fresno	U.S. Bureau of Reclamation	Friant CVP Contractors	Riego, doméstico, urbano, almacenamiento de agua, conservación y mejora de los peces y la vida silvestre y recreativo	Riego, doméstico, urbano, almacenamiento de agua, conservación y mejora de los peces y la vida silvestre y recreativo	Desembalse	76.069	93.829.590,12	57.313	70.694.439,24				
Contra Costa, Glenn, Sacramento, Tehama y Shasta		Sutter National Wildlife Refuge			Desvío directo	14.354	17.705.371,92	14.354	17.705.371,92	5.023,90	4.104,53	0,35	0,000232
Contra Costa, Shasta, Trinity, Glenn, Tehama, Folsom, Sacramento y San Joaquin		Central California Irrigation District, Grassland Water District, y San Luis Water District	Conservación y mejora de los peces y la vida silvestre	Conservación y mejora de los peces y la vida silvestre	Transferencia/ Intercambio	8.000	9.867.840,00	8.000	9.867.840,00				
Amador, Calaveras y San Joaquin	East Bay Municipal Utility District	North San Joaquin Water Conservation District	Urbano, industrial, recreativo y conservación y mejora de los peces y la vida silvestre	Urbano, industrial, recreativo y conservación y mejora de los peces y la vida silvestre	Desembalse	896	1.105.198,08	896	1.105.198,08	2.265,80	1.851,16	2,53	0,001675
Fresno, Kern, Merced, San Joaquin, Santa Clara, Stanislaus y Tulare	Department of Water Resources y U. S. Bureau of Reclamation	Santa Clara Valley Water District, Oak Flat Water District-Del Puerto Water District, Kern County Water Agency, Kern-Tulare Water District, Rosedale-Rio Bravo Water Storage District, San Joaquin River Exchange Contractors, Arvin-Edison Water Storage District-Metropolitan Water District, Byron Bethany Irrigation District-Musco Olive Products Inc., Tulare Lake Basin Water Storage District-Westlands Water District, San Luis Water District, y Pleasant Valley Water District, Department of Veterans Affairs' San Joaquin Valley National Cemetery, y San Joaquin River Restoration Program Recaptured Restoration Flows	Municipal, Industrial, doméstico, riego, mejora de los peces y la vida silvestre, mejora del caudal, control de salinidad y energía fortuita	Municipal, Industrial, doméstico, riego, mejora de los peces y la vida silvestre, mejora del caudal, control de salinidad y energía fortuita	Transferencia/ Intercambio	436.720	538.685.385,60	436.720	538.685.385,60	133.013,00	108.671,62	0,30	0,000202
Merced y Mariposa	Merced Irrigation District	Sphere of Influence Lands, Red Top Area, Le Grand-Athlone Water District, Lone Tree Mutual Water Company, East Side Water District, Turner Island Water District, y Chowchilla Water District	Riego, urbano y doméstico	Riego, urbano y doméstico	Desembalse	20.000	24.669.600,00	20.000	24.669.600,00	7.997,00	6.533,55	0,40	0,000265
						556.039,00	685.862.985,72	537.283,00	662.727.834,84	148.299,70	121.160,85		

Merced y Mariposa	Merced Irrigation District	Sphere of Influence Lands, Red Top Area, Le Grand-Athlone Water District, Lone Tree Mutual Water Company, East Side Water District, y Chowchilla Water District	Doméstico, riego y urbano	Doméstico, riego y urbano (aumento de riego)	Vaciado de depósito	20.000	24.669.600,00	20.000	24.669.600,00	7.997,00	6.533,55	0,40	0,000265
		Belridge Water Storage District	Riego, urbano y doméstico	Riego, urbano y doméstico	Vaciado de depósito	20.000	24.669.600,00	20.000	24.669.600,00				
Sacramento	City of Sacramento	State Water Contractor Agencies	Urbano	Riego	Sustitución de agua subterránea	8.200	10.114.536,00	8.200	10.114.536,00				
	San Juan Water District		Riego y doméstico	Riego, urbano, industrial y doméstico	Sustitución de agua subterránea	2.175	2.682.819,00	2.175	2.682.819,00				
	Carmichael Water District		Urbano	Riego, urbano, industrial y doméstico	Sustitución de agua subterránea	600	740.088,00	600	740.088,00				
El Dorado	El Dorado Irrigation District	Kern County Water Agency y Dudley Ridge Water District	Conservación y mejora de peces y vida silvestre, protección contra incendios, recreación, municipal e industrial y riego.	Conservación y mejora de peces y vida silvestre, protección contra incendios, recreación, municipal e industrial y riego.	Vaciado de depósito	5.000	6.167.400,00	5.000	6.167.400,00				
San Joaquin	North San Joaquin Water Conservation Storage District	Tulare Lake Basin Water Storage District			Vaciado de depósito	10.000	12.334.800,00	0	0,00	-	-	-	-
Placer	Foresthill Public Utility District	Dudley Ridge Water District y Kern County Water Agency	Doméstico, urbano, industrial, recreativo y riego	Doméstico, urbano, industrial, recreativo y riego	Vaciado de depósito	2.000	2.466.960,00	2.000	2.466.960,00				
						647.409	798.566.053,32	604.322	745.419.100,56	172.673,30	141.074,09		

Tabla V. Recopilación de datos de las transferencias del año 2017. (Elaborada a partir de los datos de *California Water Boards*, https://www.waterboards.ca.gov/).

Vendedor	Comprador	Uso antes de la transferencia	Uso durante la transferencia	Tipo de transferencia	Cantidad solicitada (af)	Cantidad solicitada (m^3)	Cantidad aprobada (af)	Cantidad aprobada (m^3)	Precio de la transferencia ($)	Precio de la transferencia (€)	Precio unitario ($/af)	Precio unitario (€/m^3)
U.S. Bureau of Reclamation	Friant Contractors	Riego, doméstico, urbano, almacenamiento de agua, conservación y mejora de los peces y la vida silvestre y recreativo	Riego, doméstico, urbano, almacenamiento de agua, conservación y mejora de los peces y la vida silvestre y recreativo	Desembalse	76.069	93.829.590,12	56.758	70.009.857,84				
	Sutter National Wildlife Refuge	Riego, doméstico, urbano, almacenamiento de agua, conservación y mejora de los peces y la vida silvestre, control de la calidad del agua y recreativo	Riego, doméstico, urbano, almacenamiento de agua, conservación y mejora de los peces y la vida silvestre, control de la calidad del agua y recreativo	Desvío directo	14.354	17.705.371,92	14.354	17.705.371,92	5.023,90	4.104,53	0,35	0,000232
Department of Water Resources y U.S. Bureau of Reclamation	Santa Clara Valley Water District, Oak Flat Water District/Del Puerto Water District, Kern County Water Agency/Central Valley Project, Arvin Edison Water Storage District/Metropolitan Water District, Kern County Water Agency/Westlands Water District, Byron Bethany Irrigation District/Musco Olive Products Inc., Tulare Lake Basin Water Storage District/Westlands Water District/San Luis Water District, Castaic Lake Water Agency/San Luis Water District, Dept of Veterans Affairs - San Joaquin Valley National Cemetery	Municipal, Industrial, doméstico, riego, mejora de los peces y la vida silvestre, mejora del caudal, control de salinidad y energía fortuita	Municipal, Industrial, doméstico, riego, mejora de los peces y la vida silvestre, mejora del caudal, control de salinidad y energía fortuita	Intercambio/ Transferencia	360.232	444.338.967,36	360.232	444.338.967,36	110.066,60	89.924,41	0,31	0,000202
Merced Irrigation District	Le Grand-Athlone Water District, Lone Tree Mutual Water Company, East Side Water District, Chowchilla Water District, y Sphere of Influence (SOI) Lands	Riego, urbano y doméstico	Riego, urbano y doméstico	Desembalse	20.000	24.669.600,00	20.000	24.669.600,00	7.997,00	6.533,55	0,40	0,000265
					470.655	580.543.529,40	451.344	556.723.797,12	123.087,50	100.562,49		

Tabla VI. Recopilación de datos de las transferencias del año 2016. (Elaborada a partir de los datos de *California Water Boards*, https://www.waterboards.ca.gov/).

Condado de origen	Vendedor	Comprador	Uso antes de la transferencia	Uso durante la transferencia	Tipo de transferencia	Cantidad solicitada (af)	Cantidad solicitada (m^3)	Cantidad aprobada (af)	Cantidad aprobada (m^3)	Precio de la transferencia ($)	Precio de la transferencia (€)	Precio unitario ($/af)	Precio unitario (€/m^3)
Madera, Fresno	U.S. Bureau of Reclamation	Friant Contractors	Riego, doméstico, urbano, almacenamiento de agua, conservación y mejora de los peces y la vida silvestre y recreativo	Riego, doméstico, urbano, almacenamiento de agua, conservación y mejora de los peces y la vida silvestre y recreativo	Desembalse	76.069	93.829.590,12	76.069	93.829.590,12				
Sutter	Sutter Extension Water District	State Water Contractor (SWC) Agencies	Riego	Riego, urbano, industrial y doméstico	Sustitución de agua subterránea, cultivo en barbecho	17.433	21.503.256,84	17.433	21.503.256,84				
Fresno, Kern, Merced, Stanislaus, Tulare	Department of Water Resources y U.S. Bureau of Reclamation	Santa Clara Valley Water District, Oak Flat Water District/Del Puerto Water District, Kern County Water Agency/Kern-Tulare Water District, San Joaquin River Exchange Contractors, Arvin-Edison Water Storage District/Metropolitan Water District, Kern County Water Agency/Westlands Water District, Dept of Veterans Affairs-San Joaquin Valley National Cemetery, Musco Olive Products Inc, Tulare Lake Basin Water Storage District-Westlants/San Luis Water District	Municipal, Industrial, doméstico, riego, mejora de los peces y la vida silvestre, mejora del caudal, control de salinidad y energía fortuita	Municipal, Industrial, doméstico, riego, mejora de los peces y la vida silvestre, mejora del caudal, control de salinidad y energía fortuita	Intercambio/ transferencia	305.820	377.222.853,60	257.900	318.114.492,00	93.743,00	76.588,03	0,36	0,000241
Merced	Merced Irrigation District	Le Grand-Athlone Water District, Lone Tree Mutual Water Company, San Luis Canal Company, Chowchilla Water District, Merced's Sphere of Influence Lands	Riego, urbano y doméstico	Riego, urbano y doméstico	Desembalse	20.000	24.669.600,00	20.000	24.669.600,00	7.997,00	6.533,55	0,40	0,000265
						419.322	517.225.300,56	371.402	458.116.938,96	101.740,00	83.121,58		

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ

Y

UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS

MÁSTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA
Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

PROYECTO DE FIN DE MÁSTER

RECURSOS HÍDRICOS SUBTERRÁNEOS EN EL MUNICIPIO DE VALSEQUILLO (GRAN CANARIA, ISLAS CANARIAS)

AUTOR:

D. José Ramón Pérez Suárez

DIRECTORA:

Dra. Dª. María del Carmen Cabrera Santana (ULPGC)

Alcalá de Henares, a 12 de septiembre de 2021

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS….87
2. ANTECEDENTES……...89
3. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO…….90
3.1.Situación geográfica y rasgos generales del municipio……90
3.2.El medio natural……...93
3.3.Revisión hidrogeológica del área de estudio……95
3.4.Formaciones acuíferas y masas de agua subterránea limítrofes…….96
4. GEOLOGÍA……99
5. HIDROGEOLOGÍA……..103
5.1.Análisis del inventario de los Recursos Hídricos (RR.HH)……..104
5.2.Inventario de pozos con datos hidrogeológicos……..111
5.2.1.Variaciones estacionales comparativas de niveles piezométricos……....117
5.2.2.Evolución de las curvas piezométricas en pozos de mayor caudal de explotación ……..….120
6. HIDROQUÍMICA…….…121
6.1.Determinaciones químicas de campo ……...121
6.2.Determinaciones de laboratorio….…122
6.3.Mapas de isocontenidos…….....127
6.4.Diagramas hidroquímicos……..…127
7. DISCUSIÓN..……....130
8. CONCLUSIONES..……...……133
9. BIBLIOGRAFÍA…….……..143

ANEXOS

ANEXO I. Características climáticas…...136
ANEXO II. El relieve del municipio…...143
ANEXOS III. Vegetación y características ecológicas…….……145
ANEXO IV. Población y transformaciones recientes…..……...151
ANEXO V. Fichas del inventario de pozos de 2021……..……160
ANEXO VI. Análisis agua de los pozos visitados…….167
ANEXO VII. Gráficas de las determinaciones químicas analizadas ……...174
ANEXO VIII. Mapas de isocontenidos en parámetros químicos……..180

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Índice de aridez de martonne, desglosado por meses……....93
Tabla 2. Masas de agua subterránea presentes en el municipio de valsequillo ……..98
Tabla 3. Riesgos por masa de agua subterránea en el municipio de vasequillo (phdhgc, 2009-2015)…….....99
Tabla 4. Episodios importantes en la evolución geológica de gran canaria significativos en valsequillo (hansen, 1987; itge, 1990; hansen y domínguez, 1993; quintana y lomoschitz, 2001)100
Tabla 5. Inventario de los rr.hh. Existentes envalsequillo……107

Tabla 6. Datos piezométricos de los pozos visitados en 2021……113
Tabla 7. Descripción de los pozos inventariados por el ciagc……...114
Tabla 8. Resumen de las observaciones realizadas en los gráficos de evolución temporal de niveles y profundidades……...120
Tabla 9. Determinaciones químicas de campo llevadas a cabo en el presente tfm....122
Tabla 10. Resultado de los análisis químicos realizados en este trabajo……..123
Tabla 11. Errores admisibles dependientes del tipo de agua y de la concentración (custodio y llamas, 1975)……..125
Tabla 12. Errores calculados para cada una de las aguas en función de su concentración……...125
Tabla 13. Determinaciones de campo y análisis químicos realizados en laboratorio existentes en los registros del ciagc para nuestra zona de estudio….126

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localización de la zona de estudio y núcleos de población del municipio de valsequillo……..88
Figura 2. Perfil hidrogeológico tenteniguada-telde que muestra las formaciones explotadas y la situación del nivel piezométrico en 1988 (cabrera, 1995)90
Figura 3. Precipitaciones medias mensuales, Valsequillo (1966-2020).……91
Figura 4. Temperaturas mínimas y máximas absolutas, hacienda los mocanes (1985-2020)……...92
Figura 5. Distribución de los espacios naturales protegidos en valsequillo (elaborado a partir del idecanarias)…94
Figura 6. Masas de agua subterránea en gran canaria (elaborado a partir delIdecanarias)…….97
Figura 7. Masas de agua subterránea presentes en el municipio de valsequillo (elaborado a partir del idecanarias). 98
Figura 8. Mapa geológico del municipio de valsequillo (elaborado a partir de itge, 1990)……..101
Figura 9. Vista general de la configuración geológica del municipio de valsequillo. En primer plano se observa el circo erosivo de tenteniguada y los pitones fonolíticos del ciclo roque nublo y volcanes post-roque Nublo. Al fondo de la imagen se ven los afloramientos del primer ciclo magmático (9,7 ma): lavas fonolíticas de lomo Correa……...102
Figura 10. Vista general de la caldera de los marteles y grieta de hundimiento….103
Figura 11. Ejemplo de ficha de la base de datos municipal de los rr.hh. De valsequillo…….104
Figura 12. Inventario de los rr.hh. Existentes enValsequillo…….……...108
Figura 13. Ejemplo de pozo con brocal en la higuerilla y que cuenta con una profundidad De 121,3 m……...109
Figura 14. Cantonera de las casillas……..110
Figura 15. Galería de la degolladeta (izq.) Y galería de don juan pérez (dcha.)…..111
Figura 16. Localización pozos inventariados y pozos con piezometría……...112

Figura 17. Localización de los pozos con piezometría del ciagc (1997) y los pozos del actual tfm (2021). Los valores se corresponden con la cota de los niveles piezométricos medidos en cada pozo……113
Figura 18. Piezometrías correspondientes a los datos del ciagc (1997) y del actual trabajo (2021)…….116
Figura 19. Vista general del lomo del chinche (2680tp) y detalle de pájaro muerto alrededor de la boca del pozo debido a las emanaciones de gas de origen volcánico……117
Figura 20. Perfil hidrogeológico según los pozosMedidos en 1997 por el ciagc....118
Figura 21. Perfil hidrogeológico según los pozos medidos en 2021……...118
Figura 22. Relación entre caudales y niveles piezométricos……..…...118
Figura 23. Perfil hidrogeológico de los pozos medidos en 1997 y 2021……120
Figura 24. Distribución espacial de las variaciones temporales de niveles (1997-2021)…….121
Figura 25. Variaciones de los diferentes elementos en las aguas de los pozos analizados…….124
Figura 26. Relación entre las conductividades eléctricas de laboratorio a 25ºc y la semisuma de cationes y aniones en meq/l……...126
Figura 27. Diagrama stabler de los pozos muestreados……128
Figura 28. Diagrama de piper para las aguas muestreadas……128
Figura 29. Mapa de isopiezas de los pozos muestreados con su diagrama stiff….129
Figura 30. Vista del roque grande circundado por una acumulación horizontal de estratocúmulos a baja altura (aprox. Entre 500 y 1.500 m) o lo que comúnmente se Conoce en gc como mar de nubes ...……...….…...136
Figura 31. Evolución de las precipitaciones, valsequillo (1966-2020)…….138
Figura 32. Evolución de las precipitaciones, hacienda los mocanes (1965-2020)....140
Figura 33. Evolución de las precipitaciones, rincón de tenteniguada (1985-2020)..141
Figura 34. Precipitaciones medias mensuales, rincón de tenteniguada (1985-2020)..141
Figura 35. Temperaturas medias mensuales de las máximas, medias y mínimas. Hacienda los mocanes (1985-2020)……..141
Figura 36. Localización estaciones pluviométricas en valsequillo…….142
Figura 37. Mapa de elevaciones del municipio de Valsequillo……...….143
Figura 38. Mapa de pendientes del municipio de Valsequillo……....144
Figura 39. Vegetación potencial del municipio de valsequillo (elaborado a partir del idecanarias)……145
Figura 40. Mapa forestal del municipio de valsequillo (elaborado a partir del idecanarias)…...…….148
Figura 41. Mapa de cultivos de valsequillo (elaborado a partir del idecanarias)…150
Figura 42. Evolución de la población de valsequillo (1900-2020) (fuente: elaborado a partir del instituto nacional de estadística)…….151
Figura 43. Mapa de grandes unidades de poblamiento de valsequillo……154

Figura 44. Valle de san roque en el que se asentaba la fábrica del agua de san roque (1916- 2016)……155
Figura 45. Fotografías en las que se aprecia la vega agrícola de valsequillo. En la parte baja se observa montaña las palmas, lomitos de correa pasando por las vegas y era de mota y continuando el curso del barranco de san miguel hasta las casillas……...158
Figura 46. Relación entre la temperatura del agua en campo de la analítica de 1997 y 2021……..174
Figura 47. Relación entre el *p*h de la analítica de1997 y de 2021.……174
Figura 48. Relación entre el *p*h de la analítica de1997 y de 2021.……175
Figura 49. Relación entre bicarbonatos de la analítica de 1997 y de 2021……...175
Figura 50. Relación entre el sodio de la analítica de1997 y de 2021.……...176
Figura 51. Relación entre el potasio de la analítica de 1997 y de 2021……176
Figura 52. Relación entre el calcio de la analítica de1997 y de 2021.……...177
Figura 53. Relación entre el magnesio de la analítica de 1997 y de 2021……177
Figura 54. Relación entre cloruros de la analítica de 1997 y de 2021……178
Figura 55. Relación entre nitratos de la analítica de1997 y de 2021……178
Figura 56. Relación entre sulfatos de la analítica de 1997 y de 2021……179
Figura 57. Relación entre la dureza de la analítica de 1997 y de 2021……179
Figura 58. Mapa de isoconductividad eléctrica(25ºc) (micros/cm)……180
Figura 59. Mapa de isocontenidos de bicarbonatos(mg/l).……..181
Figura 60. Mapa de isocontenidos de alcalinidad (mg caco3/l)……...181
Figura 61. Mapa de isocontenidos de sodio (mg/l).……...182
Figura 62. Mapa de isocontenidos de potasio (mg/l)……182
Figura 63. Mapa de isocontenidos de calcio (mg/l).……183
Figura 64. Mapa de isocontenidos de magnesio (mg/l)……183
Figura 65. Mapa de isocontenidos de cloruros (mg/l)……....184
Figura 66. Mapa de isocontenidos de nitratos (mg/l)……....184
Figura 67. Mapa de isocontenidos de sulfatos (mg/l)……....185
Figura 68. Mapa de isocontenidos de boro (mg/l).……...185
Figura 69. Mapa de isocontenidos sales disueltas (mg/l)……186
Figura 70. Mapa de isocontenidos dureza (mg/l).……...186

TABLA DE ABREVIATURAS

BOC: Boletín Oficial de Canarias.

CCAA: Comunidades Autónomas.

CE: Comisión Europea.

CIAGC: Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria.

DH: Demarcación Hidrográfica.

DGA: Dirección General del Agua.

DMA: Directiva Marco del Agua.

GIS/SIG: Geographic Information System/Sistema de InformaciónGeográfica.

GPS: Global Positioning System / Sistemade Posicionamiento Global.

IGME: Instituto Geológico y Minero de España.

INE: Instituto Nacional de Estadística ITGE: Instituto Tecnológico Geominero de España.

IPHC: Instrucción de Planificación Hidrólógica Canaria.

LAC: Ley de Aguas de Canarias.

LIC: Lugar de Importancia Comunitaria.

MAR: Managed Aquifer Recharge /Gestión de la recarga de acuíferos.

MOPU: Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo.

OOCC: Organismos de Cuenca

PH: Plan Hidrológico.

PHDHGC: Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de Gran Canaria.

PHI/IHP: Programa Hidrológico Internacional / InternationalHydrological Programme.

RDPHC: Reglamento de Dominio PúblicoHidráulico Canario.

SITCAN: Sistema de Información Territorial de Canarias.

SPA-15: Estudio Científico de losRecursos de Agua en el Archipiélago Canario.

TRLA: Texto Refundido de la Ley deAguas.

UE: Unión Europea.

UNESCO: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization / Organización de lasNaciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura.

UTM: Sistema de referencia Universal Transverse Mercator.

ZEC: Zona Especial de Conservación ZEPA: Zona de Especial Protección paralas Aves.

MAC-21: Proyecto de Planificación y Explotación de los Recursos de Agua de Canarias

RESUMEN

En el presente estudio se muestra un acercamiento a la problemática existente en una de las zonas más antiguas y de mayor tradición en la captación de aguas subterráneas de Gran Canaria como son Telde y Valsequillo, localizadas al Este dela isla. Si bien la hidrogeología de la zona costera de Telde ha sido objeto de estudio, este trabajo pone al día los datos hidrogeológicos de Valsequillo. La zona en cuestión tiene una larga e intensa tradición en la explotación de sus aguas subterráneas que fundamentalmente se dedicaron a solventar las necesidades de agua para regadío de los cultivos de la zona baja del municipio y de Telde y otros municipios cercanos. El elevado número de captaciones, practicadas sobre todo entre 1970 y 1980, con una ampliavariabilidad temporal y espacial, conjuntamente con reprofundizaciones y perforaciones de nuevos sondeos, deja constancia de la enérgica actividad hídricaexistente en el municipio.

La elaboración de exhaustivo inventario de campo se plasma en una base de datos municipal denominada “Florido” y que incluyepozos, galerías, nacientes, cantoneras, depósitos, grandes depósitos ydepuradora. Se ha constatado que muchosde los trabajadores en pozos y galerías (conocidos localmente como piqueros)que había en la isla provenían de Valsequillo, lo que demuestra la tradición hidrogeológica innata que nacía en Valsequillo y se exportó durante muchos años a otros municipios. Los resultados de este estudio muestran un avance en la caracterización del sistema acuífero en el T.M. de Valsequillo, en el que se eligieron7 pozos en los que se llevó a cabo un inventario hidrogeológico, incluyendotoma de datos piezométricos in situ y determinaciones químicas de campo y laboratorio para posteriormente realizar una comparación con determinaciones pasadas del CIAGC. Los resultados ratifican la importancia de una buena gestión y un uso racional y sostenible de los recursos hídricos.

1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

El uso del agua ha aumentado en todo el mundo aproximadamente un 1% por año desde la década de 1980 (AQUASTAT, s.f.) y Canarias no está alejada de dicha realidad. En la actualidad, el cuidado y la protección de los recursos hídricos, y en especial del agua dulce, se ha convertido en una tarea primordial no sólo para los

países, sino también para los organismos intergubernamentales tales como la ONU, dado que se trata de un problema que está directamente relacionado con el desarrolloy la salud humana (UNESCO, 2004).

El almacenamiento de agua en los acuíferos constituye un recurso hídrico disponible de especial valor durante los períodos de escasez hídrica. Además de ser potencialmente accesibles directamente (a través de pozos, galerías, etc.), los acuíferos también pueden aumentar la disponibilidad de agua superficial mediante las descargas a los cauces. La protección de la calidad de las aguas subterráneas en términos generales proporciona beneficios al territorio en todos los sentidos, al igual que laspolíticas de reforestación que ayuden aacelerar la sucesión vegetal y minimizar impactos ambientales generados por la pérdida de actividad agraria, consiguiendopor tanto la consolidación de una masa vegetal que a largo plazo proporcione beneficios a la propiedad y una mayorprotección del régimen hidrológico.

Del mismo modo se aumenta el valor paisajístico y de uso recreativo de forma que se mantenga la multifuncionalidad delterritorio.

El objetivo del presente trabajo es caracterizar las aguas subterráneas parapromover a nivel local la protección de sucalidad en el municipio de Valsequillo (Figura 1). Para ello, se ha realizado un inventario de los Recursos Hídricos (RR.HH.) en el municipio de Valsequillo, centrado en los RR.HH. subterráneos, una piezometría actual que permite ver la evolución de las isopiezas en los pozos de mayor caudal de explotación y cuantificarsus variaciones estacionales y una caracterización hidrogeoquímica.

En cuanto a los objetivos específicos se abordan los siguientes:

Descripción de la situación actual de la explotación en la zona, y análisis de su evolución temporal. Para ello se ha estudiado y analizado la base de datos del Consejo Insular de Aguas de GranCanaria (CIAGC) en su versión actualizada por el grupo de hidrogeología de GEOVOL (ULPGC).

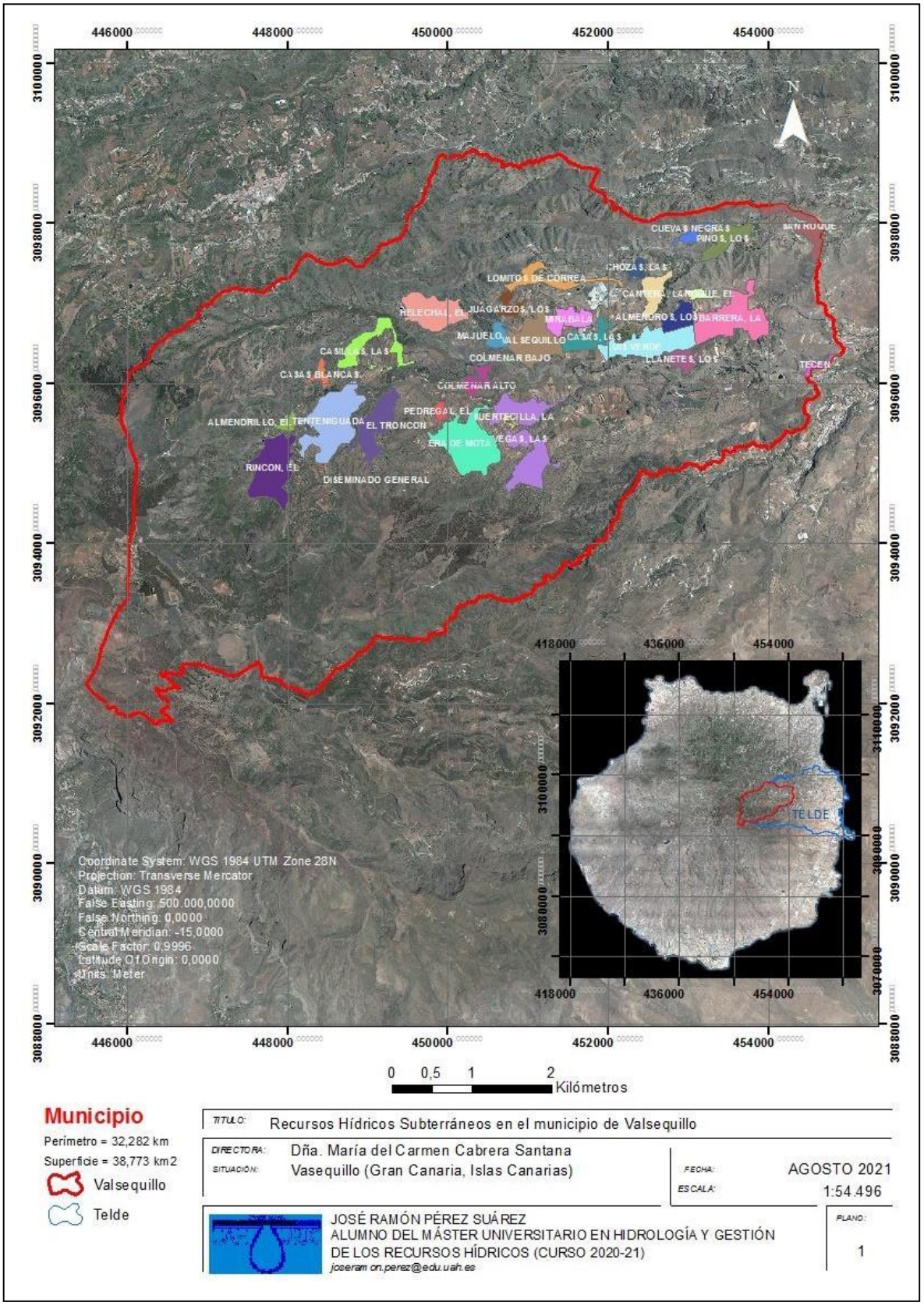


Figura 1. Localización de la zona de estudio y núcleos de población del Municipio deValsequillo.

1. Inventario de todos los pozos, cantoneras, galerías, depósitos, nacientes, depuradoras y grandes depósitos existentes y creación de una base de datos en la que sepueda realizar en tiempo real cualquier tipo de consulta.
2. Caracterización de la disposición y geometría en profundidad de siete pozos y la recopilación acerca de la naturaleza litológica, localización, piezometría (niveles)de agua, parámetros hidráulicos, calidad y otras determinaciones químicas del agua y de su explotación.
3. Evolución de los niveles piezométricos en los siete pozos de mayor caudal de explotación de la zona de estudio y variacionesestacionales comparativas

2. ANTECEDENTES

La zona ha sido objeto de inventarios de puntos de agua generales dentro delProyecto Canarias SPA-15 (1975) y MAC-21 (1981), en los que se estableció el funcionamiento hidrogeológico generalde la isla de Gran Canaria. El Proyecto SPA-15, "Estudio científico de losrecursos de agua en las Islas Canarias", realizado por el Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo y la UNESCO en 1975, fue sin duda el primer trabajo realizado en el archipiélago en el que se evaluaron con cierto rigor y de una forma sistemática y científica los recursos hídricos y su problemática. La concurrencia de expertos y consultores,nacionales e internacionales sentó las bases de la planificación hidrológica y del conocimiento de los RR.HH. de las islas realizando una extraordinaria recolección de datos siguiendo el método científico para elaborar un documento que a día de hoy sigue siendo un referente de cualquier estudio hidrológico de las islas.

A primer estudio científico en elarchipiélago le sigue el MAC-21 (1980) y otros muchos trabajos, que se han centradoen una escala insular o incluso más local,haciendo referencia en Gran Canaria a lostrabajos del Avance del PH, el Estudio Hidrogeológico para la Definición de Áreas Sobreexplotadas o en Riesgo de Sobreexplotación en la Zona Baja del Este de Gran Canaria realizado por el IGME (1998-2003), trabajos e inventarios del CIAGC, tesis doctorales y otros trabajos de investigación. Asimismo, se debe reseñar también los numerosos proyectos de inscripción en el Registro de Aguas de las captaciones existentes. Cabrera (1995) estableció las bases del funcionamiento hidrogeológico del Este de Gran Canaria en la costa de Telde, estableciendo la relación existente con la zona deValsequillo mediante un perfilhidrogeológico (Figura 2). Este trabajo fue objeto de publicación en Cabrera y Custodio (2004).

Aun cuando existen algunos puntos decontrol dentro de la masa de agua correspondiente por parte del Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria, no existen estudios hidrogeológicos específicos que permitan saber la situación actual del acuífero.

3. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

3.1. Situacióngeográficayrasgos generales del municipio

La isla de Gran Canaria presenta un contorno casi circular de aproximadamente 1.561,2 km^2 de superficie y unos 45 km de diámetro (Figura 1). Tiene una forma de cúpuladonde la parte central es la más alta (1.949m.s.n.m.) y de forma radial se encuentra seccionada por las grandes cuencas de losbarrancos que la dividen en varias unidades fisiográficas con entidad propia desde el punto de vista geomorfológico.

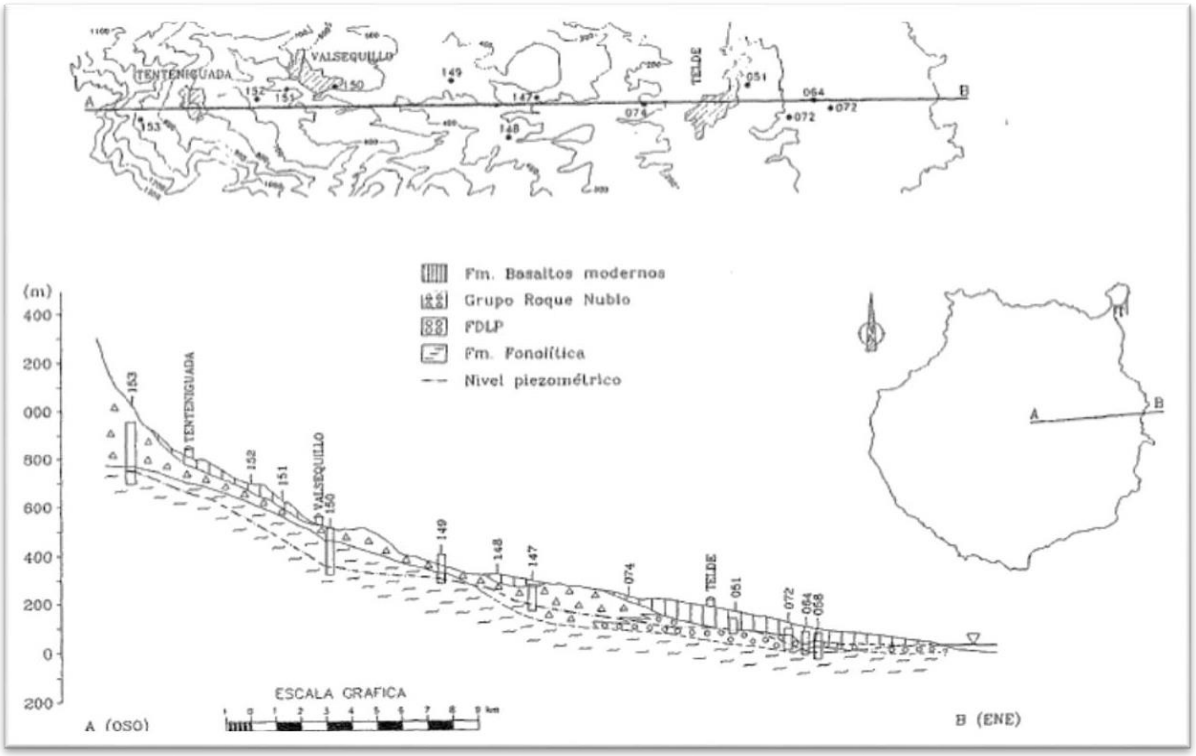


Figura 2. Perfil hidrogeológico Tenteniguada-Telde que muestra las formaciones explotadasy la situación del nivel piezométrico en 1988 (Cabrera, 1995).

El marco geográfico de Valsequillo (Figura 1), de casi 4.000 hectáreas de superficie, se enmarca en las medianías del Este, perfectamente delimitado por unrelieve que lo diferencia de sus vecinos (escarpes, cauces de barrancos, divisorias, roques y conos volcánicos, etc.) y presentaaltitudes entre los 255 y los 1.840 m (Figura 37). Presenta un clima templado con un verano cálido y seco en las zonas bajas y medias y algo más frío en las partesaltas, como se muestra en las Figuras 3 y Con unas temperaturas medias anuales de 13,8ºC y de 21,6ºC para las zonas altasy bajas, respectivamente. Entre los meses más secos y más húmedos, la diferencia en las precipitaciones es de 32 mm., y a lo largo del año las temperaturas varían en 7,8 ºC con una humedad relativa mínima de 29,13% (en mayo) y máxima de 73,99% (en octubre). La cantidad de días más lluviosos se concentran en diciembre (7,43) y el mes en el que menos llueve es julio (0,43 días). Un análisis

climático exhaustivo a partir de los datos disponibles se incluye en el Anexo I.

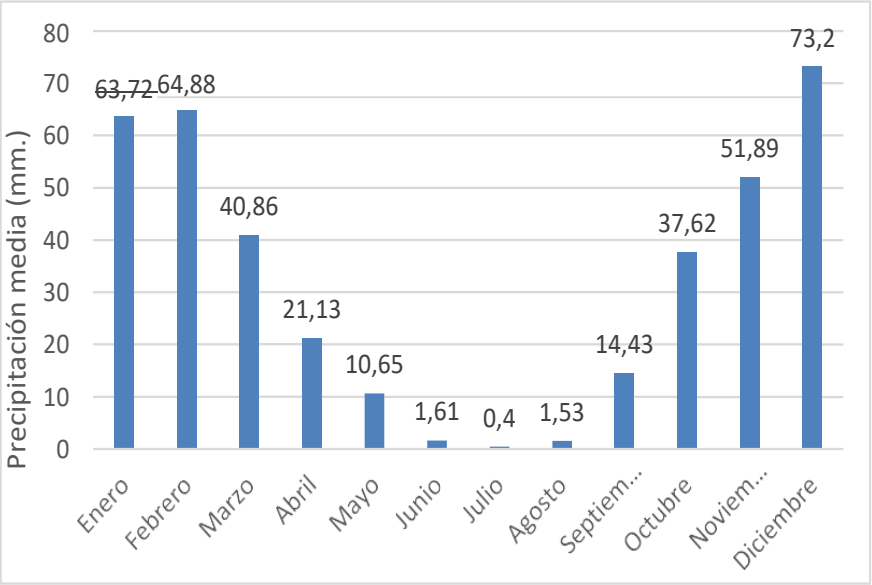


Figura 3. Precipitaciones medias mensuales, Valsequillo (1966-2020).

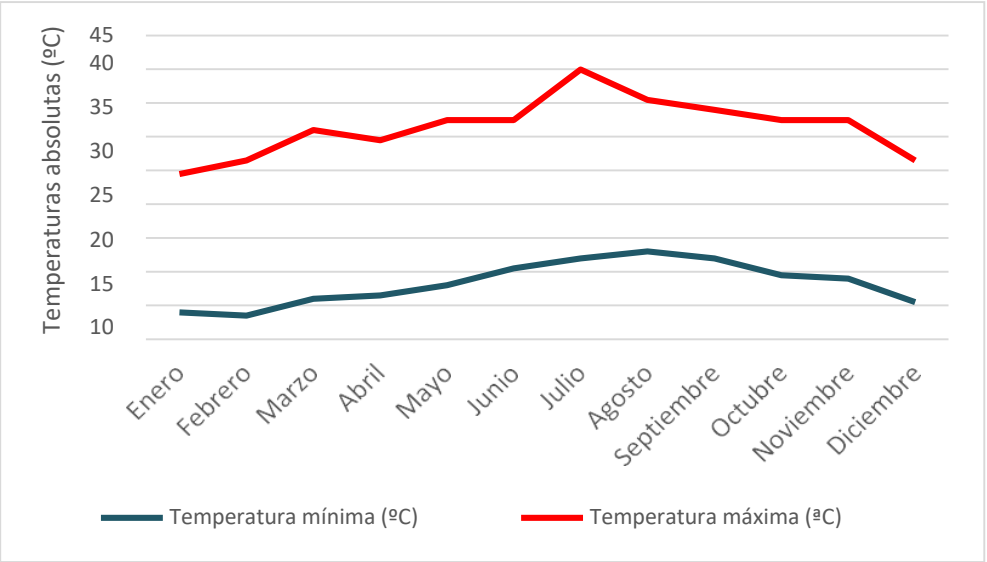


Figura 4. Temperaturas mínimas y máximas absolutas, Hacienda Los Mocanes (1985-2020).

En Valsequillo, según el índice de Martonne, el valor es de 10,23 (Tabla 1). Se trata de un clima general con tendencia a la sequedad, aunque desglosado por meses hay que matizar esta clasificación, proporcionando una mayor precisión tal ycomo se puede observar en los gráficos extraídos de los datos proporcionados por las estaciones pluvio y termopluviométricas que figuran en el Anexo I. Desde el punto de vista hidráulico, en1995 el Cabildo de Gran Canaria cedió al Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria (CIAGC), como organismo autónomo adscrito administrativamente al Cabildo de Gran Canaria, la utilización, administración y explotación de toda la infraestructura hidráulica insular. Desde esa fecha, el Consejo tiene plena autonomía funcional y jurídica para llevar la dirección, ordenación, planificación y gestión de las aguas en la isla y por ende la del municipio de Valsequillo.

Tabla 1. Índice de aridez de Martonne, desglosado por meses.

MESES	VALORES DE A	CARACTERÍSTICAS DEL MES SEGÚN ÍNDICE
Enero	26,62	Humedad suficiente
Febrero	10,96	Tendencia a la sequedad
Marzo	17,26	Tendencia a la sequedad
Abril	7,92	Aridez
Mayo	1,81	Hiperárido
Junio	0,27	Hiperárido
Julio	0,02	Hiperárido
agosto	0,30	Hiperárido
Septiembre	3,78	Hiperárido
Octubre	8,07	Aridez
Noviembre	13,42	Tendencia a la sequedad
Diciembre	32,33	Humedad suficiente
Característica climática Valsequillo	**10,23**	**Tendencia a la sequedad**

3.2. El medio natural

La naturaleza del entorno de Valsequillo es privilegiada y con unos valores naturales potenciales por encima del de otros municipios de la isla. Tal es así que más del 40% de espacio está protegido porla Red Canaria de Espacios Naturales Protegidos con partes de dos Paisajes Protegidos y de una Reserva Natural Especial (Figura 5).

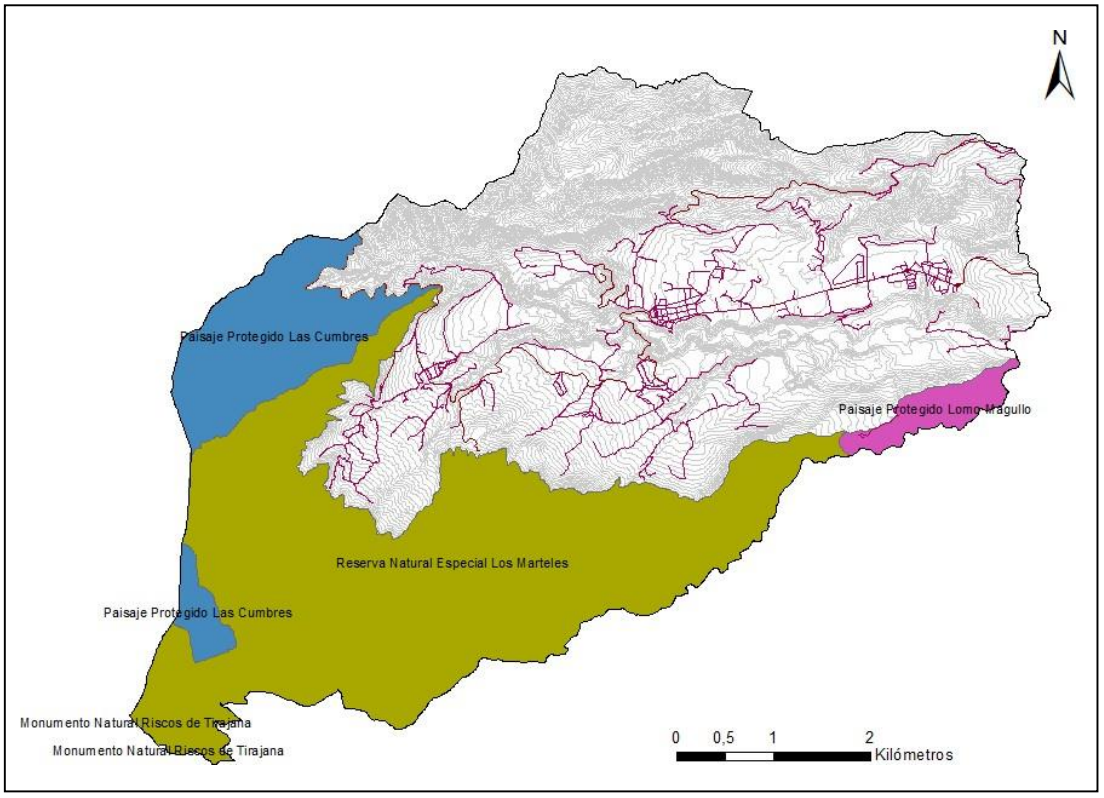


Figura 5. Distribución de los Espacios Naturales Protegidos en Valsequillo (Elaborado apartir del IDECanarias).

En el Paisaje Protegido de Las Cumbres yen el del Lomo Magullo, los fundamentos de la protección son los valores estéticos yculturales compatibles con las actividadestradicionales de uso del territorio por lo que son compatibles las poblaciones rurales y determinados usos culturales y recreativos. En la Reserva Natural Especial de Los Marteles (Figura 6), que ocupa prácticamente toda la zona cumbrera, altos de Tenteniguada y El Mocanal (más de 12.500 m^2 incluidos en Valsequillo), la finalidad de protección se centra en la protección de la flora, fauna, procesos ecológicos y formaciones geológicas de interés. Por ello, algunasactividades humanas están muy restringidas en este espacio con un alto nivel de protección pues los valores naturales son significativos y seencuentran en buen estado deconservación. Esta coyuntura es positiva para un municipio que, aunque está creciendo en población de manera significativa en las últimas décadas (Anexo IV), sigue teniendo un poblamiento bastante concentrado y unas actividades humanas perfectamente compatibles con los valores naturales que pretende defender la legislación canaria, por lo que, en definitiva, constituye un modelo de convivencia entre dichas actividades y el medio ambiente.

3.3. Revisión hidrogeológica del área de estudio

La hidrogeología en la isla se caracteriza por la existencia de un acuífero general con una superficie piezométrica en forma de domo en el cual predomina un flujo radial desde las zonas de recarga en el centro de la isla hacia el mar (SPA-15, 1975; Cabrera, 1995). Dentro de este modelo, el municipio de Valsequillo se sitúa en el contexto insular quedando el flujo de agua hacia la costa (de Oeste a Este) supeditado por la ordenación espacial de las formaciones existentes en el subsuelo. Por encima de este nivel de saturación regional emergen determinadosacuíferos colgados que se descargan mediante manantiales (localmente llamados nacientes), o bien recargan a los acuíferos más profundos. En definitiva, tal y como describe Custodio (1978) y Custodio y Cabrera (2008) existe a nivel general un único acuífero insular multicapa, heterogéneo y anisótropo y a nivel más local existen diferentes acuíferos interconectados lateralmente.

La infiltración de la lluvia en la zona de cumbre y medianías produce la recarga natural del acuífero circulando

preferentemente por los materiales volcánicos más recientes. La descarga se produce al mar y mediante las extracciones de pozos y/o galerías, que han ido cada vez más sustituyendo las descargas naturales intermedias por los nacientes que existían en donde los materiales son menos permeables o en valles profundos (SPA-15, 1975; Custodio, 1978; Custodio y Cabrera,2008).

En el desarrollo del estudio SPA-15 (1975) se observó que en las distintas formaciones geológicas encontradas las permeabilidades eran relativamente bajas y con una amplia variación y las transmisividades todavía presentaban una mayor variación, indicando la mayor homogeneidad de los materiales más antiguos. En definitiva y así ocurre en el municipio de Valsequillo, la baja permeabilidad de los materiales volcánicos se ve compensada por unosgradientes medios del nivel piezométrico que oscila entre 7-12% (4-6% a medida que se acerca a la costa de Telde), lo que hace posible el flujo hacia la costa del agua subterránea que se recarga fundamentalmente en la zona de cumbre y medianías. Los materiales volcánicos son permeables por fisuración o porosidad, mientras que los sedimentarios lo son por porosidad.

No obstante, la sobreexplotación de las aguas subterráneas a través de pozos ygalerías para atender las necesidades de la agricultura, la industria y el turismo ha provocado la desaparición de los nacientesy los arroyos que alimentaban, con lo que el agua se ha convertido en un elemento escaso y valioso en Gran Canaria y por ende en Valsequillo.

3.4. Formaciones acuíferas y masas de agua subterránea limítrofes

La directiva 2000/60/CE, Directiva Marcodel Agua (DMA), establece en su art.5 queen cada demarcación hidrográfica (DH) seefectúe un análisis de las características de la demarcación, un estudio de las repercusiones de la actividad humana en el estado de las aguas superficiales y subterráneas, y un análisis económico del uso del agua. Si bien, en el art. 8 se establece la necesidad del seguimiento del estado de las aguas superficiales, del estado de las aguas subterráneas y de las zonas protegidas. En el caso de las aguas subterráneas, los programas incluirán el seguimiento del estado químico y cuantitativo. En el presente trabajo se constata que ese seguimiento del estado existente en el área de estudio data de1997.

También en el Anexo II.2. se especifica la información que sobre cada masa de agua subterránea se deberá recoger, analizar y remitir a la Comisión Europea (CE). Distinguiendo entre una caracterización inicial, que se llevará a cabo en todas las masas de agua subterránea identificadas en cada Estado miembro, y una caracterización adicional, requerida para las masas o grupos de masas que presentenun riesgo de no alcanzar los objetivos medioambientales fijados en el art.4 de la DMA y recogidos en el art.92 del Texto Refundido de la Ley de Aguas (TRLA). Los objetivos medioambientales que para las aguas subterráneas son el garantizar el equilibrio entre extracción y recarga,evitar o limitar la entrada de contaminantes e invertir las tendencias significativas y sostenidas al aumento de la concentración de contaminantes debidaa la actividad humana. En el caso de aquellas masas calificadas en riesgo y siguiendo las especificaciones técnicas contempladas en la DMA se deberá aportar información complementaria sobre aspectos hidrogeológicos e hidroquímicos y se deberá efectuar una evaluación del impacto de la actividadhumana en el estado de dichas aguas.

Paralelamente a la planificación hidrológica que se venía realizando ennuestro país, y en base a la DMA, seadopta como criterio general la unidad de cuenca, con todas sus aguas tanto las aguascontinentales(superficiales y subterráneas) como las aguas de transición y costeras. Y de acuerdo con este enfoquesurgen los Planes de Primer Ciclo que engloba los Planes hidrológicos 2009- 2015 (derogados) en los cuales la planificación se extiende a las aguas costeras y de transición que, no siendo dominio público hidráulico, se incorporanen el concepto de demarcación hidrográfica introducido por la DMA, configurando así el ámbito territorial de los planes hidrológicos. La caracterizacióninicial de las masas de agua se realizósegún las indicaciones contenidas en la DMA y las instrucciones elaboradas por la Comisión Europea, mediante un procedimiento consensuado entre la Dirección General del Agua (DGA) del Ministerio de Medio Ambiente y los Organismos de cuenca (OOCC), con la participación de las Comunidades Autónomas (CCAA) y del Instituto Geológico y Minero de España

(IGME). Caracterización inicial que todavía se mantiene en los PH de tercer ciclo en Gran Canaria.

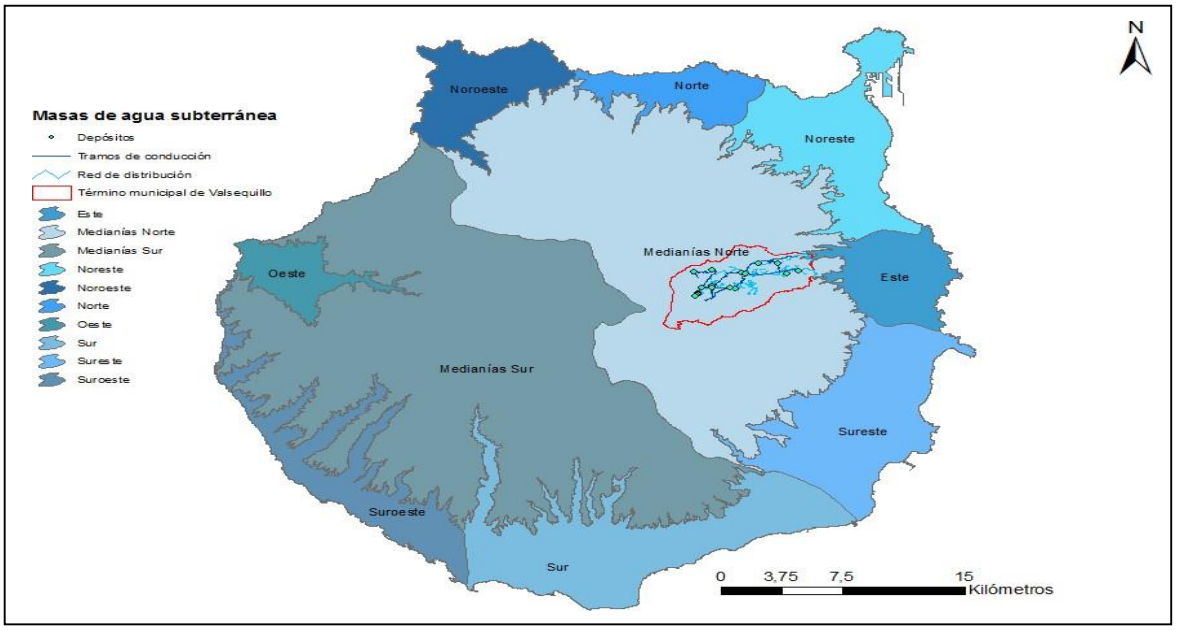


Figura 6. Masas de agua subterránea en Gran Canaria (Elaborado a partir del IDECanarias).

A su vez, para la identificación y delimitación de las masas de agua subterránea en Gran Canaria se siguieron los criterios del punto 2.3.1 de la Instrucción de Planificación adaptados a laparticularidad insular y teniendo en cuenta la zonificación existente del Plan Hidrológico Insular de 1999. De esta forma, teniendo en cuenta que las divisiones de las masas de agua se realizaron con criteriossemicualitativos, las medidas para lograr los objetivos medioambientales deberán aplicarse acada masa de agua.

Se definieron un total de 10 masas de agua (Figuras 6). La mayor parte del término municipal de Valsequíllo se localiza en lamasa de agua de Medianías-Norte, solamente un 0.28% de su superficie en lamasa inferior Este (Figura 7).

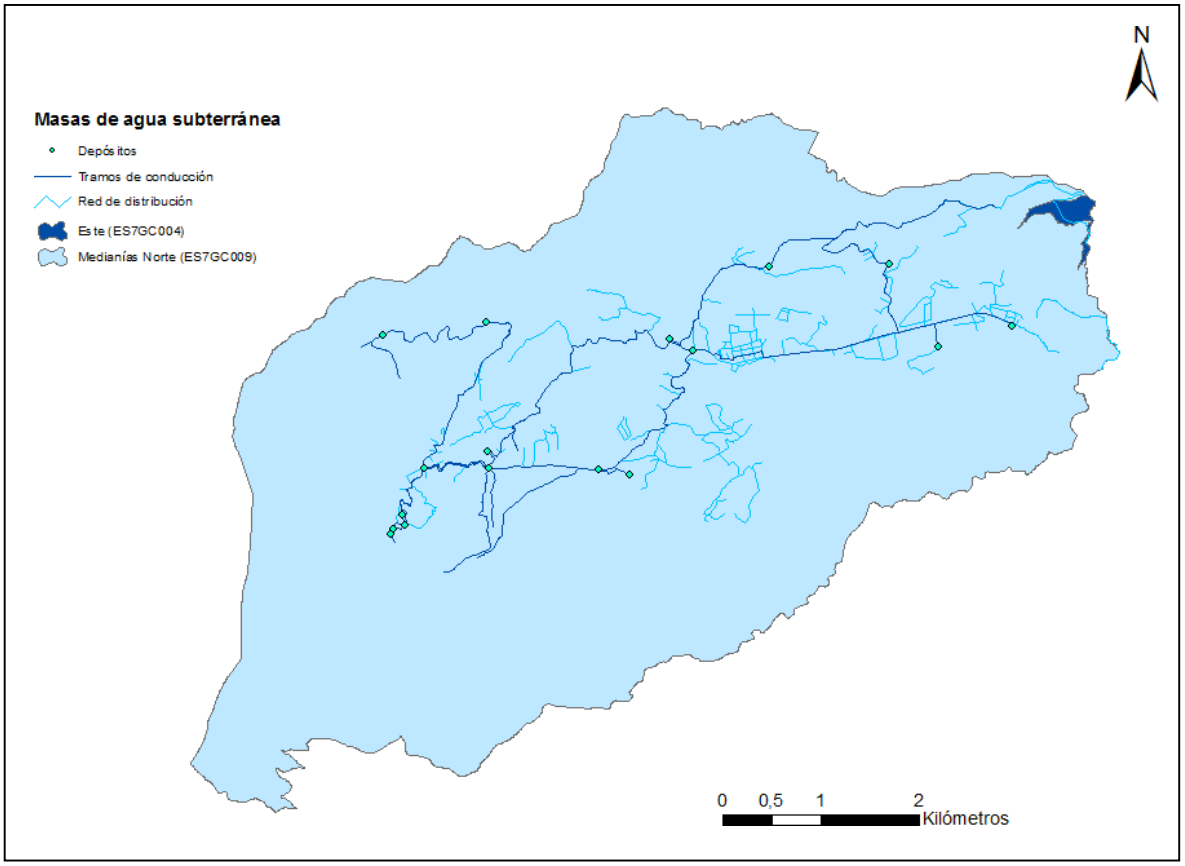


Figura 7. Masas de agua subterránea presentes en el municipio de Valsequillo (Elaborado a partir del IDECanarias).

En tabla 2 se recogen las características de dichas masas de agua. Las dos masas de agua subterránea presentes en el término municipal han sido designadas como en riesgo seguro al no alcanzar los objetivos medioambientales, recogidos en el art. 4 de la DMA, en el año 2015 (Tabla 3). La causa más frecuente para la designación de riesgo corresponde al estado cuantitativo. La contaminación difusa y laintrusión salina afecta principalmente a lamasa del Este que siguiendo el flujo radialrecaerían en el término municipal de Teldedebido a la escasa presencia de dicha masaen Valsequillo.

Tabla 2. Masas de agua subterránea presentes en el municipio de Valsequillo.

CÓDIGO MASA DE AGUA	NOMBRE MASA	CÓDIGO EU	SUPERFICIE MASA TOTAL (km^2)	SUPERFICIE MUNICIPAL (km^2)	PERÍMETRO MUNICIPAL (km)
ES7GC004	Este	ES120MSBTES70GC004	48,820	0,137	3,266
ES7GC009	Medianías Norte	ES120MSBTES70GC009	447,310	38,635	34,000

Tabla 3. Riesgos por masa de agua subterránea en el municipio de Vasequillo (PHDHGC,2009-2015).

MASA DE AGUA	CÓDIGO MASA DE AGUA	CLASIFICACIÓN DEL RIESGO	TIPO DE PRESIÓN QUE LA PROVOCA
04.E	**ES7GC004**	Estado químico: Riesgo seguro (nitratos, conductividad)	Difusa (agricultura) e intrusión salina
		Estado cuantitativo: Riesgo seguro	Extracción
09.MN	**ES7GC009**	Estado químico: Riesgo en estudio (resto de contaminantes)	Datos insuficientes de otras presiones o impactos
		Estado cuantitativo: Riesgo seguro	Extracción

Hay que destacar que, tras casi 21 años devida de la DMA, en Gran Canaria todavíaexiste una apreciable brecha respecto al cumplimiento de los objetivos ambientales y de satisfacción de las demandas que se persigue con la planificación hidrológica. Los planes ahora en vigor deben ser objeto de seguimiento, cuestión que no se pudo desarrollar apropiadamente con los planesdel primer ciclo debido al retraso en su aprobación y su escaso período de vigencia. Sin embargo, en los planes del segundo ciclo este seguimiento está sirviendo para informar con detalle de cómo se reducen las brechas en relación allogro de los objetivos deseados, tanto en referencia a los objetivos ambientales de buen estado o buen potencial, cuya determinación está normalizada, como respecto al logro de los objetivos socioeconómicos en relación al nivel de garantía con el que las demandas quedan atendidas y que sin duda están sirviendo y servirán para realizar unos planes hidrológicos de 3º ciclo más realistas y abordables.

4. GEOLOGÍA

La isla de Gran Canaria, de constitución enteramente volcánica, comienza suevolución geológica subaérea con los materiales emitidos en el Mioceno Medio, desde hace unos 14,5 millones de años. Desde ese momento se han sucedido distintas fases constructivas: tres episodios volcánicos o magmáticos bien definidos, intercalados entre dos grandes etapas de inactividad volcánica que conjuntamente han ido remodelando y configurando el relieve tal y como se conoce en la actualidad (Tabla 4).

Tabla 4. Episodios importantes en la evolución geológica de Gran Canaria significativos en Valsequillo (Hansen, 1987; ITGE, 1990; Hansen y Domínguez, 1993; Quintana y Lomoschitz, 2001).

EPISODIOS	CRONOLOGÍA (aproximada)	RASGOS, CARACTERÍSTICOS EN GRAN CANARIA (relevantes en la geomorfología de Valsequillo)	RASGOS CARACTERÍSTICOS EN VALSEQUILLOes (serie)
Ciclo Reciente	1 millón de años hasta la actualidad	Volcanismo reciente (menos de 350.000 años) y depósitos cuaternarios (playas, coluviones, etc.)	Debris avalanche, Caldera de los Marteles, coladas y depósitos freatomagmáticos de la Cumbre, lavas basaníticas del Lomo Fregenal y Las Haciendas, volcán de Lomo Magullo
III Ciclo Magmático (Post Roque – Nublo)	3 a 1 millón de años	Erupciones fisurales con seismos asociados, desestabilización del relieve, depósitos gravitacionales	Lavas y coladas piroclásticas basaníticas-nefeliníticas, Las Vegas, volcanes de El Espigón, El Pedregal, etc.
II Período Erosivo	3,7 a 3 millones de años	Desmantelamiento del Roque Nublo, grandes depósitos sedimentarios, se labran cabeceras de barrancos	Cabecera de Tenteniguada, movimientos en masa
II Ciclo Magmático: Ciclo Roque Nublo	4,4 a 3,7 millones de años	Estrato – volcán Roque Nublo de 3.000 metros	Coladas basálticas y brechas Roque Nublo del Norte y Centro de Valsequillo, pitones fonolíticos (Roque Grande, Roque del Pino, Saucillo, miña, El Helechal)
I Período Erosivo	9 a 4,4 millones de años	Desmantelación de los macizos y formación de valles en "U"	Resalte de las coladas de 40 m. de espesor de Lomitos de Correa
I Ciclo Magmático	14 a 9 millones de años	Erupciones basálticas: volcán en escudo	Lavas fonolíticas de Lomo de Correa (9,7 m.a.) e ignimbritas del Valle de San Roque

En un contexto más local, el municipio de Valsequillo se asienta básicamente sobre un relieve joven en términos geológicos (Ciclo Roque Nublo y Post-Roque Nublo),de formas estructurales diseccionadas poralgunas redes de drenaje importantes que generan materiales de deposición al pie delos escarpes y en su parte más baja (Figura8).

El Primer Ciclo Volcánico de la isla comenzó con la emisión de un inmenso volumen de lavas basálticas que luego derivaron en lavas más ácidas que formaron la base de la actual isla. En Valsequillo, solamente afloran algunos materiales ignimbríticos y lavas fonolíticas de las erupciones violentas delPrimer Ciclo de unos 9,7 Ma en Lomos deCorrea, al Norte y Valle de San Roque, alNoroeste del municipio, entre Montaña

Las Palmas y el cauce del propio barranco.

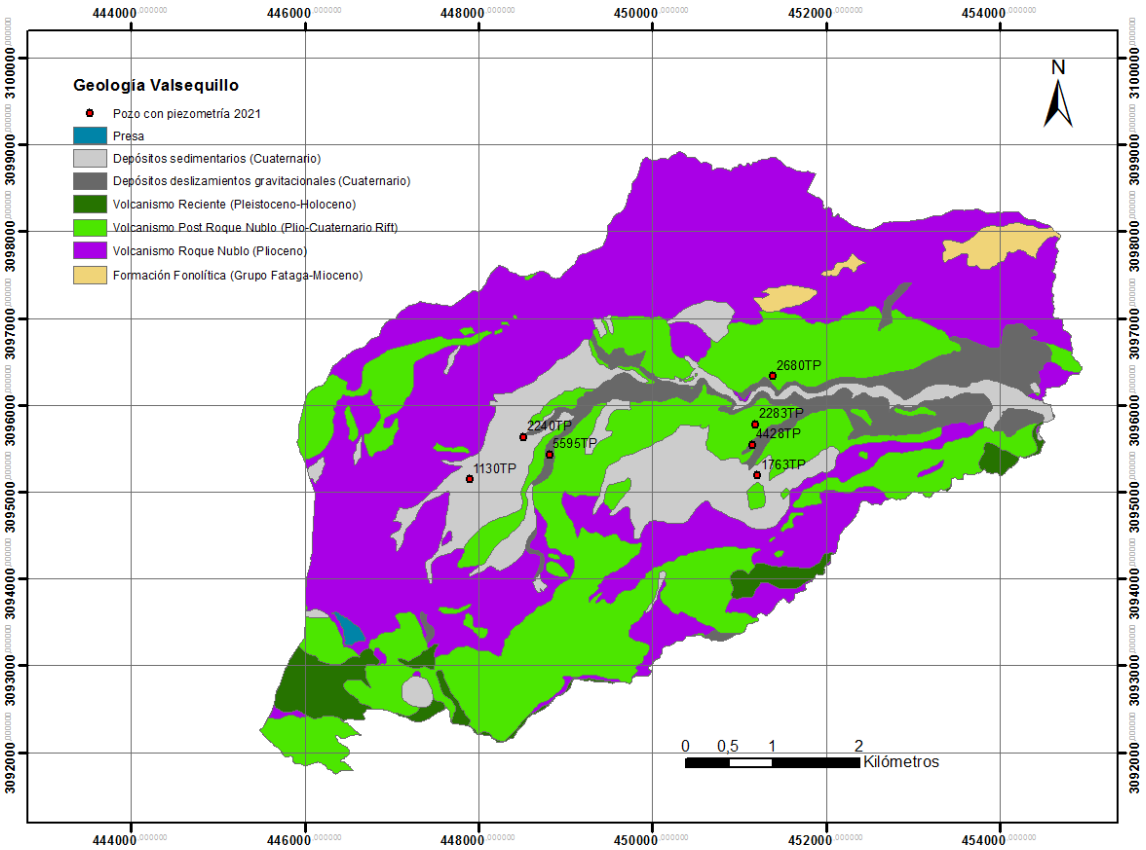


Figura 8. Mapa geológico del municipio de Valsequillo (Elaborado a partir de ITGE, 1990).

El Segundo Ciclo de actividad volcánica (Ciclo Roque Nublo) se desarrolló entre los 4,4 y los 3,7 millones de años. Los focos eruptivos se concentraron en el centro geométrico de la isla, incluyendo Tenteniguada. En poco tiempo se construyó un estratovolcán de unos 3.000m. de altitud cuyo núcleo se situó en la Cumbre Central de la isla. Se emitieron primero coladas basálticas, luego fonolitas y brechas aglomeráticas, nubes ardientes y coladas piroplásticas y finalmente aparecieron una serie de roques en la última fase de emisión de este período.

Los materiales de esta fase magmática afloran en el municipio de Valsequillo, sobre todo al Norte, donde predominan losafloramientos de las coladas de lavas basálticas, entre brechas volcánicas de los primeros momentos eruptivos de este Ciclo. Al Oeste también afloran de manerasignificativa las coladas y pitones de fonolitas haüynicas de las fases terminalesde este Ciclo. En la zona de estudio se encuentran los Roques de Tenteniguada (Roque del Pino y Roque Grande).

A finales de este ciclo se produjo unapausa eruptiva de aproximadamente 0,6 a 1 millón de años que generó eldesmantelamiento de los materiales delestratovolcán Roque Nublo y lasedimentación de materiales detríticos en las zonas distales. En el territorio de Valsequillo los procesos erosivos más relevantes son los movimientos en masa originados directa o indirectamente por las actividades volcánicas de los Ciclos Roque Nublo y Post-Roque Nublo y la formación de la Caldera de Tenteniguada donde la erosionabilidad de las ignimbritas favorece la incisión y el desarrollo de escarpes bien desarrollados (Figura 9).

Figura 9. Vista general de la configuración geológica del municipio de Valsequillo. En primer plano se observa el circo erosivo de Tenteniguada y los pitones fonolíticos del CicloRoque Nublo y volcanes Post-Roque Nublo. Al fondo de la imagen se ven los afloramientosdel Primer Ciclo Magmático (9,7 Ma): lavas fonolíticas de Lomo Correa.

Las emisiones del Ciclo Post-Roque Nublo comienzan en el Plioceno (3-2,8 millones de años). Los volcanes y las coladas fisurales son visibles en el municipio en varias zonas. Destacan los apilamientos de coladas procedentes de emisiones a situadas en torno al circo de la Caldera de Tenteniguada. En las Vegas, las coladas de este Ciclo presentan unos 20 m. de potencia, visibles en las secciones originadas por el barranco de La Plata. Finalmente, en el Cuaternario se producenun conjunto de episodios geológicos que reciben el nombre de Ciclo Reciente. En la zona de estudio destaca la Caldera de Los Marteles (Figura 10).

Figura 10. Vista general de la Caldera de Los Marteles y grieta de hundimiento.

5. HIDROGEOLOGÍA

La zona de estudio constituye una zona hidrogeológica muy compleja donde se superponen coladas de lava en las cuales su permeabilidad se debe a la fisuración (Fm. Fonolítica, Grupo Roque Nublo y Fm. Basálticas). Cabrera (1995) apuntaque en el caso de la Fm. Fonolítica no estátan clara la anisotropía: por un lado lafisuración debe facilitar el flujo vertical frente al horizontal, mientras que por el otro la permeabilidad horizontal se vería favorecida por la existencia de la estratificación que presentan los materiales piroclásticos. Los sistemas de porosidad simple y de doble porosidad son sistemas en los cuales los bloques tienen un almacenamiento alto y una capacidad de flujo baja mientras que a las fisuras lessucede lo contrario.

El estudio hidrogeológico de la zona se ha realizado mediante la recopilación de información previa existente en bases de datos y la realización de un inventario de puntos de agua seleccionados.

5.1. Análisis del inventario de los Recursos Hídricos (RR.HH)

El inventario de puntos de agua (principalmente pozos y galerías) es la base insustituible de cualquier estudio hidrogeológico y consiste en la recopilación y archivo ordenado de los datos concernientes a las captacionesexistentes en el área de estudio.

En Valsequillo, se visitaron la totalidad delos pozos y galerías tratando de contactar con los propietarios y conocedores de la zona para recabar la mayor información posible al respecto. Por otro lado, se recopilaron también datos de otras infraestructuras hidráulicas como son las cantoneras (vertederos en los que se distribuye el agua entre los usuarios) y la ingente totalidad de depósitos y grandes depósitos existentes, así como la depuradora y otras infraestructuras acompañantes de la misma. Dicha labor se ha llevado a cabo entre los meses de septiembre de 2020 a junio de 2021, compilando una base de datos denominada "Florido" que ha permitido de forma sencilla y ágil introducir todos los datos encampo y que se plasma finalmente en el formulario que se presenta en la Figura 11.

Figura 11. Ejemplo de ficha de la base de datos municipal de los RR.HH. de Valsequillo.

Este inventario ha sido exhaustivo, a la parque complicado debido a que el agua en Canarias es un bien extremadamentevalorado y con fuertes luchas de poder sobre todo entre aquellos que suelen ostentar el nombre de "aguatenientes"[1], puesto que uno de los principales problemas en Canarias es el régimen de propiedad del agua. Por ello, visitar o interesarse acerca de los pozos en Gran Canaria, y concretamente en Valsequillo, es una tarea de riesgo dado el recelo existente entre todos los interesados y la progresiva desconfianza que este tema genera. No obstante en la aplicación elaborada al efecto se recogieron los siguientes datos:

- *Tipología del bien a inventariar*: Pozos, Cantoneras, Galerías, Depósitos, Nacientes, Depuradoras, Grandes depósitos.
- *Referencia catastral.*
- *Número de expediente*: se refiere alnúmero de expediente obrante en la administración competente que en este caso es el CIAGC.
- *Expedientes asociados*: se refiere al número de todos aquellos expedientes que guardan relación con la tipología a inventariar y quefiguran así en el CIAGC.
- *Código*: se refiere al valor alfanumérico referido a la tipología a inventariar y que únicamente es de uso municipal.
- *Denominación*: aquí se almacena la designación que normalmente consta en archivos públicos y/o documentación al efecto encontrada para la tipología a inventariar.
- *Año de construcción*.
- *Propiedad*: se contempla únicamente si es público o privada.
- *Electrificación*: se contempla si cuenta únicamente si la instalación está electrificada o no.
- *En uso actual*: se contempla únicamente si está o no en uso.
- *Tipo de uso*: se contemplan las opciones para abasto, riego o industrial.
- *Desaladora*: se contempla si en las instalaciones existe o no.
- *Zona*: es un dato cualitativo de como el propietario o responsable que nos muestra la instalación sitúa el bien dentro del contexto municipal en zona alta, media o baja.
- *Calidad del agua*: es un dato cualitativo de como el propietario o responsable que nos muestra la instalación clasifica el agua del bien que se inventaría como excelente, buena, regula o muy mala.

[1] Término con el que se hace referencia al poseedor o dueño de los recursos hídricos. Su importancia en Canarias es muy destacada, debido a la escasez de agua en las islas y en algunas zonas llegan a concentrar una gran parte de la propiedad del agua.

- *Coordenadas UTM*: se registran las coordenadas XYZ del bien a inventariar mediante el empleo de un GPS *Submétrico TRIMBLE*.
- *Toponimía*: es el nombre común que recibe en la zona el bien que sepretende inventariar.
- *Propietario*: nombre de la personafísica o jurídica que adquiere la titularidad del bien a inventariar.
- *Materiales*: en dicho campo se tienen en cuenta aquellos materiales que han sido empleadosen la construcción del bien a inventariar.
- *Exposición*.
- *Profundidad del pozo en m*etros.
- *Profundidad agua en metros*.
- *Longitud*: del bien que se pretende inventariar en metros.
- *Capacidad*: del bien que se pretende inventariar en m^3.
- *Caudal*: del bien que se pretende inventariar en l/s.
- *Observaciones*: en este campo se recogen todas aquellas indagaciones que se han podido obtener del bien a inventariar.
- *Obras secundarias*: en este campo se recogen todas las obras secundarias existentes en el bien a inventariar tales como las galerías realizadas y las diferentes alineaciones que pudiesen existir.
- *Fotografía*: se liga cada uno de losbienes inventariados con su fotografía actual para reconocerlo de una manera fácil y eficaz.
- *Ruta imagen*: se asocia cada bien inventariado con el archivo u archivos existentes en formato *.jpeg*.
- *Ruta plano:* se asocia cada bien inventariado con el archivo en formato *.pdf* en el que figuran los planos en detalle del bien a inventariar así como su versión en formato *.dxf*.

En este inventario se visitaron un total de 350 elementos constructivos enclavados dentro de la cuenca hidrográfica deltérmino municipal de Valsequillo (Tabla 5). La mayoría de los 60 pozos visitados estaban en funcionamiento aunque en alguno de los que su estado de abandono era notable y el acceso al mismo era imposible por la vegetación circundante yla inestabilidad del terreno. En estos casos se tomó la información oral en las inmediaciones, si bien en el caso de la toma de las coordenadas UTM se procedió a su triangulación para obtener una medida exacta y coherente al resto de mediciones.

Tabla 5. Inventario de los RR.HH. existentes en Valsequillo.

TIPOLOGÍA	BIENES INVENTARIADOS	CAUDAL (l/s)	CAPACIDAD (m^3)
Pozos	60	76,77	-
Galerías	21	30,77	-
Nacientes	8	0,67	-
Cantoneras	18	-	-
Depósitos	224	-	79.920
Grandes depósitos	15	-	27.360
Depuradoras y otros elementos asociados	4	-	4.752
TOTAL	350	108,21	112.032

El grado de detalle que tiene el presente inventario dista bastante del inventario más generalista elaborado solamente parapozos y galerías del CIAGC en el que se han constatado ciertos errores basados fundamentalmente en la localización errónea de pozos o incluso el registro de pozos y galerías que jamás han existido y de los que tan sólo se ha tramitado la solicitud de autorización. El caudal total que se obtiene de los 360 bienes inventariados asciende a 108,21 l/s y Valsequillo posee una capacidad de almacenamiento de 112.032 m^3 de agua. La figura 12 muestra la localización espacial de los bienes inventariados.

Los pozos en su mayoría son de 3 m. de diámetro excavados a mano o con explosivos. Muchos cuentan con galerías a diferentes profundidades y en alguno de ellos existen sondeos verticales de fondo debido a que estas captaciones se han quedado por encima del acuífero debido al descenso progresivo de niveles piezométricos. En estos casos, el fondo delpozo queda como depósito intermedio en el cual la bomba original sube el agua hasta la superficie y la nueva bomba conduce el agua desde el fondo del sondeohasta el fondo del pozo quedando esquematizada de esta manera una doble elevación.

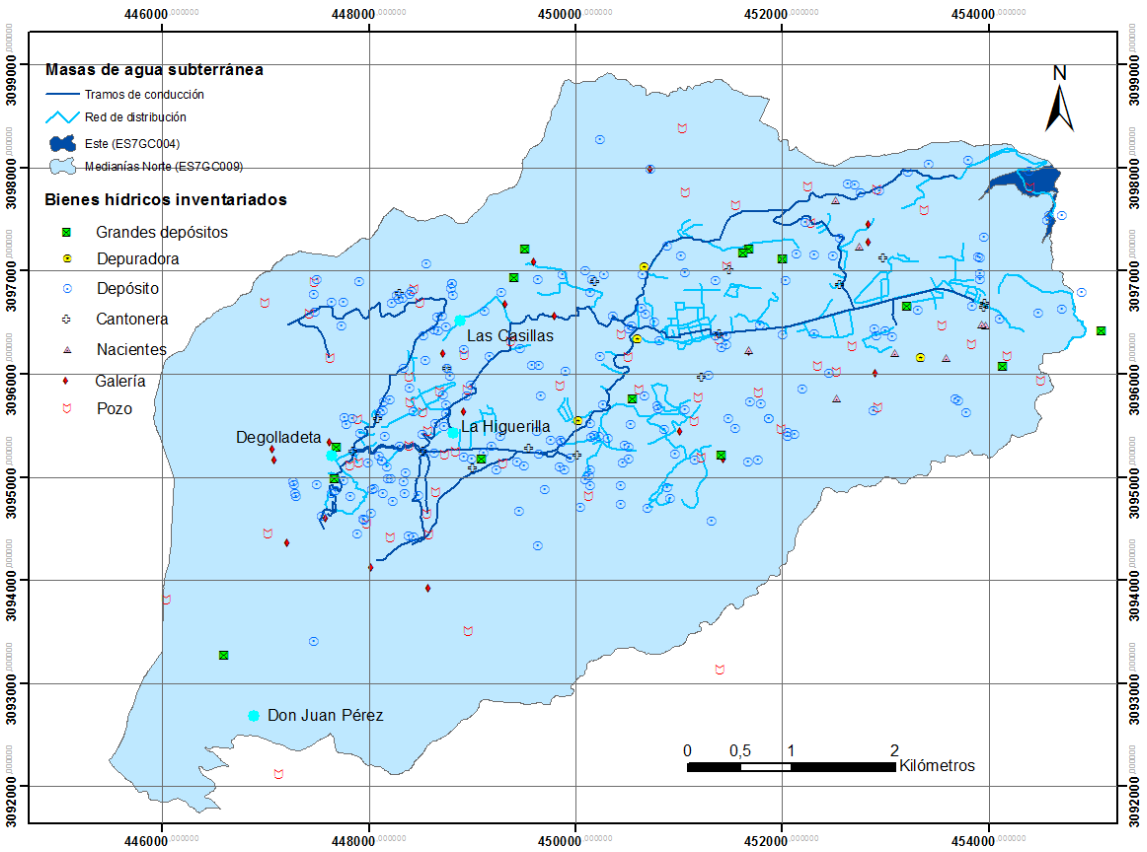


Figura 12. Inventario de los RR.HH. existentes en Valsequillo.

Como ejemplo, el pozo de la figura 13, situado en la parcela con referenciacatastral 35031A002009050000SL, fueconstruido en 1970 y cuenta con una profundidad de 121,3 m. En la visita llevada a cabo el 11/05/21, el nivel de agua estaba situado a 108 m de profundidad desde la solera del cuarto de máquinas.

Este pozo cuenta con tres galerías a unas profundidades de 86 m (6 m de longitud),114 m (50 m de longitud) y 114 m (70 m de longitud). El uso actual de su agua de excelente calidad es para autoconsumo agrícola y para uso industrial en la planta embotelladora de Aguacana.

Figura 13. Ejemplo de pozo con brocal en La Higuerilla y que cuenta con una profundidadde 121,3 m.

Las cantoneras son construcciones que sirven para enlazar la captación, el almacenamiento y el trasvase y/o reparto de agua hasta las fincas susceptibles de ser regadas. La cantonera de Las Casillas (Figura 14) consta de un primer depósito al cual llega el agua directamente del naciente o depósito para posteriormente pasar al siguiente depósito ya remansa y desde donde en sus muros laterales seabren al exterior diferentes bocas o troneras en las cuales unas regletas graduadas marcan el nivel de salida del agua. Serían comparables con vertederos que permiten medir los caudales.

Como ejemplo de galerías, se puede citar la galería de la comunidad de la Degolladeta situada en el lugar de LosBarrancos (Figura 15). Es una galería privada en uso fundamentalmente para riego con una calidad de agua excelente que aporta aproximadamente 0,55 l/s. Tiene una longitud de 520 m. con un rumbo de 330º si bien a los 360 m. cuenta con un ramal de 20 m. de longitud y un rumbo de 190º. Mientras que la galería deDon Juan Pérez tiene una longitud de 170

m. y aporta un caudal de 0,25 l/s y se caracteriza por ser la galería situada a una mayor cota en todo el municipio, concretamente a 1601 m. de altitud (Figura 15).

Figura 14. Cantonera de Las Casillas.

Figura 15. Galería de la Degolladeta (izq.) y galería de Don Juan Pérez (dcha).

5.2. Inventario de pozos con datos hidrogeológicos

A partir del inventario anterior, se seleccionaron siete pozos para llevar acabo la toma de datos hidrogeológicos. Laelección de los pozos se ha realizado intentando que coincidiese la disponibilidad y autorización de la propiedad con el mismo pozo registrado en la base de datos del CIAGC de talforma que se puedan comparar los datos con los disponibles previamente. Las fichas de inventario recogen 6 apartados principales: Situación y coordenadas, características constructivas, datos de la propiedad, determinaciones químicas de campo, datos de explotación y piezometría (Anexo V). Las cotas de las captaciones se estimaron a partir de las coordenadas UTM tomadas mediante el empleo de un GPS Submétrico TRIMBLE durante el inventario llevado a cabo de todos los RR.HH. del término municipal de Valsequillo. Estas cotas se refieren en todos los casos a la solera de la casa de máquinas.

La localización de los pozos visitados se muestra en la Figura 16 y un resumen de los datos tomados en la Tabla 6.

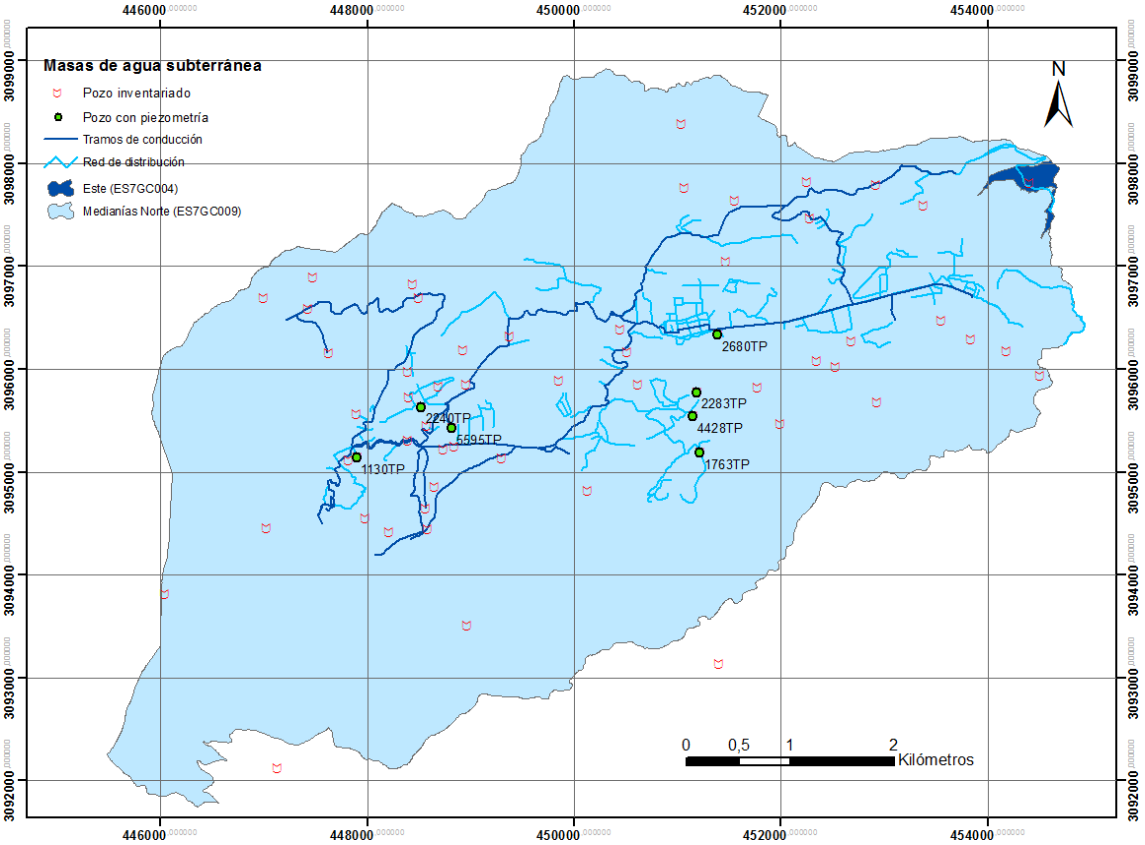


Figura 16. Localización pozos inventariados y pozos con piezometría.

Los datos de la profundidad del pozo proceden generalmente de la información de la propiedad y/o de los registros existentes en el CIAGC, mientras que la profundidad del agua se midió directamente con una sonda eléctrica con tambor de cinta SEBA. Es bastante frecuente detectar variaciones en la profundidad de los pozos que puede deberse a reprofundización de los pozos, caída de escombros o limpieza del fondo (Cabrera, 1995). En la gran mayoría de los pozos inventariados el brocal tiene un diámetro de 3 m, si bien pueden existir variaciones de hasta medio metro entre el brocal y el fondo. En los siete pozos visitados las medidas se realizaron con el pozo parado el tiempo suficiente para obtener niveles estáticos.

Se ha considerado que los datos de siete pozos son insuficientes para elaborar un mapa piezométrico actual de Valsequillo. Por ello, se ha procedido inicialmente a elaborar la piezometría con los quince datos procedentes de la base de datos del CIAGC. Siete de ellos son coincidentes con los muestreados en el presente año, pero los restantes ayudarán espacialmentea cubrir una mayor extensión de la zona (Figura 17).

Tabla 6. Datos piezométricos de los pozos visitados en 2021.

TOPONIMIA	FECHA	NUM. EXPEDIENTE	COTA DE LA BOCA (m)	PROFUNDIDAD POZO (m)	ALTURA BROCAL (m)	PROFUNDIDAD AGUA (m)
El Cuarto	24/04/21	2240TP	808	105,00	0,50	84,05
El Cerón (Casas de Don Pedro)	24/04/21	1763TP	596	136,35	0,75	110,65
Lomo del Chinche (Valerón)	24/04/21	2680TP	527	201,00	1,10	198,00
El Guindo	11/05/21	1130TP	943	183,57	0,96	106,50
La Higuerilla (Familia Peñate)	11/05/21	5595TP	796	120,00	1,00	109,00
Laromo (Las Vegas)	15/05/21	4428TP	564	150,00	1,20	112,50
Llanos de Cuba (LasMoranas yCubas)	15/05/21	2283TP	575	120,00	1,20	114,00

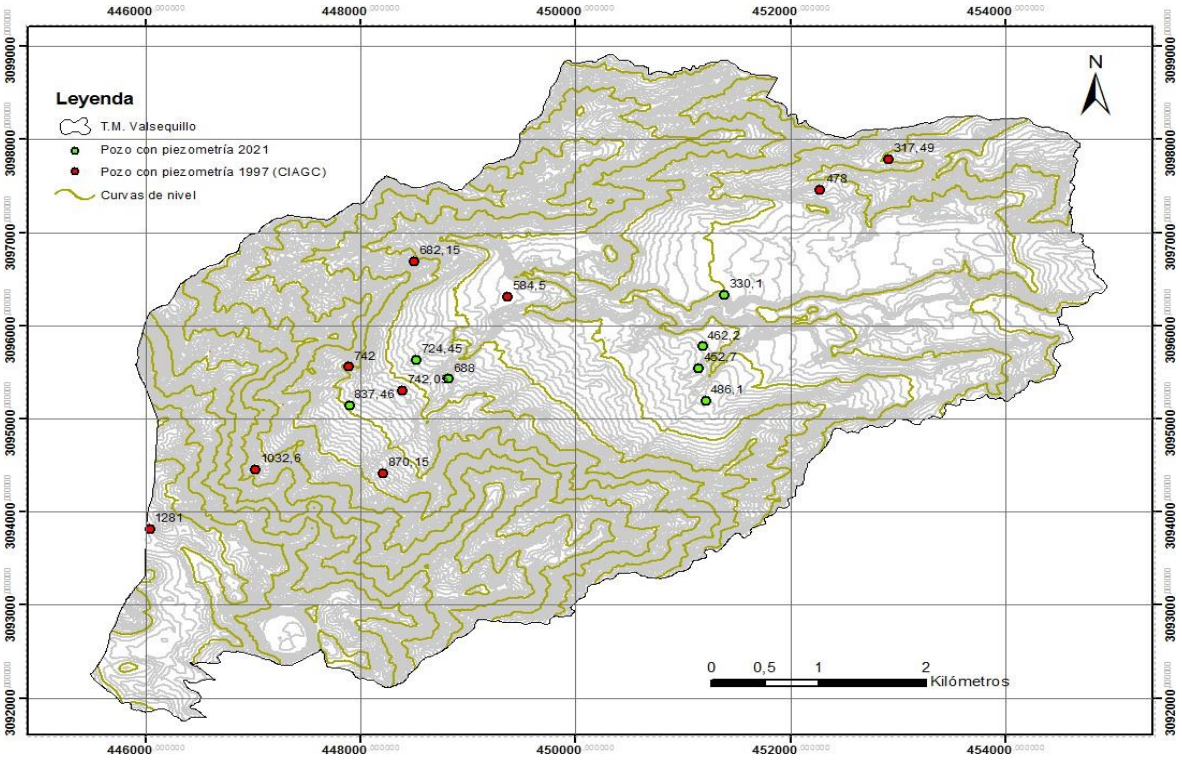


Figura 17. Localización de los pozos con piezometría del CIAGC (1997) y los pozos del actual TFM (2021). Los valores se corresponden con la cota de los niveles piezométricos medidos en cada pozo.

La tabla 7 muestra los datos de los quince pozos empleados de la base de datos del CIAGC que servirá de base para realizar un mapa piezométrico previo a la implementación del avance del mapa piezométrico correspondiente 2021.

Tabla 7. Descripción de los pozos inventariados por el CIAGC.

NUM. POZO	COTA (m)	CAUDAL (l/s)	PROFUNDIDAD POZO (m)	FECHA	PROFUNDIDAD AGUA (m)
0582TP	873	1,20	169,56	07/01/1981	163,20
			169,56	14/10/1992	164,80
			169,56	14/10/1997	165,60
			166,96	26/05/2007	130,95
0647TP	439	0,60	127,51	30/09/1997	121,51
0996TP	1010	1,60	180,00	15/12/1995	139,85
			148,11	01/01/1997	125,02
			148,11	29/10/1997	145,02
1093TP	934	1,50	280,00	01/01/1971	192,00
			280,00	04/03/1971	237,88
			280,00	11/11/1971	238,50
			280,00	29/08/1972	237,00
			280,00	01/01/1980	193,20
			280,00	29/12/1980	239,65
			280,00	30/12/1980	239,65
			280,00	31/12/1980	193,20
			280,00	05/10/1988	237,54
			280,00	25/04/1990	239,60
			280,00	22/10/1991	240,25
			280,00	23/10/1991	239,00
			280,00	01/01/1997	235,60
			243,79	01/10/1997	242,60
1130TP	943	0,80	107,00	09/09/1995	63,50
			107,00	01/01/1997	98,00
			107,00	03/10/1997	103,00
1652TP	715	0,30	136,30	08/01/1980	130,50
			136,30	13/12/1995	127,70
			136,30	01/01/1997	91,60
			135,22	29/10/1997	131,60
1763TP	596	0,80	136,35	02/03/1971	120,00
			136,35	29/08/1972	125,16
			136,35	27/01/1981	117,90
			136,35	18/03/1993	111,54
			136,35	01/01/1997	93,30
			136,35	07/10/1997	123,30
1950TP	1682	1,70	465,00	14/01/1981	401,00
			465,00	02/08/1990	438,50
			465,00	06/11/1992	439,42
			465,00	01/01/1999	434,00
			465,00	10/09/1999	454,00

			0,00	24/05/2007	446,00
1998TP	478	0,25	103,78	30/09/1997	0,00
2240TP	808	0,40	131,00	16/12/1970	107,00
			131,00	11/11/1971	99,50
			131,00	28/08/1972	105,53
			131,00	02/04/1993	107,30
			131,00	03/04/1993	123,70
			131,00	01/01/1997	64,01

NUM. POZO	COTA (m)	CAUDAL (l/s)	PROFUNDIDAD POZO (m)	FECHA	PROFUNDIDAD AGUA (m)
			105,05	07/10/1997	104,01
2283TP	575	0,20	141,20	23/01/1981	112,05
			141,20	01/01/1997	112,02
			134,54	14/10/1997	132,02
			120,15	31/03/1993	93,40
			120,15	06/10/1997	119,02
2680TP	527	0,30	200,10	16/12/1970	183,75
			200,10	09/11/1971	188,00
			200,10	29/08/1972	178,62
			200,10	28/01/1981	180,40
			200,10	29/01/1981	180,10
			200,10	04/10/1988	199,16
			200,10	03/04/1990	192,30
			200,10	01/01/1997	184,77
			198,84	27/08/1997	194,77
4900TP	872	0,20	192,70	05/06/1993	189,85
			192,70	01/01/1997	175,25
			192,21	23/10/1997	190,25
5595TP	796	0,80	121,30	08/01/1981	117,80
			121,30	02/10/1992	116,05
			121,30	01/01/1997	109,98
			117,92	29/09/1997	114,98
2323TP	1126	0,50	120,15	31/03/1993	93,40
			120,15	06/10/17	119,02

La comparación entre la piezometría de 1997 (CIAGC) y la actual (Figura 18) permite afirmar que no hay cambios aparentes por debajo de la cota 500, lo quese podría atribuir a que son aguas de peorcalidad y su explotación únicamente es para riego. Como ejemplo, El Lomo del Chinche (2680TP) es uno de los pozos que tiene emanaciones importantes de gas de origen volcánico y ello dificulta su empleo(Figura 19). Sin embargo, por encima de la cota 500 el retroceso es notable, existiendo un gradiente negativo que en algunos casos supone un descenso de 100 metros del nivel piezométrico existente enestos últimos 24 años.

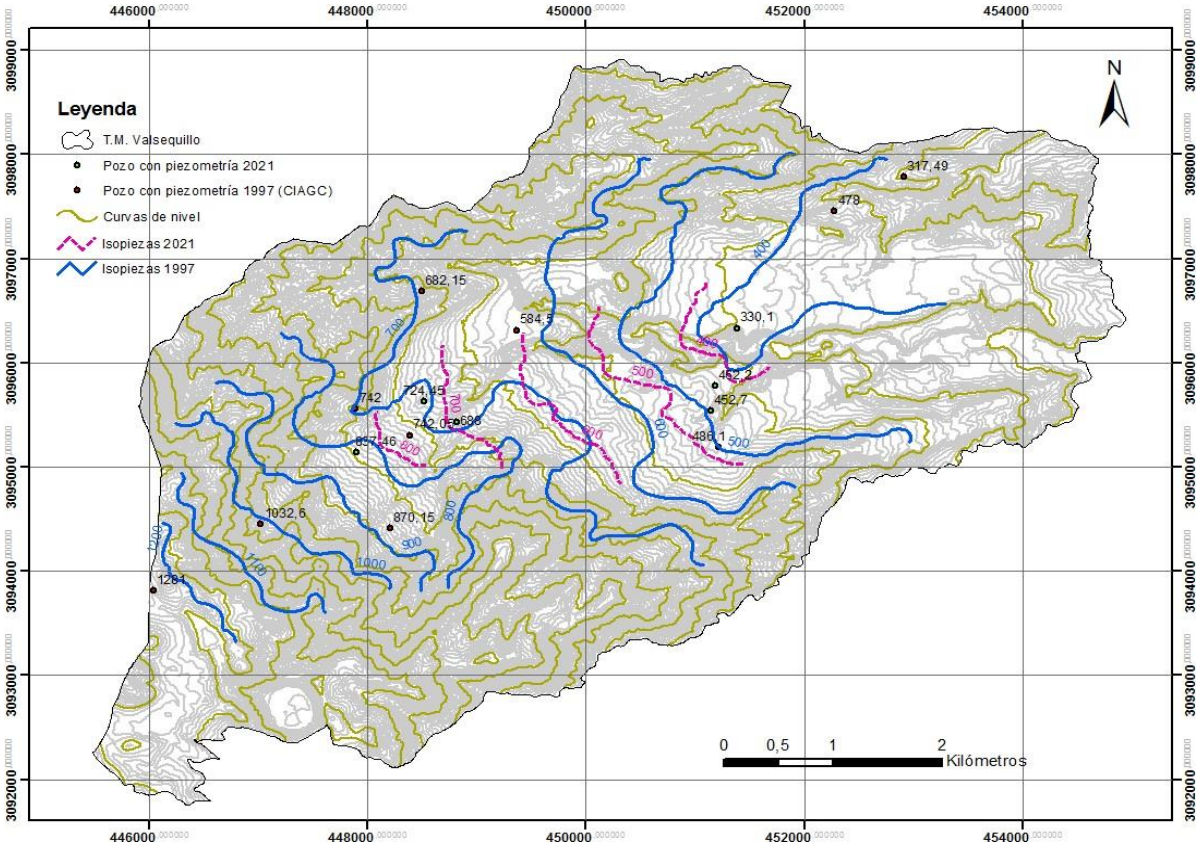


Figura 18. Piezometrías correspondientes a los datos del CIAGC (1997) y del actualtrabajo (2021).

La razón puede estar fundamentada en que en esa zona el agua es de mucha mejor calidad y su empleo fundamentalmente es para consumo y riego además de la existencia de una planta embotelladora enla zona, jugando además un papel importante que en esa zona se sitúan la mayor parte de las captaciones del municipio. Atendiendo a esto, se constata la necesidad de documentar la piezometríaen más pozos de la zona de estudio para corroborar lo observado.

Figura 19. Vista general del Lomo del Chinche (2680TP) y detalle de pájaro muertoalrededor de la boca del pozo debido a las emanaciones de gas de origen volcánico.

5.2.1. Variaciones estacionales comparativas de niveles piezométricos

Atendiendo a la evolución de los quince pozos que aparecen en los registros del CIAGC como visitados en 1997, en laFigura 20 se puede observar tanto el nivel piezométrico como la profundidad de cada captación. Si bien, de los siete pozos medidos (Figura 21) entre el 24 de abril yel 11 de mayo de 2021, tan sólo seis son coincidentes con los registros del CIAGC.

De los seis pozos que permiten establecerla evolución en el tiempo desde 1997 a 2021 se debe destacar que los registros del CIAGC fueron tomados entre el final del verano e inicio del otoño. Sin embargo, losregistros tomados en el presente trabajo serealizaron íntegramente en primavera.Con lo cual los descensos o ascensos puntuales que se pueden observar en cadauna de las captaciones deben de ser interpretados con cautela pues las condiciones no han sido las mismas.

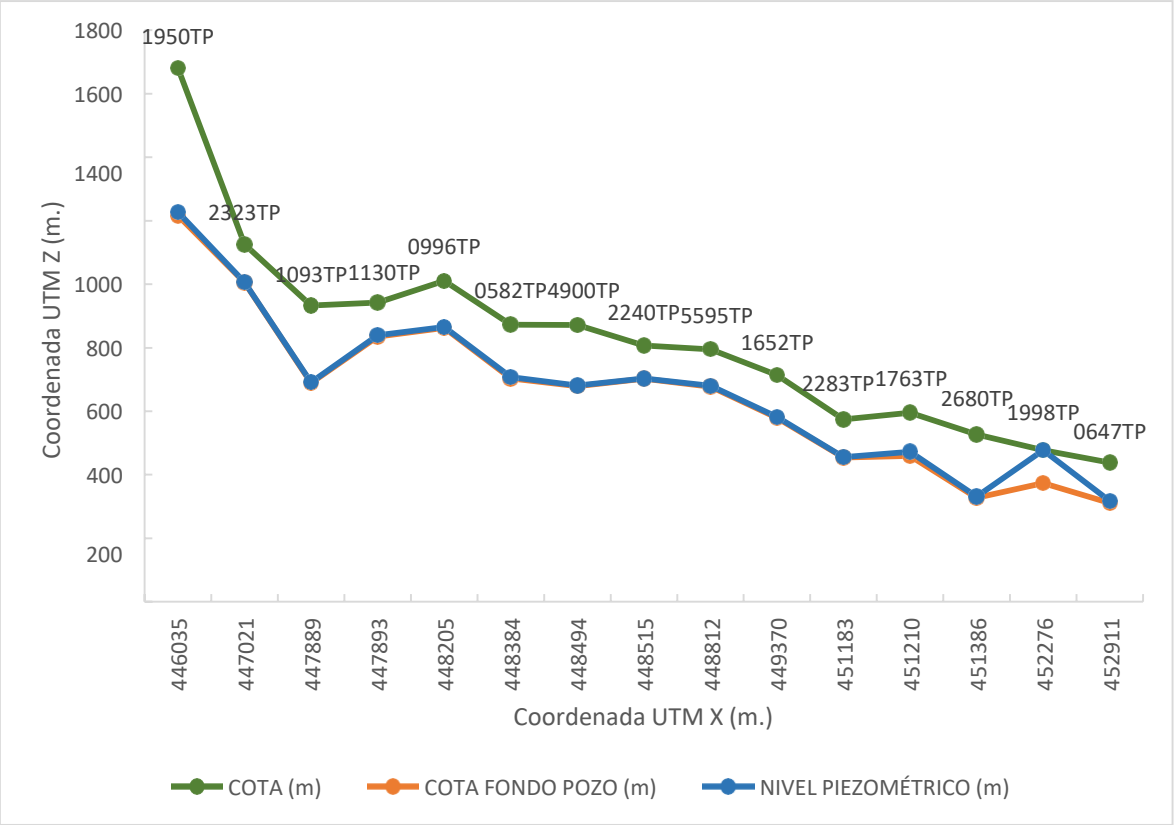


Figura 20. Perfil hidrogeológico según los pozos medidos en 1997 por el CIAGC.

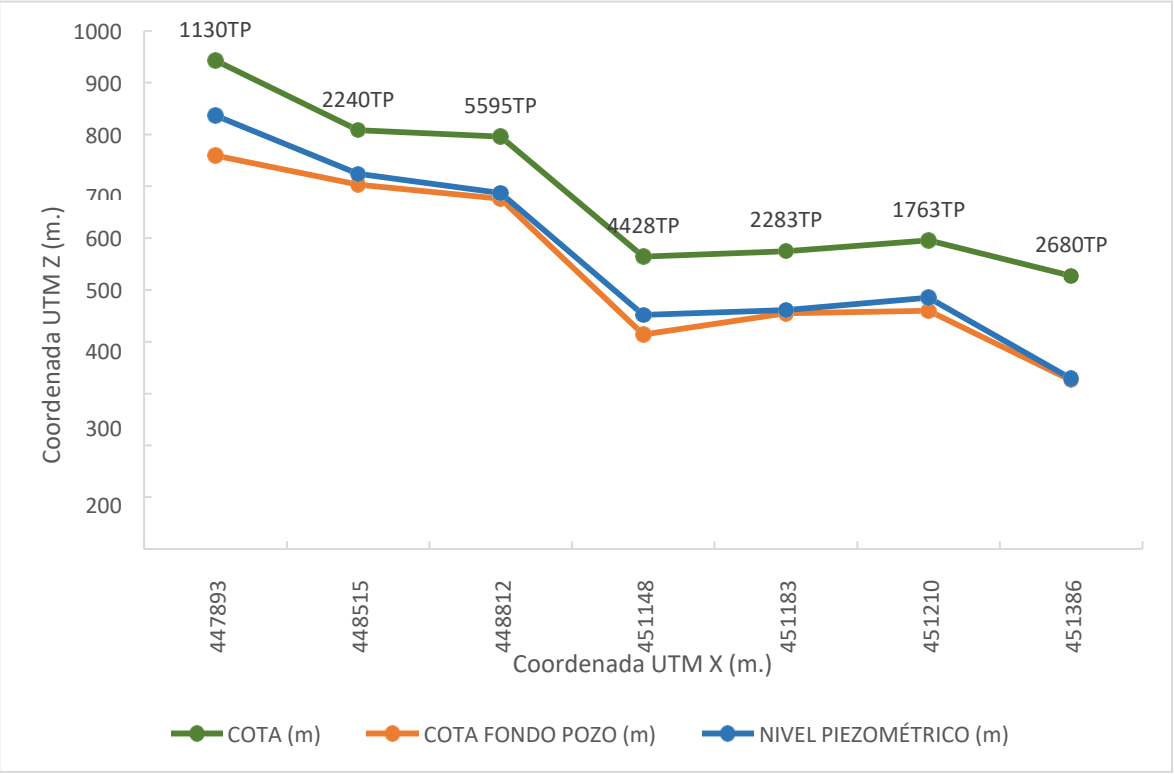


Figura 21. Perfil hidrogeológico según los pozos medidos en 2021.

Parece probado que existe cierta relación entre niveles piezométricos y profundidades de las captaciones con el régimen de extracción de cada una (Cabrera, 1995), mientras que en la figura 22 queda patente la escasa relación existente entre los niveles y las extracciones, representadas por medio del caudal continuo equivalente en l/s, tanto para la serie de datos de 1997 como para la de 2021.

En general, hay que tener en cuenta la heterogeneidad de los datos no sólo en la época del año en que se han tomado una y otra serie, sino también en su procedencia y calidad que hace difícil su control a la hora de compararlos entre sí. El ascenso de las precipitaciones también influye generalmente en esa disminución en laextracción pues por una parte aumenta la recarga en el acuífero y por otro lado induce a una menor demanda de agua parariego. Las extracciones en general varían en el tiempo, de acuerdo a las condiciones de la propia captación y a los condicionantes externos impuestos por el mercado del agua y/o las necesidades de riego en cada momento. En este sentido, elanálisis de las relaciones entre niveles,profundidades y extracciones son realmente complejas.

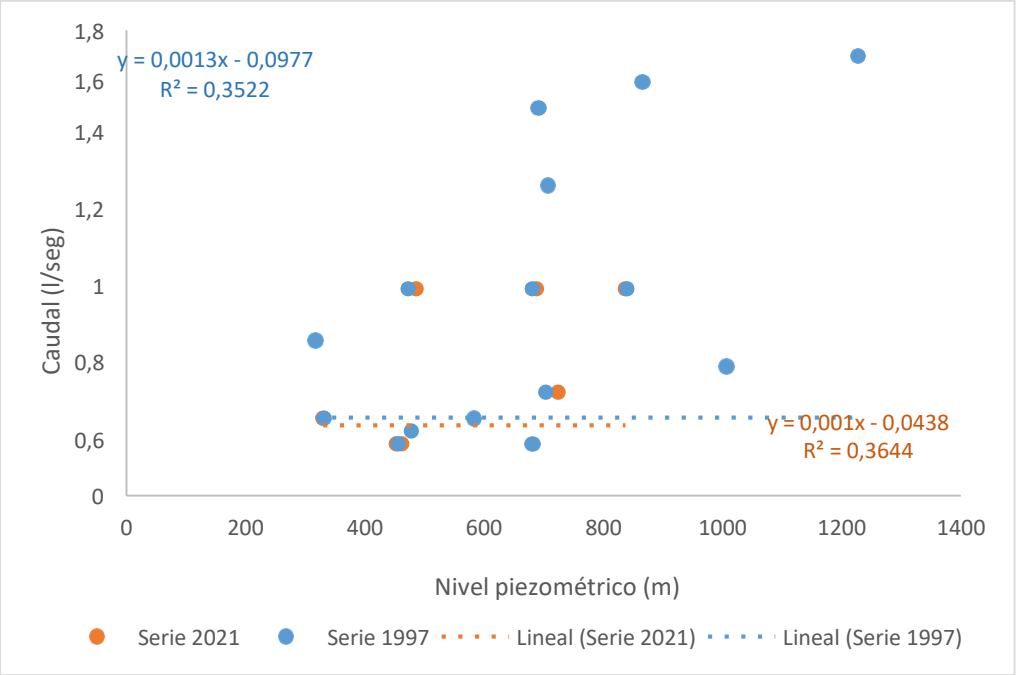


Figura 22. Relación entre caudales y niveles piezométricos.

La tabla 8 muestra las tendencias generales de los niveles (ascenso, descenso o no cambia). En el caso de los datos de 2021, se trata de niveles estáticos,pero no se puede asegurar lo mismo en la serie de 1997.

No obstante, la figura 23 denota la necesidad de contar con másestudios hidrogeológicos que permitan saber la situación del acuífero y su variación temporal.

Tabla 8. Resumen de las observaciones realizadas en los gráficos de evolución temporal de niveles y profundidades

TOPONIMIA	NUM. EXPEDIENTE	FECHA INICIO	FECHA FIN	NIVELES	PROFUNDIDAD
El Cuarto	2240TP	07/10/1997	24/04/21	Ascenso de 20,46 m.	Relleno
El Cerón (Casas de Don Pedro)	1763TP	07/10/1997	24/04/21	Ascenso de 12,65 m.	No cambia
Lomo del Chinche (Valerón)	2680TP	27/08/1997	24/04/21	Descenso de 3,23 m.	Relleno
El Guindo	1130TP	03/10/1997	11/05/21	Descenso de 3,50 m.	No cambia
La Higuerilla (Familia Peñate)	5595TP	29/09/1997	11/05/21	Ascenso de 5,98 m.	Relleno
Llanos de Cuba (Las Moranas y Cubas)	2283TP	06/10/1997	15/05/21	Ascenso de 5,02 m.	Relleno

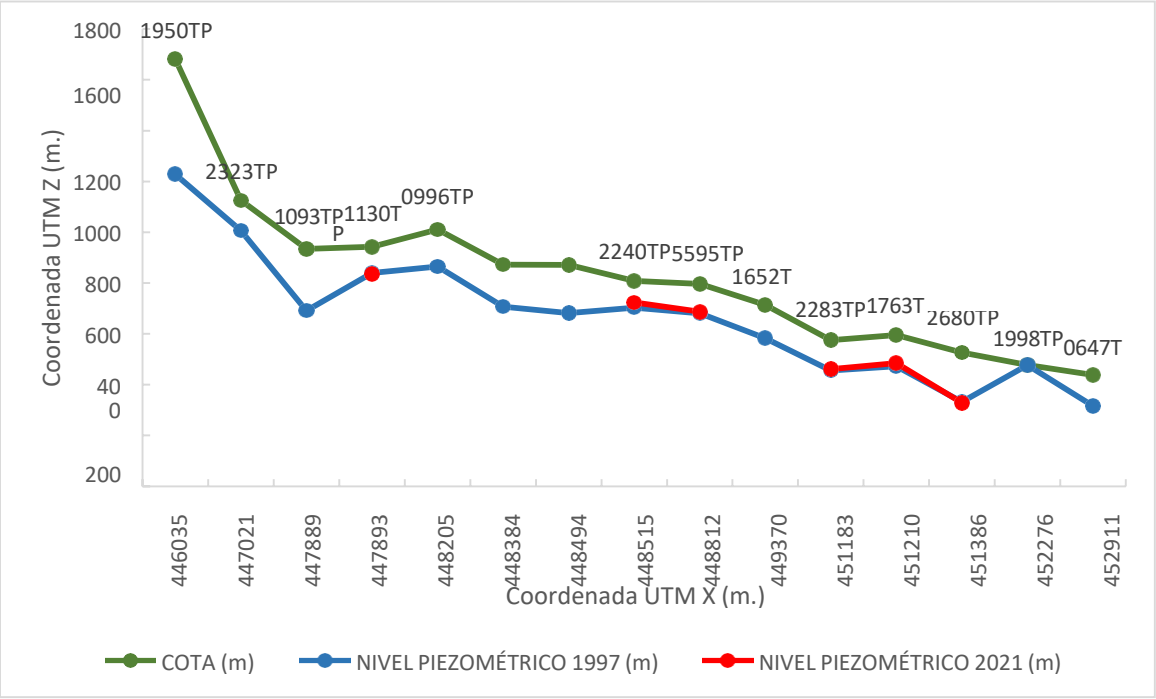


Figura 23. Perfil hidrogeológico de los pozos medidos en 1997 y 2021

5.2.2. Evolución de las curvas piezométricas en pozos de mayor caudal de explotación

La representación espacial de las observaciones consignadas en la Tabla 7 y8 se muestra en la Figura 24. Sin embargo, las variaciones de nivel son pequeñas y están por debajo del margen de error debido a la incertidumbre de los datos

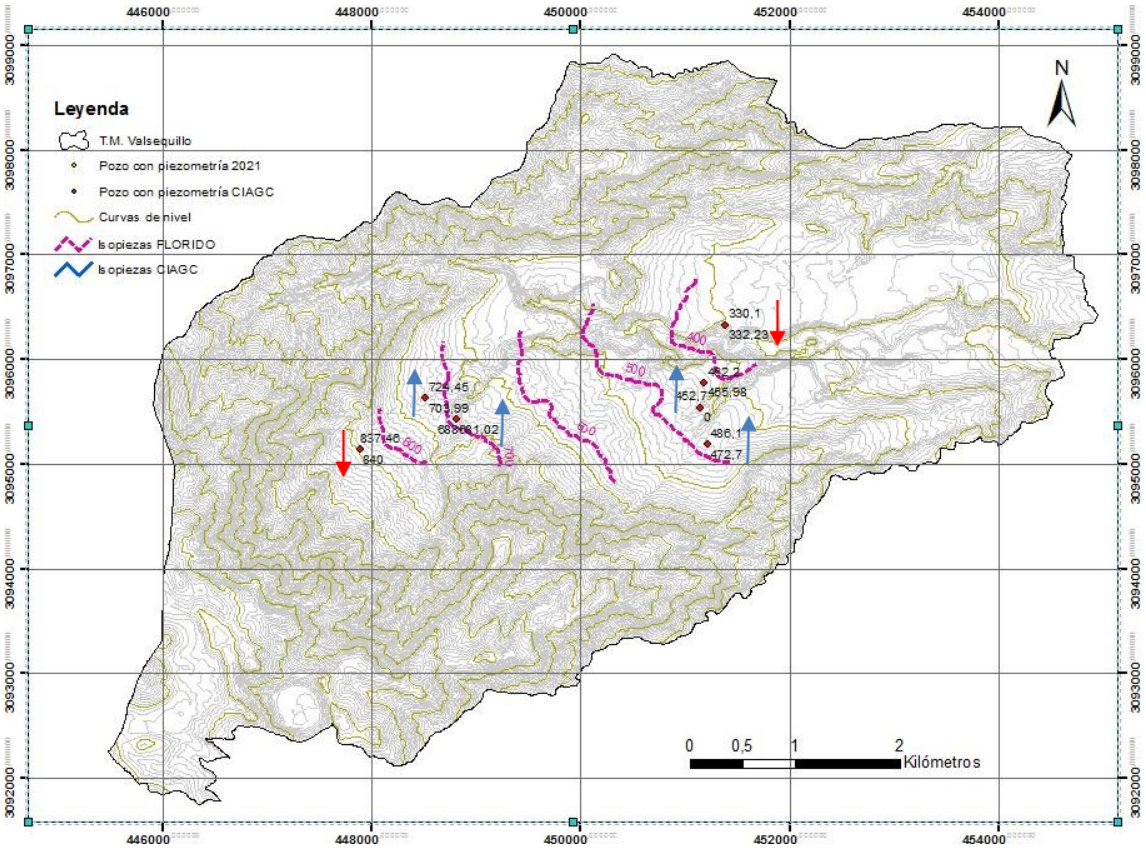


Figura 24. Distribución espacial de las variaciones temporales de niveles (1997-2021).

6. HIDROQUÍMICA

Se han realizado análisis químicosestándar de los 7 pozos muestreados para el presente trabajo. Además, se han recopilado los análisis químicos incluidasen la base de datos previa.

6.1. Determinaciones químicas de campo

En el campo, se tomaron datos de:

Temperatura del agua subterránea (ºC) y temperatura del aire (ºC)medida la primera con un multímetro portátil CRISON MM40+ con ± 0,2ºC de precisión y la segunda con un termómetro digital.

- Conductividad eléctrica del agua (μS/cm.), medida con unmultímetro portátil CRISON MM40+ con corrección automática a 25 ºC, con unaprecisión de un 0,5% a fondo de escala.
- *p*H, medido con un multímetro portátil CRISON MM40+, referido a 20ºC, con una precisión instrumental de ± 0,01.

Tabla 9. Determinaciones químicas de campo llevadas a cabo en el presente TFM.

DETERMINACIÓN EN CAMPO	4428TP	1130TP	2240TP	1763TP	2680TP	5595TP	2283TP
Toponimia	Laromo	El Guindo	El Cuarto	El Cerón	Lomo del Chinche	La Higuerilla	Llanos de Cuba
Fecha	15/05/2021	11/05/2021	24/04/2021	24/04/2021	24/04/2021	11/05/2021	15/05/2021
Tª del aire (ºC)	18	21	19	21	24	21	18
Tª del agua (ºC)	15,9	23,3	17	19,7	25	18,5	17,2
*p*H	7,56	8,81	7,57	7,48	5,97	8,18	7,56
Conductividad (µS/cm)	423	440	530	380	1016	354	499

6.2. Determinaciones de laboratorio

Los análisis químicos de laboratorio se llevaron a cabo en el laboratorio agroalimentario y fitopatológico de la Consejería de Agricultura, Ganadería,Pesca y Patrimonio que el Cabildo de Gran Canaria tiene acreditado en Arucas (Anexo VI).

Todos fueron referenciados con el número de expediente, la toponimia y la fecha. Las muestras se tomaron por triplicado y fueron empleados envases de polietileno de un solo uso. Antes de proceder a su toma fueron lavados- enjuagados con la misma agua con la que fueron tomados y se llenaron los envases completamente tratando de evitar que quedara aire por encima de la muestra y evitando en todo momento cualquierposible contaminación externa. Durante eltransporte se empleó una nevera portátil para evitar la exposición de las muestras ala luz y el calor, tratando de conservar las muestras en oscuridad a temperatura de refrigeración entre 1 y 5ºC hasta la llegadaal laboratorio.

Se obtuvieron determinaciones de $CO3H^-$, $CO3^{2-}$, $SO4^{2-}$,

Cl^-, $NO3^-$, suma de aniones, Na^+, K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+} y suma de cationes, expresadas en forma de mg/l y meq/l (Tabla 10).

En la figura 25 se observan las variacionesde los diferentes elementos en las aguas de los pozos analizados.

DETERMINACIÓN EN LABORATORIO	4428TP	1130TP	2240TP	1763TP	2680TP	5595TP	2283TP
Fecha recogida	15/05/2021	11/05/2021	24/04/2021	24/04/2021	24/04/2021	11/05/2021	15/05/2021
Fecha análisis	31/05/2021	31/05/2021	31/05/2021	31/05/2021	31/05/2021	31/05/2021	31/05/2021
pH	8,0	8,6	8,1	8,1	7,2	8,0	8,0
Conductividad (25ºC) (microS/cm)	410	420	510	360	990	350	430
Carbonatos (mg/L)	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20
Bicarbonatos (mg/L)	92	120	120	100	270	74	86
Alcalinidad (mg $CaCO_3$/L)	76	110	100	85	300	61	70
Sodio (mg/L)	46	50	39	43	130	36	47
Potasio (mg/L)	6,7	6,5	6,7	6,4	17	6,8	8,8
Calcio (mg/L)	14	16	31	11	36	15	14
Magnesio (mg/L)	11	12	18	9,9	27	9,6	13
Cloruros (mg/L)	41	30	42	33	72	28	47
Nitratos (mg/L)	38	21	54	30	57	44	49
Sulfatos (mg/L)	21	35	37	14	60	23	21
Boro (mg/L)	0,040	0,020	0,020	0,030	0,140	0,020	0,050
Sales disueltas (mg/L)	270	297	351	253	766	236	286
Relación de adsorción de sodio (SAR) (meq/L)1/2	2,21	2,33	1,39	2,27	4,08	1,76	2,19
Carbonato sódico residual (CSR) (meq/L)	-0,13	0,40	-1,05	0,31	1,97	-0,33	-0,36
Dureza (mg/L)	82	89	152	70	201	77	89

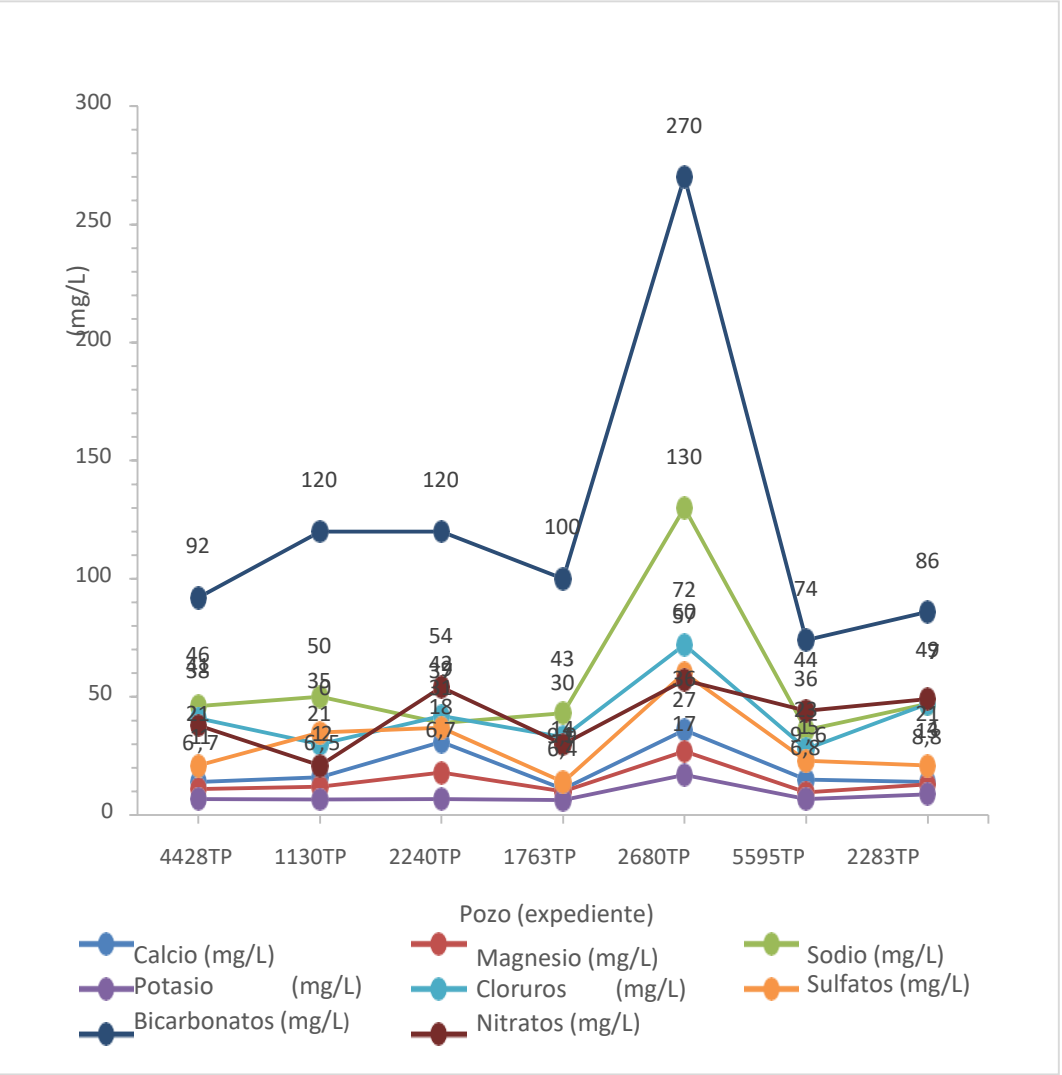


Figura 25. Variaciones de los diferentes elementos en las aguas de los pozos analizados.

Los errores admisibles dependiendo del tipo de agua y de su concentración se recogen en la tabla 11 (Custodio y Llamas, 1975).

Tabla 11. Errores admisibles dependientes del tipo de agua y de la concentración(Custodio y Llamas, 1975).

Conductividad (25ºC) (μS/cm)	**50**	**200**	**500**	**2.000**	**> 2.000**
Error admisible (%)	30	10	8	4	4

Se han calculado los errores de los análisis (Tabla 12) mediante el balance iónico, representando el error en porcentaje mediante la siguiente fórmula (Custodio y Llamas, 1975):

$$\varepsilon(\%) = 200 \cdot \frac{\sum cat - \sum an}{\sum cat + \sum an}$$

Tabla 12. Errores calculados para cada una de las aguas en función de su concentración.

EXPEDIENTE	**4428TP**	**1130TP**	**2240TP**	**1763TP**	**2680TP**	**5595TP**	**2283TP**
Toponimia	Laromo	El Guindo	El Cuarto	El Cerón	Lomo del Chinche	La Higuerilla	Llanos de Cuba
Conductividad (25ºC) (microS/cm)	410	420	510	360	990	350	430
Error (%)	1,6	6,1	2,1	1,5	15,8	2,7	1,9

El único caso que se supera el valor admisible es en el pozo del Lomo del Chinche. Este error puede ser atribuido a que existe precipitación de carbonatos antes del análisis por pérdida de CO_2, lo que debe ser tenido en cuenta en la determinación de los carbonatos disueltos.

Se puede establecer una relación entre la conductividad eléctrica y el contenido en aniones o cationes. La relación resultante empleada será del tipo:

$$C\ (\mu S/cm) = A \cdot M\ (meq/l)$$

Donde:

M: contenido total en aniones o cationes (meq/l)

.A : constante de proporcionalidad.

La Figura 26 muestra una constante A de94 con un coeficiente de correlación 0,9991, quedando una relación tal y comosigue:

$$C\ (\mu S/cm) = 94.\ M\ (meq/l)$$

Tabla 13. Determinaciones de campo y análisis químicos realizados en laboratorioexistentes en los registros del CIAGC para nuestra zona de estudio.

DETERMINACIÓN EN EL LABORATORIO	1130TP	2240TP	1763TP	2680TP	5595TP	2283TP
Toponimia	El Guindo	El Cuarto	El Cerón	Lomo del Chinche	La Higuerilla	Llanos de Cuba
Fecha análisis	03/10/1997	07/10/1997	07/10/1997	01/06/1981	29/09/1997	14/10/1997
Tª del aire (ºC) campo	-	-	-	22,60	-	-
Tª del agua (ºC) campo	21,40	19,30	21,70	30,30	19,60	21,70
*p*H	-	-	-	6,04	-	-
Conductividad campo (μS/cm)	432	413	315	2470	260	358
pH	7,71	8,20	8,44	7,30	8,10	8,1
Conductividad (25ºC) (μS/cm)	280	498	385	1270	337	408
Carbonatos (mg/L)	-	-	0,17	-	-	-
Bicarbonatos (mg/L)	1,43	1,93	1,70	7,24	1,21	1,46
Alcalinidad (mg $CaCO_3$/L)	-	-	-	-	-	-
Sodio (mg/L)	1,61	1,51	1,82	9,11	1,63	2,51
Potasio (mg/L)	0,00	0,18	0,17	0,76	0,19	0,22
Calcio (mg/L)	0,80	1,38	0,50	1,20	0,67	0,66
Magnesio (mg/L)	0,50	1,08	0,64	1,50	0,59	0,75
Cloruros (mg/L)	0,79	1,18	0,98	2,86	0,79	1,58
Nitratos (mg/L)	0,11	0,41	0,12	0,26	0,65	0,57
Sulfatos (mg/L)	0,79	0,57	0,17	2,92	0,48	0,44
Boro (mg/L)	-	-	-	-	-	-
Sales disueltas (mg/L)	-	-	-	-	-	-
Relación de adsorción de sodio (SAR) (meq/L)1/2	-	-	-	-	-	-
Carbonato sódico residual (CSR) (meq/L)	-	-	-	-	-	-
Dureza (mg/L)	-	123,20	57,50	-	62,60	-

En el Anexo VII se muestran las gráficas con la tendencia entre las diferentes analíticas realizadas en 1997 y 2021.

6.3. Mapas de isocontenidos

Se han elaborado mapas de isocontenidosa partir de las determinaciones procedentes de la analítica de las aguas de los 7 pozos muestreados en la campaña delpresente año 2021, que se muestran en el Anexo VIII. En general, se trata de pocos datos para poder sacar conclusiones claras, aunque se puede destacar que los contenidos en Cl aumentan hacia la costa,que los contenidos en HCO_3 están ligadosal aporte de CO_2 volcánico y que los NO_3 no muestran una pauta espacial clara. Estas observaciones corroboran lo que se observa en diferentes zonas de medianías de Gran Canaria (Estévez *et al.*, 2016). La concentración de nitratos sobrepasa los valores máximos admisibles según legislación vigente (> 50 mg/l) para el agua de consumo en dos de las captacionesmuestreadas El Cuarto (2240TP) y el Lomo del Chinche (2680TP, aunque en general son bajos en comparación con la zona de Telde.

6.4. Diagramas hidroquímicos

A partir de las analíticas de laboratorio en cada una de las siete captaciones y empleando Diagrammes[2], se hanelaborado gráficos de Piper y Stiff así como también los diagramas de Stabler (Figuras 27, 28 y 29).

En la Figura 27, se observa una cierta homogeneidad en la calidad de las aguas analizadas, siendo todas del tipo cloruradas, salvo el Lomo del Chinche(2680TP) que son aguas bicarbonatadas sódicas que también aparecen en el acuífero costero de Telde (Cabrera, 1995).También se aprecia en el pozo de El Cuarto (2240TP) una ligera componente del tipo magnésico-cálcico frente al resto del tipo sodio-magnésico (Figura 28).

[2] Software creado por la Universidad deAvignon.

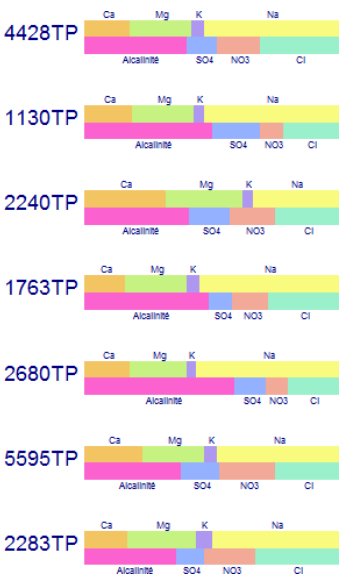


Figura 27. Diagrama Stabler de los pozos muestreados

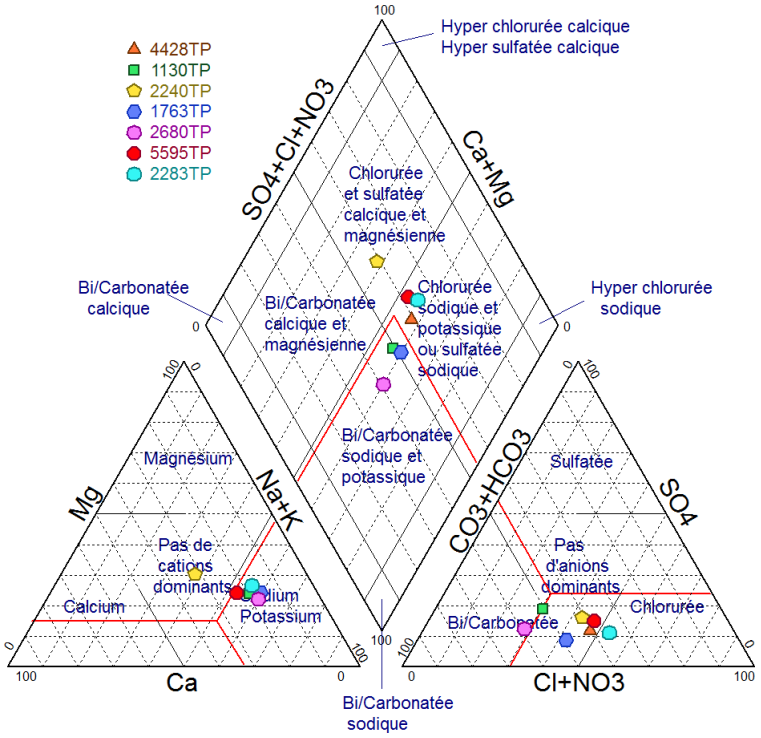


Figura 28. Diagrama de Piper para las aguas muestreadas

Los datos obtenidos a partir de losdiagramas elaborados muestran que la composición de las aguas de las diferentescaptaciones es de tipo cloruradas sódicas-magnésicas donde los iones en disolución más abundantes son los sódicos-magnésicos y le siguen en orden de abundancia los iones cloruros (Figura 27).

La figura 29 muestra los diagramas de Stiff de los pozos muestreados. En general, se trata de aguas poco mineralizadas, con una facies clorurada sódica magnésica, aumentando bruscamente su salinidad en el pozo del Chinche donde se documentan frecuentes emanaciones de gas. Estas zonas con emanaciones de CO_2 de origen volcánico se encuentran por debajo del núcleo urbano de Valsequillo y suelen ser atribuibles a los materiales del Grupo Roque Nublo los que proporcionan cantidades altas de CO_2 que bajan el pH a 5.97.

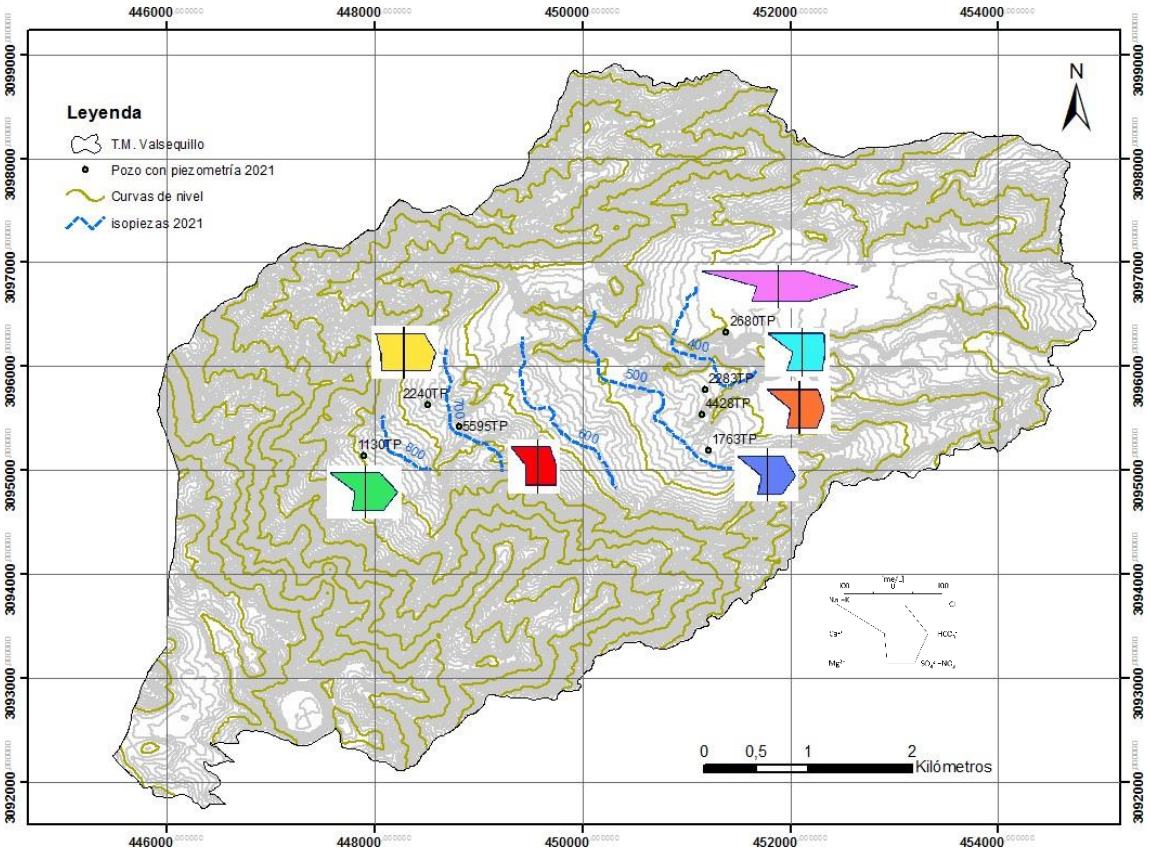


Figura 29. Mapa de isopiezas de los pozos muestreados con su diagrama STIFF

7. DISCUSIÓN

La realización del inventario exhaustivo yla creación de una base de datos municipalque recoge todos aquellos elementos o recursos hídricos existentes en el municipio de Valsequillo han servido para constatar la existencia de un gran número de infraestructuras hidráulicas, incluyendopozos y galerías. Aun cuando muchos de ellos están incluidos en la Base de Datos errores de georreferenciación o simplemente figuraban pozos o galerías que jamás fueron abiertas simplemente en su momento se inició expediente. Además se ha logrado inventariar también nacientes, cantoneras, depósitos y grandesdepósitos junto a los elementos civiles queconstituyen o participan de la depuradora de Valsequillo.

La caracterización de la disposición y geometría en profundidad de siete pozos yla recopilación acerca de la naturaleza litológica, localización, piezometría(niveles) de agua, parámetros hidráulicos, calidad y otras determinaciones químicas del agua han permitido confirmar el modelo hidrogeológico del acuífero insular, tanto en cuanto a direcciones del flujo subterráneo como a su funcionamiento.

Además, se ha constatado la existencia de retornos de riego que producen no sólo un aumento en los contenidos de sulfatos y nitratos, sino que conlleva un aumentogeneral en la salinidad por concentración de sales en el agua que recarga el acuífero.Estas sales en parte podrían derivar del aerosol marino y concentración del agua de lluvia debido al efecto climático cada vez más agudizado en el archipiélago, tal y como apunta Arco (2008) en cuanto a laexistencia de un desplazamiento de los pisos bioclimáticos en Canarias. Los contenidos más elevados en NO_3, se encuentran en El Cuarto (2240TP) y en Lomo del Chinche (2680TP), que están enclavados en los núcleos urbanos de Tenteniguada. Ello podría apuntar a la existencia de filtraciones a partir de fosas sépticas y no de retornos de riego claramente.

Para discernir entre ambos orígenes, habría que recurrir a análisis isotópicos del nitrógeno que se salen de los objetivos del presente trabajo. En el Lomo del Chinche (2680TP) se observa una temperatura del agua superior al de su alrededor, así como un aporte de gas de origen volcánico considerable. El pozo El Guindo (1130TP) no presenta aguas con emperaturas altas, lo que puede atribuirsea que la muestra de agua fue tomada aguas debajo de un depósito situado a una distancia de 570 m, por lo que la temperatura medida en el agua no es fiable.

Esas dos captaciones en las cuales se observa una mayor temperatura del agua con respecto a su alrededor, Lomo delChinche (2680TP) y El Guindo (1130TP), son las mismas en las cuales se observa undescenso temporal en el nivel piezométrico desde 1997 a 2021, sin que se pueda apuntar una causa cierta por faltade datos intermedios. Por el contrario, el resto de captaciones más profesionalizadas y sujetas al

mercado del agua muestran una mejor racionalización del recurso.

En general, el tipo de agua de esta zona central de muestreo en el municipio de Valsequillo arroja un agua cloruradasódica-magnésica, relativamente pocomineralizada y procedente de pozos poco profundos con poca extracción, pero que sin duda sufren una contaminación porretornos de riego que se espera disminuyacon el tiempo debido a la paulatina y frecuente reducción de la superficie cultivada y a la utilización de sistemas de riego más eficientes.

Desde el punto de vista hidrogeológico, Valsequillo soporta una serie de amenazas ambientales que pueden condicionar su evolución hacia una situación crítica. En este sentido, los siguientes factores han actuado como desencadenantes de ese deterioro que crece a pasos agigantados y de forma casi irremediable si no se actúa sobre ellos:

a) Los problemas ambientales, erosión y pérdida de la fertilidad de los suelos como consecuencia de la degradación de los entornos, reducción de la biodiversidad agraria debido al abandono de cultivos y variedades locales, motivado principalmente por la pérdida de renta de la agricultura tradicional.
b) Los incendios forestales son una de las principales causas de la pérdida de ecosistemas y suponen una grave amenaza para los hábitats y todos los seres vivos que residen en ellos. Además, los incendios forestales no controlados contribuyen al calentamiento global, la contaminación del aire, la desertificación y la pérdida de biodiversidad.
c) La degradación del sueloconstituyente de un proceso complejo en el cual una serie de factores, naturales y antrópicos, provocan la pérdida o disminución de la capacidad productiva del edafosistema, aglutinando un conjunto de procesos (erosión hídrica, salinización, alcalinización, contaminación, compactación subsuperficial, encostramiento o cementación de la superficie, etc.) que deterioran las propiedades físicas, químicas ybiológicas de los suelos y, a pesar de constituir un problema localizado en lugares específicos en el municipio, sus consecuencias se propagan más allá del núcleo original, dañando ambientalmente a otras zonas del territorio.
d) Excesiva fragmentación de las parcelas “minifundio”, que impidela incorporación tecnológica y la puesta en producción de otros cultivos de mayor rentabilidad.
e) El agua para regadío, establece un freno para continuar el desarrollo de los nuevos modelos intensivosde agricultura. Si bien, el municipio cuenta con una red y oferta de agua competitiva, también cuenta con una estación depuradora que produce un agua de excelente calidad.
f) Pérdida de empleo y cualificación en el sector, nos encontramos con falta de personal cualificado para el ejercicio de actividades especializadas.

g) Envejecimiento de la población activa, sobre todo la vinculada a laagricultura tradicional donde el relevo generacional no se ha producido por falta de rentabilidaden las explotaciones.

h) Falta de motivación a iniciarse en la actividad, quizás por la falta de avales y garantías que le permitan realizar una inversión a cortomedio plazo por parte de los propietarios y/o herederos. Durante los últimos años, ha habido iniciativas para favorecer el desarrollo del sector agrícola en elmunicipio, sin embargo, la realidad es que si bien el esfuerzo ha sido muchísimo la rentabilidad social ha sido bien poca. Los propietarios actuales, mucho de ellos herederos, aceptan el paisajetal y como lo han recibido, sin entrar a valorar el pasado reciente de los mismos ni la calidad actual de sus aguas.

i) Excesivo suelo afectado de normativa urbanística que afecta ycompite con el suelo agroforestal.

El interés existente en los recursos hídricos del municipio hace que deban buscarse alternativas de cultivos de escasos requerimientos hídricos, adaptados a las condiciones de suelo y clima, que supongan un freno al deterioroambiental que sufre el ámbito rural y/o reutilización de aguas depuradas a pesar de no conocer suficientemente los efectos desfavorables que pudieran producirse tanto en las masas de agua como en el sistema suelo-planta. Para ello, se debe defomentar en el municipio una propuesta global garantista de la sostenibilidad de los sistemas productivos locales y evitar con ello un abandono masivo de la producción con la consecuente concentración de la producción y eldeterioro de los bienes públicos y privados (biodiversidad, bienestar animal, fijación del carbono por el incremento de la superficie forestal, prevención de incendios forestales, lucha contra la erosión, ordenación y gestión del territorio, alimentación de calidad certificada, sostenimiento de la actividad cinegética, etc.) contribuyendo a conservar y potenciar un paisaje, tan arraigado y característico del municipio deValsequillo.

Esta reflexión ofrece esperanzas sobre el futuro del sistema agroforestal que es un reflejo de la caracterización hidrogeológica y edafológica del medio, aunque para alcanzar ese futuro se debe trabajar sobre propuestas de nuevas formas de producción más sostenibles, donde se empleen técnicas de producciónу sistemas de cultivo económicamente viables, que consuman los recursos naturales de forma equilibrada y sustentable para el medio. De esta forma se transformará el territorio, generando paisajes seguros, estables y rentablesdesde el punto de vista socioeconómico, contribuyendo de forma importante a la mejora de la calidad de vida de la población de la isla y sus visitantes y a lacreación de empleos estables relacionadoscon la economía verde.

8. CONCLUSIONES

El presente trabajo constituye la base para que el ayuntamiento de Valsequillo pueda disponer de una herramienta a la hora de trabajar o consultar cualquier cuestión con aquelloselementos tipológicos relacionados con los RR.HH. municipales. Al mismo tiempo permite interactuar o intercambiar información con la autoridadcompetente en dicha materia como lo es elCIAGC.

Paralelamente, la caracterizacióndel sistema acuífero en el municipio de Valsequillo mediante los datos disponibles arroja una carencia de facto en el número de pozos muestreados.

Ello conlleva un tamaño muestral insuficiente a la hora de sacar conclusiones fehacientesal respecto. Sin embargo, y ante las dificultades existentes en esta primera aproximación para visitar y muestrear las captaciones existentes, que en definitiva son de propiedad privada, se debe concluirque no parece que se hayan producido cambios significativos en el acuífero entre1997 y la actualidad.

9. BIBLIOGRAFÍA

AQUASTAT. n.d. AQUASTAT website. *Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO).* www.fao.org/nr/ water/aquastat/water_use/index.st m (accedido el 24 de mayo de2021).

Arco, M. del (2008). 4. La flora y la vegetación canaria ante el cambio climático actual. En Afonso-Carrillo, J. (Ed.). Naturaleza amenazada por los cambios en el clima. *Actas III Semana Científica Telesforo Bravo. Instituto de Estudios Hispánicos de Canarias.* Pp. 105-140.

Cabrera, M.C. (1995). Caracterización y funcionamiento hidrogeológico del acuífero costero de Telde (Gran Canaria). *Tesis, Universidad de Salamanca. Facultad de Ciencias*. pp. 864.

Cabrera, M.C. y Custodio, E. (2004). Groundwater flow in a volcanic–sedimentary coastal aquifer: Telde area, Gran Canaria, Canary Islands, Spain. *Hydrogeology Journal*, 12: 305-320.

CIAGC. Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria . www.aguasgrancanaria.com

Custodio, E.; Llamas, M.R. (1975). Hidrología subterránea. 2 vols. Ediciones omega, Barcelona, 2359pp. 2ª edición, 1983.

Custodio, E. (1978). Geohidrología de formaciones e islas volcánicas. *Centro de Estudios Hidrográficos.* Publ. 128, MOPU. Madrid. pp. 1-303.

Custodio, E.; Cabrera, M.C. (2008). Síntesis de la hidrogeología de las Islas Canarias. *Geo-Temas.* Vol.19, pp. 785-788. ISSN: 1567-5172.

De Martonne, E. (1906). L'indice d'aridite. *Bull. Ass. Geog*. 10, 3–5. Estévez, E.; Cabrera, M.C.; Fernández- Vera, J-R.;Molina-Díaz, A.; Robles-Molina, J. y Palacios-Díaz,

M.P. (2016). Monitoring priority substances, other organic contaminants and heavy metals in a volcanic aquifer from different sources and hydrological processes. *Science of the Total Environment*, 551-552: 186-196.

Hansen, A. (1987). Los volcanes recientesde Gran Canaria. *Las Palmas de Gran Canaria: Rueda, D.L.*

Hansen, A.; Domínguez, J. (1993). La Islade Gran Canaria. En: Morales, G. (coord.): La Geografía de Canarias. *Editorial PrensaIbérica.* Madrid.

IDECanarias. Infraestructura de Datos Espaciales de Canarias. www.idecanarias.es

INE. Instituto Nacional de Estadística. www.ine.es

ITGE (1990). Mapa geológico a escala 1:25.000 de las hojas 1109 II (Telde) y 1109 III (San Bartolomé de Tirajana). Madrid.

Plan Hidrológico Insular de Gran Canaria. (1999). Aprobado por *Decreto 82/1999, de 6 de mayo.*

Plan Hidrológico Insular de la Demarcación Hidrográfica de Gran Canaria de primer ciclo. (2015). Aprobado por *Decreto33/2015, de 19 de marzo.*

Plan Hidrológico Insular de la Demarcación Hidrográfica de Gran Canaria. (2019). Aprobado definitivamente por *Decreto2/2019, de 21 de enero.*

Prada, S.; Menezes de Sequeira, M.; Figueira, C. y Oliveira da Silva, M. (2009). Fog precipitation and rainfall interception in the natural forests of Madeira Island(Portugal). *Agricultural and Forest Meteorology*, 149: 1179-1187.

Proyecto MAC-21. (1980). Proyecto de planificación y explotación de los recursos de agua en elArchipiélago Canario. *Comisióninterministerial coordinadora de las actuaciones del Estado en materia de agua en las Islas Canarias.*

Proyecto SPA-15. MOPU-UNESCO (1975). Estudio científico de los recursos de agua de las Islas Canarias (SPA/69/515). Fernandopullé, D.; Sáenz-Oiza, S.; Heras, R.; Sahuquillo, A.; Custodio, E. eds. 4 Vols. *Centro de Estudios Hidrográficos-Servicio Geológico de Obras Públicas.* Las Palmas de Gran Canaria-Madrid.

Quintana, A.; Lomoschitz, A. (2001). Caracterización de los depósitos de debris avalanche de la cuenca de Tenteniguada, Gran Canaria. *V Simposio Nacional sobre Taludes y Laderas Inestables.* Madrid, 27- 30 noviembre de 2001. Ministerio de Fomento – CEDEX, Vol. II,2001.

Regalado, C.; Ritter, A. (2010). Comment on "Fog precipitation and rainfall interception in the natural forests of Madeira Island (Portugal)". *Agricultural and Forest Meteorology*, 150: 133-134.

Santana, A. (2000). Evolución del paisaje de Gran Canaria (siglos XV-XIX). *Ediciones del Cabildo de Gran Canaria. Las Palmas de G.C.*

UNESCO. (2004). Water for people, water for lives. *Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura*. Paris. <Accesible en URL: http://unesdoc.unesco.org/images/ 0012/001295/129556e.pdf>..water for lives. *Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura*. Paris. <Accesible en URL: http://unesdoc.unesco.org/images/ 0012/001295/129556e.pdf>.

10.ANEXOS

I. Características climáticas.

Los rasgos climáticos del municipio se pueden caracterizar en el contexto del clima general de la isla de Gran Canaria y del archipiélago claramente influenciado por su posición geográfica en el subtrópico, donde llegan masas de aire de distinta procedencia (continental y marítima), una corriente oceánica fría y con un anticiclón estable en la zona del archipiélago de Azores. El aspecto más relevante de esas condiciones generales lo proporcionan los vientos alisios[3] que juegan un papel en los rasgos climáticos locales (contraste entre barlovento y sotavento, mar de nubes, etc.) (Figura 30).

Figura 30. Vista del Roque Grande circundado por una acumulación horizontal de estratocúmulos a baja altura (aprox. entre 500 y 1.500 m) o lo que comúnmente se conoce en GC como mar de nubes.

[3] El alisio es un viento seco que se dirige hacia el Ecuador desde el anticiclón de las Azores y llega a Canarias por el Nordeste (NE). Al desplazarse sobre el mar, se carga de humedad pero no se producen lluvias. El alisio está formado por una capa inferior más fría y húmeda y otra superior más cálida y seca, separadas por una superficie llamada "inversión del alisio". Esta inversión se produce porque el aire más cálido impido que el más frío y húmedo pueda ascender y por tanto dejar lluvias, lo único que se forman son nubes bajas y planas (estrato-cúmulos) que se denominan "mar de nubes".

Estos rasgos se matizan por encontrarse Valsequillo en las medianías de la sección Noreste de la Isla, orientado al levante y por sus diferencias de altitud entre las costas mínimas y máximas del mismo, generando variaciones en el régimen pluviométrico y distribución estacional delas precipitaciones, en el régimen termohigrométrico derivado del concepto del gradiente térmico vertical,

La insolación y la nubosidad. En definitiva, el análisis de estas características climáticas concretas han tenido que llevarse a cabo a través del análisis de muy pocas fuentes directas como son las tres escasas estaciones meteorológicas presentes en el municipio, de las cuales sólo una es termopluviométrica pero con una serie corta que comienza en 1985 (Tabla 14).

Tabla 14. Estaciones pluviométricas y termopluviométricas en el municipio de Valsequillo.

LOCALIZACIÓN	ALTITUD (m.)	DATOS PLUVIOMÉTRICOS (serie)	DATOS TÉRMICOS (serie)
Valsequillo	550	1966 – 2020	
Hacienda Los Mocanes	575	1965 – 2020	1985 - 2020
Rincón Tenteniguada	757	1985 - 2020	

Con la carencia de series más largas, especialmente en las partes altas del municipio, y la ausencia de datos como losde humedad, velocidad y dirección delviento, número de horas de sol, efecto delmar de nubes, etc., el análisis climático y bioclimático es general y en algunos aspectos cualitativo. Aun así se extraen lassiguientes conclusiones: sobre el régimen pluviométrico y la distribución estacional de las lluvias en el municipio, cabe destacar que las precipitaciones medias, teniendo en cuenta los datos de las tres estaciones, apenas llegan a los 435 mm, siendo diciembre el mes más lluvioso conmás de 75 mm de media, seguido de febrero, mientras los más secos son julio donde no llueve prácticamente nada, seguido de agosto y junio. Las tablas 15, 16 y 17 y las figura 31, 32, 33, 34 y 35 reflejan los datos de las estaciones existentes en el Municipio (Figura 36).

Tabla 15. Precipitaciones máximas en la estación de Valsequillo

MES	REGISTRO (mm.)	AÑO
Enero	413,6	1979
Febrero	246,8	1989
Marzo	137,6	1979
Abril	83,2	1986
Mayo	44,5	1976
Junio	6,2	1988
Julio	5,2	1971
Agosto	4,2	1972
Septiembre	72,5	1984
Octubre	134,6	1992
Noviembre	219,8	1985
Diciembre	204,4	1991
Año de mayor precipitación	779,4	1979
Año de menor precipitación	150,0	1966

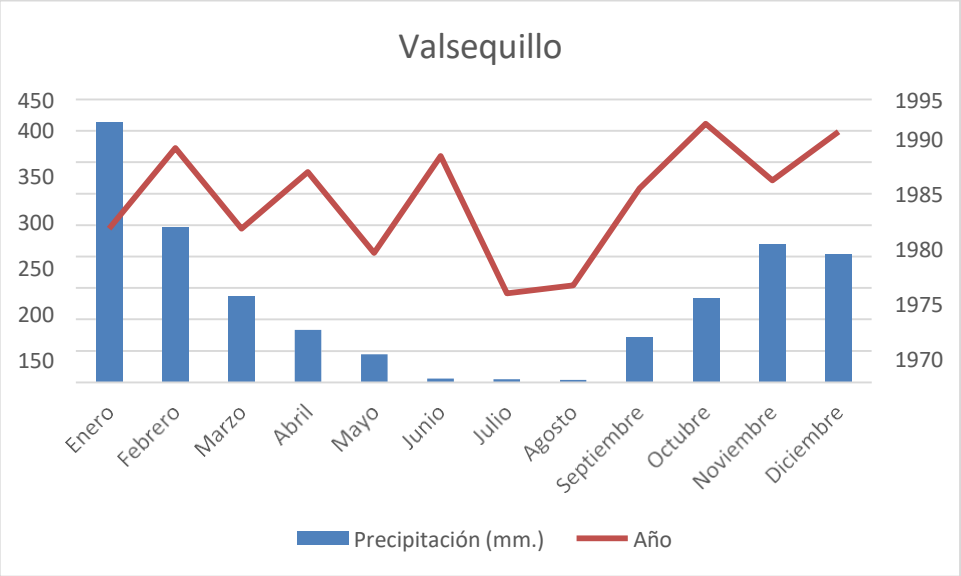


Tabla 16. Precipitaciones máximas en la estación Hacienda Los Mocanes

MES	REGISTRO (mm.)	AÑO
Enero	218,5	1965
Febrero	270,7	1971
Marzo	103,5	1996
Abril	54,4	1974
Mayo	43,4	1976
Junio	19,0	1986
Julio	2,1	1982
Agosto	6,2	1999
Septiembre	81,5	1984
Octubre	133,4	1992
Noviembre	194,6	1968
Diciembre	189,3	1972
Año de mayor precipitación	547,8	1965
Año de menor precipitación	139,9	1966

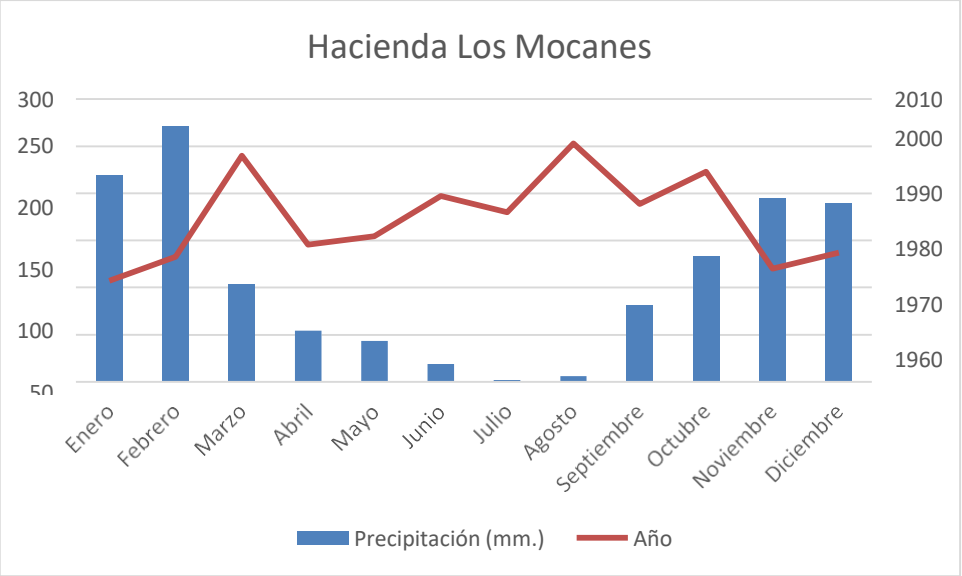


Figura 32. Evolución de las precipitaciones, Hacienda Los Mocanes (1965-2020).

Tabla 17. Precipitaciones máximas en la estación del Rincón de Tenteniguada

MES	REGISTRO (mm.)	AÑO
Enero	195,1	1999
Febrero	269,5	1989
Marzo	173,7	1993
Abril	49,0	1998
Mayo	22,3	1997
Junio	4,6	1997
Julio	1,5	1997
Agosto	6,2	1986
Septiembre	55,0	1996
Octubre	148,5	1992
Noviembre	182,5	1993
Diciembre	458,7	1991
Año de mayor precipitación	728,4	1991
Año de menor precipitación	164,5	1998

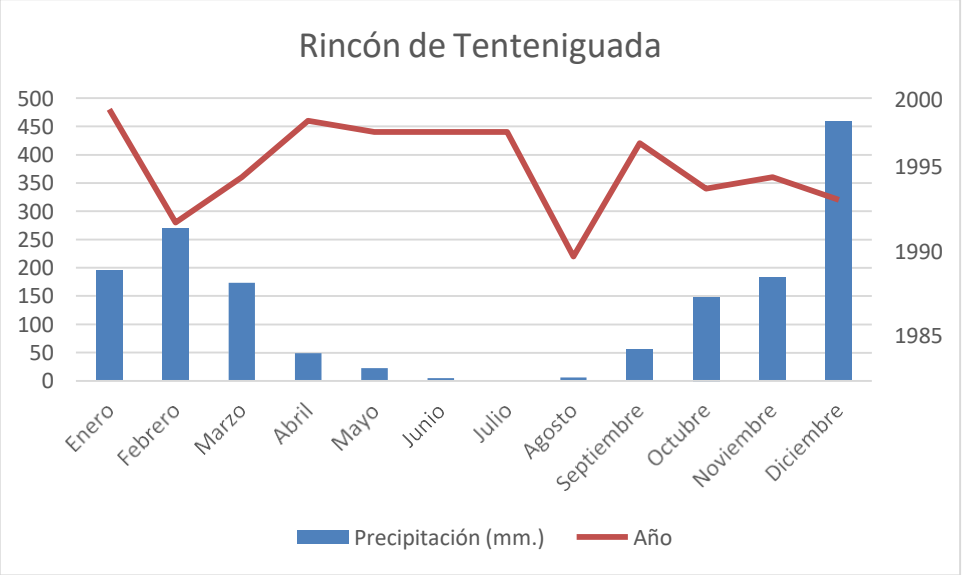


Figura 33. Evolución de las precipitaciones, Rincón de Tenteniguada (1985-2020).

Estos promedios matizan, sin embargo, la secuencia de años húmedos (donde alcanzan los casi 800 mm anuales) y los secos, donde en todo el año, las estacionespluviométricas apenas llegan a los 150mm.

En cuanto al régimen termohigrotérmico existe también un contraste entre las partes altas y bajas del municipio. La influencia de los alisios en esta parte de la isla, su inversión térmica y el gradiente térmico generan un descenso paulatino de las temperaturas, desde las partes bajas del municipio a las altas, un aumento de la nubosidad y en las partes altas unaaportación adicional de agua por el efecto de la "precipitación horizontal", como consecuencia de la condensación delvapor de agua procedente de las nieblas que forman el mar de nubes que al chocarcon el relieve (Anexo II) o con la vegetación (Anexo III) caen en forma de pequeñas gotas de agua, donde se infiltranpara aumentar el caudal de las aguas subterráneas, pasando a formar parte de los acuíferos. Sin embargo, este es un aspecto que está actualmente sometido a controversia entre diferentes grupos de investigación. Por un lado, hay autores que efectivamente la "lluvia horizontal" produce recarga en el acuífero (Prada *et al.*, 2009) y otros que han publicado que elagua que se infiltra se limita a alimentar a la vegetación de la zona (Regalado y Ritter, 2010).

En efecto, el análisis de la estación termopluviométrica de la Hacienda de Los Mocanes revela algunos datos significativos con respecto a lastemperaturas. Por un lado, un promedio detemperaturas máximas en los meses deverano, normalmente altas, entorno a los

25-29ºC. y unas medias de las mínimas del orden de 15 a 17ºC., es decir, un promediode 21 a 22ºC. en verano, que sin embargose acentúa en las máximas absolutas por encima de los 32ºC., llegando a alcanzar los 40ºC. en julio. En invierno, el promedio de las mínimas está entre 9 y 10ºC. y el promedio de las máximas entre17 y 20ºC., disminuyendo en ocasiones excepcionales como mínimas absolutas y también sobre los 25ºC. como máximas absolutas.

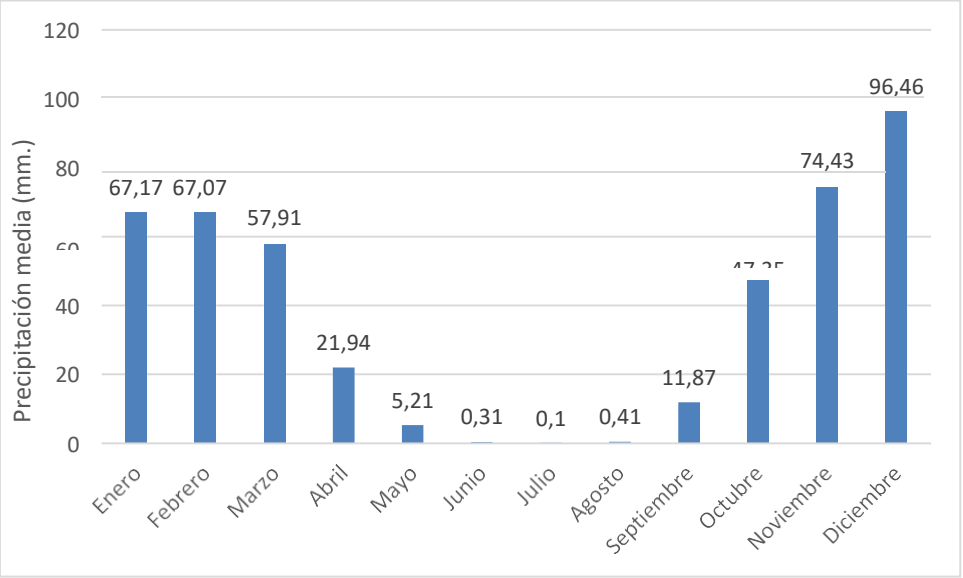


Figura 34. Precipitaciones medias mensuales, Rincón de Tenteniguada (1985-2020).

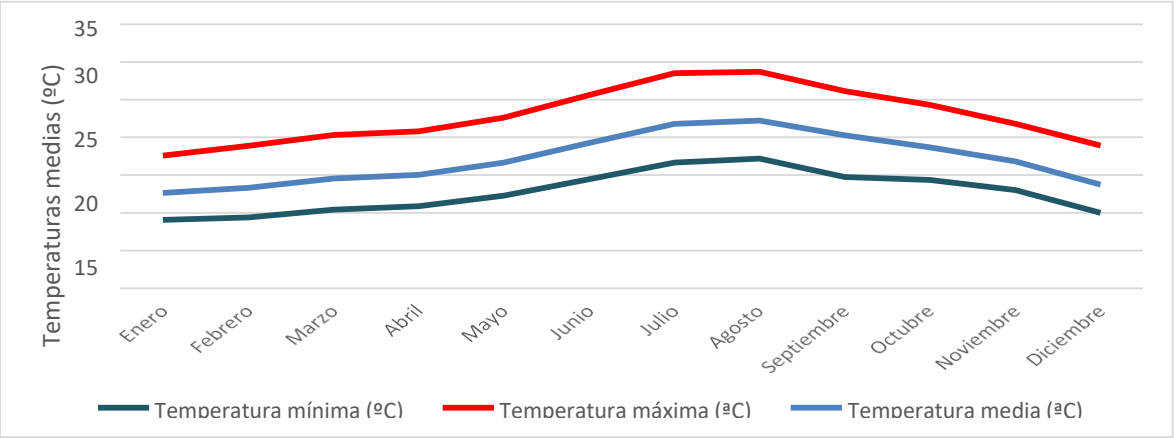


Figura 35. Temperaturas medias mensuales de las máximas, medias y mínimas. HaciendaLos Mocanes (1985-2020).

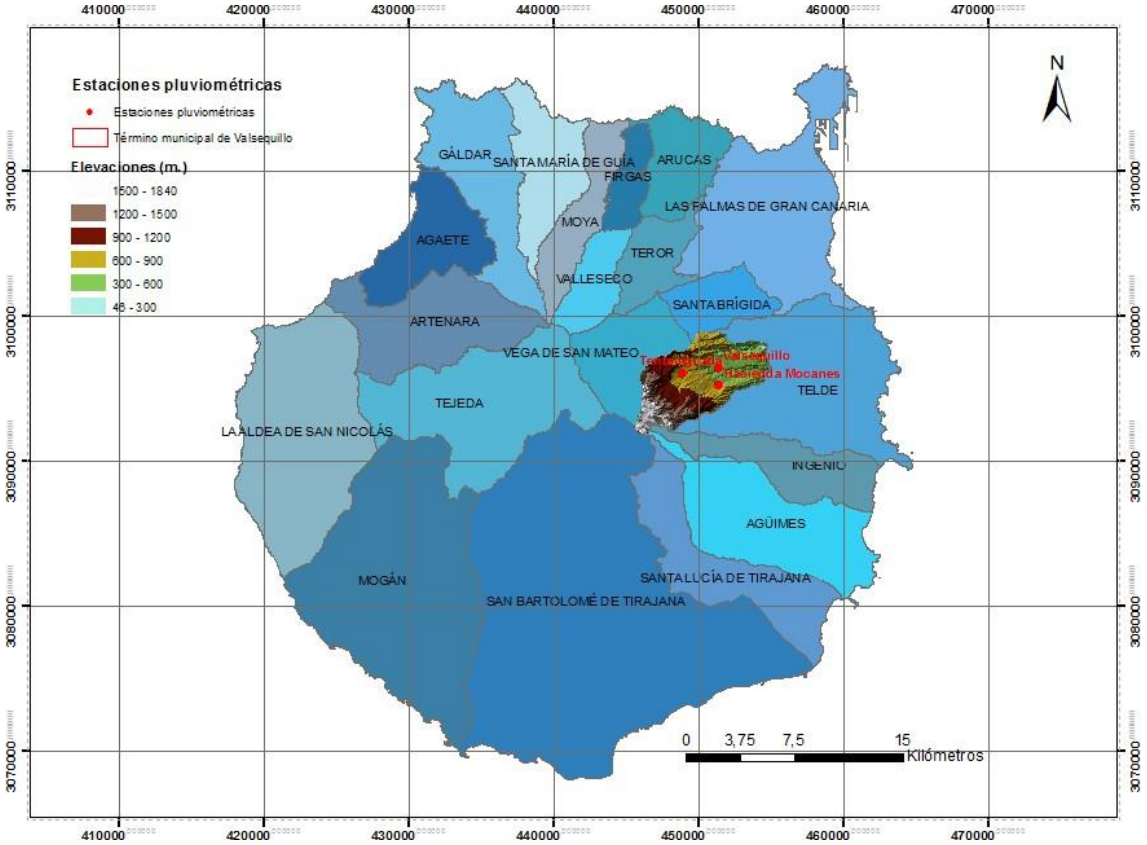


Figura 36. Localización estaciones pluviométricas en Valsequillo.

En conclusión, y usando uno de los índices más universales de clasificación climática como es el índice de aridez de Martonne (De Martonne, 1906), puede dar una idea general de la situación climática del municipio en función de las precipitaciones totales anuales y las temperaturas medias anuales y, lógicamente, tomando sólo en consideración la estación de la Hacienda de Los Mocanes, donde se establece un clima con tendencia a la sequedad que genéricamente se puede extender al resto del municipio, teniendo en cuenta no obstante los matices introducidos por la orografía, la orientación, la altitud y otros factores naturales que a escala de másdetalle representarían modificaciones a loestablecido, así como las diferencias mensuales que establecen varios tipos de microclimas o climas locales.

El geógrafo francés Martonne, estableció el llamado índice de aridez para llevar a cabo estudios hidrológicos, siendoutilizado también para señalar las grandesoposiciones climáticas y biogeográficas. Dicho índice se calcula mediante lasiguiente fórmula:

$A = P/T + 1$

II. El relieve del municipio.

El municipio de Valsequillo de Gran Canaria se localiza en la hoja de la cartografía nº 1104 del Mapa Topográfico Nacional, a escala 1:50.000 de Telde, correspondientes al Huso 28. Las coordenadas UTM del Huso 28 entre las que se encuentran comprendidas son: X (443.752 – 456.216) e Y (3.087.953 – 3.102.754).

El municipio cuenta con una superficie de38,77 kilómetros cuadrados y dista 24 kilómetros de la capital insular. Se sitúa enlas estribaciones de la Cuenca de Telde, entre los 255 y los 1.840 metros sobre la superficie del mar (Figura 37).

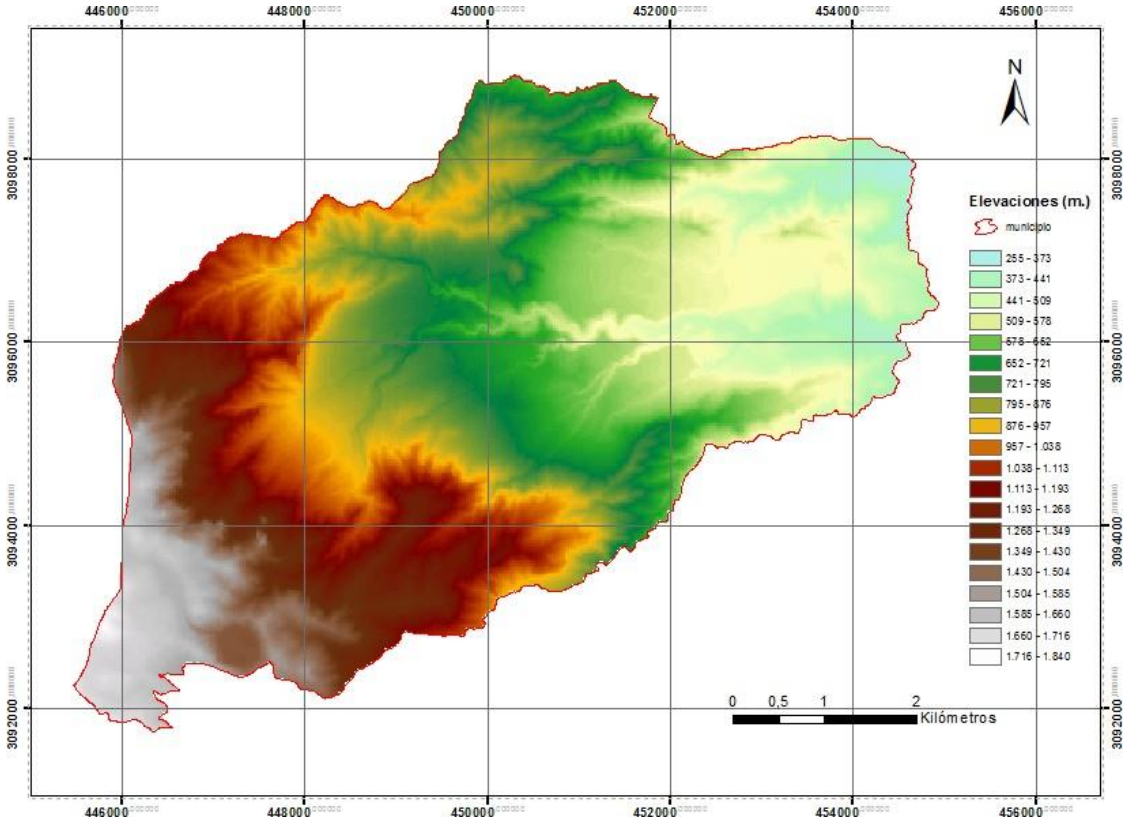


Figura 37. Mapa de elevaciones del municipio de Valsequillo.

En la parte más alta se sitúa Tenteniguada, que constituye una cuenca generada por deslizamiento y retocada posteriormente por modelado aluvial, que le sirve de refugio frente al Macizo Central de Gran Canaria y actúa como cuenca de recepción de las aguas de lluvia, siendo los barrancos tributarios de la Cuenca de Telde los que configuran su estructura. La Caldera de Tenteniguada está conformada por grandes escarpes dispuestos de forma semicircular y labrados esencialmente en

aglomerado volcánico y lavas del ciclo Roque Nublo y en su perfil destacan algunos roques de composición fonolítica como el Roque Saucillo y los Roques de Tengeniguada, también pertenecientes al Ciclo Roque Nublo. Entorno al 65% del término municipal de Valsequillo cuenta con pendientes superiores al 30% lo que configura definitivamente las actividades antropogénicas desde un punto de vista mecánico (Figura 38).

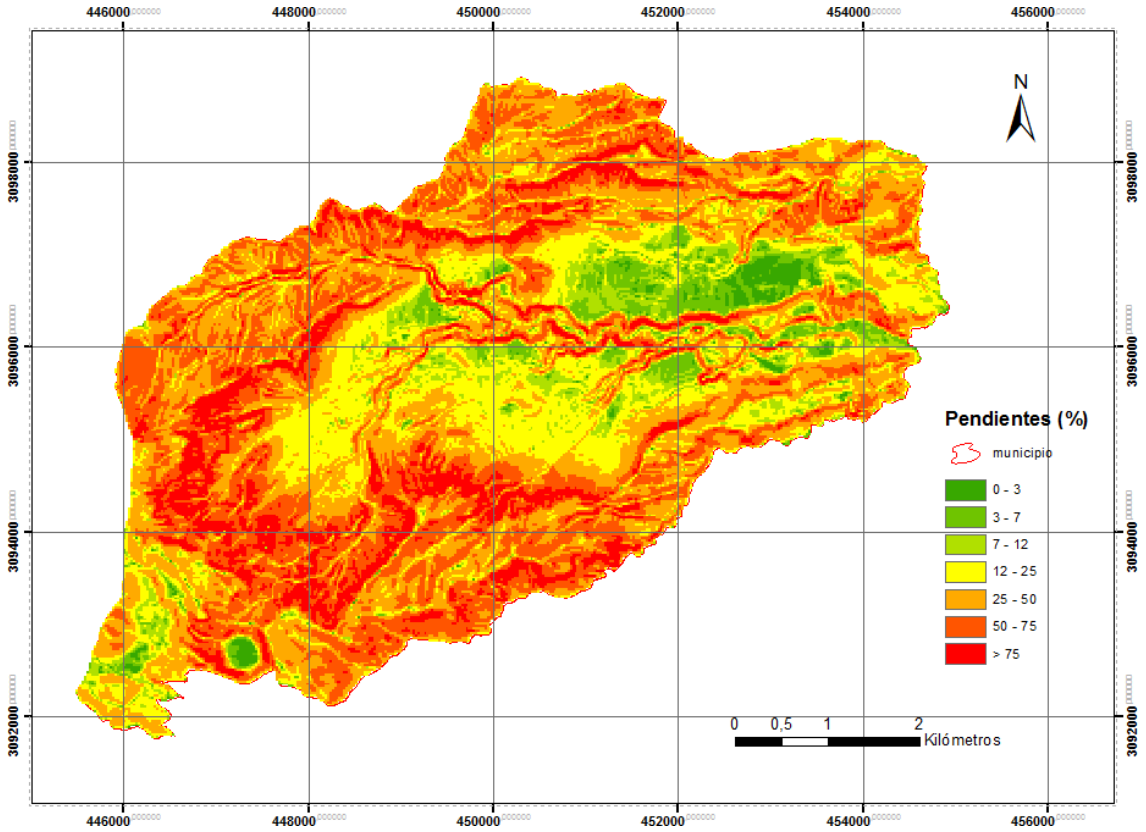


Figura 38. Mapa de pendientes del municipio de Valsequillo.

III. Vegetación y características ecológicas.

Debido a sus características, Valsequillo presenta una continuada ocupación del espacio desde épocas remotas. La totalidad del territorio municipal se integraen la unidad biográfica llamada Alisio- canaria, con un ambiente mayoritariamente de transición, unapequeña zona afectada por el ambiente desértico costero del Este, ambiente húmedo de medianías en la zona Centro- Oeste y ambiente húmedo de cumbre en las zonas más altas del municipio. En estosdos últimos ambientes es donde se encuentra una mayor biodiversidad y un mayor número de especies endémicas y protegidas. En definitiva, todo este espacio que ocupa el municipio se circunscribe a diferentes ámbitos climáticos, según la orientación y la altitud; diferentes tipos de sustratos, de estructura y composición química diferentes y distintos usos del espacio porparte de la acción antrópica, en cuanto a su duración en el tiempo y a su intensidad.

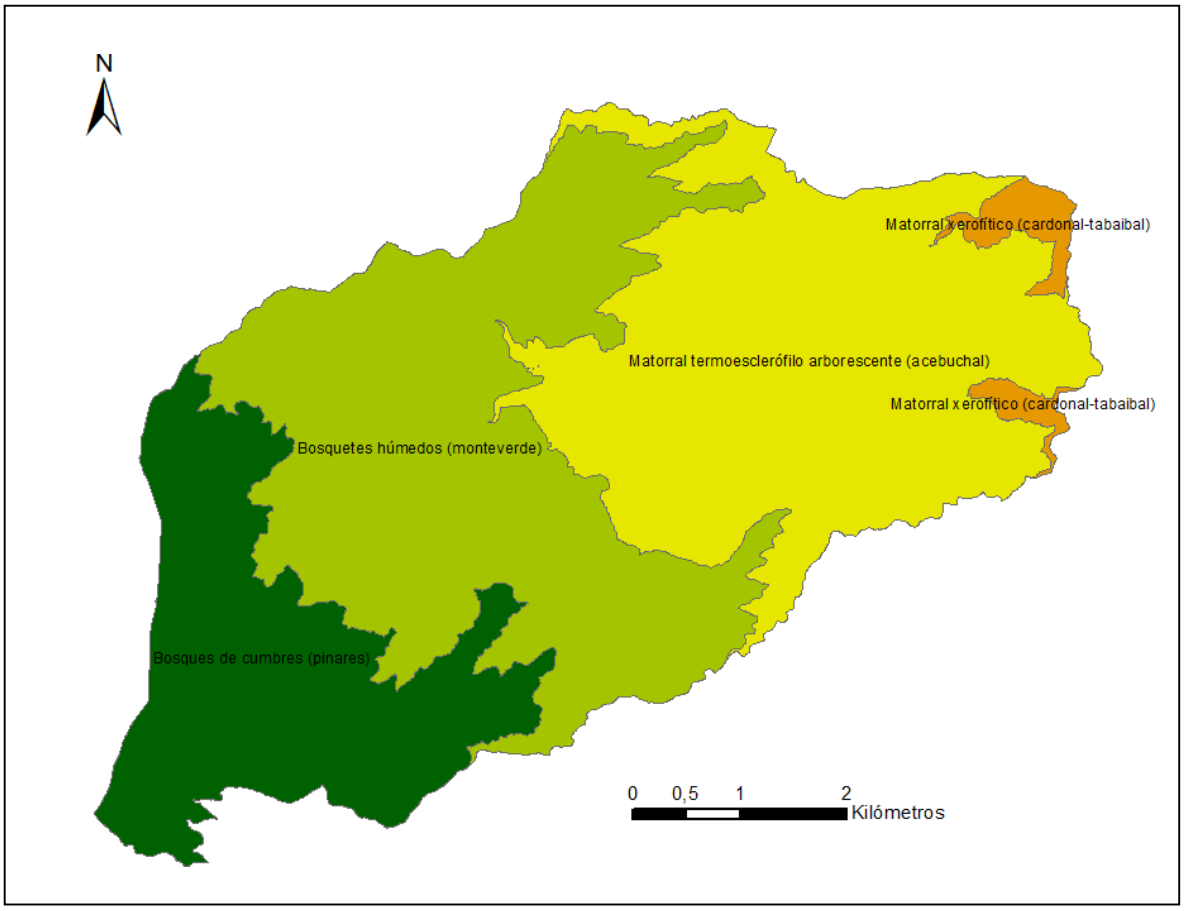


Figura 39. Vegetación potencial del municipio de Valsequillo (Elaborado a partir delIDECanarias).

Lógicamente esta relación de factores ha determinado la distribución actual de las formaciones vegetales, su estructura y composición florística, dando lugar a un

mosaico heterogéneo de comunidades de vegetación de distinto grado de naturalidad y de significancia ecológica. Las dos primeras variables, clima y suelo,determinan el tipo de vegetación potencialdel entorno, es decir, el tipo de vegetación que existiría en el municipio en condiciones naturales sin que la actividad humana condicionara la distribución, laextensión y la densidad de las comunidades vegetales. Según este criterio, las condiciones ambientales generales determinarían unas franjas devegetación o pisos desde las cotas más bajas hasta las más altas en las que encontraríamos genéricamente cuatro tipos de vegetación potencial (Figura 39).

Una reducida zona en las partes más bajasdel municipio, orientado al Este y sobre los 300-400 m., donde encontraría su óptimo de desarrollo un matorral suculento y xerofítico bastante abierto en la que las especies dominantes serían el cardón (*Euphorbia canariensis*) y la tabaiba dulce (*Euphorbia balsamífera*) entre otras. La siguiente franja, muy importante, la ocuparía un bosquete abierto, en ocasiones un matorral alto, dominado por especies adaptadas a unas condiciones de regularidad térmica ycapaces de soportar estrés hídrico algunosmeses del año. Las especies dominantes variarían según la orientación, el sustrato, la pendiente, etc., destacando los acebuches (*Olea europaea ssp. guanchica*), los lentiscos (*Pistacia lentiscus*), las palmeras (*Phoenix canariensis*) y un cortejo de matorrales entre los que destacan los granadillos (*Hypericum canariense*), las retamas blancas (*Retama rhodorhizoides*) y los cornicales (*Periploca laevigata*). A mayoraltitud, una franja de mayor humedad, no sólo por el aumento de las precipitacionessino por la presencia en parte del año de nubes orográficas o “mar de nubes” en los paredones y riscos, que generan unas mayores condiciones de humedad que propician un bosque más húmedo y siempre verde, más o menos denso, donde abundan algunas de las especies de la laurisilva como los laureles (*Laurus azorica*), barbusanos (*Apollonias barbujana*), fayas (*Myrica faya*), brezos (*Erica arborea*) y especies acompañantes de menor porte como los zumaques (*Bencomia caudata*), taginastes azules (*Echium callithyrsum*), hediondos (*Bosea yervamora*), etc. Finalmente, en las partesmás altas del municipio, entre los 1.200 y 1.800 m., se desarrollan los pinares de pino canario (*Pinus canariensis*) en unas condiciones de cierta humedad que le proporcionan un sotobosque muy interesante por la abundancia de endemismos insulares entre los que destaca la retama amarilla (*Teline microphylla*).

Indudablemente la acción antrópica como agente modificador del paisaje ha jugado un papel decisivo en la configuración de la vegetación actual, modificando el esquema de la vegetación actual por la duración en el tiempo de su influencia y por la intensidad en estos últimos siglos (Figura 40). El análisis de las comunidades vegetales que hoy se encuentran en el municipio, debe explicarse no sólo por las condiciones climáticas generales y los matices ambientales derivados de la orografía y el sustrato, sino por las actividades humanascontinuadas en el tiempo (Figura 41).

Así pues, los tipos de vegetación actuales se caracterizan por un conjunto de comunidades arbóreas, arbustivas o herbáceas muy heterogéneas en cuanto a estructura y composición florística muy alterada e influenciada por las acciones humanas, en muchos sectores pero con uncierto grado de naturalidad y de especial interés en otros. Por su extensión y por su estructura arbórea destacan las masas de pinares de pino canario (*Pinus canariensis*) en las zonas altas del municipio (Cumbre) que aunque sonpinares de repoblación, constituyen una interesante representación de los pinares húmedos, destacando su variado cortejo florístico que incluye leguminosas arbustivas como los escobones(*Chamaecytisus proliferus*), salvias blancas (*Adenocarpus foliolosus*), retamas amarillas (*Teline microphylla*), salvias blancas (*Sideritis dasygnaphala*), magarzas de cumbre (*Argyranthemum adauctum*), abelí montuño (*Erysimumscoparium*) entre otras. En los pinares del Saucillo y del Mocanal encontramos plantaciones muy densas de pino insigne o de Monterrey (*Pinus radiata*) aunque en algunos sectores sólo encontramos pies aislados. Unidades monoespecíficas de retamares (*Teline microphylla*) son destacables también en la zona alta del municipio en las cercanías de la presa de Cuevas Blancas donde, adem.ás de la mencionada especie que domina la formación, esporádicamente aparecen otras como algunos tomillos (*Micromeria lanata*), las gamonas (*Asphodelus aestivus*), las cebollinas (*Leopoldia comosa*), etc. Dentro de las formaciones arbóreas, el palmeral del Valle de San Roque tiene interés por su singularidad enel municipio siendo el único punto donde aparece este tipo de vegetación. El estratoarbóreo está ocupado por la palmera canaria (*Phoenix canariensis*) y los estratos inferiores son muy pobresapareciendo algunas vinagreras (*Rumex lunaria*), inciensos (*Artemisia thuscula*) y otras introducidas como las piteras (*Agaveamericana*) y tuneras (*Opuntia sp*.).

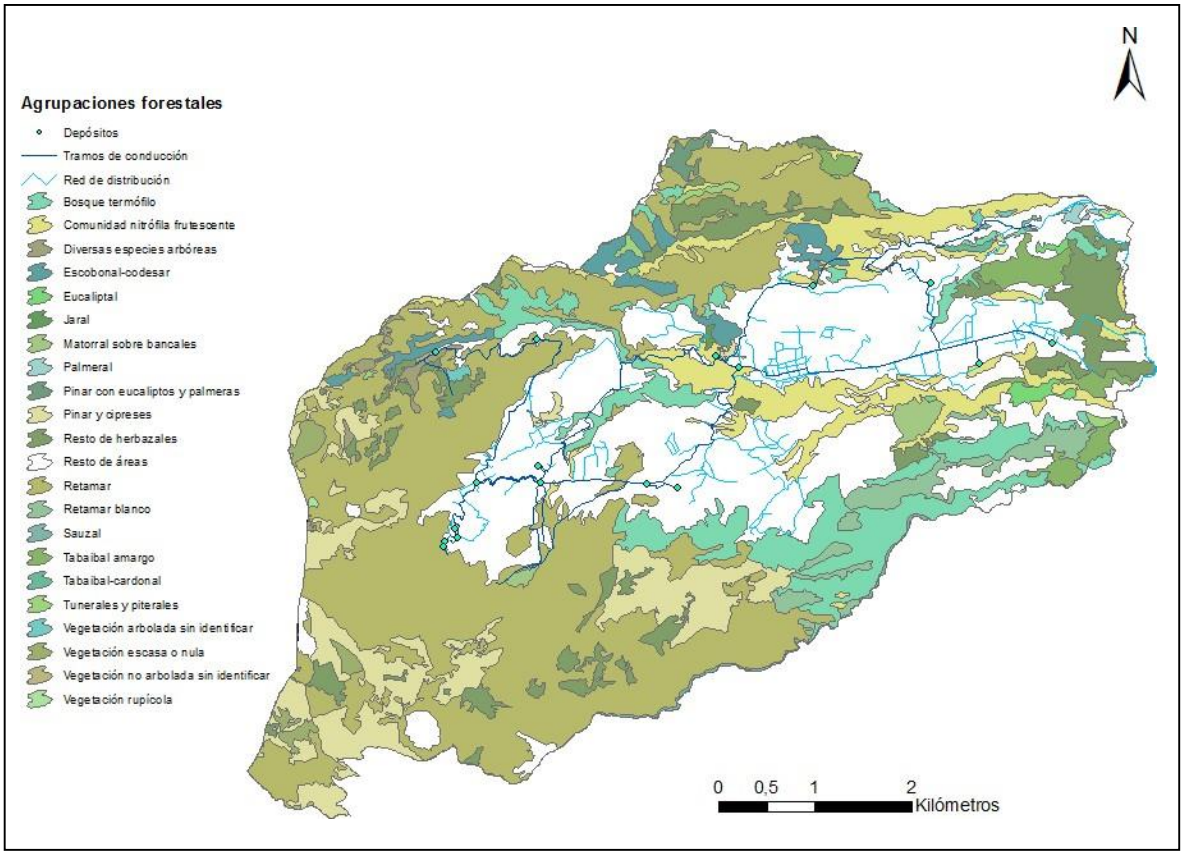


Figura 40. Mapa forestal del municipio de Valsequillo (Elaborado a partir del IDECanarias).

Otra formación de relevancia es la que forman los relictos de bosquetes termófilos en el sector Suroriental del municipio, lindando con el municipio de Telde. Esta comunidad se encuentra incluida en varios Espacios Naturales Protegidos por constituir un ejemplo interesante de este tipo de comunidad vegetal en Gran Canaria. La zona que pertenece a Valsequillo la forman un bosquete más o menos cubierto de acebuches (*Olea europaea ssp. guanchica*), acompañado por otras especies de menor porte y de menor número como alguna retama blanca (*Retama rhodorhizoides*), guaydiles (*Convolvulus floridus*), orobales (*Withania aristata*), taginastes (*Echium decaisnei*), tasaigos (*Rubia fruticosa*), etc. También incluimos en estas unidades de vegetación arbórea los eucaliptales (*Eucalyptus camaldulensis*) del fondo del barranco de San Miguel, entre los Llanetesde abajo y Tecén por su estructura y densidad, aunque se trata de una comunidad de carácter alóctono.

Una gran mancha domina, con diferencia sobre el resto de las unidades, el mapa de vegetación del municipio denominado “matorral”. Esta aparente homogeneidad no es tal, pues el propio gradiente y mosaico ambiental y la distinta intensidad

y presión antrópica en las distintas zonas del municipio, influyen en que la estructura, densidad y composición florística sean diferentes. En los sectores bajos, altitudinalmente hablando nos encontraremos con representaciones de la vegetación del piso basal como cardones (*Euphorbia canariensis*), tabaibas amargas (*Euphorbia regis-jubae*), taginaste blanco (*Echium decaisnei*), cornicales (*Periploca laevigata*), veroles o verodes (*Kleinia neriifolia*), bejeques (*Aeonium percarneum*), etc. En los sectores más alterados dominan otras especies en conjuntos muy abiertos, incorporándose con frecuencia al matorral especies introducidas pero que son ya muy familiares como las tuneras y las piteras además de otras endémicas como lavinagrera y los inciensos y en los barrancos se incluirían los cañaverales (*Arundo donax*), tártagos (*Ricinus communis*) y tabobos (*Nicotiana glauca*). Mientras que en las zonas medias abundan los escobones y tagasastes con vinagreras y en algunos sectores de sustratos más ácidos aparecen jarales (*Cistus monspeliensis*) junto con mamitas (*Allagopappus dichotomus*), estornuderas(*Andryala pinnatifida*), tederas (*Psoralea bituminosa*), zumaques (*Rhus coriaria*), veroles o verodes (*Aeonium manriqueorum*), etc., y en las partes más altas se incluyen algunas especies de las mencionadas anteriormente como retamas, codesos, magarzas, etc., y al Sur matorrales de pequeños acebuches y escobones en algunos casos intercalados con los propios olivos y almendros de las fincas colindantes. En los cauces altos y más o menos encajados en algunos barrancos donde la humedad se mantiene constante podemos encontrar zarzales cerrados dominados por la zarzamora (*Rubus ulmifolius*).

Finalmente, resultan de especial interés las comunidades rupícolas de los riscos de Tenteniguada, pues constituyen un foco de biodiversidad vegetal que alberga numerosas plantas especializadas en viviren zonas rocosas, paredones y escarpes, adaptándose al poco suelo y a las condiciones de inestabilidad de dichas zonas. Encontramos algunos endemismos canarios, insulares y locales como el verol de risco (*Aeonium simsii*), el góngano (*Greenovia aurea*), la orquídea canaria (*Orchis patens*), flor de mayo (*Pericallis webbii*) y algunos arbustos igualmente significativos como el taginaste azul (*Echium callithyrsum*), bencomias (*Bencomia caudata*) y varios helechos, musgos y epífitos de estos ambientes rocosos y sombríos, donde además podremos encontrar algunos ejemplares aislados de árboles típicos acompañantes de la laurisilva canaria.

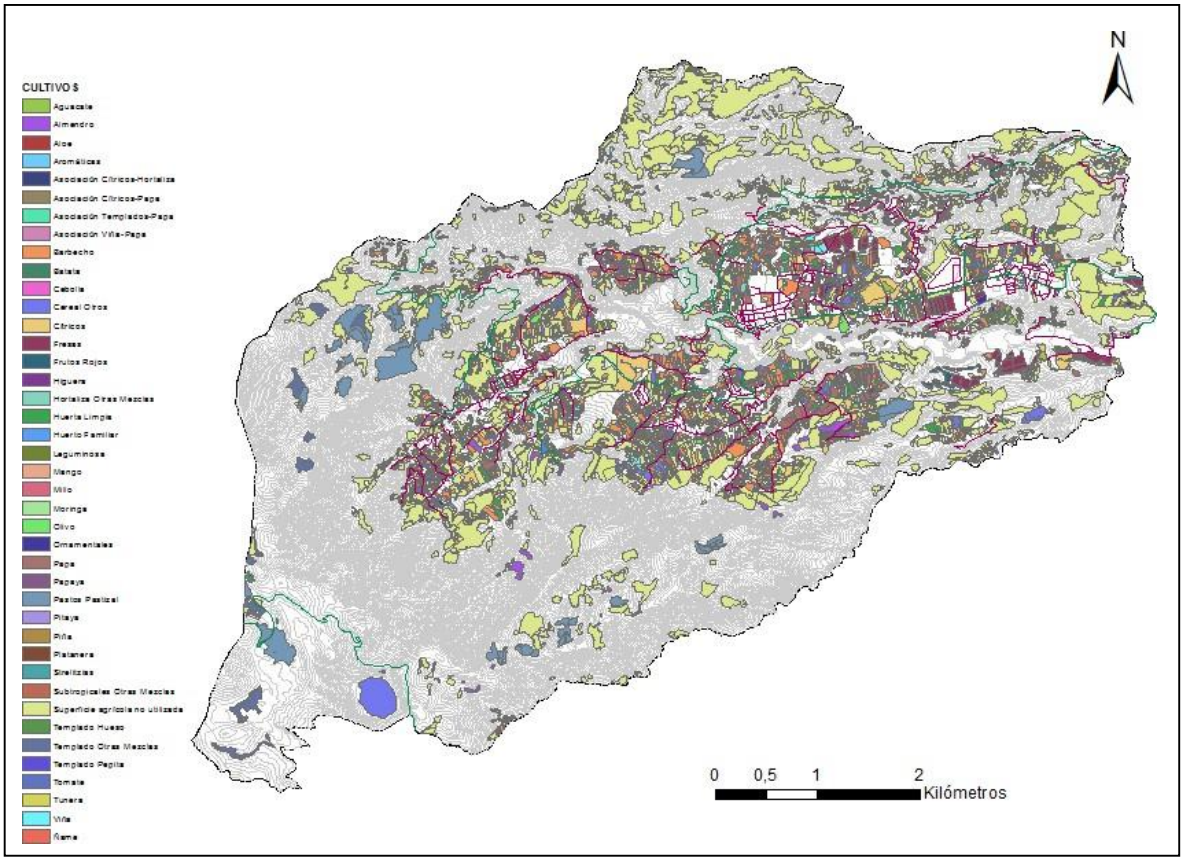


Figura 41. Mapa de cultivos de Valsequillo (Elaborado a partir del IDECanarias).

Otras comunidades las constituyen los pastizales de distinto tipo, de origen antropogénico o no y los cerrillares de gramíneas entre las que destacan el cerrillo (*Cenchrus ciliaris*) y panasco (*Hyparrhenia hirta*), alternando con tabaibas, vinagreras, rabo de gato e inciensos dispersos. Cabe mencionar también las grandes zonas de campos de cultivo abandonados, ocupados por especies pioneras o nitrófilas cosmopolitas que a medida que vandejando de pastorearse se produce unaregeneración espontánea de los matorrales más heliófilos que según variables como la altitud, las fuentes de semillas, la continuidad y el tipo de uso cultural o el tiempo de abandono, serán unas especies u otras las que los colonicen en una primera fase de sucesión vegetal.

En resumen, una combinación amplia de comunidades vegetales con un número elevado de especies vegetales, muchas de las cuales son endemismos, algunas amenazadas, variedad en la estratificación, en la densidad, etc., que constituyen ecosistemas de alto valor natural con una fauna invertebrada y una avifauna también relevante y en los que se están produciendo procesos ecológicos muy interesantes que merecen ser conservados.

IV. Población y transformaciones recientes.

La historia reciente de Valsequillocoincide con la de los siglos XIX y XX, una vez que alcanza el rango de municipioindependiente después de que el Obispo Verdugo elevara la antigua ermita de San Miguel a la categoría de parroquia. Sin embargo, sólo se tratará del desarrollo de la población valsequillera a lo largo del siglo XX y, de forma más detallada, al delos últimos años. En este período se aprecian grandes transformaciones en su dinámica demográfica, transformaciones que guardan una estrecha relación con la evolución reciente de su economía y, más específicamente, con la diversificación productiva.

La evolución demográfica del municipio puede ser calificada de dispar. El ritmo esmuy lento en las tres primeras décadas del siglo XX, y se incrementa con posterioridad entre los años 1930 y 1950. En los años cincuenta y sesenta se produceun importante estancamiento e, incluso, unligero retroceso demográfico (Figura 42).

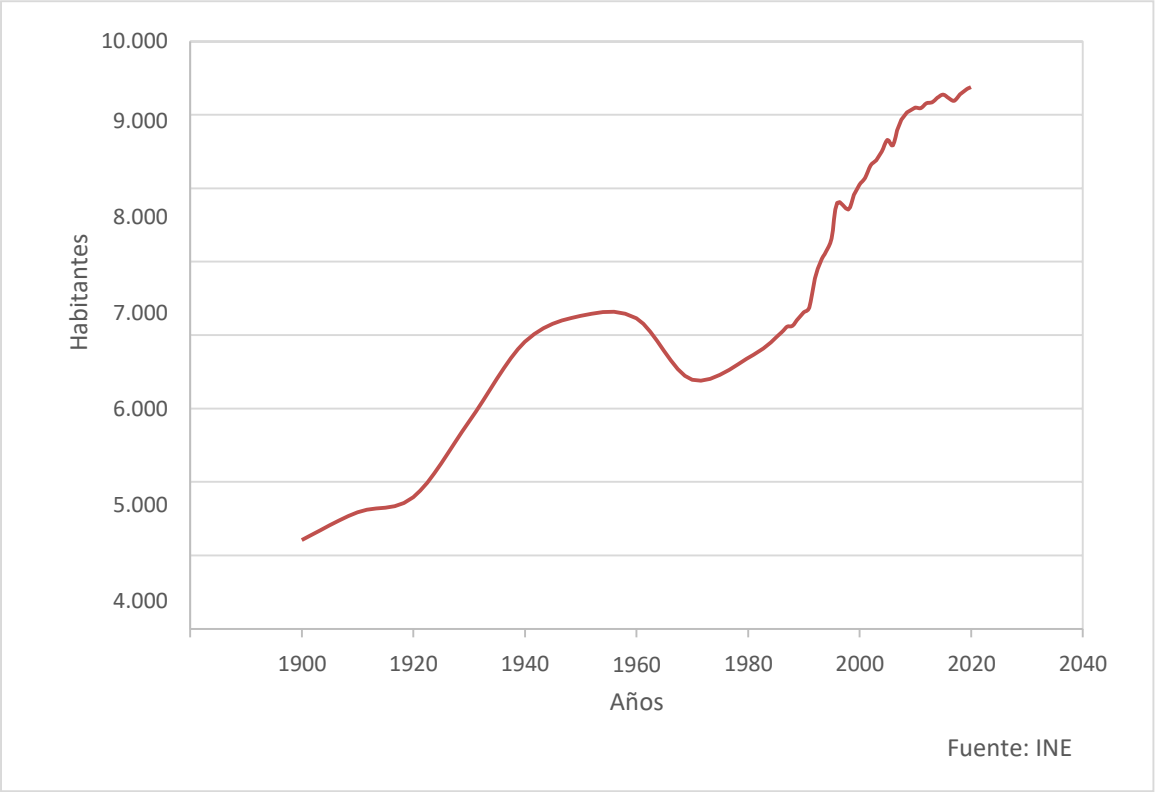


Figura 42. Evolución de la población de Valsequillo (1900-2020) (Fuente: Elaborado a partirdel Instituto Nacional de Estadística).

Esta tendencia descendente culmina en1975, fecha a partir de la cual se aprecia una nueva vitalidad en la evolución demográfica. A principios del siglo XXI la población había superado ya los 8.000 residentes, un volumen sin precedentes enla historia del municipio. Por otra parte, un estudio más detallado permite considerar la evolución de la población de hecho y de la población de derecho hasta 1991[4]. Conviene analizar la diferencia que muestran las cifras de la población presente y ausente del municipio (población de derecho) con respecto a la de presentes y transeúntes (población de hecho). A tenor de los datos estadísticos elvolumen de ausente es muy elevado, lo que hace que la población de derecho se mantenga por debajo de la población de hecho en todos y cada uno de losrecuentos. Ello es un signo inequívoco dela importancia que tuvo la emigración.

Si bien no es hasta el año 1986 en el cual se toman datos poblacionales en función del sexo, manteniéndose hasta la actualidad una población balanceada en cuanto a hombres y mujeres, es decir, un 50% ±1% respectivamente.

En la evolución demográfica del municipio se aprecia una incapacidad secular para garantizar la supervivencia de la población campesina, lo que se traduce en la persistencia del fenómeno migratorio, un fenómeno que se vuelve especialmente notorio en etapas críticas en las que los mercados de trabajo de otros territorios más prósperos favorecen la contratación de mano de obra, ya se trate de espacios más dinámicos de la propia geografía insular (áreas de la agricultura de exportación) o de los territorios de ultramar.

En consecuencia, la emigración es un fenómeno estructural a lo largo del último siglo, con la excepción de dos períodos. Elprimer período se sitúa entre los años 1940y 1950, en que la penuria generalizada queocasionan las situaciones post-bélicas (Guerra Civil y II Guerra Mundial) produce una cierta ruralización, de forma que las áreas vinculadas a la producción para el autoconsumo o para abastecer de alimentos el mercado local adquieren una gran vitalidad. El segundo corresponde a las últimas décadas del siglo XX yprimeros años del XXI. En éstos se recupera paulatinamente el ritmo en el crecimiento demográfico y la población de derecho se incrementa de forma muy destacada. La elección de Valsequillo como lugar de residencia permanente parapersonas no nacidas en el municipio contribuye decisivamente a esta nueva vitalidad, de forma que se aprecian signos de modernidad demográfica, con un crecimiento vegetativo y un saldo población de hecho, tan sólo la de derecho.

[4] A partir de esta fecha de 1991 en los recuentos censales no se contabiliza la migratorio de signo positivo. El actual comportamiento de la población hace predecir un incremento sostenido de sus efectivos en los próximos años. A fecha de1 de enero de 2021, Valsequillo cuenta con 9.377 habitantes según datos del Padrón Municipal y del INE.

La antigüedad del poblamiento la atestiguan los vestigios arqueológicos prehispánicos hallados en el municipio. No obstante, el volumen de la población que residió permanentemente en dicho territorio debió ser escaso, al igual que lo fue el que se estableció con posterioridad,pues los datos acerca del número de vecinos de las distintas entidades de Valsequillo reflejan una limitada ocupación de las tierras. La información procedente de los distintos Nomenclátorestambién pone de manifiesto la gran dispersión del poblamiento. Teniendo en cuenta la evolución de los últimos cincuenta años, se aprecia que en tan sólo 39,1 km^2 de superficie se contabilizan másde quince entidades de población en cada uno de los recuentos. Esa dispersión era aún mayor en el pasado. En 1950, porejemplo, los 6.261 vecinos se agrupaban en pequeñas aldeas, caseríos y lugares quealcanzaban la cifra de veinte, de entre los cuales ninguno llegaba a superar los 1.500habitantes. Este patrón de comportamientose ha mantenido prácticamente inalterable hasta nuestros días. No obstante, en elCenso de Población y Viviendas de 2001 ya se advierte una mayor tendencia a la concentración en la cabecera municipal y en las urbanizaciones limítrofes. Estas últimas aún conservan el carácter de entidades independientes (La Barrera, LosLlanetes, Las Vegas), sin embargo, lossignos de conurbación entre ellas y el propio casco son evidentes.

Históricamente los factores topográficos, la fertilidad de los suelos, la disponibilidadde agua corriente y lo propicio del terreno y de la vegetación para la práctica del pastoreo condicionaron la organización del poblamiento. Los altos recursos potenciales de esta zona hablan de una temprana ocupación. Así lo testimonia el que en la Caldera de Tenteniguada estuvieran repartidas algunas tierras ya desde mediados del siglo XVI (Santana, 2000). Sin embargo, es probable que la gran aptitud de las vegas de Valsequillo hiciera que se respetase dicho terreno parael cultivo y que las pequeñas entidades de población se situasen en las vertientes más escarpadas, en los paredones rocosos, es decir, en el suelo no apto para la práctica agrícola.

A este respecto conviene recordar que el paleo-valle de Valsequillo fue ocupado por coladas lávicas que tapizaron el relieve preexistente. Sobre dichas coladas

se desarrollaron potentes suelos que han garantizado la feracidad del terreno, por lo que la zona de llanos y de vegas fue respetada para uso agrícola. A ello contribuyó también la estructura de la propiedad agraria, grandes fincas en manos de propietarios absentistas, todo lo cual explica la diseminación del poblamiento histórico del municipio. Esa época pasada contribuyó a la dispersión, ala inexistencia de documentos urbanísticos de ordenación, a las deficiencias de la política de viviendas y auna actitud permisiva en cuanto a la autoconstrucción ilegal o clandestina.

Prestando una atención más detallada a los distintos asentamientos y a la propia jerarquía del poblamiento, se pueden diferenciar varias unidades en el territorio(Figura 43).

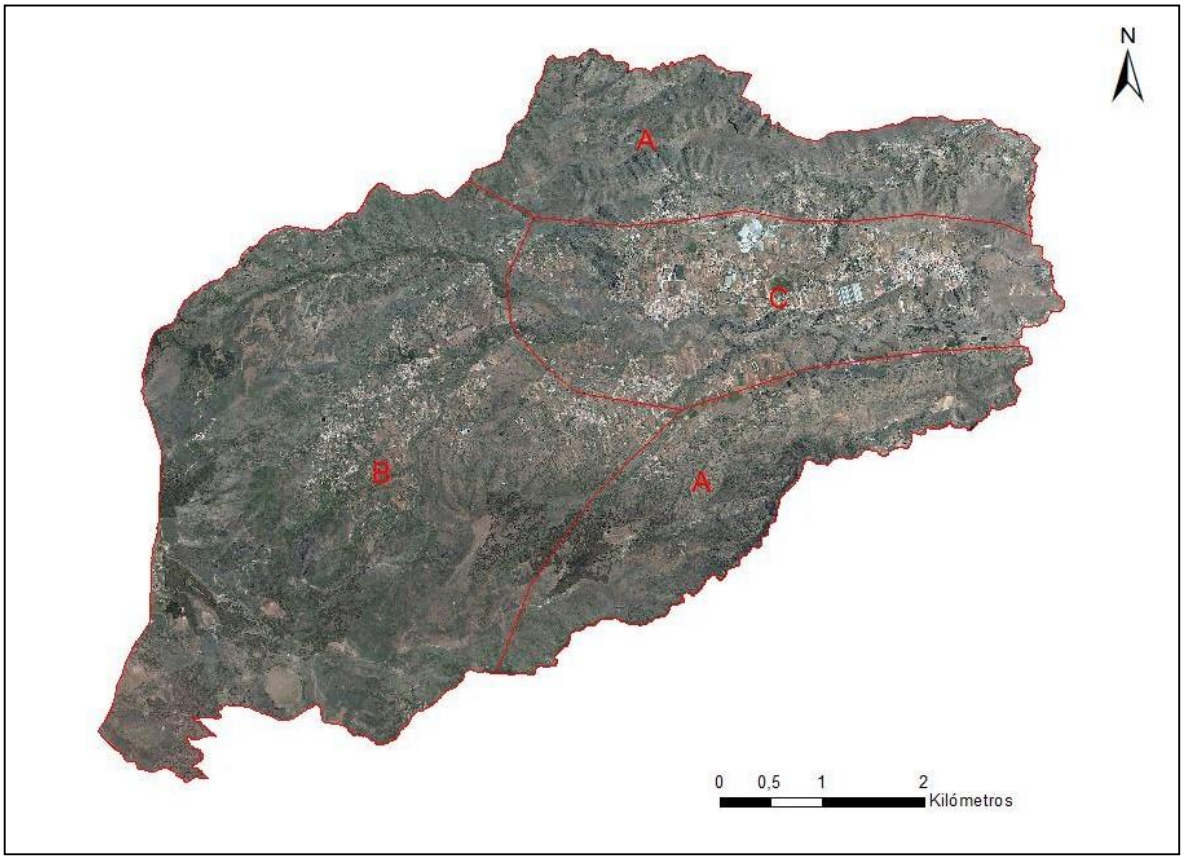


Figura 43. Mapa de grandes unidades de poblamiento de Valsequillo.

A) Los barrancos y las vertientes que se sitúan en el límite septentrional y meridional.

Al Norte, los cursos de agua discontinuos reciben el nombre de valles: Valle de Casares y Valle de San Roque, colectores ambos del Barranco Real de Telde. Al Sur,

discurre el Barranco de Los Cernícalos, delimitación que separa Valsequillo del municipio de Telde, al igual que sucede por el Norte, con el primero de los señalados. El terreno accidentado de las vertientes y lo encajado de los cursos favorecen la diseminación del poblamiento. Las entidades más representativas son las de La Cantera y Lomitos de Correa en la zona septentrional y Lomo del Fregenal, Cerón y Cuevas Blancas, en la meridional, si bien éstas últimas se encuentran prácticamente despobladas.

En el primero de los sectores señalados requiere una particular atención la fuente de San Roque (conocida como fuente "agria" hasta que dio paso a la construcción del actual pozo), lugar donde se emplazaba una próspera industria del agua mineral que cesó su actividad afinales del siglo XX (Figura 44), tras varios conflictos con los trabajadores, acreedores y la propia Administración Autonómica[5].

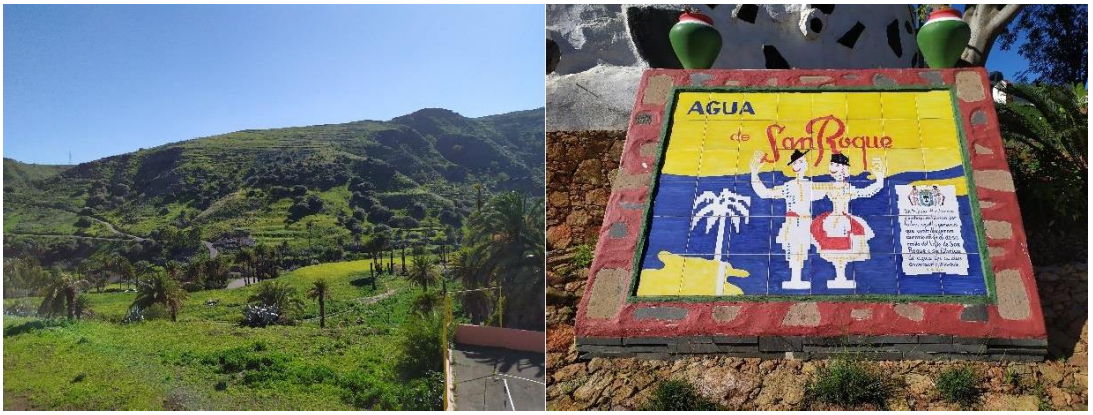


Figura 44. Valle de San Roque en el que se asentaba la fábrica del Agua de SanRoque (1916-2016).

Al pie del interfluvio que separa el Barranco de San Roque de Los Llanos de Valsequillo, en su contacto con estos últimos, se sitúa la entidad de población más populosa de dicho sector, la aldea de Lomitos de Correa[6]. El arco cóncavo que describe el hábitat de este caserío refleja el máximo aprovechamiento del pie de monte y el respeto por la vega de cultivo. Su mayor desarrollo tuvo lugar

5 En el BOC de 6 de junio de 2001 fue publicado el edicto relativo al requerimiento.

6 En la actualidad se conoce genéricamente con el nombre de "Los Lomitos de Correa".

entre los años 1960 y 1981, tal y como refleja la tipología constructiva de las viviendas.

Al Sur del municipio, los caseríos que agrupaban unas pocas viviendas en el Lomo de la Campana, la línea divisoria de aguas entre los Barrancos de San Miguel y de Los Cernícalos se encuentran parcialmente deshabitados. Antiguamente, pese al papel marginal que tenían en la estructura de poblamiento,llegaron a albergar más de 300 vecinos[7].

B) El circo o Depresión de Tenteniguada que cierra los confines occidentales de Valsequillo.

Las máximas altitudes del municipio corresponden a este sector. Las abruptas paredes de esta enorme caldera de erosión se convierten en la cuenca derecepción de los barrancos que forman la cabecera de la cuenca de San Miguel. Las pequeñas explanadas, los lomos del interior y las propias paredes de este gran circo erosivo son el lugar deemplazamiento del hábitat y de losespacios abancalados para la práctica de los cultivos tradicionales. Los núcleos de Tenteniguada y El Rincón (de Tenteniguada) son las entidades más populares, ambas localizadas en el extremo occidental del municipio, en una zona de mayor altitud (de más de 600 m.). En el amplio semicírculo de la Caldera se sitúan, en el extremo septentrional, Las Casillas, y en el meridional, de Oeste a Este, Llano de los Frailes y Era de Mota.

Tradicionalmente, los núcleos de Tenteniguada y de El Rincón agrupaban un mayor número de vecinos que en el propio centro municipal. En 1950, por ejemplo, la población en Tenteniguada casi duplicaba a la de Valsequillo[8]. En los últimos años, sin embargo, presenta una dinámica regresiva frente a la expansión que caracteriza a la entidad capitalina. Esta tendencia pone de manifiestoque se trata de una zona vinculadaa la agricultura tradicional, mucho menos apta para la nueva función residencial que ha adquirido el municipio en los últimos años. No obstante, se aprecian signos de modernización en la construcción

7 Datos referidos al año 1950.

8 Existían 1.451 habitantes frente a 759.

y conservación de los inmuebles, lo que denota, indudablemente unamejora en el nivel de vida de su población.

C) Los llanos de la amplia vega agrícola, término del que deriva eltopónimo de Las Vegas. Es una zona que conforma la cuenca del Barranco de San Miguel y que guarda una posición central en el municipio.

Este curso, así como sustributarios, de los que el más importante es el Barranco de la Plata, hiende su cauce en los potentes suelos de la vega y corta las coladas lávicas subyacentes y los materiales de deslizamiento que conforman el sustrato. En el límite de las vertientes se sitúan algunos de los caseríos. La propia capital se desarrolla a lo largo del extremo superior del valle.

En este sector se localizan las tierras más llanas, más fértiles y las más urbanizadas. Históricamente, el asentamiento se diseminaba siguiendo el cauce del barranco, organizándose en pequeñas entidades. Por ello, de Este a Oeste, se encuentran junto a la vertiente los caseríos de Tecén, El Cardón, Hoyas de San Gregorio,Los Llanetes, Las Vueltas, Valsequillo, y ya en uno de los tributarios de la cabecera,Colmenar de Arriba y de Abajo[9]. Un alineamiento similar al expuesto siguen también otrosnúcleos. En este caso el ejedirector es el de la carretera GC-41, situándose la mayor parte deellos al Norte de dicha vía. De Este a Oeste se trata de Piletas, LaBarrera, La Cantera, Luis Verde, Llanos de Valsequillo y Juagarzos. El límite occidental a dicha ocupación lo señala la montaña deEl Helechal, montaña sagrada para los aborígenes, donde se reuníanlos *faycanes* y *guayres* de Teldepara ofrecer sacrificios a *Alcorac*.Al pie de este cono volcánicomuere al hábitat de Los Llanos. En la actualidad el proceso deurbanización ha favorecido la ocupación de esta subcomarca, hasta tal punto que resulta difícilidentificar cada uno de estos pagosoriginales convertidos hoy en barrios urbanos sin solución decontinuidad con la cabecera restantes se han agrupado en el propio núcleode Valsequillo.

---

9 En el Censo de Población y Viviendas de 2001 ya sólo se mantienen las entidades de Tecén, Los LLanetes y Valsequillo, las

El grado de conexión entre las distintas entidades urbanas ha supuesto la ocupación por el hábitat de esta amplia cuenca hidrográfica (Figura 45). La concesión de licencias para distintas promociones urbanísticas, la construcción de equipamientos e infraestructuras de iniciativa pública y la ampliación o rehabilitación de antiguos inmuebles han favorecido la expansión territorial de la urbanización.

Figura 45. Fotografías en las que se aprecia la vega agrícola de Valsequillo. En la parte bajase observa Montaña Las Palmas, Lomitos de Correa pasando por Las Vegas y Era de Mota y continuando el curso del Barranco de San Miguel hasta Las Casillas.

Actualmente la tasa de actividad de la población de Valsequillo se sitúa en tornoal 60%, puesto que en estos últimos años las sucesivas crisis, que azotan no sólo al municipio sino a todo el país, han logrado que actividades como la construcción y la agricultura en Valsequillo sean extremadamente sensibles a las coyunturas de los mercados inmobiliario yde exportación que han favorecido ese

crecimiento de los índices de paro. Sin embargo, y con el paso de los años y atendiendo a la mejora de la actividad en Canarias, todos los sectores están participando en el reciente y esperemos que no infructuoso crecimiento económico, en mayor o menor medida de acuerdo con sus respectivo valor en laestructura económica regional[10]. Noobstante, la reactivación como no, se cimentará nuevamente en el subsector de la construcción y en los servicios. La agricultura, en cambio va perdiendo importancia quedando postergado su papel en el concierto económico del Archipiélago no sólo por su menor contribución a la renta regional sino también por la pérdida de superficie cultivada, año tras año, y de mano de obraocupada.

No obstante, y a pesar de que actividades como la agricultura y la ganadería ya cuentan con un peso secundario en la estructura sectorial del empleo. Emergen con un alto porcentaje del valor de la riqueza municipal nuevas formas de desarrollo de cultivo y producción como son las fresas, flores, quesos, etc. Pero quea pesar de ello cada vez dan empleo a un menor número de personas.

10 Datos todos ellos procedentes de informes periódicos realizados por la Consejería de Economía y Hacienda del Gobierno de Canarias y por el Consejo Económico y Social de Canarias.

V. Fichas del inventario de pozos de 2021.

EL CUARTO (2240TP)

TIPO DE OBRA: POZO NOMBRE: EL CUARTO EXPEDIENTE 2240TP FECHA: 24/04/2021
Identificación:

SITUACION Y COORDENADAS

Topónimo: POZO EL CUARTO
Hoja 1:25000:
Hoja 1:5000 antigua:
Hoja 1:5000 nueva:

COORDENADAS U.T.M.
X: 448508
Y: 3095626
Z: 808

Fotografía:
Observaciones:

Profundidad:105 m Autores: María del Carmen Santana, Francisco, José Ramón Pérez/José Juan Pérez

CARACTERISTICAS CONSTRUCTIVAS

Abandonado (No) Activo (Si) Sellado (No)
Diámetro libre 3 m Equipo de acceso (Si/No)
Revestido (Si) Longitud revestimiento 105 m

	Tipo	Potencia C.V.	Caudal (l/s)
MOTOR			
BOMBA	Si sumergible (10 l/seg)		

Calor (No) Gases (No)
Extractor (Si) Electrificado (Si)
Otras Obras (Si/No) Tipos de obras _____
Vierte a _____ Sist. de aforo: Contador volumétrico
Geología del pozo:

Observaciones:

DATOS DE LA PROPIEDAD

Propietario: Heredad de Telde
Dirección:
Teléfono:

Presidente:
Dirección:
Teléfono:
Contacto1:

Contacto2: Doña Bárbara Pérez
(928682514)

DETERMINACIONES QUIMICAS DE CAMPO

Fecha: 24/04/2021 la muestra se ha tomado del pozo, Bombeando
Temperatura del aire (ºC) 19 Temperatura del agua (ºC) 17
Conductividad ($\mu S.cm^{-1}$) 530 pH 7,57
TA (mmoles/l CO_3Ca)_____ TAC (mmoles/l CO_3Ca)_____
Observaciones:

Muestra (Si)
Número de muestras: 2
Tipo de muestras: Química

DATOS DE EXPLOTACION

USO en % de Riego 100 Abasto_____ Otros usos_____
CONSUMO en % de Uso propio 100 Venta_____
Horas diarias de bombeo h de 10 l/s cada hora. Días al mes de bombeo_____, meses al año_____
Observaciones: Cuando llueve el pozo se para 3 meses.

PIEZOMETRIA

Fecha: 24/04/2021 Funcionamiento Bombeando Automático
Profundidad del pozo: 105 m Tiempo bombeando:_____(horas, días, meses, años)
Profundidad del agua: 84,05 m Tiempo parado:_____(horas, días, meses, años)
Altura del brocal: 0,5 m
Observaciones:

EL CERÓN (1763TP)

TIPO DE OBRA: POZO NOMBRE: EL CERON EXPEDIENTE 1763TP FECHA: 24/04/2021
Identificación:

SITUACION Y COORDENADAS

Topónimo: POZO EL CERON
Hoja 1:25000:
Hoja 1:5000 antigua:
Hoja 1:5000 nueva:

COORDENADAS U.T.M.
X: 451211
Y: 3095186
Z: 597

Fotografía:
Observaciones:

Profundidad:136,35 m Autores: María del Carmen Santana, Francisco, José Ramón Pérez/José Juan Pérez

CARACTERISTICAS CONSTRUCTIVAS

Abandonado (No) Activo (Si) Sellado (No)
Diámetro libre 3 m Equipo de acceso (Si/No)
Revestido (Si) Longitud revestimiento 130 m

	Tipo	Potencia C.V.	Caudal (l/s)
MOTOR			
BOMBA			

Calor (No) Gases (No)
Extractor (Si) Electrificado (Si)
Otras Obras (Si/No) Tipos de obras _____
Vierte a _____ Sist. de aforo: Contador volumétrico
Geología del pozo:

Observaciones:

DATOS DE LA PROPIEDAD

Propietario: Heredad de Telde
Dirección:
Teléfono:

Presidente:
Dirección:
Teléfono:
Contacto1:

Contacto2: Doña Bárbara
(928682514)

DETERMINACIONES QUIMICAS DE CAMPO

Fecha: 24/04/2021 Parado, Bombeando
Temperatura del aire (ºC) 21 Temperatura del agua (ºC) 19,7
Conductividad ($\mu S.cm^{-1}$) 380 pH 7,48
TA (mmoles/l CO_3Ca)_____ TAC (mmoles/l CO_3Ca)_____
Observaciones:

Muestra (Si)
Número de muestras: 2
Tipo de muestras: Química

DATOS DE EXPLOTACION

USO en % de Riego 100 Abasto_____ Otros usos_____
CONSUMO en % de Uso propio 100 Venta_____
Horas diarias de bombeo 3 h de _____l/s cada hora. Días al mes de bombeo_____, meses al año_____
Observaciones:

PIEZOMETRIA

Fecha: 24/04/2021 Funcionamiento Bombeando Automático)
Profundidad del pozo: 136,35 m Tiempo bombeando: 3 (horas, días, meses, años)
Profundidad del agua: 110,65 m Tiempo parado: _____(horas, días, meses, años)
Altura del brocal: 0,75 m
Observaciones:

LOMO DEL CHINCHE (2680TP)

TIPO DE OBRA: POZO NOMBRE: CHARCO DEL CHINCHE EXPEDIENTE 2680TP FECHA: 24/04/2021
Identificación:

SITUACION Y COORDENADAS

Topónimo: POZO CHINCHE
Hoja 1:25000:
Hoja 1:5000 antigua:
Hoja 1:5000 nueva:

COORDENADAS U.T.M.
X: 451379
Y: 3096332
Z: 522

Fotografía:
Observaciones:

Profundidad: m Autores: Mará del Carmen Santana, Francisco, José Ramón Pérez/José Juan Pérez

CARACTERISTICAS CONSTRUCTIVAS

Abandonado (No) Activo (Si) Sellado (No)
Diámetro libre 3 m Equipo de acceso (Si/No)
Revestido (Si) Longitud revestimiento___m

	Tipo	Potencia C.V.	Caudal (l/s)
MOTOR			
BOMBA			

Calor (Si) Gases (Si)
Extractor (Si) Electrificado (Si)
Otras Obras (Si/No) Tipos de obras _____
Vierte a _____Sist. de aforo: Contador volumétrico
Geología del pozo: Pozo con mucho gas, a los 109 m se mojó la sonda
.Observaciones: ¿podría tomar agua de varios sitios?

DATOS DE LA PROPIEDAD

Propietario: Herederos Don José Valerón
Dirección:
Teléfono:

Presidente:
Dirección:
Teléfono:
Contacto1:

Contacto2: Don Manuel Muñoz
(666816173)

DETERMINACIONES QUIMICAS DE CAMPO

Fecha: 24/04/2021 Parado, Bombeando
Temperatura del aire (ºC) 24 Temperatura del agua (ºC) 25
Conductividad ($\mu S.cm^{-1}$) 1016 pH 5,97
TA (mmoles/l CO_3Ca)_____ TAC (mmoles/l CO_3Ca)_____
Observaciones:

Muestra (Si)
Número de muestras: 3
Tipo de muestras: Química

DATOS DE EXPLOTACION

USO en % de Riego 100 Abasto_____ Otros usos_____
CONSUMO en % de Uso propio_____ Venta 100
Horas diarias de bombeo 3 h de _____l/s cada hora. Días al mes de bombeo_____, meses al año_____
Observaciones: El volumen de agua que se extrae diario del pozo se corresponde a 1,1 l/seg equivalentes a 2 horas y 36 minutos (hora de agua de 36 m^3)

PIEZOMETRIA

Fecha: 24/04/2021 Funcionamiento Bombeando Automático)
Profundidad del pozo: 201 m Tiempo bombeando:_____(horas, días, meses, años)
Profundidad del agua: 198 m Tiempo parado:_____(horas, días, meses, años)
Altura del brocal: 1,10 m
Observaciones: Según el administrador en nivel de agua hace 3 años estaba a los 194 m

EL GUINDO (1130TP)

TIPO DE OBRA: POZO NOMBRE: EL GUINDO EXPEDIENTE 1130TP FECHA: 11/05/2021
Identificación:

SITUACION Y COORDENADAS

Topónimo: EL GUINDO
Hoja 1:25000:
Hoja 1:5000 antigua:
Hoja 1:5000 nueva:

COORDENADAS U.T.M. { X: 447899 / Y: 3095139 / Z: 943

Profundidad: 117 m + 63 M SONDEO

Fotografía:
Observaciones:

Autor: José Juan Pérez/José Ramón Pérez

CARACTERISTICAS CONSTRUCTIVAS

Abandonado (No) Activo (Si) Sellado (No)
Diámetro libre 3 m Equipo de acceso (Si/No)
Revestido (Si) Longitud revestimiento 117 m

	Tipo	Potencia C.V.	Caudal (l/s)
MOTOR	(1) LISTER	2,5 CV	
BOMBA	(2)	7,5 CV	

Calor (No) Gases (No)
Extractor (Si) Electrificado (Si)
Otras Obras (Si/No) Tipos de obras _____
Vierte a _____ Sist. de aforo: Contador volumétrico
Geología del pozo:

DATOS DE LA PROPIEDAD

Propietario: Comunidad El Guindo
Dirección:
Teléfono:

Presidente:
Dirección:
Teléfono:
Contacto1:

Contacto2: Don Marcelo Ramírez
(630876972)

Observaciones:

DETERMINACIONES QUIMICAS DE CAMPO

Fecha: 11/05/2021 Parado, Bombeando la muestra
Temperatura del aire (ºC) 21 Temperatura del agua (ºC) 23,3
Conductividad ($\mu S.cm^{-1}$) 440 pH 8,81
TA (mmoles/l CO_3Ca)_____ TAC (mmoles/l CO_3Ca)_____
Observaciones:

Muestra (Si)
Número de muestras: 3
Tipo de muestras: Química

La muestra se tomó de un depósito al que llega el agua. Situado a 570 m del pozo.

DATOS DE EXPLOTACION

USO en % de Riego_____ Abasto 100 Otros usos_____
CONSUMO en % de Uso propio_____ Venta 100
Horas diarias de bombeo_____ de _____l/s cada hora. Días al mes de bombeo_____, meses al año_____
Observaciones:

El pozo cuando se achica tiene un volumen de 1 hora y 40 minutos al día. (hora de 36 m^3).

PIEZOMETRIA

Fecha: 11/05/2021 Funcionamiento (Parado)
Profundidad del pozo: 117 + 66,57 m Tiempo bombeando:_____(horas, días, meses, años)
Profundidad del agua: 106,5 m Tiempo parado:_____(horas, días, meses, años)
Altura del brocal: 0,96 m Observaciones: El pozo tiene una galería en el fondo a 58 m de profundidad de una longitud de 568 m

LA HIGUERILLA (5595TP)

TIPO DE OBRA: POZO NOMBRE LA HIGUERILLA EXPEDIENTE 5595TP FECHA: 11/05/2021
Identificación:

SITUACION Y COORDENADAS

Topónimo: LA HIGUERILLA
Hoja 1:25000:
Hoja 1:5000 antigua:
Hoja 1:5000 nueva:

COORDENADAS U.T.M.
X: 448813
Y: 3095426
Z: 794

Profundidad: 120 m

Fotografía:
Observaciones:

Autor: José Juan Pérez/José Ramón Pérez

CARACTERISTICAS CONSTRUCTIVAS

Abandonado (No) Activo (Si) Sellado (No)
Diámetro libre 3 m Equipo de acceso (Si/No)
Revestido (Si) Longitud revestimiento 120 m

	Tipo	Potencia C.V.	Caudal (l/s)
MOTOR			
BOMBA			

Calor (No) Gases (No)
Extractor (Si) Electrificado (Si)
Otras Obras (Si/No) Tipos de obras _____
Vierte a _____ Sist. de aforo: Contador volumétrico
Geología del pozo:

Observaciones:

DATOS DE LA PROPIEDAD

Propietario: Comunidad La Higuerilla
Dirección:
Teléfono:

Presidente:
Dirección:
Teléfono:
Contacto1:

Contacto2: Don Angel Peñate
(618930315)

DETERMINACIONES QUIMICAS DE CAMPO

Fecha: 11/05/2021 Parado, la muestra se tomó a 30 m del pozo
Temperatura del aire (ºC) 21 Temperatura del agua (ºC) 18,5
Conductividad ($\mu S.cm^{-1}$) 354 pH 8,18
TA (mmoles/l CO_3Ca)_____ TAC (mmoles/l CO_3Ca)_____
Observaciones:

Muestra (Si)
Número de muestras: 3
Tipo de muestras: Química

DATOS DE EXPLOTACION

USO en % de Riego_____ Abasto_____ Otros usos Industrial
CONSUMO en % de Uso propio_____ Venta 100
Horas diarias de bombeo_____ de _____l/s cada hora. Días al mes de bombeo_____, meses al año_____
Observaciones:

El pozo cuando se achica tiene un volumen de 1 hora y 40 minutos al día. (hora de 36 m^3), comenta el administrador que está teniendo pocas ventas y que llevaba 10 días sin achicar. El pozo tiene 1 galería.

PIEZOMETRIA

Fecha: 11/05/2021 Funcionamiento (Parado)
Profundidad del pozo:120 m Tiempo bombeando:_____(horas, días, meses, años)
Profundidad del agua:109 m Tiempo parado:_____(horas, días, meses, años)
Altura del brocal: 1,00 m
Observaciones: El pozo tiene una galería en el fondo

LAROMO (4428TP)

TIPO DE OBRA: POZO NOMBRE El AROMO EXPEDIENTE 4428TP FECHA: 15/05/2021
Identificación:

SITUACION Y COORDENADAS

Topónimo: EL LAROMO
Hoja 1:25000:
Hoja 1:5000 antigua:
Hoja 1:5000 nueva:

COORDENADAS U.T.M. { X: 451147, Y: 3095537, Z: 563 }

Profundidad: 150 m

Fotografía:
Observaciones:

Autor: José Juan Pérez/José Ramón Pérez

CARACTERISTICAS CONSTRUCTIVAS

Abandonado (No) Activo (Si) Sellado (No)
Diámetro libre 3 m Equipo de acceso (Si/No)
Revestido (Si) Longitud revestimiento 150 m

	Tipo	Potencia C.V.	Caudal (l/s)
MOTOR	ROLLSROYCE		
BOMBA		9,5 CV	

Calor (No) Gases (No)
Extractor (Si) Electrificado (Si)
Otras Obras (Si/No) Tipos de obras _____
Vierte a _____ Sist. de aforo: Contador volumétrico
Geología del pozo:
Observaciones:

DATOS DE LA PROPIEDAD

Propietario: Comunidad del Laromo
Dirección:
Teléfono:

Presidente:
Dirección:
Teléfono:
Contacto1:

Contacto2: Don Guillermo Santana (687373503)

DETERMINACIONES QUIMICAS DE CAMPO

Fecha: 15/05/2021 Parado, Bombeando la muestra
Temperatura del aire (ºC) 18 Temperatura del agua (ºC) 15,9
Conductividad ($\mu S.cm^{-1}$) 423 pH 7,56
TA (mmoles/l CO_3Ca)_____ TAC (mmoles/l CO_3Ca)_____
Observaciones:

Muestra (Si)
Número de muestras: 3
Tipo de muestras: Química

DATOS DE EXPLOTACION

USO en % de Riego 100 Abasto_____ Otros usos_____
CONSUMO en % de Uso propio_____ Venta 100
Horas diarias de bombeo_____ de _____l/s cada hora. Días al mes de bombeo_____, meses al año_____
Observaciones:

El pozo cuando se achica tiene un volumen de 1 hora y 40 minutos al día. (hora de 36 m^3), comenta el administrador que está teniendo pocas ventas y que llevaba 10 días sin achicar. El pozo tiene 3 galerías una de ellas a 90 m.

PIEZOMETRIA

Fecha: 15/05/2021 Funcionamiento (Parado)
Profundidad del pozo:150 m Tiempo bombeando:_____(horas, días, meses, años)
Profundidad del agua:112,5 m Tiempo parado: 10 días (horas, días, meses, años)
Altura del brocal: 1,20 m Observaciones: El pozo tiene una galería en el fondo de 60 m de longitud

LLANOS DE CUBA (2283TP)

TIPO DE OBRA: POZO NOMBRE LLANOS DE CUBA EXPEDIENTE 2283TP FECHA: 15/05/2021
Identificación:

SITUACION Y COORDENADAS

Topónimo: POZO DE CUBA
Hoja 1:25000:
Hoja 1:5000 antigua:
Hoja 1:5000 nueva:

COORDENADAS U.T.M.
X: 451182
Y: 3095774
Z: 575

Profundidad: 120 m

Fotografía:
Observaciones:

Autor: José Juan Pérez/José Ramón Pérez

CARACTERISTICAS CONSTRUCTIVAS

Abandonado (No) Activo (Si) Sellado (No)
Diámetro libre 3 m Equipo de acceso (Si/No)
Revestido (Si) Longitud revestimiento 120 m

	Tipo	Potencia C.V.	Caudal (l/s)
MOTOR			
BOMBA		32 CV	

Calor (No) Gases (No)
Extractor (Si) Electrificado (No)
Otras Obras (Si/No) Tipos de obras _____
Vierte a _____ Sist. de aforo: Contador volumétrico
Geología del pozo:

Observaciones:

DATOS DE LA PROPIEDAD

Propietario: Hermanos Domínguez
Dirección:
Teléfono:

Presidente:
Dirección:
Teléfono:
Contacto1:

Contacto2: Don Isaac Florido
(609936327)

DETERMINACIONES QUIMICAS DE CAMPO

Fecha: 15/05/2021 Parado, Bombeando la muestra
Temperatura del aire (ºC) 18 Temperatura del agua (ºC) 17,2
Conductividad ($\mu S.cm^{-1}$) 499 pH 7,56
TA (mmoles/l CO_3Ca)_____ TAC (mmoles/l CO_3Ca)_____
Observaciones:

Muestra (Si)
Número de muestras: 3
Tipo de muestras: Química

DATOS DE EXPLOTACION

USO en % de Riego 100 Abasto_____ Otros usos_____
CONSUMO en % de Uso propio_____ Venta 100
Horas diarias de bombeo_____ de _____l/s cada hora. Días al mes de bombeo_____, meses al año_____
Observaciones:

El pozo cuando se achica tiene un volumen de 1 hora y 10 minutos al día. (hora de 36 m^3), al año extrae un total de 600 horas, durante el periodo de achique de marzo a octubre.

PIEZOMETRIA

Fecha: 15/05/2021 Funcionamiento (Parado)
Profundidad del pozo:120 m Tiempo bombeando:_____(horas, días, meses, años)
Profundidad del agua:114 m Tiempo parado:_____(horas, días, meses, años)
Altura del brocal: 1,20 m Observaciones: El pozo tiene una galería en el fondo de 60 m de longitud

I. Análisis agua de los pozos visitados.

EL CUARTO (2240TP)

Cabildo de Gran Canaria

LABORATORIO AGROALIMENTARIO
Y FITOPATOLÓGICO

INFORME DE ANÁLISIS

Cliente : PROYECTO ADAPTARES
Domicilio : ULPGC. FACULTAD DE VETERINARIA
Población : 35400 ARUCAS
Contacto : v.mendozagrimon@ulpgc.es

Nº. de Informe : 65958
Nº Muestra: 2102346
Fecha de recepción : 21/05/2021
Inicio análisis : 24/05/2021
Finalización análisis : 31/05/2021

Muestra de : TP-2240
Envase : PLÁSTICO UN USO
Tipo : AGUA POZO

Nombre Determinación	Resultado	Método
pH	8.1	PNT-AGU-03
Conductividad (25 ºC)	510 microS/cm	PNT-AGU-02
Carbonatos	< 20 mg/L	PNT-AGU-03
Bicarbonatos	120 mg/L	PNT-AGU-03
Alcalinidad	100 mg CaCO3/L	PNT-AGU-03
Sodio	39 mg/L	PNT-AGU-01
Potasio	6.7 mg/L	PNT-AGU-01
Calcio	31 mg/L	PNT-AGU-01
Magnesio	18 mg/L	PNT-AGU-01
Cloruros	42 mg/L	PNT-AGU-04
Nitratos	54 mg/L	PNT-AGU-04
Sulfatos	37 mg/L	PNT-AGU-04
Boro	0.020 mg/L	PNT-AGU-01
Sales disueltas	351 mg/L	Calculado
Relación de adsorción de sodio (SAR)	1.39 (meq/L)1/2	Calculado
Carbonato sódico residual (CSR)	-1.05 meq/L	Calculado
Dureza	152 mg/L	Calculado

Los resultados del presente informe corresponden únicamente a la muestra remitida por el cliente.
Este Informe de Análisis no puede ser reproducido sin el consentimiento previo del Servicio de Laboratorios Agroalimentario y Fitopatológico.

Emitido por: LABORATORIO AGROALIMENTARIO

ARUCAS, 31 de Mayo de 2021

VBº JEFE DE SERVCIO

JUAN RAMÓN FERNÁNDEZ VERA

Servicio Laboratorios Agroalimentario y Fitopatológico - Cabildo de Gran Canaria -

RESPONSABLE DE LABORATORIO

JUAN RAMÓN FERNÁNDEZ VERA

Pág. 1 / 1

Ctra. Gral. del Norte, Km 7.2 Cardones 35415 Arucas (Gran Canaria) Tel.: 928 21 96 48 - 49

EL CERÓN (1763TP)

Cabildo de Gran Canaria

LABORATORIO AGROALIMENTARIO
Y FITOPATOLÓGICO

INFORME DE ANÁLISIS

Cliente : PROYECTO ADAPTARES
Domicilio : ULPGC. FACULTAD DE VETERINARIA
Población : 35400 ARUCAS
Contacto : v.mendozagrimon@ulpgc.es

Nº. de Informe : 65959
Nº Muestra: 2102347
Fecha de recepción : 21/05/2021
Inicio análisis : 24/05/2021
Finalización análisis : 31/05/2021

Muestra de : TP-1763
Envase : PLÁSTICO UN USO
Tipo : AGUA POZO

Nombre Determinación	Resultado	Método
pH	8.1	PNT-AGU-03
Conductividad (25 ºC)	360 microS/cm	PNT-AGU-02
Carbonatos	< 20 mg/L	PNT-AGU-03
Bicarbonatos	100 mg/L	PNT-AGU-03
Alcalinidad	85 mg CaCO3/L	PNT-AGU-03
Sodio	43 mg/L	PNT-AGU-01
Potasio	6.4 mg/L	PNT-AGU-01
Calcio	11 mg/L	PNT-AGU-01
Magnesio	9.9 mg/L	PNT-AGU-01
Cloruros	33 mg/L	PNT-AGU-04
Nitratos	30 mg/L	PNT-AGU-04
Sulfatos	14 mg/L	PNT-AGU-04
Boro	0.030 mg/L	PNT-AGU-01
Sales disueltas	253 mg/L	Calculado
Relación de adsorción de sodio (SAR)	2.27 (meq/L)1/2	Calculado
Carbonato sódico residual (CSR)	0.31 meq/L	Calculado
Dureza	70 mg/L	Calculado

Los resultados del presente informe corresponden únicamente a la muestra remitida por el cliente.
Este Informe de Análisis no puede ser reproducido sin el consentimiento previo del Servicio de Laboratorios Agroalimentario y Fitopatológico.

Emitido por: LABORATORIO AGROALIMENTARIO

ARUCAS, 31 de Mayo de 2021

VBº JEFE DE SERVCIO

JUAN RAMÓN FERNÁNDEZ VERA

Servicio Laboratorios Agroalimentario y Fitopatológico - Cabildo de Gran Canaria

RESPONSABLE DE LABORATORIO

JUAN RAMÓN FERNÁNDEZ VERA

Pág. 1 / 1

Ctra. Gral. del Norte, Km 7.2 Cardones 35415 Arucas (Gran Canaria) Tel.: 928 21 96 48 - 49

LOMO DEL CHINCHE (2680TP)

Cabildo de Gran Canaria

LABORATORIO AGROALIMENTARIO
Y FITOPATOLÓGICO

INFORME DE ANÁLISIS

Cliente : PROYECTO ADAPTARES
Domicilio : ULPGC. FACULTAD DE VETERINARIA
Población : 35400 ARUCAS
Contacto : v.mendozagrimon@ulpgc.es

Nº. de Informe : 65960
Nº Muestra: 2102348
Fecha de recepción : 21/05/2021
Inicio análisis : 24/05/2021
Finalización análisis : 31/05/2021

Muestra de : TP-2680
Envase : PLÁSTICO UN USO
Tipo : AGUA POZO

Nombre Determinación	Resultado	Método
pH	7.2	PNT-AGU-03
Conductividad (25 ºC)	990 microS/cm	PNT-AGU-02
Carbonatos	< 20 mg/L	PNT-AGU-03
Bicarbonatos	370 mg/L	PNT-AGU-03
Alcalinidad	300 mg CaCO3/L	PNT-AGU-03
Sodio	130 mg/L	PNT-AGU-01
Potasio	17 mg/L	PNT-AGU-01
Calcio	36 mg/L	PNT-AGU-01
Magnesio	27 mg/L	PNT-AGU-01
Cloruros	72 mg/L	PNT-AGU-04
Nitratos	57 mg/L	PNT-AGU-04
Sulfatos	60 mg/L	PNT-AGU-04
Boro	0.140 mg/L	PNT-AGU-01
Sales disueltas	766 mg/L	Calculado
Relación de adsorción de sodio (SAR)	4.08 (meq/L)1/2	Calculado
Carbonato sódico residual (CSR)	1.97 meq/L	Calculado
Dureza	201 mg/L	Calculado

Los resultados del presente informe corresponden únicamente a la muestra remitida por el cliente.
Este Informe de Análisis no puede ser reproducido sin el consentimiento previo del Servicio de Laboratorios Agroalimentario y Fitopatológico.

Emitido por: LABORATORIO AGROALIMENTARIO

ARUCAS, 31 de Mayo de 2021

VBº JEFE DE SERVCIO

JUAN RAMÓN FERNÁNDEZ VERA

RESPONSABLE DE LABORATORIO

JUAN RAMÓN FERNÁNDEZ VERA

Servicio Laboratorios Agroalimentario y Fitopatológico · Cabildo de Gran Canaria

Pág. 1 / 1

Ctra. Gral. del Norte, Km 7.2 Cardones 35415 Arucas (Gran Canaria) Tel.: 928 21 96 48 - 49

EL GUINDO (1130TP)

Cabildo de Gran Canaria

LABORATORIO AGROALIMENTARIO
Y FITOPATOLÓGICO

INFORME DE ANÁLISIS

Cliente : PROYECTO ADAPTARES
Domicilio : ULPGC. FACULTAD DE VETERINARIA
Población : 35400 ARUCAS
Contacto : v.mendozagrimon@ulpgc.es

Nº. de Informe : 65957
Nº Muestra: 2102345
Fecha de recepción : 21/05/2021
Inicio análisis : 24/05/2021
Finalización análisis : 31/05/2021

Muestra de : TP-1130
Envase : PLÁSTICO UN USO
Tipo : AGUA POZO

Nombre Determinación	Resultado	Método
pH	8.6	PNT-AGU-03
Conductividad (25 ºC)	420 microS/cm	PNT-AGU-02
Carbonatos	< 20 mg/L	PNT-AGU-03
Bicarbonatos	120 mg/L	PNT-AGU-03
Alcalinidad	110 mg CaCO3/L	PNT-AGU-03
Sodio	50 mg/L	PNT-AGU-01
Potasio	6.5 mg/L	PNT-AGU-01
Calcio	16 mg/L	PNT-AGU-01
Magnesio	12 mg/L	PNT-AGU-01
Cloruros	30 mg/L	PNT-AGU-04
Nitratos	21 mg/L	PNT-AGU-04
Sulfatos	35 mg/L	PNT-AGU-04
Boro	0.020 mg/L	PNT-AGU-01
Sales disueltas	297 mg/L	Calculado
Relación de adsorción de sodio (SAR)	2.33 (meq/L)1/2	Calculado
Carbonato sódico residual (CSR)	0.40 meq/L	Calculado
Dureza	89 mg/L	Calculado

Los resultados del presente informe corresponden únicamente a la muestra remitida por el cliente.
Este Informe de Análisis no puede ser reproducido sin el consentimiento previo del Servicio de Laboratorios Agroalimentario y Fitopatológico.

Emitido por: LABORATORIO AGROALIMENTARIO

ARUCAS, 31 de Mayo de 2021

VBª JEFE DE SERVCIO

JUAN RAMÓN FERNÁNDEZ VERA

Servicio Laboratorios Agroalimentario y Fitopatológico - Cabildo de Gran Canaria

RESPONSABLE DE LABORATORIO

JUAN RAMÓN FERNÁNDEZ VERA

Pág. 1 / 1

Ctra. Gral. del Norte, Km 7.2 Cardones 35415 Arucas (Gran Canaria) Tel.: 928 21 96 48 - 49

LA HIGUERILLA (5595TP)

Cabildo de Gran Canaria

LABORATORIO AGROALIMENTARIO
Y FITOPATOLÓGICO

INFORME DE ANÁLISIS

Cliente : PROYECTO ADAPTARES
Domicilio : ULPGC. FACULTAD DE VETERINARIA
Población : 35400 ARUCAS
Contacto : v.mendozagrimon@ulpgc.es

Nº. de Informe : 65961
Nº Muestra: 2102349
Fecha de recepción : 21/05/2021
Inicio análisis : 24/05/2021
Finalización análisis : 31/05/2021

Muestra de : TP-5595

Envase : PLÁSTICO UN USO
Tipo : AGUA POZO

Nombre Determinación	Resultado	Método
pH	8.0	PNT-AGU-03
Conductividad (25 ºC)	350 microS/cm	PNT-AGU-02
Carbonatos	< 20 mg/L	PNT-AGU-03
Bicarbonatos	74 mg/L	PNT-AGU-03
Alcalinidad	61 mg CaCO3/L	PNT-AGU-03
Sodio	36 mg/L	PNT-AGU-01
Potasio	6.8 mg/L	PNT-AGU-01
Calcio	15 mg/L	PNT-AGU-01
Magnesio	9.6 mg/L	PNT-AGU-01
Cloruros	28 mg/L	PNT-AGU-04
Nitratos	44 mg/L	PNT-AGU-04
Sulfatos	23 mg/L	PNT-AGU-04
Boro	0.020 mg/L	PNT-AGU-01
Sales disueltas	236 mg/L	Calculado
Relación de adsorción de sodio (SAR)	1.76 (meq/L)1/2	Calculado
Carbonato sódico residual (CSR)	-.33 meq/L	Calculado
Dureza	77 mg/L	Calculado

Los resultados del presente informe corresponden únicamente a la muestra remitida por el cliente.
Este Informe de Análisis no puede ser reproducido sin el consentimiento previo del Servicio de Laboratorios Agroalimentario y Fitopatológico.

Emitido por: LABORATORIO AGROALIMENTARIO

ARUCAS, 31 de Mayo de 2021

VBº JEFE DE SERVCIO

JUAN RAMÓN FERNÁNDEZ VERA

Servicio Laboratorios Agroalimentario y Fitopatológico - Cabildo de Gran Canaria -

RESPONSABLE DE LABORATORIO

JUAN RAMÓN FERNÁNDEZ VERA

Pág. 1 / 1

Ctra. Gral. del Norte, Km 7.2 Cardones 35415 Arucas (Gran Canaria) Tel.: 928 21 96 48 - 49

LAROMO (4428TP)

Cabildo de Gran Canaria

LABORATORIO AGROALIMENTARIO
Y FITOPATOLÓGICO

INFORME DE ANÁLISIS

Cliente : PROYECTO ADAPTARES
Domicilio : ULPGC. FACULTAD DE VETERINARIA
Población : 35400 ARUCAS
Contacto : v.mendozagrimon@ulpgc.es

Nº. de Informe : 65955
Nº Muestra: 2102343
Fecha de recepción : 21/05/2021
Inicio análisis : 24/05/2021
Finalización análisis : 31/05/2021

Muestra de : TP-4428
Envase : PLÁSTICO UN USO
Tipo : AGUA POZO

Nombre Determinación	Resultado	Método
pH	8.0	PNT-AGU-03
Conductividad (25 ºC)	410 microS/cm	PNT-AGU-02
Carbonatos	< 20 mg/L	PNT-AGU-03
Bicarbonatos	92 mg/L	PNT-AGU-03
Alcalinidad	76 mg CaCO3/L	PNT-AGU-03
Sodio	46 mg/L	PNT-AGU-01
Potasio	6.7 mg/L	PNT-AGU-01
Calcio	14 mg/L	PNT-AGU-01
Magnesio	11 mg/L	PNT-AGU-01
Cloruros	41 mg/L	PNT-AGU-04
Nitratos	38 mg/L	PNT-AGU-04
Sulfatos	21 mg/L	PNT-AGU-04
Boro	0.040 mg/L	PNT-AGU-01
Sales disueltas	270 mg/L	Calculado
Relación de adsorción de sodio (SAR)	2.21 (meq/L)1/2	Calculado
Carbonato sódico residual (CSR)	-.13 meq/L	Calculado
Dureza	82 mg/L	Calculado

Los resultados del presente informe corresponden únicamente a la muestra remitida por el cliente.
Este Informe de Análisis no puede ser reproducido sin el consentimiento previo del Servicio de Laboratorios Agroalimentario y Fitopatológico.

Emitido por: LABORATORIO AGROALIMENTARIO

ARUCAS, 31 de Mayo de 2021

VBº JEFE DE SERVCIO

JUAN RAMÓN FERNÁNDEZ VERA

Servicio Laboratorios Agroalimentario y Fitopatológico - Cabildo de Gran Canaria

RESPONSABLE DE LABORATORIO

JUAN RAMÓN FERNÁNDEZ VERA

Pág. 1 / 1

Ctra. Gral. del Norte, Km 7.2 Cardones 35415 Arucas (Gran Canaria) Tel.: 928 21 96 48 - 49

LLANOS DE CUBA (2283TP)

Cabildo de Gran Canaria

LABORATORIO AGROALIMENTARIO
Y FITOPATOLÓGICO

INFORME DE ANÁLISIS

Cliente : PROYECTO ADAPTARES
Domicilio : ULPGC. FACULTAD DE VETERINARIA
Población : 35400 ARUCAS
Contacto : v.mendozagrimon@ulpgc.es

Nº. de Informe : 65962
Nº Muestra: 2102350
Fecha de recepción : 21/05/2021
Inicio análisis : 24/05/2021
Finalización análisis : 31/05/2021

Muestra de : TP-2283
Envase : PLÁSTICO UN USO
Tipo : AGUA POZO

Nombre Determinación	Resultado	Método
pH	8.0	PNT-AGU-03
Conductividad (25 ºC)	430 microS/cm	PNT-AGU-02
Carbonatos	< 20 mg/L	PNT-AGU-03
Bicarbonatos	86 mg/L	PNT-AGU-03
Alcalinidad	70 mg CaCO3/L	PNT-AGU-03
Sodio	47 mg/L	PNT-AGU-01
Potasio	8.8 mg/L	PNT-AGU-01
Calcio	14 mg/L	PNT-AGU-01
Magnesio	13 mg/L	PNT-AGU-01
Cloruros	47 mg/L	PNT-AGU-04
Nitratos	49 mg/L	PNT-AGU-04
Sulfatos	21 mg/L	PNT-AGU-04
Boro	0.050 mg/L	PNT-AGU-01
Sales disueltas	286 mg/L	Calculado
Relación de adsorción de sodio (SAR)	2.19 (meq/L)1/2	Calculado
Carbonato sódico residual (CSR)	-.36 meq/L	Calculado
Dureza	89 mg/L	Calculado

Los resultados del presente informe corresponden únicamente a la muestra remitida por el cliente.
Este Informe de Análisis no puede ser reproducido sin el consentimiento previo del Servicio de Laboratorios Agroalimentario y Fitopatológico.

Emitido por: LABORATORIO AGROALIMENTARIO

ARUCAS, 31 de Mayo de 2021

VBº JEFE DE SERVCIO

JUAN RAMÓN FERNÁNDEZ VERA

Servicio Laboratorios Agroalimentario y Fitopatológico - Cabildo de Gran Canaria

RESPONSABLE DE LABORATORIO

JUAN RAMÓN FERNÁNDEZ VERA

Pág. 1 / 1

Ctra. Gral. del Norte, Km 7.2 Cardones 35415 Arucas (Gran Canaria) Tel.: 928 21 96 48 - 49

ANEXO VII. Gráficas de las determinaciones químicas analizadas.

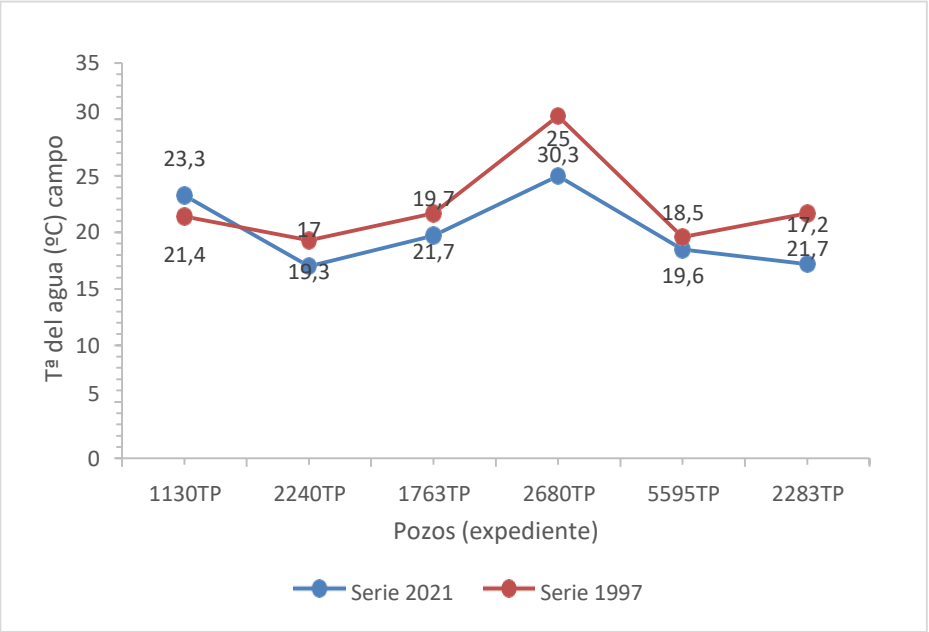


Figura 46. Relación entre la temperatura del agua en campo de la analítica de 1997 y2021.

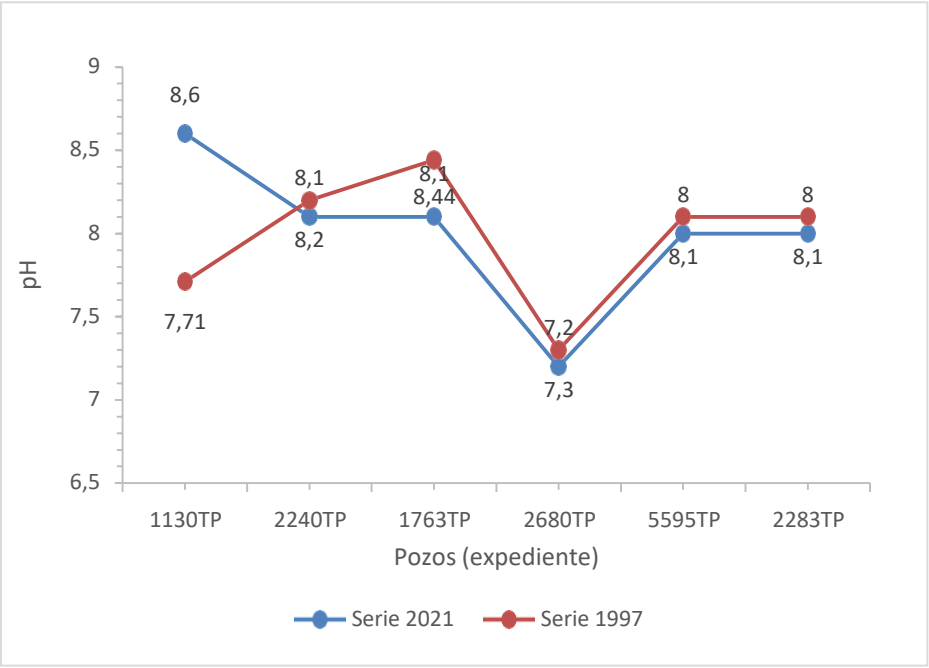


Figura 47. Relación entre el *p*H de la analítica de 1997 y de 2021.

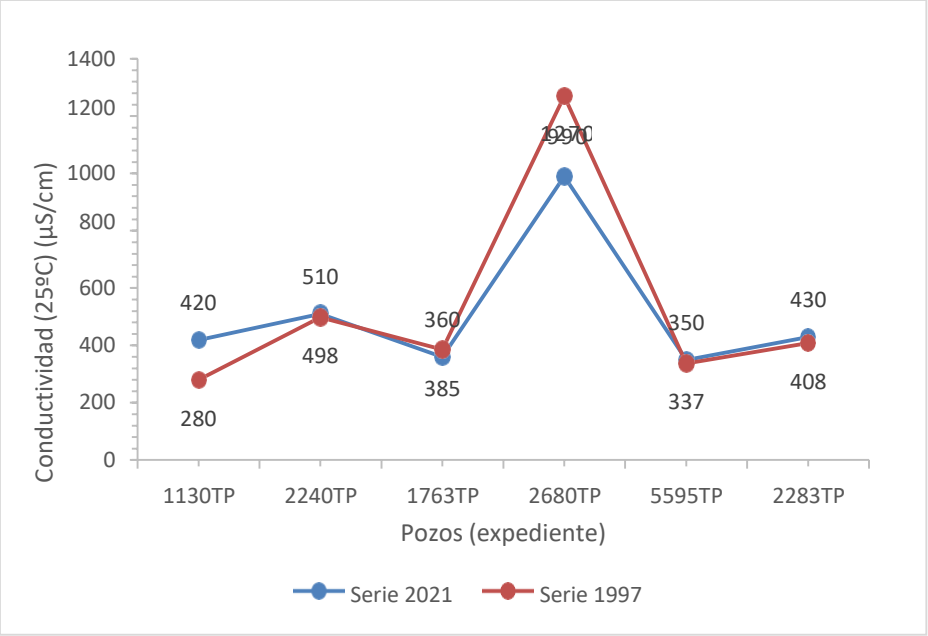


Figura 48. Relación entre el *p*H de la analítica de 1997 y de 2021.

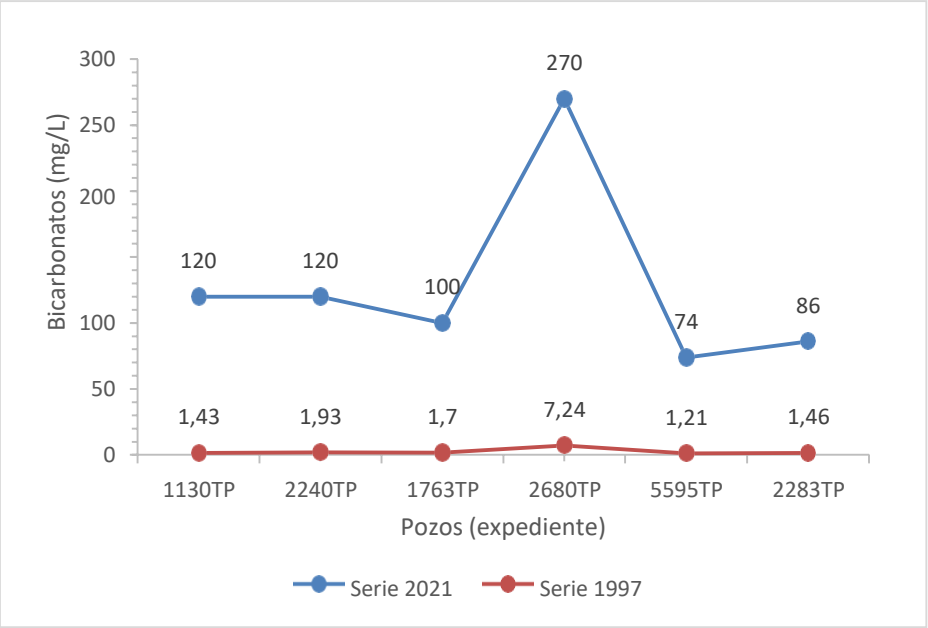


Figura 49. Relación entre bicarbonatos de la analítica de 1997 y de 2021.

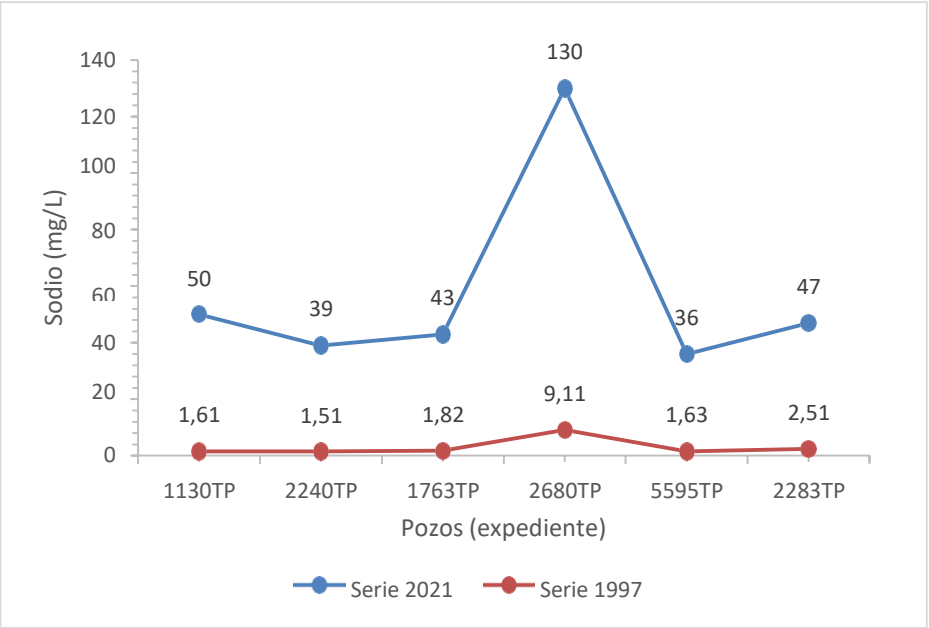


Figura 50. Relación entre el sodio de la analítica de 1997 y de 2021.

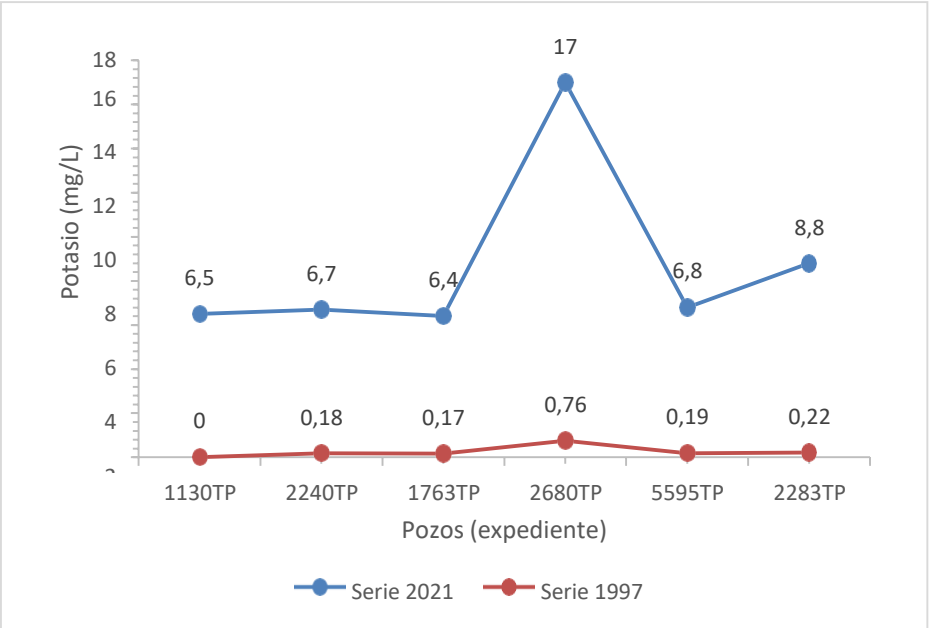


Figura 51. Relación entre el potasio de la analítica de 1997 y de 2021.

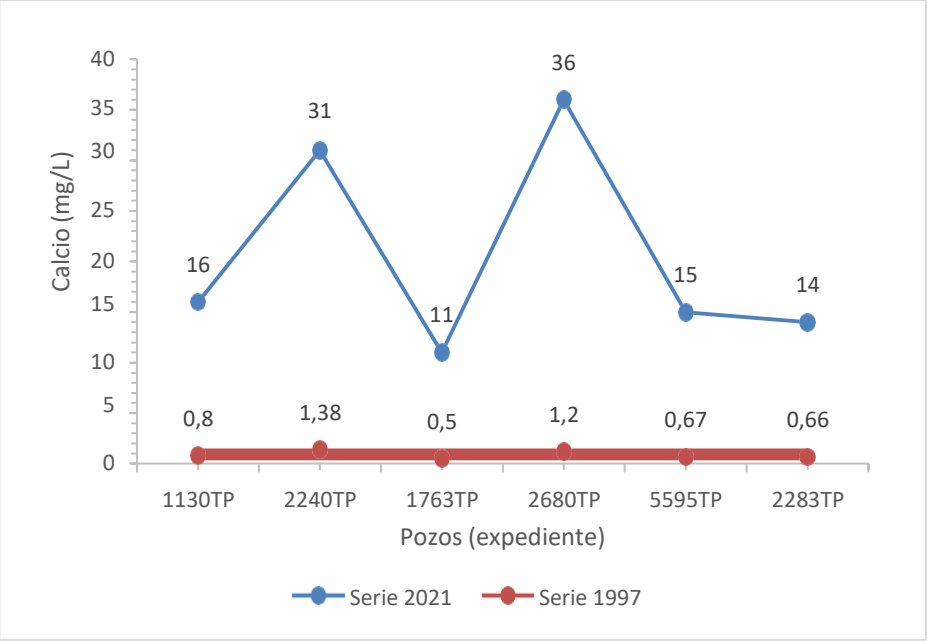


Figura 52. Relación entre el calcio de la analítica de 1997 y de 2021.

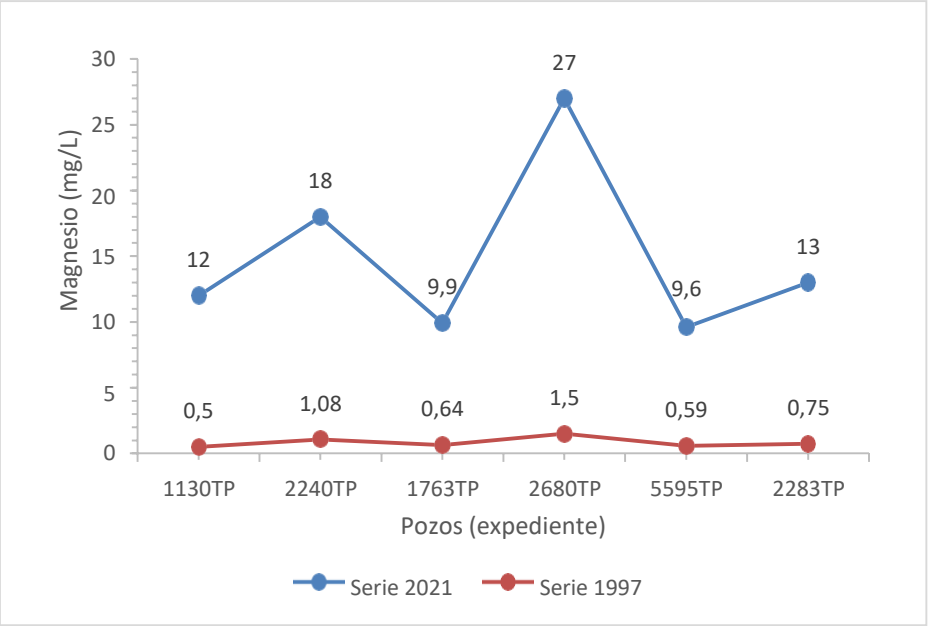


Figura 53. Relación entre el magnesio de 1997 y de 2021.

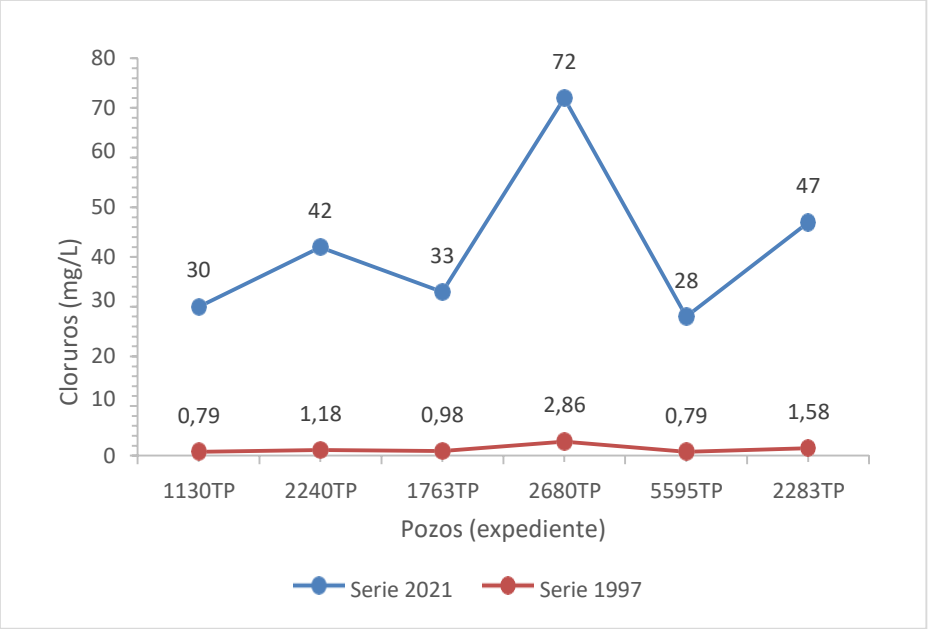


Figura 54. Relación entre cloruros de la analítica de 1997 y de 2021.

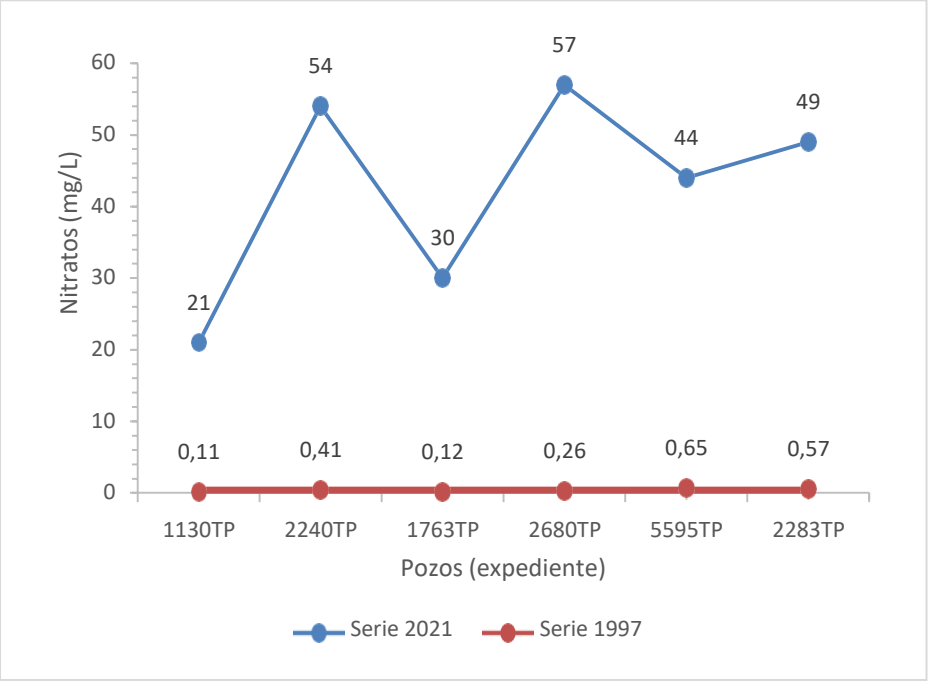


Figura 55. Relación entre nitratos de la analítica de 1997 y de 2021.

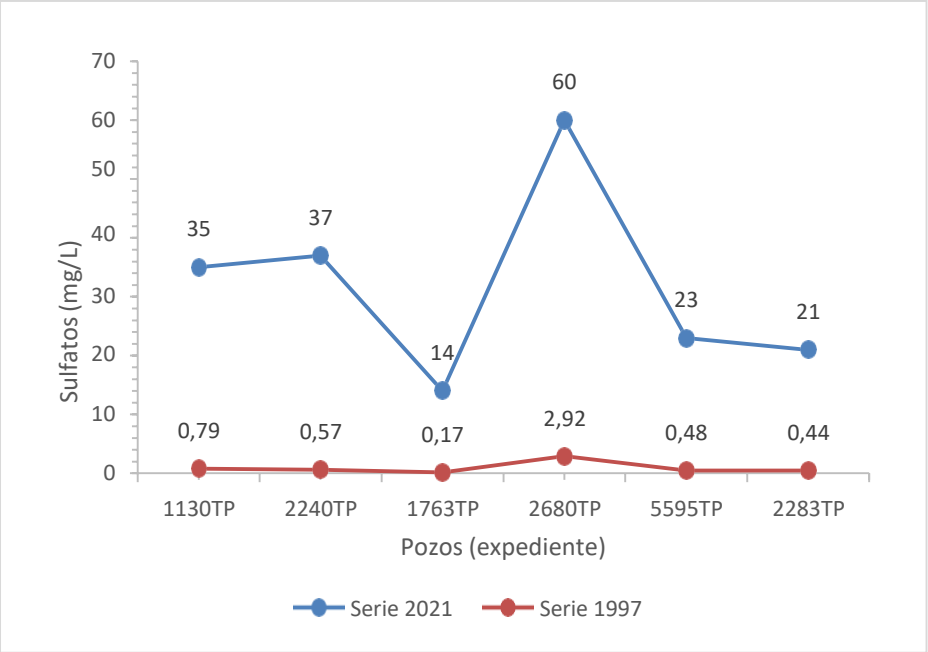


Figura 56. Relación entre sulfatos de la analítica de 1997 y de 2021.

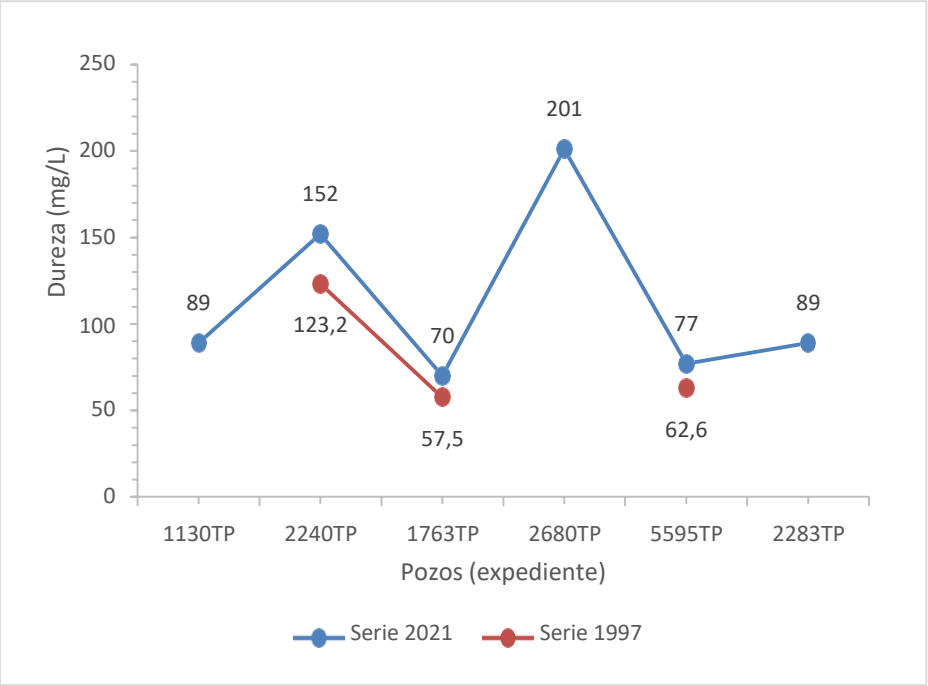


Figura 57. Relación entre la dureza de la analítica de 1997 y de 2021.

ANEXO VIII. Mapas de isocontenidos en parámetros químicos.

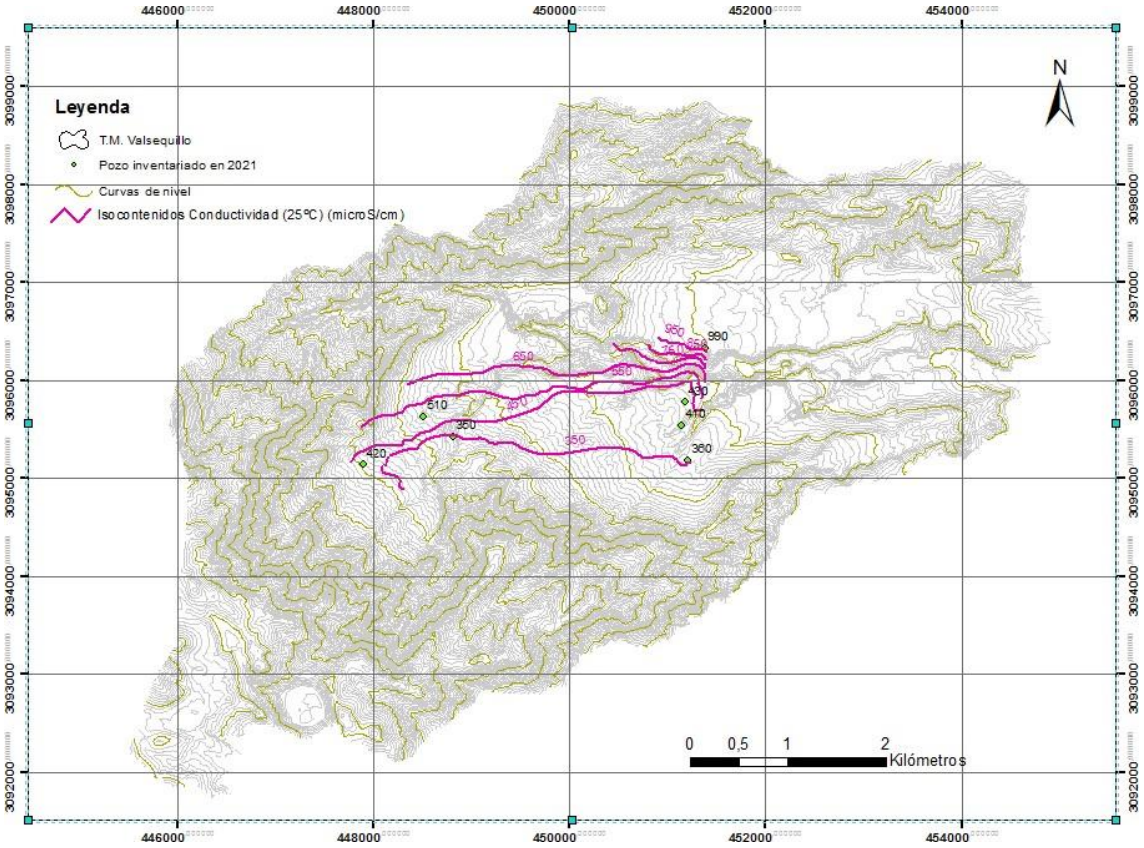


Figura 58. Mapa de isoconductividad eléctrica(25ºC) (microS/cm).

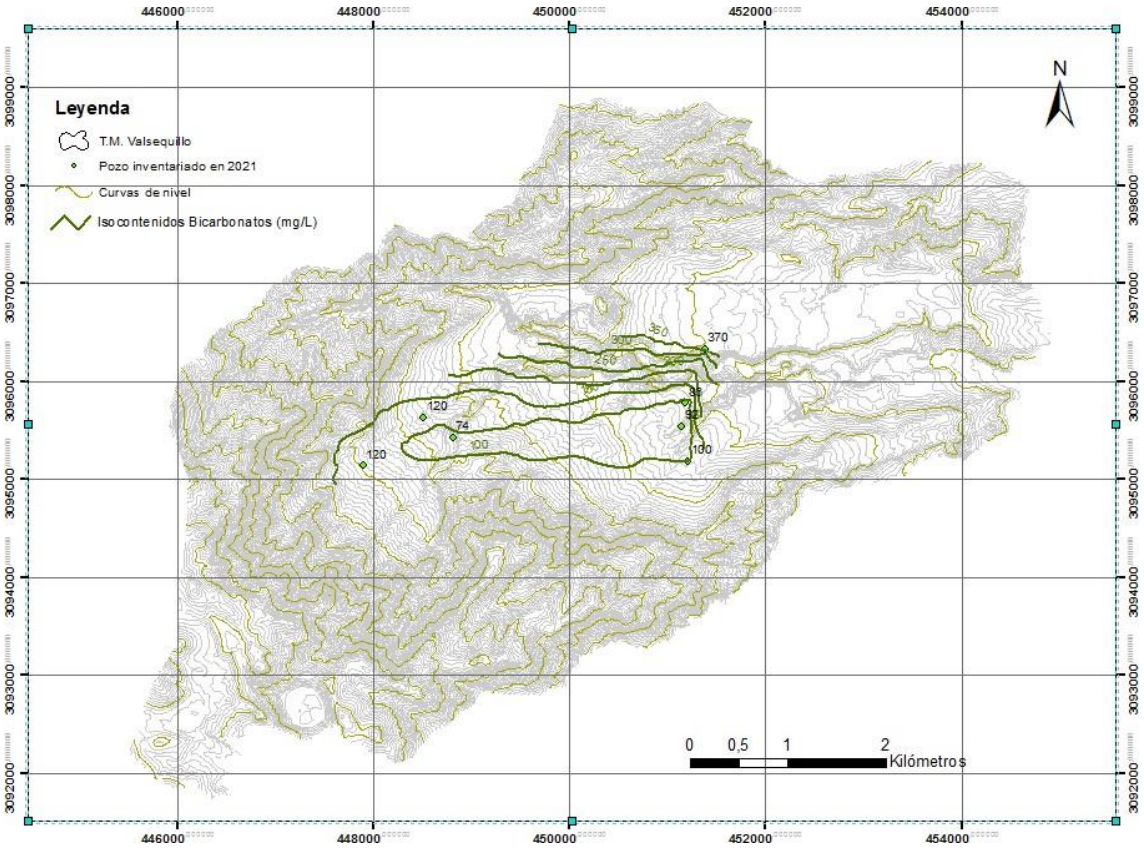


Figura 59. Mapa de isocontenidos de bicarbonatos (mg/L).

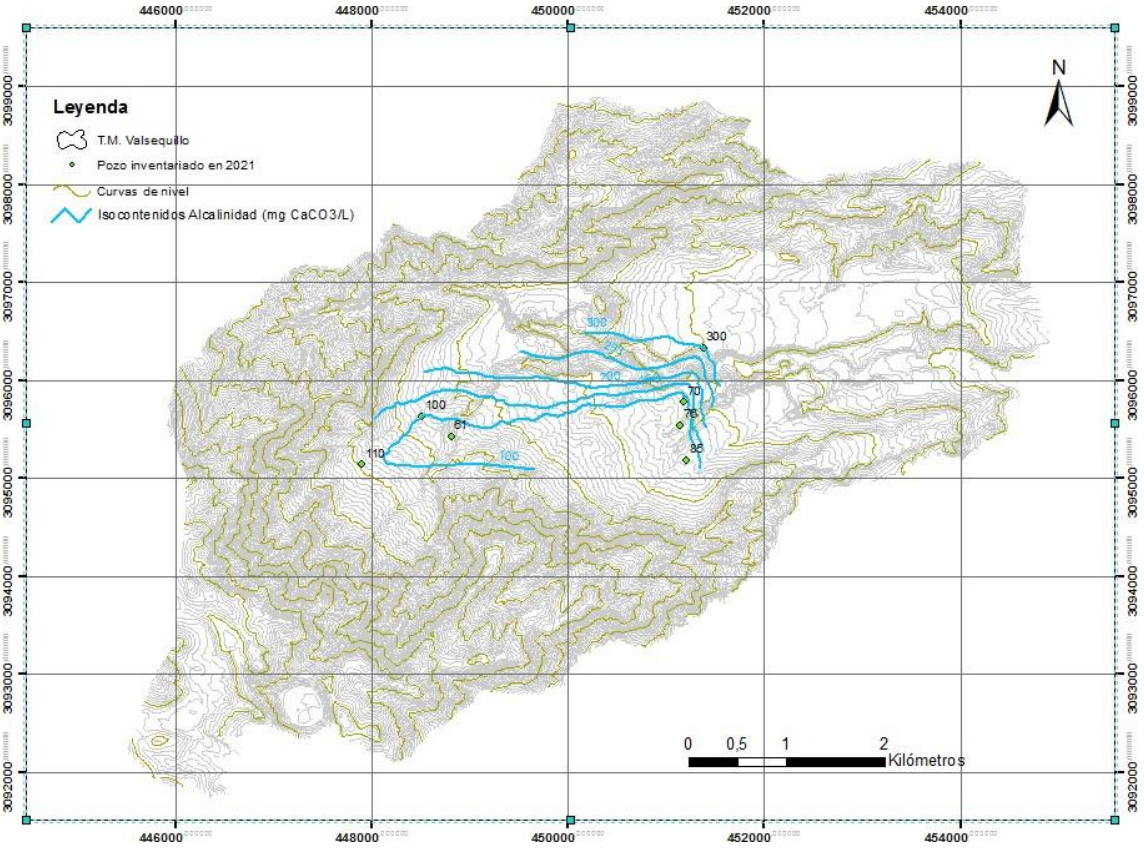


Figura 60. Mapa de isocontenidos de alcalinidad (mg $CaCO_3$/L).

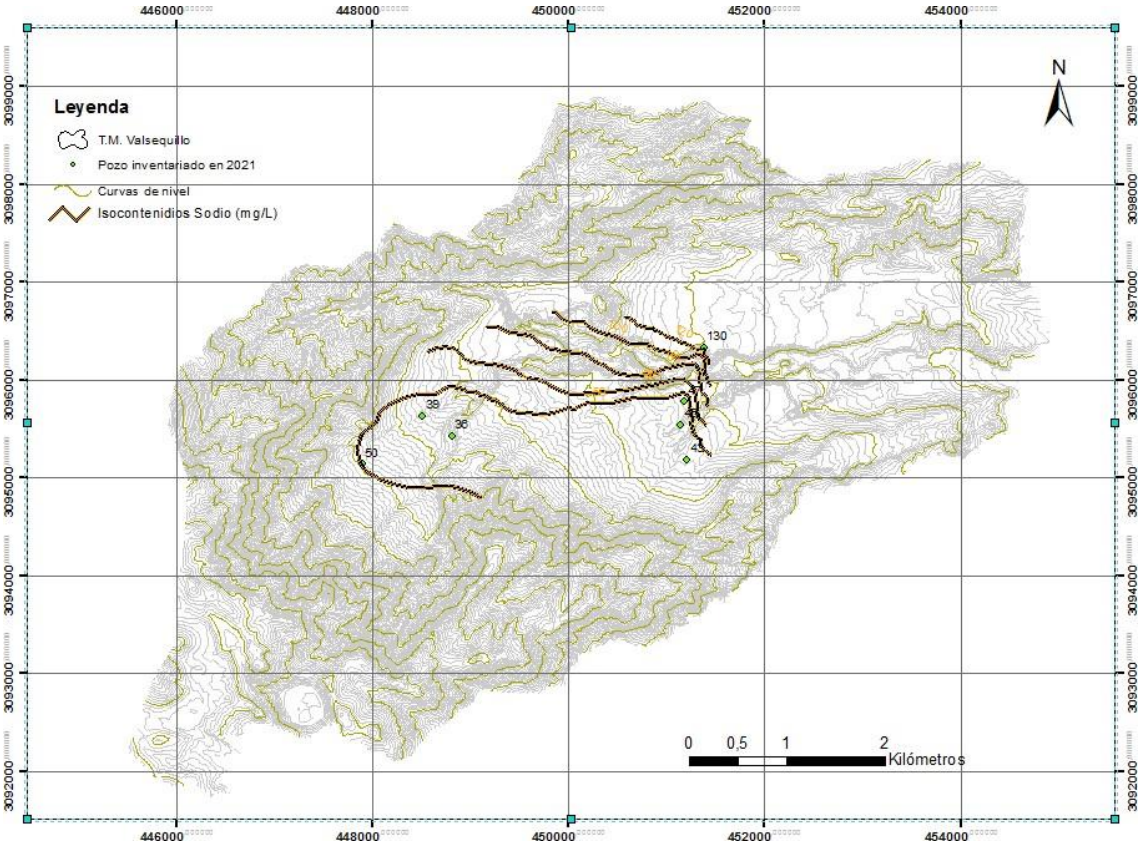


Figura 61. Mapa de isocontenidos de Sodio (mg/L).

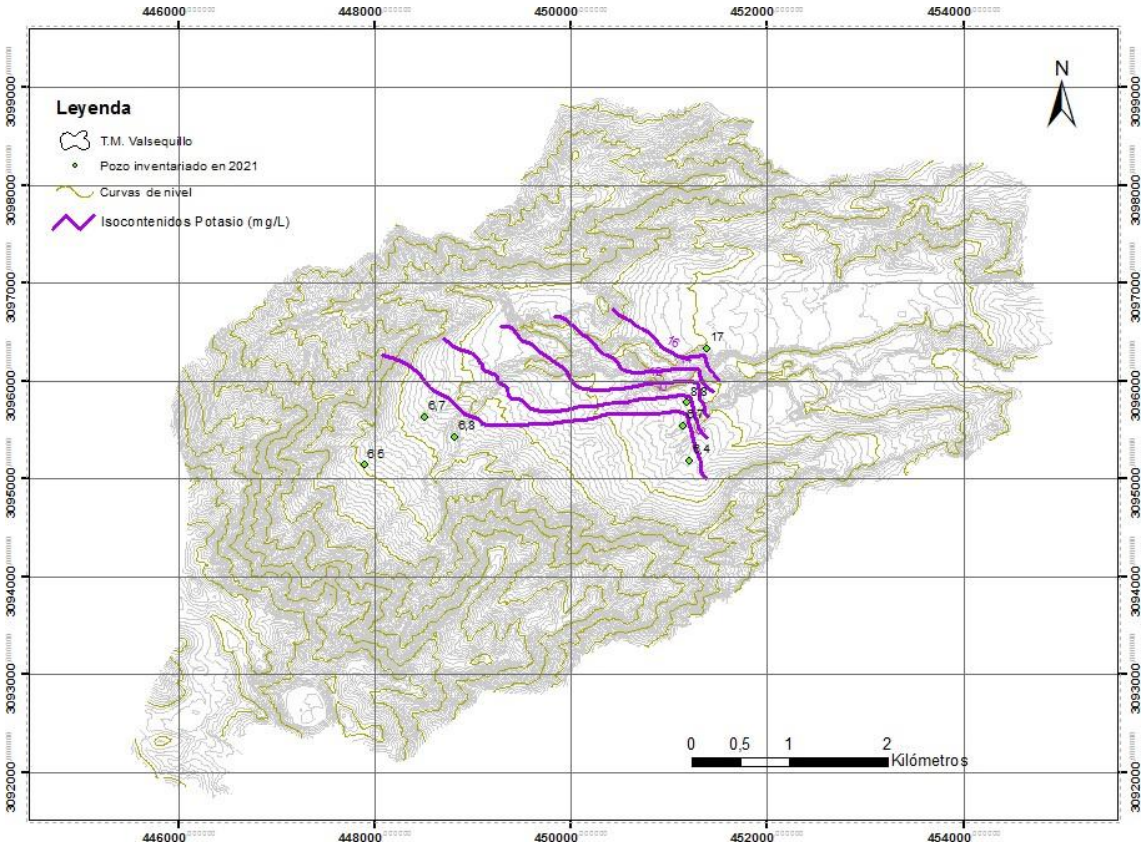


Figura 62. Mapa de isocontenidos de Potasio (mg/L).

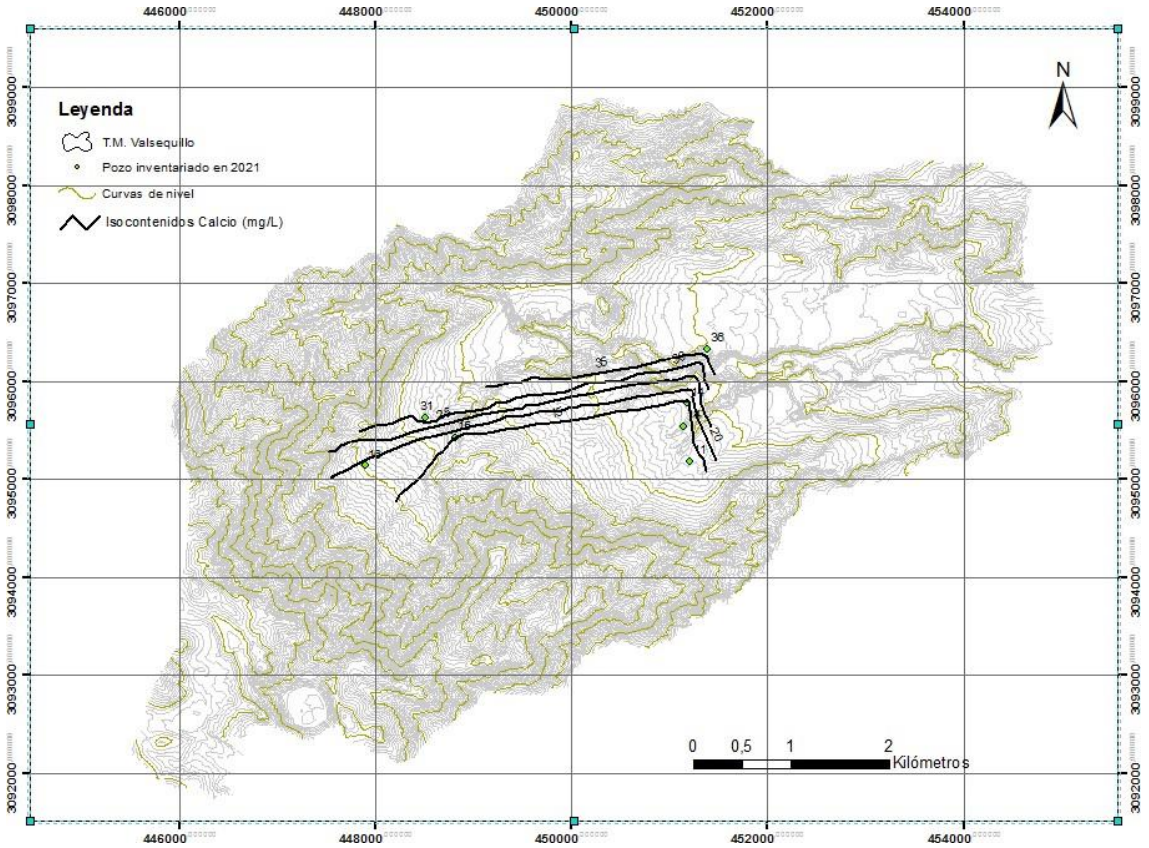


Figura 63. Mapa de isocontenidos de Calcio (mg/L).

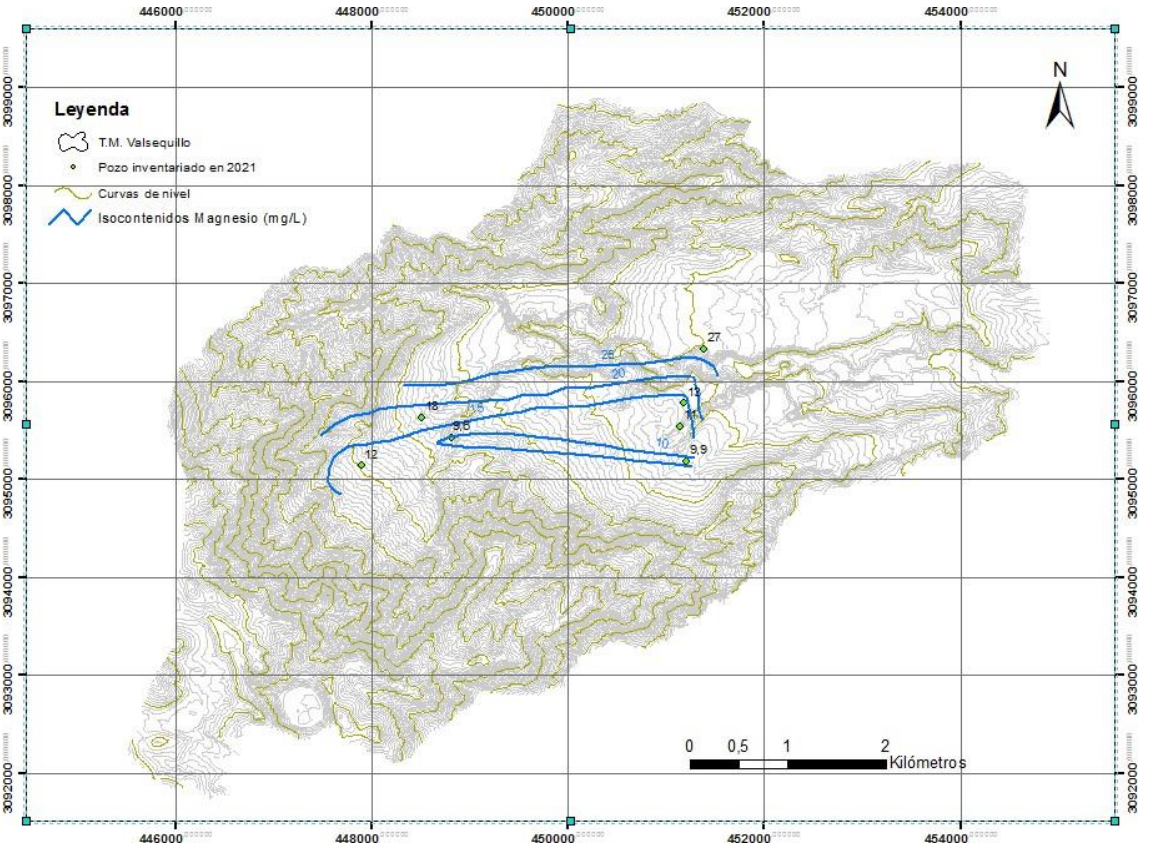


Figura 64. Mapa de isocontenidos de Magnesio (mg/L).

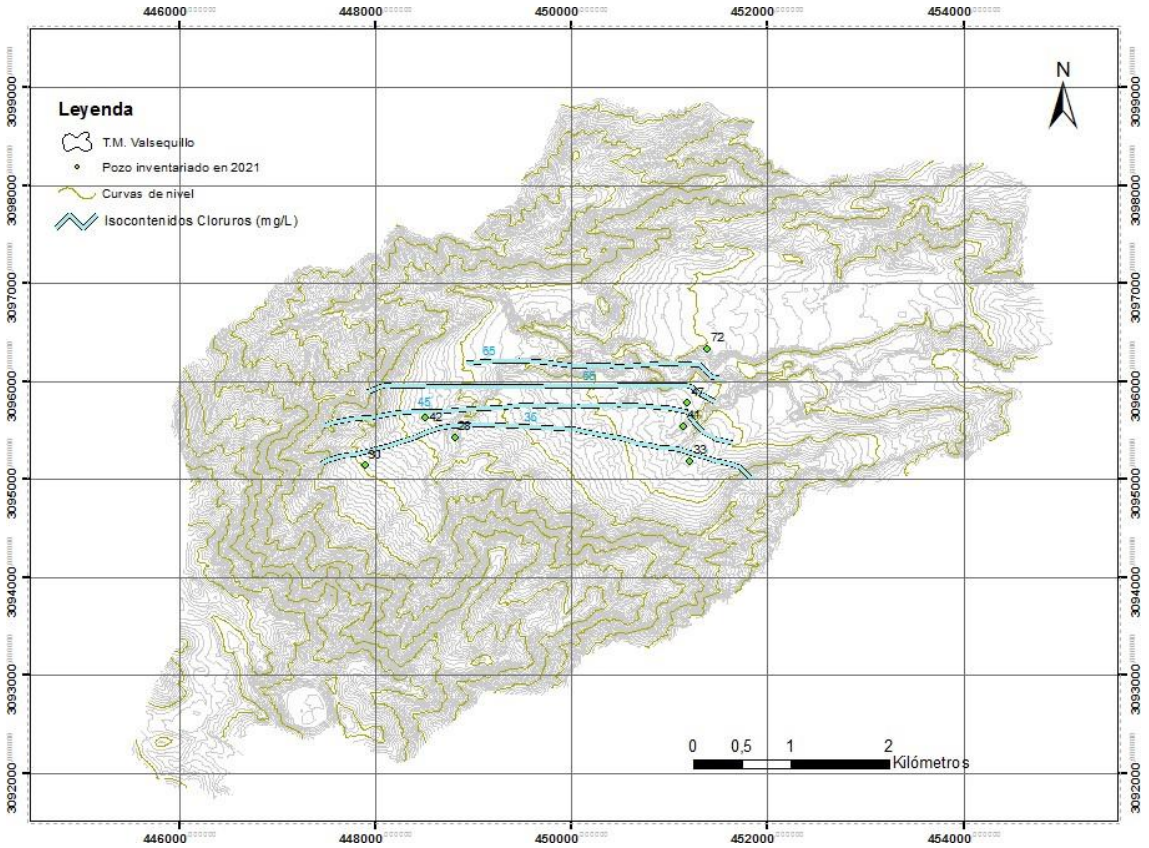


Figura 65. Mapa de isocontenidos de Cloruros (mg/L).

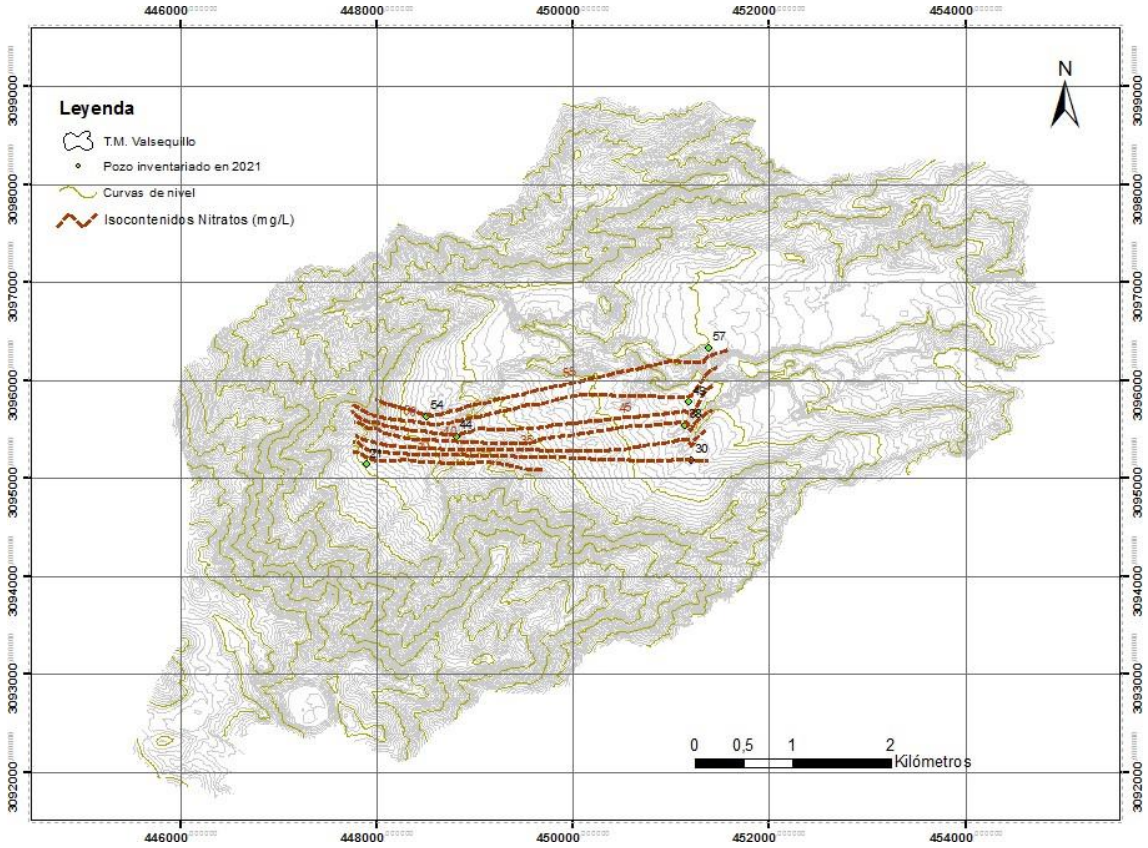


Figura 66. Mapa de isocontenidos de Nitratos (mg/L).

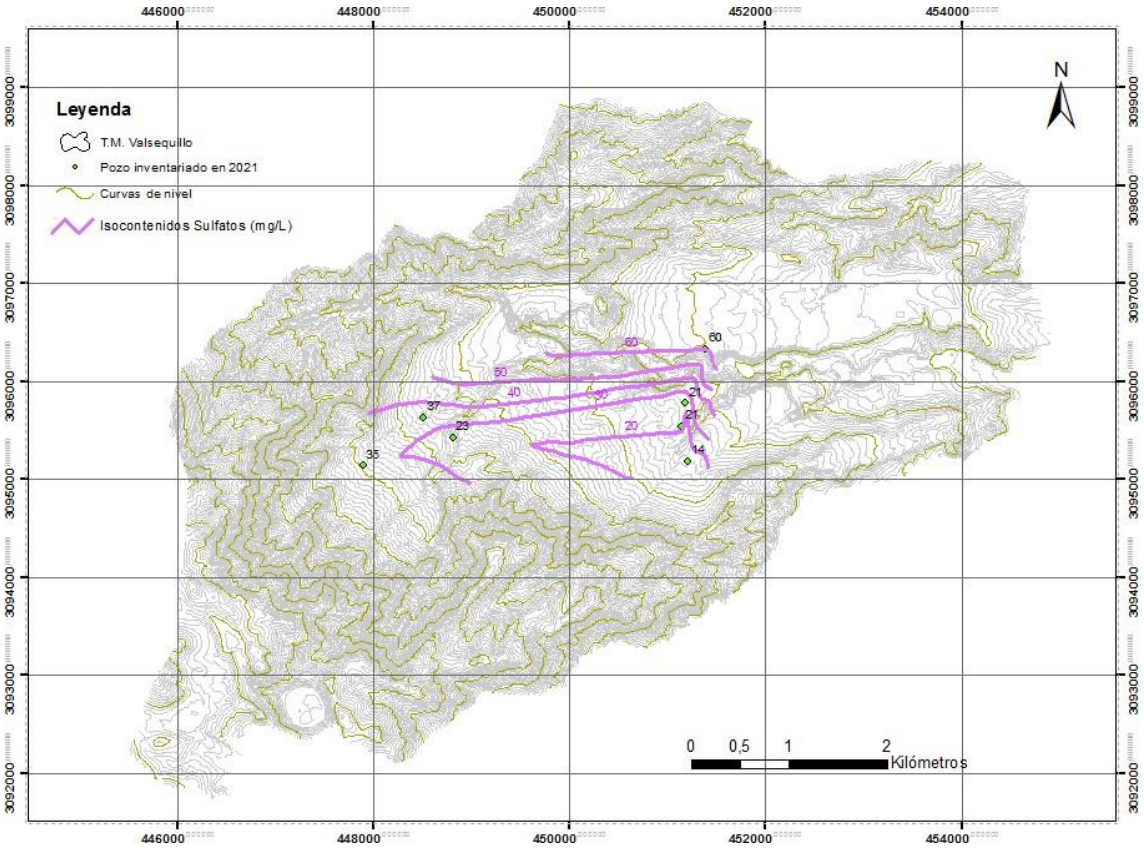


Figura 67. Mapa de isocontenidos de Sulfatos (mg/L).

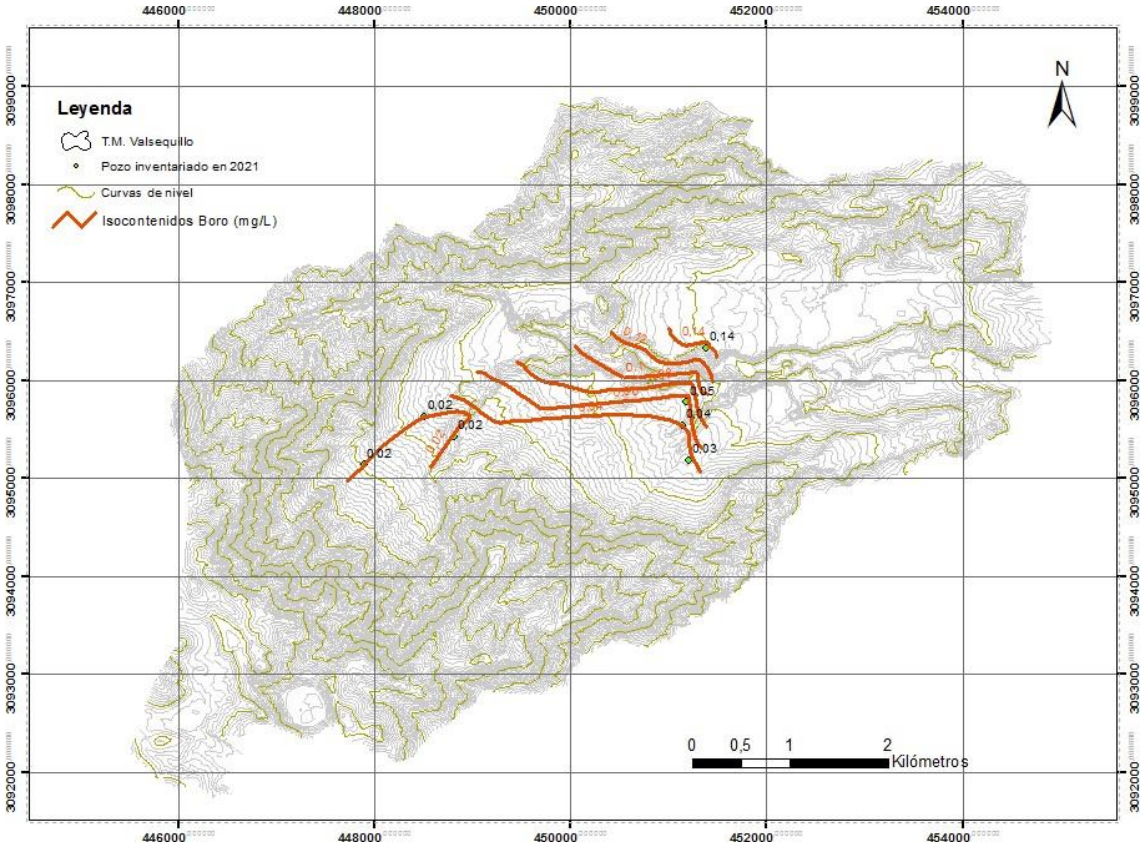


Figura 68. Mapa de isocontenidos de Boro (mg/L).

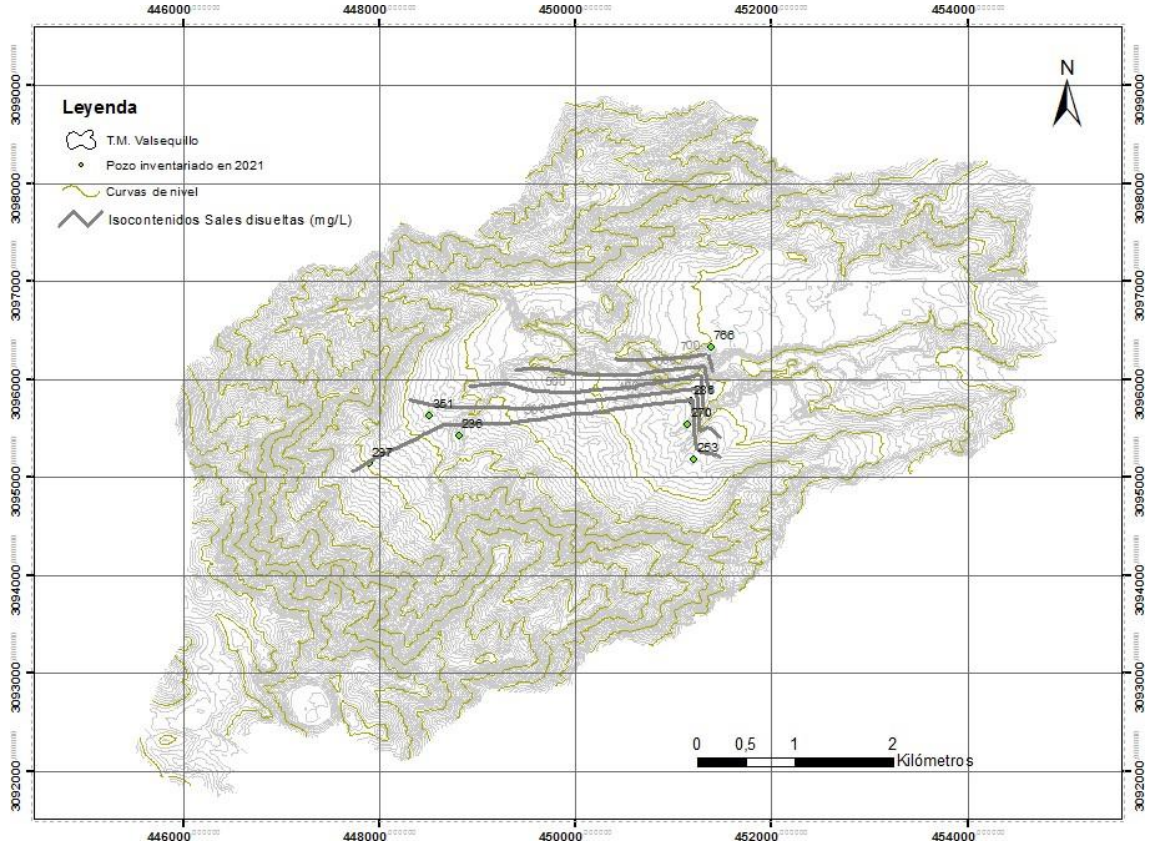


Figura 69. Mapa de isocontenidos Sales disueltas (mg/L).

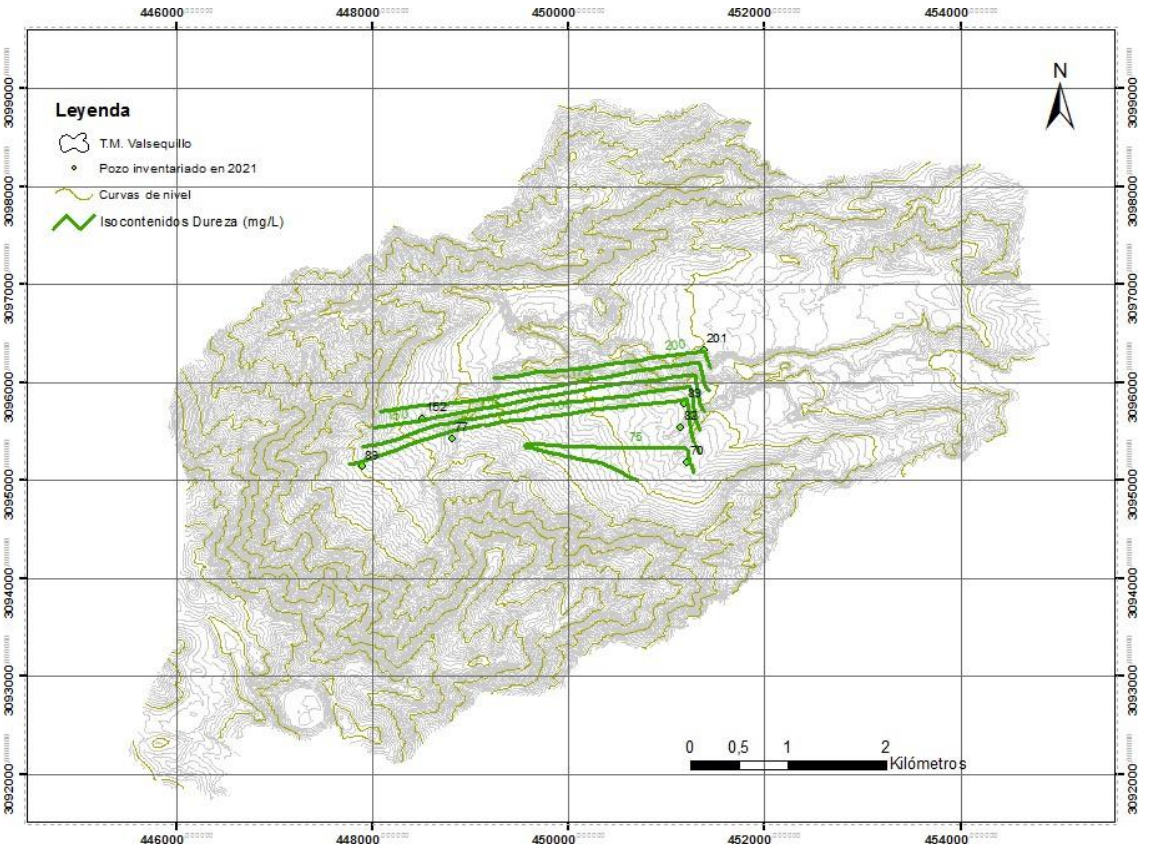


Figura 70. Mapa de isocontenidos Dureza (mg/L).

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ

Y

UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS

MÁSTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA
Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

PROYECTO DE FIN DE MASTER

FACTIBILIDAD ECONÓMICA DE LA OPERACIÓN SOSTENIBLE DE LA REPRESA HIDROELÉCTRICA PANGUE, HACIA UNA GESTIÓN INTEGRADA DEL AGUA EN LA CUENCA DEL RÍO BIOBÍO, CHILE

AUTOR:
JUAN ENRIQUE VALLEJOS CARLE

DIRECTOR:
Dr. ALBERTO DEL VILLAR GARCIA

Alcalá de Henares, a 30 de enero de 2021

ÍNDICE

RESUMEN……...190
I. Antecedentes .…….....190
II. Objetivos ……194
III. Metodología…….…...194
IV. Materiales Y Descripción ……...197
V. Resultados…….……...215
VI. Conclusiones …….……..220
VII. Bibliografía ……..…….……..221

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Caudal medio mensual, caudal máximo promedio y caudal mínimo promedio para el año 2019……...204
Tabla 2. Caudales mínimos y máximos absolutos ocurridos en horario de punta y horario de valle durante el año 2019……...204
Tabla 3. Tasas máximas de ascenso y descenso de caudal, para cada mes del año 2019 ……...204
Tabla 4. Caudal, duración y tasa de variación, para la estación Rucalhue del río Biobío, año 2019……...209
Tabla 5. Costes adicionales generados a las OUA por vigilancia y deterioro acelerado en los canales de riego (€)……..216
Tabla 6. Costes calculados para agricultores, asociados a las pérdidas de eficiencia de riego (€) ……216
Tabla 7. Costes asociados a las pérdidas de superficie regada destinada a secano para cada organización de usuarios (€)……..216
Tabla 8. Planilla de cálculo CAE para el escenario propuesto……..219

LISTADO DE ACRÓNIMOS Y ABREVIACIONES

AC:Asociación de Canalistas (Chile)
ACB:Análisis Coste Beneficio
CEN:Coordinador Eléctrico Nacional
DGA: Dirección General de Aguas
ERNC:Energías renovables no convencionales
GIRH: Gestión Integrada de Recursos Hídricos
GWP:Global Water Parnership
IP:índice de Precios al Consumidor (Chile)
INBO: International Network of Basin Organizations
OECD:Organisation for Economic Cooperation and Development
OUA:Organizaciones de Usuarios de Agua (Chile).
UNEP :United Nation Environment Programme
WRI: World Resources Institute

RESUMEN

El sistema eléctrico chileno, diseñado para suplir una demanda variable, cuenta en la actualidad con una serie de centrales hidroeléctricas que, por su versatilidad, permiten entregar potencia en un corto tiempo. Esta condición, para el caso de las centrales ubicadas en los ríos, supone violentas descargas de agua durante lapsos cortos, variables e impredecibles. Estas variaciones bruscas en el caudal del río, conocida como hydropeaking, producen serias afectaciones a otros usuarios de la cuenca como agricultores y pescadores, pero muy especialmente, al ecosistema fluvial.

Con el objeto de contribuir al uso sostenible mediante la gestión integrada del agua en la cuenca del Biobío, se plantean algunas reglas a la operación del embalse Pangue, ubicado sobre el río Biobío en la zona central de Chile, que permita una mejor utilización del agua por parte de los usuarios agrícolas de la cuenca, aporte a la sostenibilidad del ecosistema fluvial y no afecte en forma significativa los resultados económicos de la empresa generadora. De esta manera, se pretende evitar conflictos y usar el agua con una mirada multisectorial, apuntando a enfrentar de mejor manera los escenarios de escases hídrica previstos por los modelos de cambio climático para Chile.

I. INTRODUCCIÓN Y ANTECEDENTES

Los especialistas reconocen, desde hace mucho, que la unidad básica para la gestión del agua es la cuenca hidrográfica, como también, la gravitante importancia que tiene gestionar adecuadamente el agua para asegurar la sostenibilidad del ecosistema y, en consecuencia, para la población. En tal sentido, la Cumbre Mundial 2002 sobre el desarrollo sostenible hizo un llamado a todos los países para que desarrollaran Planes de Gestión Integrada de Recursos Hídricos y Eficiencia Energética, ante lo cual, muchos países han debido adecuar su legislación, su estructura organizacional y sus presupuestos, para asumir este sistema de planificación que considera la cuenca hidrográfica como área de gestión.

La gestión integrada de los recursos hídricos (GIRH) a nivel de cuencas hidrográficas puede ser definida como “un proceso de gestión coordinada del agua, la tierra y los recursos asociados dentro de los límites de una cuenca para optimizar y compartir equitativamente el resultante bienestar socioeconómico sin comprometer la salud de los ecosistemas vitales a largo plazo” (GWP, 2009). La GIRH es ampliamente usada para el combate de crecidas y sequías, para preservar los ecosistemas acuáticos o para racionalizar otras relaciones entre aguas arriba y aguas abajo (UNEP, 2014). Estos aspectos resultan especialmente relevantes, para la gestión de los recursos hídricos, cuando existen

embalses artificiales que regulan los caudales de los ríos y modifican el régimen natural de los flujos, ya que, los objetivos de la planificación territorial y de la gestión integrada de los recursos hídricos, se tornan muy dificultosos de cumplir cuando la operación de los embalses no se realiza con propósitos comunes a todos los usuarios de la cuenca.

Es claro que la construcción privada de embalses exige una explotación rentable a sus inversores, por lo que, de no mediar una intervención estatal, la gestión de las aguas embalsadas se enfoca, casi exclusivamente, a obtener la mayor eficiencia económica del sector que realiza la inversión. Esta mirada monosectorial en la explotación de grandes embalses ha variado, en el mundo, hacia una mirada multisectorial que permita un uso racional del agua para distintos sectores, entre los que se considera, además de los sectores productivos, especialmente importante la conservación del medio ambiente. Según la OCDE, en Sudamérica sólo un 25% de las presas y embalses son gestionados en multipropósito, cifra que sólo se sitúa bajo el 30% que ostenta Norteamérica, por lo que elevar esta cifra es hoy un desafío mundial.

La energía hidroeléctrica está siendo fomentada a nivel mundial por ser renovable y limpia. Sin embargo, su producción conlleva impactos al ecosistema fluvial, destacando las consecuencias ecológicas de la alteración de los regímenes naturales de caudales. Concretamente, las centrales a pie de presa operan de forma intermitente de acuerdo con los precios y la demanda de energía, que varían de forma instantánea, provocando el fenómeno de hydropeaking, el que consiste en la variación frecuente y rápida del caudal en un breve periodo de tiempo, generalmente a lo largo del día y que resulta en alteraciones de parámetros hidráulicos como el nivel del agua, la velocidad del flujo, la tensión de arrastre, de la morfología fluvial y de la calidad del agua. (Bejarano et al, 2017)

Por otra parte, si la central hidroeléctrica es de embalse y este se estratifica en la temporada cálida, entonces pueden sumarse fluctuaciones muy definidas de temperatura (conocidas como thermopeaking) a los pulsos de caudal, componiendo los impactos. El hydro y el thermopeaking causan una serie de impactos sobre la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas fluviales. Además, es sabido en el caso chileno que, los pulsos de caudal causados por la generación de punta son un problema para los sistemas de riego ya que muchos de estos no cuentan con bocatomas automatizadas que puedan ajustarse a medida que fluctúa el río, de modo de seguir aduciendo el mismo caudal. (Meier et al, 2015)

Chile, en la actualidad, no gestiona los recursos hídricos en forma integrada y no cuenta con organismos de cuenca con atribuciones que permitan desarrollar planes para la GIRH en las cuencas, por lo que la explotación y gestión de los recursos hídricos se realiza en forma independiente desde cada

sector. Este modelo de gestión ha subsistido, durante décadas, básicamente por la abundancia de recursos hídricos disponibles, en la mayoría de las cuencas del país, con lo que se han podido satisfacer de buena forma la mayor parte de las demandas de agua. Sin embargo, el crecimiento poblacional y económico del país, sumado a escenarios de cambio climático tendientes a disminuir la oferta de recursos hídricos, ha generado un estrés hídrico en muchas cuencas del país y ocasiona serios conflictos entre los distintos sectores productivos. A esta tensa relación se ha sumado el medioambiente, con la creciente necesidad de preservar los recursos naturales y los paisajes relacionados al agua, hasta ahora ignorados.

La cuenca del río Biobío, está comprendida entre los paralelos 36º42' – 38º49' Latitud Sur y los meridianos 71º - 73º20' Longitud Oeste. Con 24.264 km^2 y un caudal medio anual de 900 m^3/s es la tercera mayor cuenca del país, se ubica en la zona centro sur de Chile y sus principales cauces se encuentran regulados, ya sea por el control sobre aguas de lagos naturales o con embalses artificiales ubicados en la parte alta de los ríos. Su cauce principal es el río Biobío, el que se desarrolla por 380 km desde la laguna Galletue, en la cordillera de Los Andes a 1.160 m.s.n.m., hasta su desembocadura en el Océano Pacífico, en las proximidades de la ciudad de Concepción. El río Biobío, posee tres embalses de generación hidroeléctrica, siendo el mayor de ellos el embalse originado por la represa de la central hidroeléctrica Ralco, con una capacidad de 1222 hm^3 y una potencia instalada de 690 MW, aguas abajo de este se ubica el embalse originado por la central hidroeléctrica Pangue, que posee una potencia de 456 MW y genera una energía media anual de 2.156 GWh; fue construido en el año 1996 y forma un embalse de 500 ha, con un largo de 14 km y un ancho promedio de 360 m que le brinda una capacidad de acumulación de unos 175 hm^3. Finalmente, se ubica aguas abajo de Pangue, un pequeño embalse originado por la central hidroeléctrica Angostura que tiene una potencia instalada de 323 MW. A lo largo de su recorrido, las aguas del río Biobío son utilizadas, entre otros usos, para generación hidroeléctrica, riego, industria, agua potable, pesca deportiva, turismo y recreación, junto con ser fuente para la vida de muchas especies endémicas.

Las centrales hidroeléctricas, ubicadas en la alta cordillera, poseen un sistema de operación en horas punta, donde la mayor parte de la generación diaria se realiza para suplir los picos de consumo de la población, coincidiendo estos con los valores de energía más altos durante del día. Esta operación, supone la descarga violenta de caudales durante las horas punta de generación (500 m^3/s) y la disminución significativa de los caudales durante las horas de bajo consumo (30 m^3/s). Tales fluctuaciones de caudal, realizadas en forma violenta e impredecible, generan el fenómeno que se conoce como hydropeaking, el que resulta en serias afectaciones al ecosistema fluvial y causa importantes problemas en la operación de los

canales de riego que tienen sus captaciones aguas abajo de la presa, entre otros problemas. Tal situación, ha obligado a la generadora a compensar una parte de los mayores costes en la operación de los sistemas de riego, que esta situación impone a las organizaciones de regantes, sin embargo, la instalación de minicentrales hidroeléctricas en las redes de abastecimiento de riego y la mayor exigencia de los usuarios por contar con un servicio constante, está acrecentando el problema del uso oportuno del agua destinada a la agricultura. En tanto, el medio ambiente, como un actor invisible, no tiene a la fecha ningún plan de remediación de los impactos causados por hydropeaking.

Existe abundante investigación científica que apunta a la necesidad de corregir los efectos del hydropeaking en beneficio de la conservación del ecosistema fluvial. Adicionalmente, existe evidencia que el hydropeaking ha elevado los costes de la administración de canales de riego. En consecuencia, parece razonable plantearse un modelo de generación hidroeléctrica en la cuenca del Biobío que disminuya los efectos del hydropeaking y evite problemas mayores en el futuro, debido al esperable aumento de la conflictividad asociada al uso del agua, especialmente si consideramos que (según el informe de WRI, 2015) Chile está dentro de los 30 Estados del mundo con mayor estrés hídrico, donde se destaca como la única nación latinoamericana que pasará a un estrés hídrico extremadamente alto al año 2040 y es una de las naciones con mayor probabilidad de enfrentar una disminución en el suministro de agua, debido a los efectos combinados del alza de las temperaturas en regiones críticas y los cambios en los patrones de precipitación.

En la actualidad, se discute en el congreso, un proyecto de ley sobre certeza hídrica que busca regular la generación hidroeléctrica, dando preferencia al consumo y a la agricultura, por lo que resulta especialmente desafiante, que el modelo de generación a plantear se proyecte considerando la relevancia que tiene el derecho de propiedad sobre las aguas en Chile y el derecho que posee la empresa hidroeléctrica de rentabilizar adecuadamente su inversión, por lo que no basta con proponer un modelo de funcionamiento ideal, impuesto por autoridad, sino más bien un modelo mejorado de operación del embalse que ponga especial énfasis en su factibilidad técnica- económica de manera que permita la implementación voluntaria por parte de los actores involucrados.

El presente estudio ha considerado como foco de intervención a la central hidroeléctrica Pangue debido a algunas características estratégicas que posee. Si bien, la central hidroeléctrica Angostura es la que se ubica más aguas abajo, esta no posee capacidad de regulación de los caudales evacuados en Pangue, no sólo porque su capacidad de embalse es significativamente menor sino porque las regulaciones impuestas por la autoridad prácticamente no

le permiten realizar variaciones en el nivel de embalsamiento, en consecuencia, se limita a operar de la misma forma en que lo hace la central Pangue. De igual manera se ha desestimado proponer modificaciones en las regulaciones del embalse Ralco, ya que su régimen de operación es modificado por la central Pangue. De esta forma, se ha estimado clave la operación de la central hidroeléctrica Pangue, toda vez que es capaz de regular los caudales provenientes de la central Ralco (actuando como contraembalse) por lo que se considera como el último embalse regulador de los caudales de generación hidroeléctrica de la cuenca. A continuación, se presenta un estudio que propone algunas reglas para la descarga de caudales en la operación del embalse de la central hidroeléctrica Pangue, tendientes a aminorar los efectos del hydropeaking sobre los usuarios agrícolas de la cuenca y sobre el ecosistema fluvial del río, en el entendido que la central hidroeléctrica Angostura, ubicada aguas abajo, como las futuras centrales que se construyan reproducirán el régimen de generación. Igualmente, se presenta un análisis económico utilizando el método del Coste-Beneficio, con el que se compara del régimen actual de operación versus el régimen propuesto.

II. OBJETIVOS

Objetivo General

Evaluar económicamente un modelo para la operación del embalse Pangue que reduzca las afectaciones de los usuarios agrícolas de la cuenca y aporte a la conservación del ecosistema fluvial del río Biobío.

Objetivos específicos

- Determinar los principales efectos sobre el sector agrícola del actual modelo de generación de la central hidroeléctrica Pangue y estimar los costes asociados.
- Identificar los efectos del actual modelo de operación sobre el ecosistema fluvial del río Biobío.
- Identificar medidas de mitigación de los efectos del hydropeaking sobre el ecosistema y los usuarios agrícolas del río Biobío
- Diseñar y evaluar la factibilidad económica de un modelo de evacuación de caudales desde el embalse Pangue, que disminuya los efectos del hydropeaking

III. METODOLOGÍA

En el presente capítulo, se describe la metodología utilizada para abordar los objetivos.

3.1.Para determinar los costes en que incurren las organizaciones de regantes, producto del hydropeaking, se realizó una entrevista personal a los directivos de las principales organizaciones de usuarios de agua de la cuenca, con el objeto conocer los impactos y costes asociados a la gestión extraordinaria, producto de las variaciones de

caudal el río (hydropeaking). De igual manera, se entrevistó a dirigentes y representantes de entidades gremiales de la zona, para recopilar antecedentes técnicos y de valorización de la producción agrícola local. En atención a las condiciones sanitarias imperantes, producto de la pandemia, se realizaron todas entrevistas online y la información fue recopilada por correo electrónico.

Los costes del impacto de la generación se calcularon considerando el gasto anual que destina cada organización a la vigilancia y el control del hydropeaking, más los costes estimados por mermas en la producción en las hectáreas que se ven afectadas en sus turnos de riego debido a que, durante las bajas de caudal, no ingresa agua en sus dispositivos de entrega.

Para determinar los costes asociados a los efectos hydropeaking, se ha calculado el Coste Anual Equivalente (CAE) como la anualidad de todos los costes netos que deben asumir las tres organizaciones en estudio, en los tres ítems de gastos adicionales explicados anteriormente, utilizando la siguiente fórmula:

$$\boldsymbol{CAE = M\left[\frac{i\,(1+i)^n}{(1+i)^n - 1}\right]}$$

Donde:M= Monto a anualizar
n= Vida útil
i= Tasa de retorno

3.1. El segundo objetivo, se aborda con una revisión bibliográfica respecto de los problemas que ocasiona el hydropeaking en el ecosistema fluvial del río Biobío, buscando determinar si la operación de las centrales hidroeléctricas de embalse afecta la biodiversidad de los cauces. Para esto se realizó revisión de estudios internacionales y nacionales particulares de la cuenca del Biobío.

3.2 La identificación de las medidas de mitigación de los efectos del hydropeaking, se realizó mediante una revisión bibliográfica de estudios a nivel internacional, desde donde se obtuvo tanto la clasificación de las medidas que se adoptan en este sentido, como las restricciones que presenta su aplicación, a partir de lo cual se seleccionaron las medidas que se ajustan de mejor manera a la realidad de cuenca en estudio.

3.3.Para el objetivo de construir un modelo de generación, que permita disminuir los efectos del hydropeaking en la cuenca del Biobío, se consideraron los principales efectos descritos en la revisión bibliográfica anterior y que se manifiestan en forma evidente en el cauce del río Biobío. De esta manera, se propone un modelo que permita evitar los principales impactos ocasionados por el hydropeaking en esta cuenca. Para lo anterior, se determinaron las tasas de subida y bajada de caudal a proponer persiguiendo el menor impacto económico a las centrales

hidroeléctricas, por lo que se probaron varios escenarios de evaluación mediante iteraciones. El tiempo actual promedio que utiliza la generadora para tomar o reducir la carga se calcula como:

$$\mathbf{T} = \Delta Q / ta \text{ (min)}$$

donde ΔQ es la variación de caudal (m^3/s) y ta es la tasa de variación actual del caudal en un minuto en (m^3/s)

Las variaciones de caudal tanto para ascenso y descenso se calcularon de la siguiente manera:

$$\Delta Q_{asc} = Q_{Max} - Q$$
$$\Delta Q_{desc} = Q - Q_{Min}$$

donde: Q_{max} es el caudal medio máximo, Q_{min} es el caudal medio mínimo y Q es el caudal medio. Todos los valores para un mismo mes.

Una vez determinado el tiempo que se requiere para modificar el caudal, se realizaron iteraciones variando las tasas y se determinó el tiempo adicional que tomará a la empresa de generación asumir la nueva consigna en su tasa de aumento o disminución del caudal. La tasa adicional se determinó como:

$$t_{ad} = t_a - t_p \text{ } (m^3/s) \text{ en un minuto;}$$

donde t_a es la tasa actual y t_p es la tasa de variación de caudal propuesta.

Con la tasa adicional se calculó el tiempo adicional empleado y la pérdida en generación para cada mes según el costo marginal promedio informado por el CEN, como:

$$P_{erdida} = t_{ad} * Cmg * G * Q \text{ (US\$ en un minuto)}$$

donde; Cmg es el costo marginal en (US$/Mw-h) y G es la generación media (Mw-h) y Q es el caudal medio en (m^3/s).

El beneficio para la situación actual se determinó como la diferencia entre un ingreso constante de la empresa menos el coste de cada una de las afectaciones detalladas anteriormente.

$$B = I - C$$

donde I es el ingreso de la empresa para el periodo (US$) y C es el coste calculado para el escenario en evaluación (US$)

De la misma manera, que para el escenario actual, se calculó el CAE para el escenario propuesto, asumiendo que no existen costes adicionales para las organizaciones de regantes y sus agricultores, por lo que el monto que debe asumir la empresa de generación eléctrica está dado por el menor ingreso producto de la nueva consigna de generación.

Con estos antecedentes, se realiza un Análisis Coste Beneficio (ACB) mediante la valoración comparada de ambos escenarios. Se realiza un análisis diferencial de los CAE para la situación de operación actual del embalse pague (CAE_1) versus desembalsar las aguas según la propuesta (CAE_2).

CAE_1 = Coste para las OUA + Coste para los agricultores

CAE_2 = Coste para la empresa por menor generación

El beneficio de la situación actual (B_1) se calculó, para la empresa hidroeléctrica, como los ingresos de la generación menos los costos que esta empresa debiera asumir por los efectos del hydropeaking. En tanto el beneficio para la situación propuesta (B_2), se calcula considerando los mismos ingresos menos los costos que deberá asumir por la regulación del caudal, de esta manera se tiene que:

$$B_1 = I_1 - C_1 \quad B_2 = I_2 - C_2$$

Donde $I_1 = I_2$

El beneficio neto (Bn) se calcula por análisis diferencial como:

$$Bn = B1 - B2 = CAE_1 - CAE_2$$

Finalmente se determina el indice B/C para el escenario propuesto, donde B corresponde al benefico obtenido por los agricultores y C los costes que debe asumir la hidroeléctrica por la menor generación.

IV. MATERIALES Y DESCRIPCION

4.1 Efectos del hydropeaking sobre las OUA y los usuarios agrícolas

Las organizaciones de regantes, han identificado diversos problemas que ocasiona la variación brusca de los caudales, como: mala percepción de los usuarios de los canales de riego; destrucción de las laderas de los canales sin revestir; fallas en elementos mecánicos por exceso de manipulación para mantener más estable los niveles; variabilidad en la generación hidroeléctrica al interior de la red de canales; puntos de entrega ubicados en cotas altas que requieren el canal esté a plena carga para operar, afectados por una menor o nula cantidad de agua a la que tienen derecho; turnos de riego perdidos por los regantes debido a disminuciones bruscas que no permiten entregar agua en el dispositivo de entrega. Tanto las pérdidas de turnos de riego, cómo los problemas de admisión en cotas altas se asocian a pérdidas de cultivos.

A continuación, se describen algunos de los problemas que generan costes adicionales medibles producto del hidropeaking a las OUA y sus agricultores:

- <u>Aumento de vigilancia y operación de compuertas para el control y distribución del agua</u>: Este ítem supone una mayor contratación de personal por parte de la organización, que permita aminorar la

intensidad, duración y frecuencia de las variaciones de caudal dentro de la red de riego. En todos los casos se reconoce que no se puede eliminar el efecto sólo con esta medida, especialmente porque debe verificarse la alteración del nivel para luego actuar sobre los mecanismos de control. Esto debido a que todas las organizaciones en estudio cuentan con sistemas manuales o mecanizados para el accionamiento de las compuertas, pero no poseen actuadores automáticos asociados a las variaciones de nivel.

- Aumento en mantención de la red de canales sin revestir y en los sistemas mecánicos de control y distribución: En este caso, la organización debe destinar más recursos a la mantención de los canales y sus mecanismos, ya que, en ellos ocurre un deterioro acelerado. Es el caso de los canales que escurren sobre una matriz inestable de suelo y cuyos muros se destruyen en forma acelerada, conocido como efecto seco-mojado, que se gatilla debido a un ciclo de aumento de nivel del agua que moja la porción superior del suelo y una diminución brusca que deja esa porción con un mayor peso y sin la fuerza hidrostática por lo que tiende a quebrarse y caer. De igual manera, los sistemas de accionamiento de las compuertas (usillos, tuercas y guías) se deterioran aceleradamente debido a la constante manipulación en ascenso y descenso.

- Disminución de ingresos en los agricultores que pierden sus turnos de riego producto de las variaciones del caudal: Esta situación se da en los sectores en que, por diversas razones, poseen una insuficiente capacidad de conducción de los canales o los caudales a distribuir son muy pequeños, lo que obliga a la organización a distribuir el agua por turnos de riego, es decir, estos agricultores sólo pueden regar durante algunos días del mes o algunas horas del día. Mientras más cortos los tiempos de riego y mayor sea la frecuencia (entiéndase frecuencia cómo días transcurridos desde el último riego) serán más críticas las consecuencias de las variaciones de nivel en los canales, debido a que dichas variaciones se asocian directamente a mermas productivas o a pérdidas totales de los cultivos. De igual manera, las constantes variaciones interrumpen los caudales de riego (aumentando el tiempo necesario para regar una determinada superficie), lo que produce menores rendimientos en los cultivos al seguir regando toda el área originalmente sembrada, pero con una menor cantidad de agua.

Claudio Rojas Fonsillas (claudio.rojasf@canalistasbiobiosur.cl), gerente de la Asociación de Canalistas Canal Biobío Sur, señala que dicha organización posee derechos por 45 m^3/s y su bocatoma se

ubica a 42 Km del muro del embalse Pangue y a solo 8 km del muro de la central Angostura. Posee una red de canales de 800 km de longitud para el riego de 40.000 hectáreas. En la actualidad tiene un gasto anual €5.000 por conceptos de vigilancia directa del hydropeaking, mientras que un 9.5% de la superficie regada por esta organización, recibe el agua por entregas ubicadas en las partes altas de los canales, que se ven afectadas durante los caudales mínimos de generación. Al respecto, cabe destacar que una parte importante de la red de distribución hasta los predios es realizada por los propios agricultores, ya que la red encargada a esta organización incorpora solo canales principales. Dicha situación podría estar subestimando la superficie afectada por las disminuciones extremas de caudal en la red principal y en especial los predios sometidos a turnos de riego, sin embargo, se calcula que al menos el 2.1% de la superficie regada con el sistema ha perdido la capacidad de regar con seguridad. También estima que una importante superficie ha variado su destino desde el uso agrícola al uso forestal debido a que sus producciones no se relacionan tan directamente con la oportunidad de recibir el agua. Adicionalmente, esta organización posee una serie de minicentrales hidroeléctricas que se ven afectadas en su operación debido a las variaciones de los niveles del canal, sin embargo, en el presente estudio no se han considerado dichos perjuicios económicos toda vez que la función principal de la organización es la distribución del agua de riego y por lo tanto dichas diminuciones también podrían ser explicadas por otras necesidades de la organización de regantes. Esta organización ha avanzado fuertemente en la implementación de sistemas que permitan aminorar las variaciones del nivel de las aguas dentro de la red, como es la contratación de personal adicional para el control de las compuertas de aducción en la toma principal y la implementación de sistemas de medición, transmisión de datos en tiempo real y control remoto de compuertas. Sin embargo, advierten que estas últimas son inversiones incipientes y aún no se realizan en las compuertas principales que controlan la aducción desde el río, por lo que están lejos de tener el control total de los caudales en toda la red de canales que administran.

Rodrigo Romero Jara (canalbio@123.cl) gerente de la Asociación de Canalistas Canal Biobío Norte, ha documentado derechos por 15 m^3/s y su bocatoma se ubica a 20 Km del muro del embalse Angostura que, como se dijo, es el punto donde se reproduce la operación de los caudales generados en la central Pangue. Posee una red de canales 150 km de longitud y riega 12.000 hectáreas. En la actualidad tiene un gasto anual €6.000 por conceptos de vigilancia directa del hydropeaking. Poseen un 13% de la superficie regada que recibe por entregas ubicadas en las partes altas de los canales y un 2.55% de la superficie se le administra agua por sistemas de turnos que se ven afectadas durante los caudales mínimos de

generación. Este canal posee una bocatoma rústica que deriva sus aguas mediante una ataguía (azud) de material fluvial y ha identificado como una de las mayores afectaciones la destrucción de esa ataguía producto del despacho de caudales en forma violenta, lo que obliga a reconstruirla regularmente, afectando superficie importante de riego durante el tiempo que lleva su reposición.

Peter Schmohl Becker, Gerente Regional Biobío y Ñuble de la empresa sanitaria ESSBIO (peter.schmohl@essbio.cl), ha señalado que la empresa posee una bocatoma ubicada en la ciudad de Santa Barbara, donde el agua es captada mediante un dren colector lateral al río. Con un solo 31 l/s de derechos en ese punto y debido a los descensos del nivel durante el verano, esa captación, durante varias horas al día, no le es posible extraer agua por lo que deben recurrir a camiones aljibe para suplir el abastecimiento de la población. Reconoce que, si bien existen soluciones técnicas que pueden a minorar el problema, la autoridad fiscalizadora es estricta y burocrática a la hora de modificar los puntos de captación.

Victor Cuevas Tarrasón, presidente de Asociación de Canalistas Canal Biobío Negrete (vcuevast@gmail.com), posee derechos por 28 m^3/s, de los cuales 18 son destinados al riego y 10 a la generación hidroeléctrica. Su bocatoma se ubica a 60 Km del muro del embalse Angostura y posee una red de canales de 200 km de longitud para regar 14.000 hectáreas. En la actualidad tiene un gasto anual €4.000 por conceptos de vigilancia directa del hydropeaking, mientras que un 11.5% de la superficie regada posee entregas ubicadas en las partes altas de los canales y un 2.4 % de la superficie total debe regar con sistema de turnos, que se ven afectadas durante los caudales mínimos de generación. En este caso, los mecanismos de operación son muy antiguos y no permiten operar adecuadamente las compuertas de bocatoma, por lo que el control de los caudales en ese punto sólo permite aminorar los efectos del hydropeaking para caudales extremos, lo que se traduce en una aducción permanentemente variable del caudal.

Por otro lado, José Miguel Stegmeier Schmidlin (jmstegmeier@gmail.com) presidente de SOCABIO (Sociedad Agrícola Biobío) y Boris Solar Ravanal (bsolar@bsolar.cl) coordinador del centro regional de información de grupos de transferencia tecnológica en agricultura, han aportado estudios que señalan una la rentabilidad promedio anual de las zonas regadas (frutales y cultivos industriales) es de €1.500 por hectárea, en tanto que las mermas por riegos deficientes las estiman en un 30% de dichas utilidades, lo que parece conservador al considerar que la mayoría de los cultivos en la zona de estudio presentan un Factor de Respuesta al Rendimiento (K_y) igual o mayor a 1, según estudio “Respuesta del rendimiento de los cultivos al agua” presentado por FAO (2012). Esto significa

que dichos cultivos tienen una disminución directamente proporcional a la disminución en del uso del agua (Ky=1) o, la respuesta del cultivo es altamente sensible al déficit hídrico con una disminución del rendimiento proporcionalmente mayor que la disminución del agua debido al estrés (K_y >1). Notar que, para ciertos estados fenológicos, los cultivos pueden presentar valores muy superiores para este indicador. A su vez, los estudios de las agrupaciones locales concluyen que la rentabilidad de los cultivos de secano en promedio no supera los €750 por hectárea.

Desde la información entregada por las organizaciones de usuarios de agua afectadas se ha calculado que, el deterioro permanente que sufren tanto los canales que se conducen en terreno natural como los sistemas de operación y control que deben ser operados en forma constante, producto de hydropeaking, imponen un coste adicional promedio de inversión en infraestructura, para las tres organizaciones estudiadas, entre un 3 % y 5% del presupuesto anual de la organización.

La tasa de retorno utilizada para calcular el CAE se determinó en un 8%, considerando que "la tasa de descuento que debe utilizarse para actualizar los flujos de caja de un proyecto ha de corresponder a la rentabilidad que el inversionista le exige a la inversion por renunciar a un uso alternativo de esos recursos, en proyectos de niveles de riesgos similares" (Sapag y Sapag. 1999), valor que es aceptado para la evaluación de proyectos del sector Agrícola.

4.2 Efectos del hydropeaking sobre el ecosistema fluvial del Río Biobío

Diversos autores han expuesto la importancia de los ecosistemas fluviales y los impactos que estos sufren producto del hydropeaking. Según señala DeBoer et.al. 2019., las extensas riberas fluviales se encuentran entre los ecosistemas más productivos de la tierra y los más afectados por los seres humanos. En tanto, la modificación de los regímenes de flujo natural altera la abundancia y composición de las condiciones biológicas en los ambientes acuáticos. Así, las represas afectan los ecosistemas fluviales de varias formas. Alterando las fluctuaciones naturales de los caudales, modificando las características fisicoquímicas del agua fluvial y fragmentando la continuidad de los ríos (Vaikasas et al. 2013). En consecuencia, el régimen de caudal de un río es fundamental para determinar sus características ecológicas. Se ha documentado que el embalse de los ríos impacta severamente el régimen de flujo natural, lo que resulta en cambios abióticos y bióticos en los ecosistemas río abajo (Gillespie et al, 2014).

Meier et al (2015) realizó la traducción de la tabla desarrollada por Baumann y Claus (2003), donde se identifican impactos ecológicos de hydropeaking. Dicha tabla deriva de una extensa revisión de trabajos científicos y, según señala el autor, es el resumen más completo a la fecha al considerar las menciones de 240 trabajos. En

dicho estudio se muestran afectaciones a la morfología del cauce, a sus parámetros hidráulicos, a la calidad del agua (especialmente la temperatura), a los hábitats acuáticos, a la estructura de la comunidad biológica, a la estructura de Macrozoobentos e Ictiofauna y a la función en peces juveniles, entre las de mayor relevancia.

Si bien la relevancia de los impactos del hydropeaking es sitio específica, ya que depende de las características particulares del cauce, de la cuenca, de los embalses, de las descargas, de la ecología local y de la distancia desde el punto de descarga al lugar de medición del impacto, entre otros factores, se han identificado otros impactos asociados a los usos aguas abajo como en la agricultura, la pesca, la recreación y en la propia percepción de los usuarios que utilizan aguas luego de que estas han sido generadas en los embalses. En tal sentido, de acuerdo con lo investigado por Meier et al (2015), en el trabajo desarrollado por Faure (2000), los usuarios identificaron, entre otros, peligro para la vida de las personas, serias limitaciones para el desarrollo de actividades debido a lo impredecible de las fluctuaciones y la degradación de infraestructura como la pérdida de materiales como caminos o embarcaciones.

Para la realidad de Chile, en el trabajo desarrollado de Meier et al (2015), se demuestra que todos y cada uno de los 40 ríos seleccionados, como posibles candidatos a sufrir hydropeaking, sí sufren de este fenómeno, mientras que en sólo 3 de esos ríos se tiene que el hidrograma turbinado guarda alguna semejanza con un hidrograma en régimen natural y que 25 tienen fluctuaciones consideradas intermedias o altas. De esta manera, viéndose el régimen natural alterado de los cauces en Chile, parece evidente que el hydropeaking genera externalidades de diverso alcance y a diversos usuarios aguas abajo de las centrales hidroeléctricas que descargan directamente a cauces naturales sin obras de mitigación para sus efectos.

Particularmente, la cuenca del río Biobío del centro-sur de Chile exhibe la mayor riqueza de especies de todos los ríos del país y su cauce principal es uno de los ríos más importantes para el uso humano. El uso de sus aguas para el suministro de agua potable, riego, efluentes de aguas residuales, generación de energía hidroeléctrica y la industria, han aumentado dramáticamente durante la primera década del siglo XXI. Para ayudar a comprender los efectos de las actividades humanas en el río Biobío, se han documentado los cambios recientes en la comunidad de peces, en tal sentido, la comparación con registros anteriores indica pérdida o reducción en la distribución de especies nativas y una expansión concurrente en la distribución, además de abundancia de especies introducidas tolerantes durante los últimos 10 a 15 años. Estos hallazgos sugieren un efecto a gran escala y a largo plazo de los recientes impactos humanos en el río (Habit et al, 2006). Adicionalmente, en las evaluaciones de impacto ambiental no se

han considerado los impactos debido a la operación con horarios en punta (Hydropeaking), como tampoco los efectos acumulativos de la construcción consecutiva de embalses y que, la presencia de las centrales en el Alto Biobío, ha provocado la disminución y fragmentación de especies de bagres nativos clasificados “En peligro”. Según se ha demostrado en estudios recientes, la especie endémica de la cuenca del Biobío “Carmelita de Concepción” (Percilia Irwini) ha sido extirpada del tramo ubicado entre la Central Ralco y la Central Pangue y que su abundancia se está reduciendo rápidamente en la zona entre la Central Pangue y la central Angostura. (EULA, 2020).

Finalmente, se puede constatar en publicaciones de prensa local, que las variaciones bruscas de altura de agua, tanto en el lago Ralco como en el río Biobío aguas abajo de este embalse, han provocado accidentes graves con pérdidas de vidas humanas que han sido atribuidas al aumento violento del caudal, a su vez provocan molestias en los usuarios de las riveras, para la pesca, el baño y la navegación. Dentro de estas afectaciones no valorizadas, resulta particularmente conflictivo el que las empresas sanitarias deban recurrir a otras fuentes para abastecer la población debido a las disminución de la altura de agua en la zona de captación.

A continuación, se presentan antecedentes generales de los caudales de río Biobío y un detalle mensual de las tasas de ascenso y descenso del caudal. Todos los datos utilizados en la presente evaluación corresponden a la estadística oficial de caudales del año 2019.

Tabla 1. Caudal medio mensual, caudal máximo promedio y caudal mínimo promedio para el año 2019.

	Caudales promedios anuales, año 2019 (m^3/s)
Q Medio	235.16
Q Max	459.24
Q Min	87.72

Fuente: Elaboración propia a partir de estadística de caudales DGA, estación Rucalhue, año 2019.

Tabla 2. Caudales mínimos y máximos absolutos ocurridos en horario de punta y horario de valle durante el año 2019.

	Caudales mínimos y máximos registrados año 2019 (m^3/s)	
	Mayor valor	Menor valor
Caudal horario punta	608.80	171.50
Caudal horario valle	115.00	5.80

Fuente: Elaboración propia a partir de estadística de caudales DGA, estación Rucalhue, año 2019.

Tabla 3. Tasas máximas de ascenso y descenso de caudal, para cada mes del año 2019.

	Tasas máximas de variación en un minuto (m^3/s)	
Mes	**Ascenso**	**Descenso**
Enero	1.63	-3.69
Febrero	1.89	-2.38
Marzo	1.91	-1.63
Abril	1.02	-0.75
Mayo	2.61	-2.50
Junio	3.88	-3.39
Julio	3.98	-3.74
Agosto	4.27	-4.94
Septiembre	5.10	-4.42
Octubre	6.50	-3.69
Noviembre	3.78	-4.29
Diciembre	3.65	-4.93

Fuente: Elaboración propia a partir de estadística de caudales DGA, estación Rucalhue, año 2019.

4.3 Identificación de medidas de mitigación de los efectos del hydropeaking sobre el ecosistema fluvial y los usuarios agrícolas del río Biobío

Los estudios sobre el hydropeaking, han propuesto variadas medidas tendientes a disminuir e incluso evitar sus impactos ya que, las variaciones de caudal en forma continua y los picos de descarga, tienen una serie de consecuencias no sólo en otros usuarios, como los agrícolas e industriales que deben absorber esas variaciones de caudal en sus sistemas captación y distribución, sino que, como se mencionó anteriormente, hay una sería afectación al ecosistema fluvial y a otros tipos de usuarios y organizaciones. Esta condición de afectación a terceros que produce la hidrogeneración con el hydropeaking, genera conflictos de distinta índole en la cuenca del Biobío que complejizan la convivencia entre los usuarios y es esperable que dichos conflictos se sucedan con mayor intensidad en la medida que el estrés hídrico aumente.

En el entendido que es difícil y sobre todo costoso evitar o eliminar los efectos del hydropeaking, parece necesario, al menos, plantearse medidas de mitigación de esos efectos, que nos propongan un escenario futuro de mayor sostenibilidad, en una mirada tendiente a equilibrar la importancia económica de la generación hidroeléctrica de punta con sus negativos efectos sociales y Medioambientales. Al respecto, existen estudios y legislación internacional sobre la mitigación de los efectos del hydropeaking, donde se abordan diversos aspectos de acuerdo con las características propias del cauce afectado, a la vez que se realizan diversas clasificaciones de estas medidas según el impacto que generan o el tipo de intervención que se requiere. En el presente trabajo, se abordan las medidas que más se adaptan a las características de funcionamiento del cauce principal del río Biobío, de manera que sea viable su implementación en el corto o mediano plazo.

En la investigación desarrollada por Meier et al (2015), establece que pueden usarse medidas de mitigación para mejorar el estado ecológico de ríos y lagos impactados por hydropeaking, las que pueden clasificarse en tres tipos. A saber:

4.3.1 Medidas operacionales; Restringen la operación de la central hidroeléctrica, fijando umbrales para entrega de agua en el cauce. Las más comunes intentan atenuar la magnitud de los peaks (razón entre caudal máximo y mínimo), disminuir las tasas de subida y bajada (ramping rates) y mantener un mayor caudal mínimo entre eventos. Estas medidas buscan evitar o minimizar la varazón de peces, la deriva de macroinvertebrados y la reducción en la disponibilidad y diversidad de hábitats de peces.

4.3.2 Medidas estructurales: Se consideran obras hidráulicas como contraembalses, cavernas de almacenamiento, cauces adicionales para abastecer lugares específicos, entre otras. El principal objetivo de estas estructuras es reducir las fluctuaciones de caudal y temperatura del agua.

4.3.3 Medidas de compensación: Corresponden a trabajos de restauración o mantención ejecutados en el mismo cauce del río, modificando sus características, medidas de protección contra la erosión o programas de compensación para reponer hábitats perdidos.

En tanto, en el mismo estudio anterior, se detalla el trabajo realizado por Charmasson y Zinke (2011), donde se realiza una clasificación de medidas para mitigar los impactos del hydropeaking, según el efecto que se quiere evitar.

1. Evitar las variaciones de caudal y de cota:

- Descargar separadamente la totalidad o parte de los caudales turbinados, por ejemplo hacia un lago, un río de mayor tamaño, o bien una piscina de detención
- Proteger ríos con alto nivel de conservación de modo que no ocurra *hydropeaking*
- Detener la generación hidroeléctrica de punta

2. Reducir la magnitud de las fluctuaciones de caudal y de cota:

- Incrementar el caudal mínimo o ecológico liberado hacia el tramo de aguas abajo.
- Disminuir el caudal máximo de operación.
- Incrementar Qmin y disminuir Qmax simultáneamente.
- Limitar la razón Qmax/Qmin.

3. Atenuar las tasas de aumento (subida) y disminución (bajada) de los caudales y cotas:

- Reducir las tasas de bajada del caudal (disminuir dQ/dt).
- Reducir las tasas de bajada de cota (disminuir dh/dt).
- Disminuir las tasas de bajada y de subida de caudal o de la cota.

4. Mejoramientos estacionales, sea reduciendo la magnitud de las fluctuaciones o de las tasas:

- Modificar los requerimientos de caudal según la fase biológica de los organismos.
- Causar crecidas durante períodos de bajos caudales para inducir migraciones.
- Evitar atraer peces hacia la restitución de la central.
- Desarrollar regímenes flexibles de caudales ambientales.

5. Reducir o evitar las fluctuaciones de la temperatura del agua (*thermopeaking*):

- Proveer hábitat con buenas condiciones de temperatura.
- Atenuar las fluctuaciones de temperatura.
- Liberar aguas con régimen de temperatura adecuado a las necesidades ecológicas

6. Minimizar el área afectada por secado y mojado (expandir área constantemente inundada):

- Reperfilar/rediseñar el cauce mediante estructuras in-situ; restaurar el tramo.
- Ensanchar el cauce.

7. Reducir la propagación de las ondas de *hydropeaking:*

- Encontrar la mejor forma al reperfilar las riberas, de modo de reducir la reflexión de ondas.

8. Mejorar la calidad del río o restaurar el río:

- Crear lechos para desove.
- Construir refugios para peces y/o invertebrados.
- Diversificar el hábitat físico para peces y/o invertebrados.
- Crear proyectos multi-propósito, combinando diferentes medidas.
- Liberar crecidas artificiales para renaturalizar el río.
- Reducir la infiltración de sedimento fino en el lecho de tramos con *hydropeaking.*

Finalmente, Meier et al (2015) detalla las acciones de mitigación de los efectos del hydropeaking descritas por EPIDOR (2001) donde, coincidentemente con los otros estudios, propone acciones con el fin de lograr un acuerdo-marco para dicho objetivo. Si bien ese no es el objeto del presente estudio, resulta interesante analizar las medidas propuestas para el manejo de los caudales, según se muestra a continuación.

Acción 1: Caudal mínimo

El aumentar los caudales mínimos ("caudales ecológicos" según la terminología chilena) implica modificar las reglas de gestión de los volúmenes almacenados en los distintos embalses ubicados aguas arriba de los tramos de interés. Tales cambios se traducen en nuevas restricciones que modifican la rentabilidad económica de las centrales, redundando en un perjuicio económico causado por el diferencial de producción, en relación con las condiciones de funcionamiento actual.

Acción 2: Actuar sobre los gradientes

Mediante el análisis hidráulico, se establecieron relaciones características entre el caudal y el ancho mojado. Para caudales contenidos dentro del cauce menor, los gradientes de variación (o *ramping rates*) deben ser inferiores a 20 cm/h para evitar impactos ecológicos. Cuando el cauce menor ya está cubierto, los cambios de caudal casi no afectan el ancho mojado, pudiendo entonces

usarse gradientes mayores, aunque aquí ya deben considerarse los aspectos relacionados con la seguridad de las personas. El reducir los gradientes otorga menos flexibilidad en el uso de los volúmenes, y por ende en la optimización económica de una serie de centrales.

Acción 3: Actuar sobre el medio

La compensación o limitación de los efectos de la generación de punta sobre la fauna mediante medidas de restauración del cauce y sus riberas constituye aún un tema exploratorio, que guarda relación con la ingeniería ecológica, tal como el diseño de obras para el paso de peces. En consideración a la ausencia de experiencias significativas, se proponen proyectos experimentales, con acciones limitadas en el tiempo y espacio, que cubran distintos aspectos. Algunas de estas acciones necesitarán de autorizaciones por modificación del cauce.

- **Creación de refugios faunísticos**

En aquellos tramos más encajonados, el impacto de las fuertes variaciones de cota y velocidad puede verse reducido creando estructuras de refugio.

- **Actuar sobre los brazos muertos y cauces laterales**

Las condiciones hidrológicas que resultan en hábitats degradados, con riesgo de entrampamiento para la fauna acuática, en los brazos muertos y cauces laterales, puede mitigarse con medidas de restauración física del lecho.

4.4 Propuesta y evaluación económica de un modelo evacuación de caudales para la central Pangue

El régimen de evacuación de caudales, con el exclusivo objetivo de generar energía desde el embalse Pangue en la actualidad es impredecible, tal es, una de las principales características de las centrales hidroeléctricas que generan en punta. Por tal motivo, a continuación, se describen algunos parámetros de caracterización de los caudales de generación actuales, en la central hidroeléctrica Pangue, que resultarán de interés para la propuesta de evacuación que se propondrá

Tabla 4. Caudal, duración y tasa de variación, estación Rucalhue, río Biobío, 2019.

Caudal mínimo evacuado	30 m^3/s
Caudal medio anual	450 m^3/s
Caudal máximo turbinado	500 m^3/s
Duración media de caudales mínimos	6 h
Duración media de caudales máximos	3 h
Tasa máxima de variación de caudal en ascenso	6.5 m^3/min
Tasa máxima de variación de caudal en descenso	5 m^3/min

Fuente: Elaboración propia a partir de estadística de caudales DGA, estación Rucalhue, año 2019.

Si bien durante la época de crecidas los caudales evacuados superan el caudal turbinado, este no se considera en la propuesta de manejo futuro, debido a que corresponden a caudales que deben ser administrados según las reglas de operación de seguridad del embalse, en consecuencia, dichos caudales no tienen un efecto económico en las alternativas de estudio, ya que se operan con compuertas de vertimiento.

Finalmente, cabe señalar que, en el presente estudio, no se han estudiado los efectos acumulativos del funcionamiento en serie de las centrales hidroeléctricas presentes en la cuenca.

Propuesta

En la presente propuesta de operación de la central hidroeléctrica Pangue, se ha tenido en cuenta la factibilidad técnica y económica de operar en un régimen de menor impacto por hydropeaking, las características particulares de las regulaciones eléctricas del país, el modelo de derechos de aprovechamiento de aguas en Chile, la importancia gravitante de la generación hidroeléctrica para la economía, la necesidad de establecer una condición de mínimo conflicto para enfrentar condiciones futuras de escasez y la necesidad de proteger los ecosistemas para una adecuada conservación del recurso, entre los principales aspectos.

Para lo anterior, se proponen dos líneas de acción. La primera es actuar con medidas operacionales sobre las regulaciones del caudal evacuado desde la central, tendiendo a disminuir algunos de los principales efectos del hydropeaking descritos anteriormente. Una segunda línea de acción propone actuar sobre los sistemas de comunicación e información hacia los usuarios y la sociedad civil que pudiera verse afectada en la cuenca producto de la operación de la central Pangue.

Se han desechado las alternativas de construcción de infraestructura por resultar inviables debido al alto monto de inversión. Al respecto, una alternativa es intervenir todos los sistemas de extracción ubicados bajo el muro

del embalse, lo que implica un acuerdo con prácticamente todos los usuarios del río, para automatizar las captaciones y así evitar los efectos del hydropeaking en esos puntos, sin embargo, si bien esta alternativa disminuye la conflictividad entre los usuarios, no contribuye a mejorar la condición del ecosistema fluvial. Una segunda alternativa sería la construcción de un contraembalse que, si bien aporta a estabilizar los caudales y no tiene la complejidad de intervenir cada aducción aguas abajo del muro, si requiere una inversión muy alta debido a que la hidrología de la cuenca entrega caudales de diseño de gran magnitud que deberán ser gestionados en dicha obra.

A continuación, se muestran las acciones escogidas como más factibles de implementar, con el objetivo de aminorar los impactos de hydropeaking ocasionado por la operación de la central hidroeléctrica Pangue.

- **Acciones sobre el caudal**: Se abordarán tres tipos de intervenciones sobre el caudal, que resultan ser las más evidentes en cuanto cumplir las expectativas de los usuarios aguas abajo y, a la vez, son las que tienen un impacto más inmediato en la conservación del ecosistema fluvial del Biobío.

- Caudal mínimo: Se estima necesario establecer un caudal mínimo de evacuación, que asegure el abastecimiento de los derechos concedidos aguas abajo de las centrales, junto con brindar un caudal mínimo ecológico que mantenga algunas condiciones esenciales para la conservación del ecosistema fluvial, al menos aguas abajo del muro de la central Pangue. Esta condición de evacuación de caudal, no es óptima desde el punto de vista de la eficiencia en la generación, sin embargo, debido a que el embalse generado por la represa Pangue no permite una acumulación de temporada, sino que solo un almacenamiento de algunas horas, el cambio en el caudal mínimo deberá ser impuesto a todos los embalses que funcionan en la cuenca, especialmente al embalse principal de la hidroeléctrica Ralco. En consideración a este aspecto de eficiencia económica, se han propuesto caudales mínimos muy ajustados a cubrir las necesidades de los demás usuarios, junto con evitar que algunos tramos del río queden secos. El caudal mínimo permite, además, que los usuarios puedan establecer rangos mínimos de funcionamiento de sus equipos y sistemas de aducción, como también aporta seguridad en el abastecimiento al interior de los canales de riego.

El caudal mínimo propuesto se determinó de acuerdo al registro de niveles fluviométricos en las bocatomas de las asociaciones de regantes, de manera de permitir una adecuada captación de sus derechos, registros que fueron correlacionados con la estadística fluviométrica de la DGA.

- Tasa de bajada de caudal: La tasa de bajada es unos de los aspectos ambientales más importantes, debido a la escasa capacidad de reacción que tienen las especies ribereñas endémicas del río Biobío. Atenuar la tasa de disminución del caudal asociado al caudal mínimo de evacuación, se espera que otorgue condiciones más favorables al ecosistema fluvial en su conjunto.

- Tasa de subida de caudal: La tasa de ascenso de caudal, asociada a los aumentos por demanda en la generación, ofrece los principales riesgos para la infraestructura hidráulica y para la población que utiliza el río en deporte y recreación. El disminuir la tasa de ascenso de caudal permite, esencialmente, dar tiempo de reacción a los usuarios de aguas abajo y evitar accidentes.

- **Acciones sobre la comunicación:** Si bien este tipo de intervención no se encuentra descrita en la bibliografía expuesta en este documento, la comunicación aparece como un elemento central en los modelos de gobernanza de los recursos hídricos actuales, por lo que se ha estimado necesario realizar una propuesta de mejoramiento en la comunicación que permita establecer una plataforma mínima para la gobernanza y la gestión de las aguas en la cuenca, lo que se espera tenga un impacto importante en la disminución de los conflictos.

  - Información en tiempo real: Se ha estimado establecer un centro de control de acceso universal de la información en tiempo real de caudales y alturas limnimétricas para distintos tramos del río, que permita la sociabilización y el conocimiento de la población y especialmente el de los usuarios del río aguas abajo del muro de la central. Esta exigencia se espera que no signifique un coste adicional de importancia para la empresa generadora toda vez que, en la actualidad, posee los sistemas de medición y trasmisión de datos en tiempo real, sin embargo, se debe aumentar la red de puntos y generar una plataforma de comunicación de acceso libre y fácil para la población que otorgue transparencia, contribuyendo a mejorar las confianzas y tomar medidas para condiciones de caudales extremos.

Evaluación económica del modelo propuesto

La evaluación económica se realizó comparando en CAE en dos escenarios de la operación de central hidroeléctrica Pangue, ubicada en la parte alta de la cuenca. En un primer escenario se evaluó el coste actual asumido por la empresa en la actualidad y se le sumó la valorización de las afectaciones del sector agrícola que aún no ha asumido. Estas últimas, si bien hoy no significan un coste actual para la empresa hidroeléctrica, si corresponden a un coste asociado al modelo actual de generación y SOCABIO estima que podrían ser exigidas por los agricultores si no

se mejora el modelo de generación en el mediano plazo. El segundo escenario, con el que se comparará el anterior, considera el coste anual equivalente, que resulta para la misma empresa, la menor generación producto de adoptar las medidas propuestas en el presente trabajo, es decir asumiendo un caudal mínimo mayor al actual, reduciendo las tasas de aumento y disminución de caudal e implementando un centro de control para la información. Para el caso de este último escenario, se dispone de la estadística de precios del Coordinador Eléctrico Nacional para el año 2019 y de la estadística de caudales evacuados por la central hidroeléctrica Pangue durante el mismo periodo, correspondiente a la estadística oficial de la Dirección General de Aguas obtenida vía una solicitud a la oficina local (Rafael Esteban Perez Rodriguez (DGA) <rafael.perez@mop.gov.cl>). Finalmente se ha agregado el coste de inversión, por parte de la empresa, de un centro de control de información de caudales evacuados y una plataforma virtual de acceso público a la información vía transparencia. (https://www.coordinador.cl/mercados/documentos/transferencias-economicas/costos-marginales-de-energia/2019-costos-marginales-de-energia/)

Cálculo de coste anual equivalente para el escenario actual

Con la información entregada por las Organizaciones de usuarios que extraen agua desde el río Biobío se determinó que, para la condición actual de operación de la central Pangue, la generadora produce un coste directo de €15.000 por año a las organizaciones de regantes, debido a la contratación de personal adicional para operar en forma continua los sistemas de aducción, con el fin de aminorar los efectos de las variaciones. Adicionalmente, se han calculado costes significativamente mayores producto del deterioro acelerado de las obras lo que se traduce en costes adicionales de mantención. Estos costes, que han sido entregados y documentados directamente por las organizaciones de usuarios de agua, han determinado un deterioro promedio del 4% del presupuesto de la organización.

Por otro lado, se ha calculado un coste inherente a la menor producción de los agricultores, producto de las mermas ocasionadas por la entrega variable del caudal, para lo cual, según las recomendaciones de los gremios productivos consultados, se produce un 30% de menor producción en sus cultivos afectados por problemas de abastecimiento de agua. Para los cálculos, se ha considerado en ese porcentaje de afectación sobre la superficie de riego para cada una de las organizaciones de regantes en estudio. Finalmente, para este escenario, se ha calculado la pérdida de producción de las zonas sometidas a turnos como la diferencia entre la producción de riego y secano para la zona, al estimar que estos productores quedan limitados a una producción de secano al no tener segura la

entrega de agua para el riego por lo que no están dispuestos a arriesgar inversión.

No se han valorizado costes ambientales asociados al hydropeaking, debido a que no existen estudios locales de valorización de las afectaciones al ecosistema fluvial que permitan una adecuada aproximación del coste que este efecto impone al ecosistema. De igual manera, se excluyó de la valorización los costes de efectos intangibles como la pérdida de vidas humanas, problemas asociados al turismo y otras afectaciones que no se encuentran claramente determinadas y por lo tanto no valorizadas.

Cálculo de coste anual equivalente para escenario propuesto

Debido a que el escenario propuesto permite que la evacuación de caudales sea conocida por la sociedad, en especial por las organizaciones de regantes y considerando además que la tasa de variación de caudal, tanto en aumento como los descenso, permitirá adecuadamente a los usuarios de aguas abajo modificar los dispositivos de admisión de agua sin tener impactos de importancia en sus sistemas, a la vez que el caudal mínimo también asegura el abastecimiento de los derechos, manteniendo estable los caudales dentro de los sistemas de riego, resulta como coste principal, para este escenario, la pérdida por generación de la central hidroeléctrica producto de los mayores caudales que deberá destinar a la generación en horario fuera de punta, ya sea por la atenuación de las tasas de ascenso y descenso como por el mayor caudal mínimo de evacuación. Este cálculo de pérdida de generación se obtiene de estimar los tiempos adicionales destinados a tomar carga (aumentar caudales de generación) como los de disminuir carga (disminuir los caudales de generación) a fin de respetar la regla de generación propuesta, debido a que se generará una parte del caudal a un precio menor al del horario punta, sin embargo, el volumen acumulado producto de la nueva consigna de operación podrá ser generado durante el periodo de menor disponibilidad de caudal, que para el año en estudio es el mes de abril, lo que se incorpora al flujo como un ingreso adicional compensatorio a la pérdida.

Si asumimos que las demás variables del negocio permanecerán constantes y no dependen del planteamiento de las alternativas en análisis, al calcular

$$\mathbf{B_1 = I_1 - C_1 \; B_2 = I_2 - C_2}$$

tenemos que los ingresos de la empresa hidroeléctrica serán iguales para las dos alternativas y sólo variarán los costos que la empresa deberá asumir en ambos casos.

Así; Si queremos comparar B_1 con B_2 y $I_1 = I_2 = Cte.$, implica que bastará con con comparar $C_1 = C_2$; de esta manera tenemos que los beneficios de las alternativas serán mayores mientras menores sean los costos que estas alternativas imponen a la generadora.

Entonces tenemos que: $C_1 = CAE_1$ y $C_2 = CAE_2$, entonces bastará con determinar cuál es menor costo equivalente para determinar cuál es la alternativa de mayor beneficio para la empresa.

Por lo tanto, Si CAE_1 es mayor que CAE_2 implicará que el costo es mayor para la alternativa 1 que en 2 y, por lo tanto, el beneficio será menor para la empresa al operar en las condiciones de la alternativa 1 que la alternativa 2. Lo contrario ocurrirá si el CAE de la alternativa 2 es mayor.

Notar que en la determinación de los costes se han excluido los costes ambientales y otros costes intangibles como la pérdida de vidas humanas atribuidas al hydropeaking. De igual manera se han excluido las pérdidas ocasionadas por este fenómeno en la operación de las minicentrales hidroeléctricas que operan al interior de la red de canales de riego. Finalmente, se ha excluido el coste que supone la interrupción del servicio de agua potable en algunos sectores producto de las dificultades para extraer agua durante el escurrimiento de los caudales mínimos.

Al coste de pérdida de generación por la variación de las tasas de ascenso y descenso de caudal, se sumó el volumen adicional generado fuera de punta por el aumento del caudal mínimo, el que tiene un coste calculado como:

Pérdidas por aumento de caudal mínimo =

$$\sum_{1}^{12} \boldsymbol{Qcn * Tn * Pn}$$

Donde: Qcn es el caudal complementario para suplir el caudal mínimo propuesto y el caudal mínimo actual, calculado para los meses n donde el caudal mínimo es menor al propuesto.

Los costes para la generación se calcularon para los meses de riego, esto es entre septiembre y abril, ya que en los demás meses no ocurren pérdidas asociadas a los cultivos con las que comparar.

Los costes de menor generación se obtuvieron de la información estadística de caudales del año 2019 disponible en la Dirección General de Aguas en la estación Rucalhue. El costo marginal de la energía pagado a la hidroeléctrica Pangue como la estadística de horas punta durante el mismo periodo, fueron obtenidos del Coordinador Eléctrico Nacional (CEN).

En consideración a que el agua no generada, en el escenario propuesto, quedará acumulada en el embalse, se calculó el beneficio de dicho caudal simulando su generación en el mes de abril, correspondiente al de mínimo caudal natural para ese año. De esta manera, en dicho existe un ingreso adicional para la empresa generadora, que compensa parte de las pérdidas que se producen al aplicar el modelo propuesto, esto es mantener un caudal mínimo mayor al actual y disminuir las tasas de aumento y disminución de caudal de generación, más el costo de inversión en un

centro de recopilación información fluviométrica y su disposición a la comunidad.

Para este segundo escenario, se suma el coste de instalar una red hidrométrica y la operación del centro de control de información de acceso libre, el que se ha estimado en base a un proyecto desarrollado en la cuenca del Maule

de similares características, denominado "Diseño de un Sistema de Gestión Integral para la calidad de Aguas en la Cuenca del Río Maule. Plan Piloto Sector Maule Norte" (2008), elaborado por la Universidad de Chile. De este proyecto se seleccionaron los ítems necesarios para establecer el centro de control diseñado cuyos costes de inversión y operación fueron actualizados según la corrección monetaria nacional del IPC (Índice de Precios al Consumidor). Los ítems considerados de ese estudio fueron el personal, la instrumentación y los gastos generales, para 3 años de operación.

Finalmente, se realizó un análisis diferencial entre la situación actual, equivalente a los costes que deben asumir las OUA y sus agricultores (CAE_1) y la situación modificada, que corresponde al coste de imponer restricciones en la evacuación del caudal a la generadora e implementar un centro de control de la información (CAE_2).

De esta manera:

$$\textbf{Beneficio} = CAE_1 - CAE_2$$

V. RESULTADOS

5.1 Efectos del modelo actual de generación sobre las OUA y el sector agrícola

El hydropeaking, ocasionado por la operación en punta de la central hidroeléctrica Pangue, impone a las organizaciones de regantes (OUA) y sus agricultores un CAE de €4.408.980, el que se puede desglosar en:

4.1.1CAE que la actual operación impone a las OUA

4.1.2 CAE a los agricultores

A continuación, se presentan las tablas de cálculo del CAE para el actual modelo de operación

Tabl

Tabla 5. Costes adicionales generados a las OUA por vigilancia y deterioro acelerado en los canales de riego (€).

OUA	Coste Operación (€)	Coste Deterioro (€)
AC BIOBIO SUR	5000	27.500
AC BIOBIO NORTE	6000	7.500
AC BIOBIO NEGRETE	4500	14.000
Total (€)	15.500	49.000
CAE OUA (€)	64.500	

Fuente: Elaboración propia, tipo de cambio a 30 de diciembre 2020.

Tabla 6. Costes calculados para agricultores, asociados a las pérdidas de eficiencia de riego (€).

OUA	Sup. Afectada (ha)	Menor Utilidad (€)
AC BIOBIO SUR	2.400	1.719.000
AC BIOBIO NORTE	1.320	716.040
AC BIOBIO NEGRETE	1.260	723.240
Total (€)		3.158.280
CAE por pérdida de eficiencia (€)	3.158.280	

Fuente: Elaboración propia, tipo de cambio a 30 de diciembre 2020.

Tabla 7. Costes asociados a las pérdidas de superficie regada destinada a secano para cada organización de usuarios (€).

OUA	Sup. OUA (ha)	Sup. Afectada (%)	Menor Utilidad (€)
AC BIOBIO SUR	40.000	1	636.600
AC BIOBIO NORTE	12.000	2	229.500
AC BIOBIO NEGRETE	14.000	1	254.100
Total (€)			1.120.200
CAE por superficie sin regar (€)		1.120.200	

Fuente: Elaboración propia, tipo de cambio a 30 de diciembre 2020.

El hydropeaking impone un mayor costo a las OUA debido al aumento directo de los costos operacionales para evitar en parte las variaciones de caudal dentro de la red de canales de riego, lo que se traduce en un valor anual adicional para dichas organizaciones de €64.500 anuales.

Los agricultores, tanto por deficiencias en la calidad del riego ocasionadas por la intermitencia de los caudales, como por una pérdida de superficie regada, la que ha debido destinarse a cultivos de secano, debido a la suspensión del abastecimiento de agua de riego durante los turnos, tienen costes adicionales de €4.278.480 anuales.

En la actualidad la empresa hidroeléctrica paga a las OUA €15.500 al año a modo de compensación por el hydropeaking, lo que equivale al 24% de los costes adicionales directos que le impone el hydropeaking sobre la red de canales.

Los agricultores actualmente no tienen una compensación por las pérdidas económicas derivadas del hydropeaking.

Las organizaciones locales estiman que, en la medida que el estrés hídrico aumente en la zona, es altamente probable que os agricultores demanden los perjuicios ocasionados por hydropeaking.

Se han identificado varias afectaciones del hydropeaking que no han sido valorizadas en este estudio, entre las más importantes se encuentran los problemas para la generación de otras centrales aguas debajo de Pangue, las alteraciones ambientales y los daños intangibles sobre la población.

5.2 Efectos del modelo actual de generación sobre el ecosistema fluvial

Existe un potencial perjuicio al ecosistema fluvial producto hydropeaking, en especial en la población de especies endémicas y en la introducción de especies foráneas.

El ecosistema fluvial del río Biobío se está viendo seriamente afectado, siendo lo más grave la extirpación de la especie endémica “Carmelita de Concepción” (Percilia Irwini) desde el tramo de río ubicado entre la central Ralco y la Central Pangue. Igualmente resulta preocupante la disminución de esta misma especie en el tramo entre los embalses Pangue y Angostura.

No existe valorización económica de efecto del hydropeaking sobre el ecosistema fluvial del río Biobío que permita establecer medidas compensatorias.

5.3 Medidas de mitigación de los efectos del hydropeaking

Si bien se han documentado una amplia gama de medidas tendientes a disminuir los efectos del hydropeaking, las más viables de aplicar en el caso de la realidad chilena y

específicamente para la cuenca del río Biobío, se relacionan con acciones sobre el modelo de operación de las centrales hidroeléctricas de manera tal que apunten a disminuir la intensidad de hydropeaking.

Las medidas de mitigación que apuntan a realizar obras que directamente actúen sobre los caudales, se visualizan como poco viables de realizar debido al alto valor que dichas obras requieren.

La propuesta de modificación legal, actualmente en estudio en el congreso nacional, respecto de dar certeza hídrica al consumo y al riego restringiendo la la generación hidroeléctrica se presenta como una oportunidad para que las generadoras modifiquen sus regímenes de evacuación de caudal tendiente a disminuir los efectos del hydropeaking.

5.4 Modelo de generación y evaluación económica para atenuar los efectos hydropeaking

Las medidas de mitigación de los efectos del hydropeaking más factibles de aplicar a la central hidroeléctrica Pangue, propuestas en este estudio son:

- Aumentar el caudal mínimo de evacuación a 90 m3/s para cumplir en todo tiempo con los derechos de los agricultores y mantener un caudal ecológico y disminuir la relación entre caudal máximo y mínimo, en beneficios del ecosistema fluvial.
- Limitar la tasa de aumento del caudal a 3 m^3/s en un minuto, con el fin de evitar accidentes en bañistas o pescadores y permitir una operación razonable de los sistemas de aducción en canales de riego.
- Limitar la tasa de disminución de caudal a 3 m^3/s, con el objeto de mejorar las condiciones de vida de algunas especies que habitan el río y dar un mayor tiempo de reacción a las organizaciones de usuarios para la operación de los sistemas de admisión de agua desde el río.
- Instalar centro de control para la información pública, que permita visualizar registros de caudales y niveles fluviométricos en tiempo real, de manera que sirva de herramienta para el soporte de decisiones a toda la población para mejorar la confianza y convivencia entre usuarios y aportar un elemento efectivo de gobernanza en la gestión del agua en la cuenca del Biobío.

Factibilidad económica del modelo de generación propuesto.

El costo anual equivalente (CAE) para la operación actual de la central hidroeléctrica Pangue, tiene un valor total de **€4.408.980.**

El CAE para la situación proyectada, resulta en un valor total de **€3.517.273,** el que se compone de las pérdidas por la menor generación en horas punta y la implementación, mantención y operación de

un centro de control para la información de la población en un valor de €119.947

El análisis Coste Beneficio de los escenarios estudiados indica que operar las centrales con las restricciones propuestas en el modelo es un 20% más barato que cubrir los perjuicios realizados con el actual modelo de operación.

El análisis diferencial entrega un Beneficio para la empresa hidroeléctrica de **€891.707** por año si adopta las medidas propuestas con un índice de beneficio sobre coste (B/C) de **1,2535**

Tabla 8. Imagen planilla de cálculo de CAE para el escenario propuesto.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N
19		CAUDALES MENSUALES RÍO BIOBIO DESPUES DE PANGUE (m3/S)												
20			ENERO	FEBRERO	MARZO	ABRIL	MAYO	JUNIO	JULIO	AGOSTO	SEPTIEMBRE	OCTUBRE	NOVIEMBRE	DICIEMBRE
21		**Q Medio (m3/s)**	206	133	105	72	114	220	230	401	364	435	354	188
22		**Q max (m3/s)**	489	266	205	172	361	609	554	592	565	578	569	552
23		**Q min (m3/s)**	94	94	76	6	57	88	105	110	100	115	109	99
24		**Dif Min-Max (m3/s)**	395	173	129	166	304	521	449	482	465	463	460	453
25		CALCULO DE COSTE ANUAL EQUIVALENTE EN ESCENARIO PROPUESTO												
26		US$ /Mw-h Punta	52	111	61	118	65	54	49	52	42	59	34	36
27		US$ /Mw-h Valle	33	49	47	50	50	44	39	42	31	38	28	27
28		Generación media punta US$/h	9,927	13,798	5,963	7,924	6,858	10,991	10,452	19,395	14,251	23,754	11,235	6,388
29		Generación media valle US$/h	6,391	6,073	4,599	3,381	5,349	9,050	8,417	15,699	10,480	15,466	9,276	4,709
30		Variación de caudal media Ascenso	283	133	100	99	247	389	323	191	201	144	215	363
31		Variación de caudal media Descenso	112	40	29	66	57	132	125	291	264	320	245	89
32		Diferencia tasa Ascenso	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	-0.88	-0.98	-1.27	-2.10	-3.50	-0.78	-0.65
33		Diferencia tasa Descenso	-0.69	0.00	0.00	0.00	0.00	-0.39	-0.74	-1.94	-1.42	-0.69	-1.29	-1.93
34		Tiempo perdido Ascenso						-444.72	-330.56	-150.09	-95.77	-41.16	-275.44	-560.37
35		Tiempo perdido Descenso	-160.94					-335.92	-170.09	-149.53	-186.57	-466.47	-189.48	-46.33
36		Tiempo adicional total	-161					-781	-501	-300	-282	-508	-465	-607
37		Horas Punta perdidas /dia	3	0	0	0	0	13	8	5	5	8	8	10
38		dias del mes	31	28	31	30	31	30	31	31	30	31	30	31
39		Tiempo adicional Horas / mes	83	0	0	0	0	0	0	0	141	262	232	313
40		Generación en punta perdida (US$)	825,461	0	0	0	0	0	0	0	2,011,799	6,230,135	2,611,636	2,002,378
41		Generación en valle adicional (US$)	531,404	0	0	0	0	0	0	0	1,479,461	4,056,265	2,156,207	1,475,957
42		Costo Tasas de variación (US$)	294,057	0	0	0	0	0	0	0	532,338	2,173,870	455,429	526,421
43		Ingreso perdido por potencia (US$)	58,811	0	0	0	0	0	0	0	106,468	434,774	91,086	105,284
44		Ahorro caudal no generado (m3/h)	17,128	0	0	0	0	0	0	0	51,383	113,969	82,304	59,086
45		Volumen acumulado (m3)				323,870								
46		Tiempo adicional por reservas (horas)				4,485								
47		Generación extra en Abril (US$)				529,262								
48		Derechos regantes m3/s	82	82	82	82	82	82	82	82	82	82	82	82
49		Caudal mínimo propuesto	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90
50		Diferencia caudal requerido			14	84	33	2						
51		Costo Caudal adicional			0	0	0	39,899						
52		COSTO TOTAL ADICIONAL (9+10)	352,868	0	0	0	0	39,899	0	0	638,806	2,608,644	546,515	631,705
53		BENEFICIO CAUDAL ADICIONAL				529,262								
54		CAE US$	4,289,174											
55		**CAE €**	**3,517,123**											
56		operador	3,000,000											
57		gastos oficina	200,000											
58		supervisor de terreno	1,000,000											
59		gg	500,000											
60		cl$	4,700,000											
61														
62		CAE ESCENARIO PROPUESTO		3,517,273										

COSTO ANUAL CENTRO DE CONTROL		VU años	CAE			
RED DE MONITOREO	309,115	3	-119,947	Tasa descuent	8%	
CENTRO DE CONTROL	0	30	0			
OPERACIÓN MES	0		0			
			-119,947	-150		

Datos crudos | Caudales | Datos horarios 2019 | tasas variación

Fuente: Elaboración propia.

VI. CONCLUSIONES

6.1 Con relación a los principales efectos sobre el sector agrícola del actual modelo de generación de la central hidroeléctrica

Pangue, se concluye que existe una seria afectación económica tanto a las organizaciones de usuarios agua como a los agricultores de la cuenca del río Biobío, derivada de los efectos del hydropeaking.

6.2 Si bien una parte de los mayores costes que el hydropeaking impone a las OUA son pagados por la central hidroeléctrica, la mayor parte de estos no están cubiertos por el plan de compensación de la empresa. En el caso de los costes que asumen los agricultores por los problemas en el abastecimiento de agua en los predios, estos no han sido asumidos por la generadora a la fecha.

6.3. La abundante evidencia científica que respalda una seria afectación del ecosistema fluvial del río Biobío producto del hydropeaking, evidencia la necesidad de realizar estudios económicos que valoricen los efectos ecosistémicos de este fenómeno a fin de evaluar compensaciones ambientales tendientes a disminuir los efectos negativos de este modelo de operación.

1.1Debido a que especies endémicas de peces presentes en la cuenca no se han adaptado a las variaciones continuas de caudal, es recomendable realizar ajustes la operación de las centrales para evitar su extirpación y la introducción de especies exóticas.

1.2La afectación económica que sufren las organizaciones de regantes y los agricultores producto del hydropeaking ocasionado por la central hidroeléctrica Pangue es un 20% superior al costo por pérdidas de energía y potencia que podría tener la empresa generadora, si adoptara las medidas propuestas para la regulación sobre los caudales.

6.4. El beneficio de implementar las medidas propuestas supone un Beneficio para la empresa hidroeléctrica de €891.707 al año, con una relación B/C de 1,2535

6.5. Con relación a disminuir los efectos de hydropeaking, las medidas que resultan más factibles de aplicar apuntan a una moderación de las tasas de ascenso y descenso de los caudales durante la operación de la central hidroeléctrica, como también la mantención de un caudal mínimo de evacuación.

6.6. La implementación de un sistema de información de acceso libre que permita conocer los caudales y niveles fluviométricos en puntos de interés contribuirá a disminuir la conflictividad en la cuenca.

6.7. Una valorización económica de los efectos del hydropeaking sobre el ecosistema fluvial del Biobío, aumentará los actuales costes del actual sistema de generación, haciendo más rentable generar energía

hidroeléctrica sin imponer sobrecostes a los agricultores y afectar el ecosistema.

6.8. Resulta oportuno, especialmente para la empresa hidroeléctrica, formalizar acuerdos de operación del embalse con el fin de optimizar el usos del agua y atenuar efectos del hydropeaking, en lugar de esperar restricciones legales a la operación.

VII. BIBLIOGRAFÍA

Aguilera Díaz, Anailys. (2017). El costo-beneficio como herramienta de decisión en la inversión en actividades científicas. *Cofin Habana*, *11*(2), 322-343. Recuperado en 12 de enero de 2021, de http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2073-60612017000200022&lng=es&tlng=es.

Bejarano, María D., Garcia-Palacios Jaime H., Sordo-Ward Alvaro, Alonso Carlos, Nilsson Christer (2017). Herramientas para la cuantificación del impacto hidrológico y ecológico de la producción hidroeléctrica. Ponencia en V Jornadas de Ingeniería del Agua. Entornos fluviales y aguas de transición: impactos de los medios urbanos, La Coruña.

Boye, Henry and De Vivo, Michael (2016). The environmental and social acceptability of dams. Field Actions Science Reports (online), Special Issue 14/2016, onlilne since April 2016, connection on 30 April 2019.

Calcagno, Alberto T. (2007) Planeamiento y gestion de presas y embalses en un marco de sostenibilidad Ambiental. Instituto Argentino de Recursos Hídricos. Revista Aqua-LAC-Año1-N°1.

De Boer, J.A., Thoms, M.C., Casper,A. F., Delong, M.D. (2019) The response off ish diversity in a highly modified large river system to multiple anthropogenic stressors. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 124.

Elgueta, A., Thoms, M.C., Gorski, K., Diaz, G., Habit, E. M. (2019). Funcional process zones and their fish communities in temperate Andeas river networks. River Res Applic 2019;1-10.

Garcia, A., Jorde, K., Habit, E., Caamaño, D., Parra, O. (2011). Downstream environmental effects of dam operations: Changes in habitat quality for native fish species. River Res Applic, 27: 312-327 (2011)

Global Water Partnership., International Network of Basin Organizations. (2009). Manual para la gestión integrada de recursos hídricos en cuencas

Habit, E., Belk, M. C., Tuckfield, C., Parra O., (2006). Response of the fish community to human-induced changes in the Biobio river in Chile. Freshwater Biolog (2006) 51, 1-11

Habit, E., García, A., Diaz, G., Arriagada, P., Link, O., Parra, O., Thoms , M. (2018). River science and management issues in Chile: Hydropower development and native fish communieties. River Res Applic. 2019;35: 489-499.

Jasper, Frank. (2014). Towards integrated wáter resources management. United Nations Enviorenment programme. UNESCO

León, A., (2008) Diseño de un Sistema de Gestión Integral para la calidad de Aguas en la Cuenca del Río Maule. Plan Piloto Sector Maule Norte. Universidad de Chile. Proyecto financiado por CORFO.

Meier, C. Lopez, R. (2015). Ministerio de Energía, Chile., Instituto de investigaciones tecnológicas, Universidad de Concepción. Análisis de medidas de mitigación para los efectos de las variaciones intradiarias de caudal, producto de la generación de punta. Publicación División de Desarrollo Sustentable, Subsecretaría de Energía, Ministerio de Energía, 2015.

OECD. (2017) Multi-purpose wáter infraestructure. Recomendations to maximise economic benefits.

Sapag, N., Sapag, R. (1995) Preparación y evaluación de proyectos

Vaikasas Saulius, Palaima Kestutis., Pliuraite Virginija. (2013) Influence of hydropower dams on the state of macroinvertebrates assemblages in the Virvyte river, Lithuania. Journal of enviromental engineering and landscape management. 2013 Volume 21(4): 305-315.

Wang, J., DIng, L., Tao, J., DIng, C., He, D. (2019). The effects of dams on macroinvetebrates: Global trends and insights. River Res Applic. 2019;1-12

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ

Y

UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS

MASTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA
Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

PROYECTO DE FIN DE MASTER

CONTAMINACIÓN POR ARSÉNICO GEOGÉNICO DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS EN CHILE

AUTORA:
CARMEN COPIER MELLA

DIRECTOR:
Dr. FRANCISCO JAVIER LILLO (Universidad Rey Juan Carlos)

Alcalá de Henares, 20 de Mayo de 2021

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN…….227
2. OBJETIVOS……..228
3. METODOLOGÍA……..228
4. OCURRENCIA DE AS DE ORIGEN NATURAL……...…….229
4.1. ROCAS, SEDIMENTOS Y SUELOS ……...229
4.2. AGUAS SUPERFICIALES……..230
4.3. ARSÉNICO EN AGUAS SUBTERRÁNEAS……...231
5. ARSÉNICO Y NORMATIVA DE AGUAS EN CHILE……..232
5.1. Norma de Agua Potable- NCH 409/2005 ……...232
5.2. Norma de Aguas Minerales- DS 106233
6. ARSÉNICO GEOGÉNICO EN LAS AGUAS DE CHILE……..233
6.1. MACROZONA NORTE……...235
6.1.1. Geología……..235
6.1.2. Climatología……237
6.1.3. Hidrología e Hidrogeología…….237
6.1.4. Ocurrencia de Arsénico en las Aguas: ……240
6.2. MACROZONA CENTRO…….245
6.2.1. Geología……..245
6.2.2. Climatología……246
6.2.3. Hidrología e Hidrogeología…….246
6.2.4. Ocurrencia de Arsénico en las Aguas ……249
6.3. MACROZONA SUR…….252
6.3.1. Geología……..252
6.3.2. Climatología……254
6.3.3. Hidrología e Hidrogeología…….254
6.3.4. Ocurrencia de Arsénico en las Aguas..……257
6.4. DISTRIBUCION DE ARSENICO EN CHILE…….260
7. CONCLUSIONES……..264
8. RECOMENDACIONES…….265
9. BIBLIOGRAFÍA……266

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Diagrama Eh-pH de especies acuosas de As…….232
Figura 2: Gráfico Evolución Normas As OMS y Chile- Valor Máximo de As…….232
Figura 3: Macrozonas en Chile…….234
Figura 4: Mapa Geológico-Macrozona Norte…….....236
Figura 5: Mapa Hidrogeológico-Macrozona Norte…….....239
Figura 6: Distribución en Macrozona Norte de As en Aguas Subterráneas y Fuentes Termales …….....241
Figura 7: Sectores con As- Macrozona Norte…….…….....242
Figura 8: Mapa Geológico-Macrozona Centro……246
Figura 9: Mapa Hidrogeológico-Macrozona Centro……249
Figura 10: Distribución en Macrozona Centro de As - Aguas Subterráneas y Fuentes Termales……249
Figura 11: Sectores con As- Macrozona Centro……251
Figura 12: Mapa Geológico-Macrozona Sur……..……254
Figura 13: Mapa Hidrogeológico-Macrozona Sur…….....257

Figura 14: Distribución en Macrozona Sur de As -Aguas Subterráneas y Fuentes Termales ……259
Figura 15: Sectores con As- Macrozona Sur…….....259
Figura 16: Distribución de As en Chile..261
Figura 17: Diagramas de cajas – Aguas Termales en Chile……262
Figura 18: Diagramas de cajas – Aguas Subterráneas Chile……263

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Concentraciones de As en la Geosfera……..223
Tabla 2: Precipitaciones Macrozona Norte.....237
Tabla 3: Escorrentía- Macrozona Norte…237
Tabla 4: Estaciones DGA y caudales - períodos 2013-2014 y 2019…….238
Tabla 5: Precipitaciones Macrozona Centro……247
Tabla 6: Escorrentía Macrozona Centro……247
Tabla 7: Estaciones DGA y caudales- períodos 2013-2014 y 2019……248
Tabla 8: Precipitaciones Macrozona Sur..255
Tabla 9: Escorrentía- Macrozona Sur…...255
Tabla 10: Estaciones DGA y caudales - períodos 2013-2014 y 2019……255

TABLA DE ABREVIATURAS

APR: Agua Potable Rural
ATSDR: Agencia para Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades CVZ: Zona Volcánica Central
DGA: Dirección General de Aguas DS: Decreto Supremo
GRAPHIC: Groundwater Resources Assessment Pressure Humanity Climate Change MINSAL: Ministerio de Salud de Chile
MOP: Ministerio de Obras Públicas OMS: Organización Mundial de Salud SD: Sin Datos
SERNAGEOMIN: Servicio de Geología y Minería de Chile SISS: Superintendencia de Servicios Sanitarios
SVZ: Zona Volcánica Sur ZFP: Zona Falla Pocuro

RESUMEN

El As es un metaloide muy nocivo, donde los efectos de contaminación crónica se asocian a varios tipos de enfermedades. Puede aparecer en el agua subterránea mediante disolución de minerales o meteorización química, con concentraciones generalmente inferiores a 10 µg/l. El estado de oxidación del As y su movilidad están controlados por las condiciones redox (potencial redox, Eh) y pH, siendo el As (III) el más tóxico.

Este TFM revisa el estado de conocimiento sobre la contaminación geogénica por As en aguas subterráneas chilenas, identificando condiciones geológicas y factores que controlan su origen, distribución y mecanismos que permiten su liberación y concentración, integrando la información disgregada de diferentes estudios y generando cartografía de distribución de As en macrozonas, discretizando la información para aguas subterráneas y termales.

El origen del As en las aguas chilenas, está relacionado con procesos volcánicos e hidrotermales, donde el volcanismo activo determina un gradiente geotérmico alto que incrementa, la lixiviación de grandes volúmenes de roca por el hidrotermalismo.

Los valores de As determinados, presentan concentraciones excedidas en la Macrozona Norte, donde superan mil veces la norma, decreciendo hacia el sur del país. Los registrados en sistemas APR están levemente excedidos de la norma, situación grave, dado que éstos son destinados para consumo humano.

El Decreto Supremo DS 106 permite el uso de aguas embotelladas que, legalmente, aplicando la norma NCH409 no pueden ser usadas para agua potable, teniendo tres marcas comerciales chilenas de origen geogénico que superan tanto la norma de agua potable como normas internacionales.

1 INTRODUCCIÓN

El As es un metaloide que se encuentra ampliamente distribuido en la corteza terrestre con una concentración media de 2 mg/kg, en diversos cuerpos de agua, tanto subterránea como superficial, así como también en agua de mar. (Smedley y Kinninburgh, 2002). Puede aparecer en el agua subterránea mediante procesos de disolución de minerales o meteorización química, con concentraciones de fondo de As, generalmente inferiores a 10 µg/l en la mayoría de los países, sin embargo, existen valores comprendidos en un amplio rango (< 0,5 a 5.000 µg/l), asociándose valores elevados a procesos geoquímicos de origen natural (Lillo, 2008).

El As es muy tóxico para la salud humana, y no solamente en concentraciones altas (EAWAG, 2017). Una exposición crónica prolongada a As, provoca enfermedades a la piel, respiratorias, enfermedades cardiovasculares y diferentes tipos de cáncer. (Sancha y Castro, 2001; Ferrecio y Sancha,

2006). El último informe del Banco Mundial, llamado “Calidad desconocida: La crisis invisible del agua” (Damania et al., 2019), detalla el nivel de contaminación del agua potable en 72 países en el mundo, dentro de los cuales se encuentra el As.

Chile es un país de 4.300 km aproximadamente de longitud, con una anchura promedio de 177 km, que presenta una marcada heterogeneidad hídrica, en razón a sus factores hidrográficos, orográficos, climáticos, geológicos y, asimismo, de distribución de As en aguas subterráneas, razón por la cual es importante conocer los factores que lo controlan, en especial que existen concentraciones excedidas sobre la norma chilena de agua potable (10 µg/l), principalmente en el norte y centro del territorio. La presencia de As no es reciente en Chile, de hecho se encontraron restos de este metaloide en el cabello de momias de culturas atacameñas, que datan de miles años atrás.

El Trabajo Final de Máster, en adelante TFM, que se presenta a continuación, se centra en el As de origen natural en aguas subterráneas y termales, razón por la cual se discretizó la información existente para este tipo de aguas en diferentes partes del territorio.

2 OBJETIVOS

El objetivo principal de este TFM es revisar el estado de conocimiento de la contaminación geogénica por As de forma general en Chile, planteando además, como objetivos secundarios los siguientes:

a) Revisar el estado de conocimiento sobre el origen, condiciones geológicas y factores que controlan la distribución de As natural en las aguas subterráneas, así como los principales mecanismos que permiten su liberación y concentración en cantidades superiores que puedan afectar la salud humana.
b) Integrar la información de concentraciones de As en fuentes termales y subterráneas en Chile, a nivel de Macrozonas (Norte, Centro y Sur).
c) Identificar sectores donde se ha registrado, con datos y/o estudios, problemas de contaminación natural de As en acuíferos.
d) Exponer la contradicción normativa de las aguas minerales destinadas a consumo humano en Chile, en relación al As.

3 METODOLOGÍA

El As, a pesar de que es un metaloide nocivo en Chile, presente principalmente en las regiones del norte y centro, su información se encuentra disgregada y la que se dispone, se haya indiferenciada de las fuentes superficiales.

Para abordar el concepto de geoquímica del As y sus procesos, se utilizaron estudios generales enfocados en este tema (Smedley y Kinninburgh, 2002), (Fernández-Turiel et

al., 2005), (Herath et al., 2006), (Lillo, 2008), (EAWAG, 2017), (Bundschuh, 2020).

El análisis de la situación de As en Chile, se realizó mediante una búsqueda exhaustiva de estudios realizados por la Dirección General de Aguas (DGA), entidad dependiente del Ministerio de Obras Públicas (MOP), Servicio Nacional de Geología y Minería (SERNAGEOMIN), y Universidades. Además, se realizó una búsqueda bibliográfica a través de diferentes páginas web y bases bibliográficas, tales como: www.google scholar, www.eawag.ch, www.gapmaps.org, www. researchgate.net, www.springer.com., y www.dga.cl.

En este TFM se integraron las bases de datos de la DGA y universidades hasta el año 2020, elaborando una cartografía de distribución de As para tres macrozonas, creando y utilizando una geodatabase ArgGis, diferenciada en aguas subterráneas y fuentes termales.

Se homogeneizó toda la información existente en la unidad "µg/l", para así facilitar su comparación. Se elaboraron tablas con información de fecha de muestreo, ubicación en coordenadas UTM, tipo (aguas subterráneas y fuentes termales) y se discretizó la información de aguas embotelladas, antecedentes que se incorporarán en una plataforma abierta al público (GRAPHIC).

Por cada Macrozona, se sintetizó y entregó información de geología, climatología, hidrología, hidrogeología y condiciones de ocurrencia. Para ello, se elaboraron con Ilustrador, mapas de geología e hidrogeología para las tres macrozonas, con el fin de poder adaptar la información existente de la DGA a las macrozonas analizadas. Además, se construyeron figuras para presentar ejemplos de sectores de agua con As para diferentes usos en las tres macrozonas estudiadas.

Se elaboraron diagramas de cajas con Excel (Office 365 para Windows), para las aguas subterraneas, utilizando un universo de 273 datos, 184 (Macrozona Norte), 49 (Macrozona Centro) y 40 datos (Macrozona Sur). Para los diagramas de cajas de aguas termales, se consideró un universo de 145 datos, 35 datos en la Macrozona Norte, 32 datos distribuidos en la Macrozona Centro y 78 datos correspondientes a la Macrozona Sur.

Se analizó la normativa de agua potable y aguas minerales, con los resultados de estudios realizados en aguas embotelladas.

4 OCURRENCIA DE AS DE ORIGEN NATURAL

4.1 ROCAS, SEDIMENTOS Y SUELOS

Las concentraciones globales de As en algunos componentes de la geosfera se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1: Concentraciones de As en la Geosfera. (Adaptado de Tapia, 2014).

Componente terrestre	Material	As (mg/kg)
Corteza continental superior	Roca	4.8
Manto superior	Manto	21 – 32

La presencia natural de As en suelos, sedimentos y aguas se asocia a la concentración de As presente en rocas volcánicas, sedimentarias y metamórficas, el cual es movilizado al medio ambiente a través de procesos naturales como meteorización, actividad biológica y emisiones gaseosas volcánicas. En rocas volcánicas, el As se encuentra con valores medios de 7 mg/kg y en sedimentos se han registrado valores medios de 8 mg/kg, en la XV Región (Tapia et al., 2019). Las concentraciones de As en suelos varían, en general, en un rango de 1-10 mg/l (Smedley y Kinniburgh, 2002). Las rocas más ricas en As están relacionadas en su mayoría con depósitos minerales, pórfidos cupríferos, depósitos epitermales, salmueras y actividad geotermal. Como ocurre con las rocas, las concentraciones pueden ser mayores en suelos o sedimentos que se encuentren en áreas mineralizadas y con materiales ricos en sulfuros como la pirita, sulfuro muy común en los depósitos minerales de Chile.

Se han identificado diversos niveles de As en rocas sedimentarias, travertinos, donde se detectaron concentraciones elevadas de As en las estructuras del campo geotermal de Puchuldiza y los Géiseres de El Tatio, (Fernández- Turiel et al., 2005). Otros casos se presentan en precipitados salinos del desierto de Atacama (Tapia, 2018), evaporitas del Altiplano-Puna plateau (Risacher et al., 1999), depósitos epitermales de alta sulfidización en el yacimiento de El Indio, sedimentos de la cuenca del rio Elqui (Oyarzún et al., 2004).

En el valle del rio Copiapó en muestras de barro, que tienen concentraciones de As inferiores a 100 mg/kg. En el sur de Chile, en la VIII Región, se han identificado concentraciones promedio de As de 18,82 a 23,53 mg/ kg. En pórfidos cupríferos las concentraciones de As pueden ser elevadas y están relacionadas principalmente a la presencia de minerales como tennantita y enargita (Bundschuh, 2020).

4.2 AGUAS SUPERFICIALES

En la fase acuosa, puede encontrarse, como especie iónica en distinto estado de oxidación, As (III) o As (V). Así, se puede tener As en aguas superficiales (ríos, charcas, torrentes, suministro doméstico de agua, etc.) o en aguas subterráneas (acuíferos).

En general, la forma pentavalente del As (V) tiende a predominar en las aguas superficiales (Lillo, 2008). El As suele presentarse en concentraciones entre 0,1 a 0,8 µg/l en ríos (Smedley, 2002; Tapia, 2014). Estas

concentraciones pueden variar por factores como recarga, litología de la cuenca, drenaje de zonas mineralizadas, clima, actividad antropogénica como minería y vertidos urbanos o industriales.

En climas áridos, debido a procesos de evaporación, con consecuente aumento de la salinidad y pH, se favorece el aumento de As. Un ejemplo de ello, son las aguas del río Loa, con concentraciones extremadamente altas (190-21.800 ug/L). (Tapia, 2014). Procesos antropogénicos como la actividad minera y contaminación por vertidos también favorecen el incremento de la concentración de As, pero no son los únicos responsables de este incremento, la contaminación geogénica y procesos asociados juegan un rol importante en las concentraciones de As de las aguas superficiales.

4.3 ARSÉNICO EN AGUAS SUBTERRÁNEAS

Generalmente, el As inorgánico geogénico está presente en el agua por disolución natural ze minerales que incluyen As en su composición. Bajo condiciones de reducción, generalmente en aguas subterráneas, predomina el As trivalente o arsenito As (III), pero no siempre es así, pudiéndose encontrar ambos estados de oxidación. (Lillo, 2008). El estado de oxidación del As, y su movilidad están controlados por las condiciones redox (potencial redox, Eh) y pH, siendo las más tóxicas las especies químicas de As (III). La movilidad del As es muy sensible a las condiciones de pH, en el rango de valores de 6,5 a 8,5, representativos de aguas subterráneas en condiciones oxidantes y reductoras (Smedley y Kinniburgh, 2002).

En la Figura 1 se puede observar que el valor del pH y del Eh, van a condicionar una mayor presencia de una especie acuosa de As determinada (Lillo, 2008).

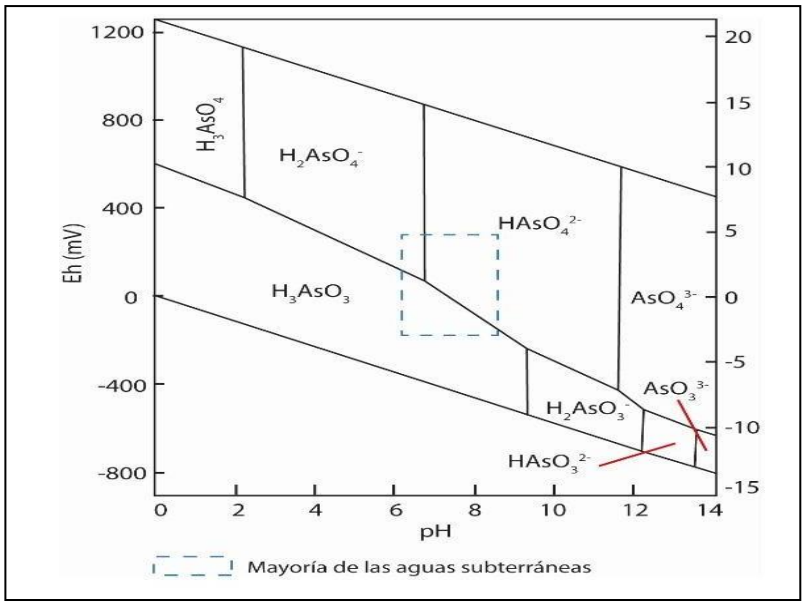


Figura 1: Diagrama Eh-pH de especies acuosas de As (Adaptado de Lillo, 2008).

El As suele presentarse en concentraciones <0.5 hasta 5.000 µg/l (Smedley y Kinniburgh, 2002) en los acuíferos. Estas concentraciones no se restringen a determinadas condiciones, apareciendo en acuíferos relacionados a procesos geotermales, depósitos minerales o procesos antropogénicos (industria, urbanismo, actividad agrícola, agropecuaria, etc.).

La mayoría de los contenidos altos en As en acuíferos están ligados a procesos geoquímicos naturales (disolución-precipitación, adsorción-desorción, intercambio iónico, etc.), produciendo contaminación de origen natural o geogénica, en grandes áreas y en ambientes geológicos diversos, como formaciones volcánicas, volcano-sedimentarias, cuaternarias, metasedimentos con filones mineralizados, entre otros. Así, no existe un modelo geológico/hidrogeológico común para todas las ocurrencias, encontrándose As en ambientes geológicos muy variados.

5 ARSÉNICO Y NORMATIVA DE AGUAS EN CHILE

5.1 Norma de Agua Potable- NCH 409/2005

La norma chilena NCH 409 ha ido incorporando las recomendaciones de la Organización Mundial de la Salud (OMS) con un desfase de 10 a 20 años, de acuerdo a la realidad chilena (Figura 2). Es así que, solo a partir de 2005 la Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS) fijó el límite para el agua potable en 10 µg/L como indica la OMS, otorgando a las empresas sanitarias un plazo de diez años, el cual se dividió en dos períodos de adaptación de 5 años c/u, para que adecuaran sus procesos y así poder cumplir con la norma de calidad. Con un descenso de

50 µg/ l a 30 µg/l en 2010 y de 10 µg/l en 2015.

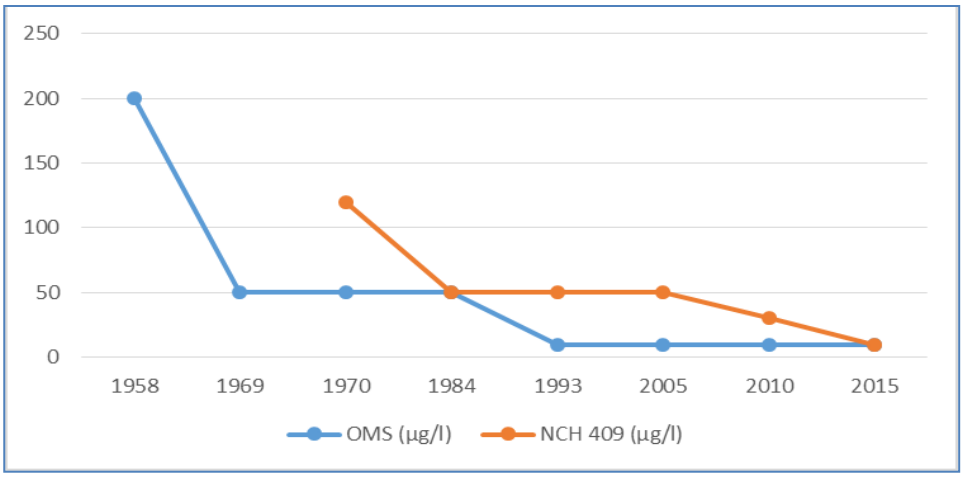


Figura 2: Gráfico Evolución Normas As OMS y Chile- Valor Máximo de As (Adaptado OMS, 2005 y NCH 409 2005).

5.2 Norma de Aguas Minerales- DS 106

Las aguas minerales, de acuerdo a lo señalado en el DS 106 (MINSAL, 1997), corresponden a aguas naturales que emanan del suelo con temperaturas inferiores a 18ºC. Este tipo de aguas, cuando son envasadas y destinadas al consumo humano deben cumplir con condiciones similares a las exigidas en la NCH 409.

El límite para As permitido por el DS 106 para aguas minerales es de 50 µg/l, lo cual es cinco veces mayor a lo indicado en la norma de agua potable, NCH 409 y por la OMS. Esto es sumamente contradictorio, ya que las aguas embotelladas, de acuerdo a lo indicado en el mismo DS 106, deben poseer características naturales de pureza que permitan el consumo humano, loque no ocurre en el caso del As por el riesgo que supone para la salud pública.

Chile tiene regulaciones menos restrictivas en relación a lo dictaminado por organismos internacionales. En 1994, se derogó la norma de calidad ambiental de As para estudiarla con más profundidad, pero a la fecha aún está en estudio.

6 ARSÉNICO GEOGÉNICO EN LAS AGUAS DE CHILE

A modo de contextualización, se presenta cita textual de lo señalado en el estudio Gran Minería y Medio Ambiente (Sancha, 1998): "*las fuentes de contaminación están vinculadas a la particular geología regional (volcanismo cuaternario) que se manifiesta en los recursos hídricos, minerales y energéticos existentes. Esta condición natural por su origen acompaña y acompañará siempre a las poblaciones y faenas mineras de la zona norte de Chile (Antofagasta y*

Atacama) obligando de forma permanente a su conocimiento, vigilancia y control".

En los próximos apartados se presenta la información recogida en este TFM, estructurada de acuerdo al concepto de macrozonas que la Dirección General de Aguas-DGA, institución a cargo de promover la gestión y administración del recurso hídrico en un marco de sustentabilidad, interés público y asignación eficiente, utilizó en el año 2017 para la elaboración del Atlas del Agua.

Las cuatro macrozonas identificadas corresponden a la Macrozona Norte, Macrozona Centro, Macrozona Sur, Macrozona Austral, de las cuales este TFM estudia las tres primeras.

En la Figura 3, se muestran las diferentes regiones que constituyen cada una de estas macrozonas.

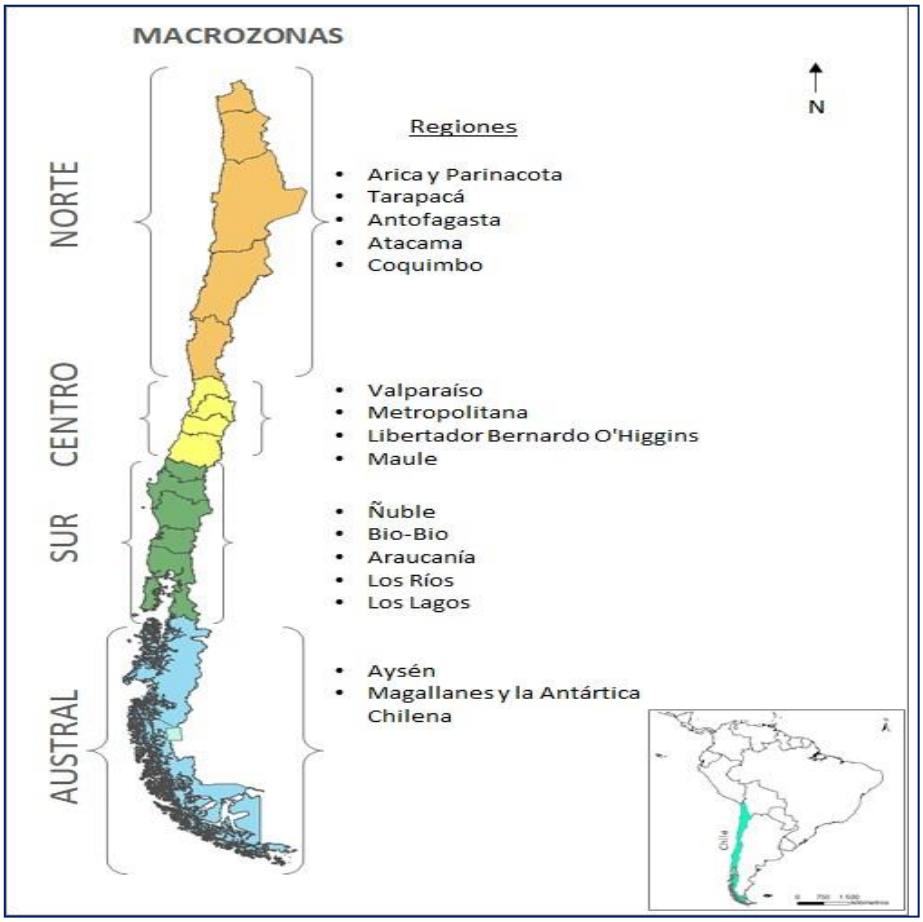


Figura 3: Macrozonas en Chile (Adaptado de Atlas de Chile DGA, 2016).

6.1 MACROZONA NORTE

La Macrozona Norte incluye las Regiones de Arica y Parinacota (XV), Tarapacá (I); Antofagasta (II), Atacama (III) y Coquimbo (V).

6.1.1 Geología

La geología de la Macrozona Norte está constituida por las siguientes unidades (DGA, 1986):

- Rocas metamórficas (Pz): integradas por metareniscas, filitas, pizarras, esquistos, gneises y anfibolitas, de edad paleozoica, las que se distribuyen de forma muy reducida hacia el sector costero del sur de la Macrozona (Figura 4).
- Rocas plutónicas e hipabisales (Pzg): integradas por intrusivos graníticos de edad paleozoica, que corresponden al Basamento Impermeable de la Cordillera de la Costa, las que se distribuyen ampliamente en la parte sur hacia el W de la Macrozona y de forma discontinua hacia el N de ésta (Figura 4).
- Rocas plutónicas e hipabisales (Jtg, Jkg, Ktg): integradas por intrusivos graníticos de edad jurásica y cretácica, que corresponden al Basamento Impermeable de la Cordillera de la Costa, los que se distribuyen en la parte medio y central de la Macrozona (Figura 4).
- Rocas mixtas sedimentario volcánicas (Q, J): están compuestas por rocas sedimentarias- volcánicas con cubierta discontinua de depósitos no consolidados, de edad jurásica y cuaternaria. Se distribuyen en una franja costera en la parte superior (Figura 4).
- Rocas mixtas sedimentario volcánicas (J, K, T): compuestas por coladas, brechas e ignimbritas con intercalaciones de areniscas y conglomerados, de edades jurásica y cretácica, las que se distribuyen ampliamente en una franja central en la parte S, mientras que las jurásicas presentan una reducida distribución hacia la parte media. Las unidades que llegan al Terciario, se distribuyen en una franja central a la altura del paralelo 23º lat S (Figura 4).
- Rocas mixtas sedimentario volcánicas (T): están compuestas por coladas y brechas, con intercalaciones de lutitas, areniscas y conglomerados, de edad terciaria. Se distribuyen de forma discontinua hacia el oriente en casi la totalidad de la Macrozona (Figura 4).
- Rocas volcánicas fracturadas (TQ): integradas por coladas, tobas y brechas andesíticas con intercalaciones de sedimentos clásticos continentales ignimbrítìcos, riolíticos y dacíticos, del Terciario y Cuaternario. Se distribuyen en la parte norte hacia el E.

El volcanismo en esta Macrozona se relaciona con el segmento norte de la SVZ (Figura 4).

- Depósitos no consolidados (Q): corresponden a depósitos de relleno cuaternario integrados por sedimentos fluviales, glaciales, aluviales y lacustres, los cuales se distribuyen ampliamente en la Macrozona (Figura 4).

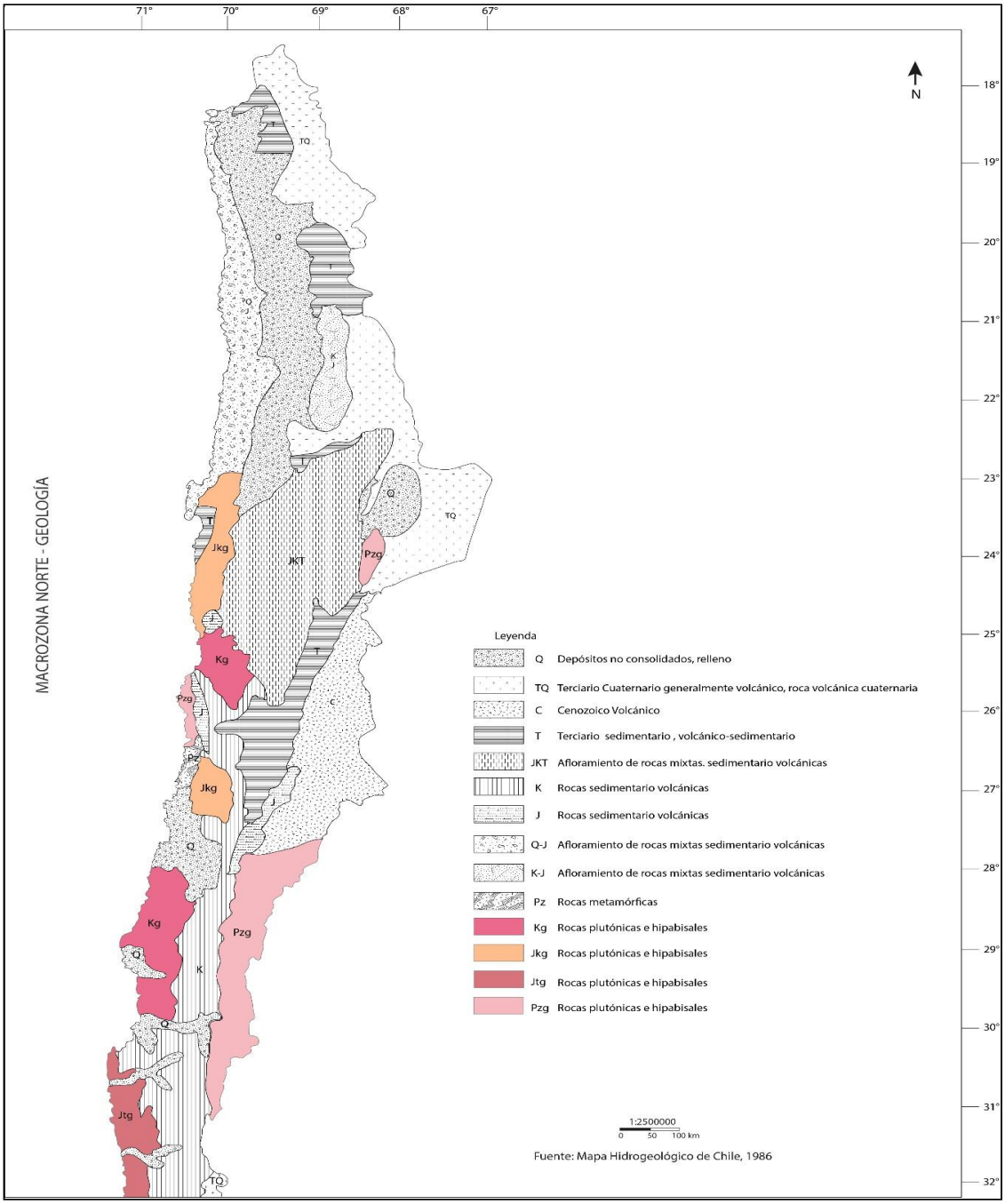


Figura 4: Mapa Geológico-Macrozona Norte (Adaptado Mapa Hidrogeológico de Chile, 1986).

6.1.2 Climatología

Según el Atlas del Agua (DGA, 2016), esta Macrozona presenta un clima árido a semiárido, con escasas precipitaciones que aumentan hacia la Región de Coquimbo. Corresponde al área geográfica más seca de Chile, con uno de los paisajes más áridos del mundo, en donde gran parte del territorio está cubierto por el Desierto de Atacama. Pese a estas condiciones los cursos de agua dan vida a valles, oasis, quebradas y salares que albergan vegetación y fauna acondicionada a la aridez.

6.1.3 Hidrología e Hidrogeología

a) Hidrología

i. Precipitación Macrozona Norte

El régimen dominante de precipitaciones según el Atlas del Agua (DGA, 2016) es muy seco a seco, con una precipitación promedio de 87 mm/año, siendo la región de Coquimbo en donde se producen las mayores precipitaciones de este sector y las regiones de Tarapacá, Antofagasta y Atacama en donde se presentan las menores precipitaciones durante el año, antecedentes que se incluyen en la Tabla 2.

Tabla 2: Precipitaciones Macrozona Norte. (Adaptado de DGA, 2016).

Región	**Precipitación (mm/año)**
Arica y Parinacota	132
Tarapacá	77
Antofagasta	45
Atacama	82
Coquimbo	222

ii. Escorrentía Macrozona Norte

La escorrentía en esta Macrozona es de 36,9 m^3/s. En la Tabla 3 se presentan los datos de escorrentía por cada región.

Tabla 3: Escorrentía- Macrozona Norte. (Adaptado de DGA, 2016)

Región	**Escorrentía (m3/s)**
Arica y Parinacota	5,5
Tarapacá	6,4
Antofagasta	0,9
Atacama	1,9
Coquimbo	22,2

iii. Caudales Macrozona Norte

En el Atlas del Agua, se incluyen los períodos 2013-2014. Con el fin de actualizar esta información, se buscó en los registros de la DGA (www.dga.cl), detectándose que el último período con datos, corresponde al año 2019, los cuales se incluyen en la Tabla 4.

Los caudales en la Macrozona Norte según los datos observados en 13 estaciones DGA son del orden de 0,67-4,17 m^3/s durante el período del año 2019.

De la Tabla 4, se observa que los mayores caudales anuales en los períodos 2013-2014 y 2019, corresponden a la estación Rio Elqui en Algarrobal, con un caudal promedio entre períodos de 7,7 m^3/s.

Tabla 4: Estaciones DGA y caudales - períodos 2013-2014 y 2019 (Adaptado de DGA (2013 a 2019).

Región	**Estación**	**Período**	
		2013-2014	**2019**
		m^3/s	**m^3/s**
Arica y Parinacota	Río Lluta en Alcerreca	1,9	2,32
	Río Lluta en Panamericana	1,4	3,014
	San José en Ausipar	1,1	SD
Tarapacá	Río Coscaya en Saitoco	0,1	SD
Antofagasta	Río Loa en desembocadura	0,3	SD
	Río Loa antes de Represa Lequena	0,6	1,098
	Río Loa en Chacance	0,9	SD
	Río Loa en Finca	0,7	0,673
Atacama	Río Copiapó en La Puerta	2,6	1,95
	Río Huasco en Algodones	7,7	2,605
Coquimbo	Río Elqui en Algarrobal	11,2	4,17
	Río Grande en las Ramadas	4,2	1,08
	Río Choapa en Cuncumén	9,6	1,66

SD: Sin datos

b) Hidrogeología

La Macrozona Norte está integrada por tres unidades hidrogeológicas, I, II y III (DGA, 1986).

A. Unidad I, constituida por depósitos no consolidados y rocas sedimentarias terciarias y cuaternarias, de alta a baja permeabilidad, con permeabilidad primaria en formaciones porosas. Tiene dirección de flujo dominante-W, NE-SW y NW-SE. Presenta potencias de 100 m o superiores, con pozos de alto rendimiento. Se distribuye homogéneamente de norte a sur en la parte central del territorio en la XV, I Regiones y parte de la II Región, presentándose como depósitos fluviales, de forma discontinua en las regiones III y IV (Figura 5).

B. Unidad II, constituida por rocas volcánicas fracturadas y carbonatadas cenozoicas y terciarias, de alta a baja permeabilidad, con permeabilidad secundaria en roca. Presenta direcciones de flujo dominantes y NE-SW. Se distribuye homogéneamente de norte a sur en la parte oriental del territorio en las XV, I y II Regiones (Figura 5).

C. Unidad III, integrada por rocas volcánicas, volcanosedimentarias, plutónicas, hipabisales y metamórficas desde el paleozoico al cuaternario, de muy baja a nula permeabilidad. Presenta direcciones de flujo dominante NE-SW y EW. Se distribuye homogéneamente en toda la Macrozona (Figura 5).

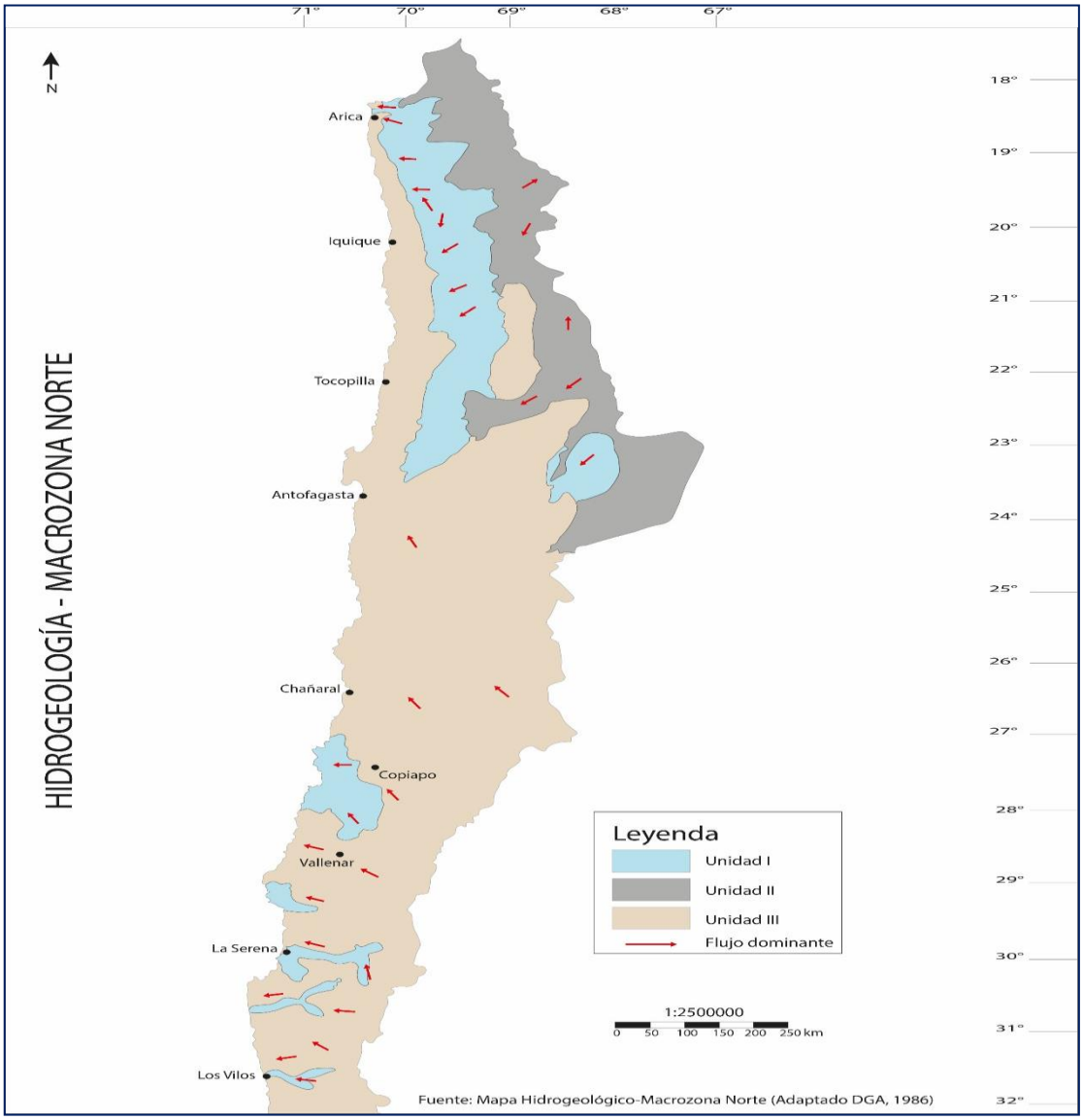


Figura 5: Mapa Hidrogeológico-Macrozona Norte (Adaptado DGA, 1986).

6.1.4 Ocurrencia de Arsénico en las Aguas:

Las altas concentraciones de As presentes en el agua subterránea en esta Macrozona son de origen geogénico, es decir, estan relacionadas con alguno de los procesos geológicos que han afectado y afectan a esta macrozona. El origen del As en el agua de la zona cordillerana se ha asociado al volcanismo e hidrotermalismo. La evidencia de la huella hidroquímica de estos procesos en el agua es indudable (alta temperatura, alta salinidad, concentraciones elevadas de As, B y F. (Fernández – Turiel et al, 2005).

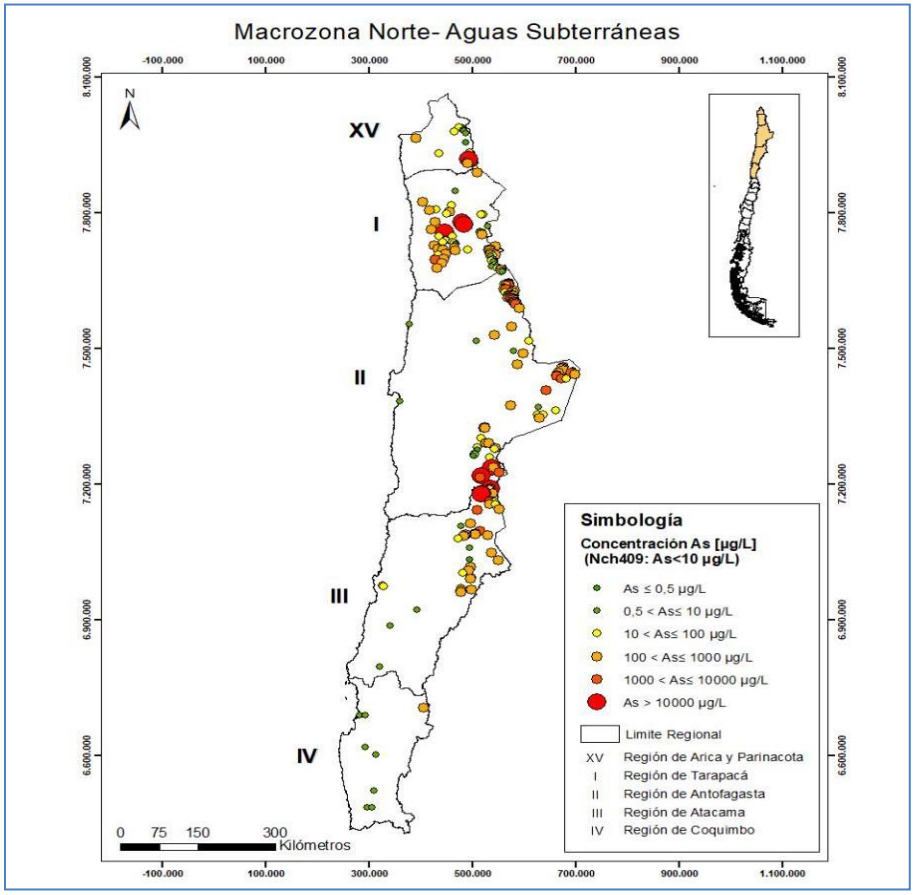
El As se distribuye a lo largo de toda la Macrozona hasta la ciudad de La Serena, capital de la IV Región, restringiéndose en general en la zona cordillerana. Presenta varias manifestaciones termales, donde hay una huella hidroquímica altamente enriquecida en As.

La distribución de As en aguas subterráneas es muy alta y excedida de la norma principalmente en las regiones XV, I, II y la parte norte de la III. (Figura 6).

Las fuentes termales excedidas en As, superiores a 100 µg/l, se distribuyen en casi toda la Macrozona hacia el sector más oriental. Las concentraciones máximas de As, se encuentran en las fuentes termales, con valores superiores a 10.000 µg/l (Figura 6).

Esta Macrozona de condiciones hiperáridas, las aguas con anomalías en As son subterráneas y superficiales, siendo estas últimas de distribución más restringida, estando muchos de los ríos originados por manantiales termales en la alta cordillera. (Fernández- Turiel et al, 2005).

En la quebrada de Tarapacá, las aguas del río Camarones exceden los 500 µg/l de As, llegando en ocasiones a 2.000 µg/l y se han detectado pozos en el sector con concentraciones de 200 a 1.000 µg/l. (Fernández – Turiel et al, 2005).



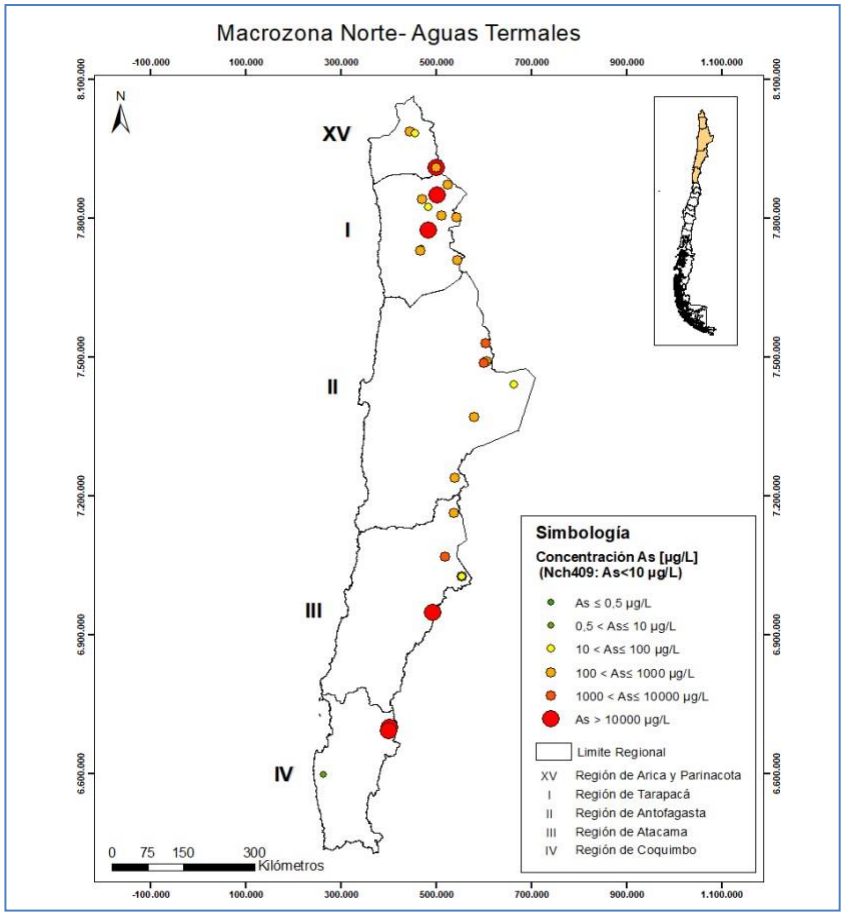


Figura 6: Distribución en Macrozona Norte de As en Aguas Subterráneas y Fuentes Termales (Elaborado a partir de datos de Henríquez, 1978; Hauser, 1997; Risacher et al., 1999; Romero et al., 2003; Oyarzún et al, 2004; Fernández – Turiel et al, 2005; Lillo, 2008; Bonatici, 2017; DGA, 2017; Lagos, 2017; Tapia et al., 2018; Vega et al, 2018; Tapia et al., 2019; Bundschuh, 2020; Nordstrom, 2020; www.dga.cl).

El río Loa tiene un contenido medio de As de 1.400 µg/l, aportado por el río Salado que nace en El Tatio (Figura 7). Este constituye el campo geotérmico más alto del mundo (4.290 msnm) y el de mayor extensión en Sudamérica.

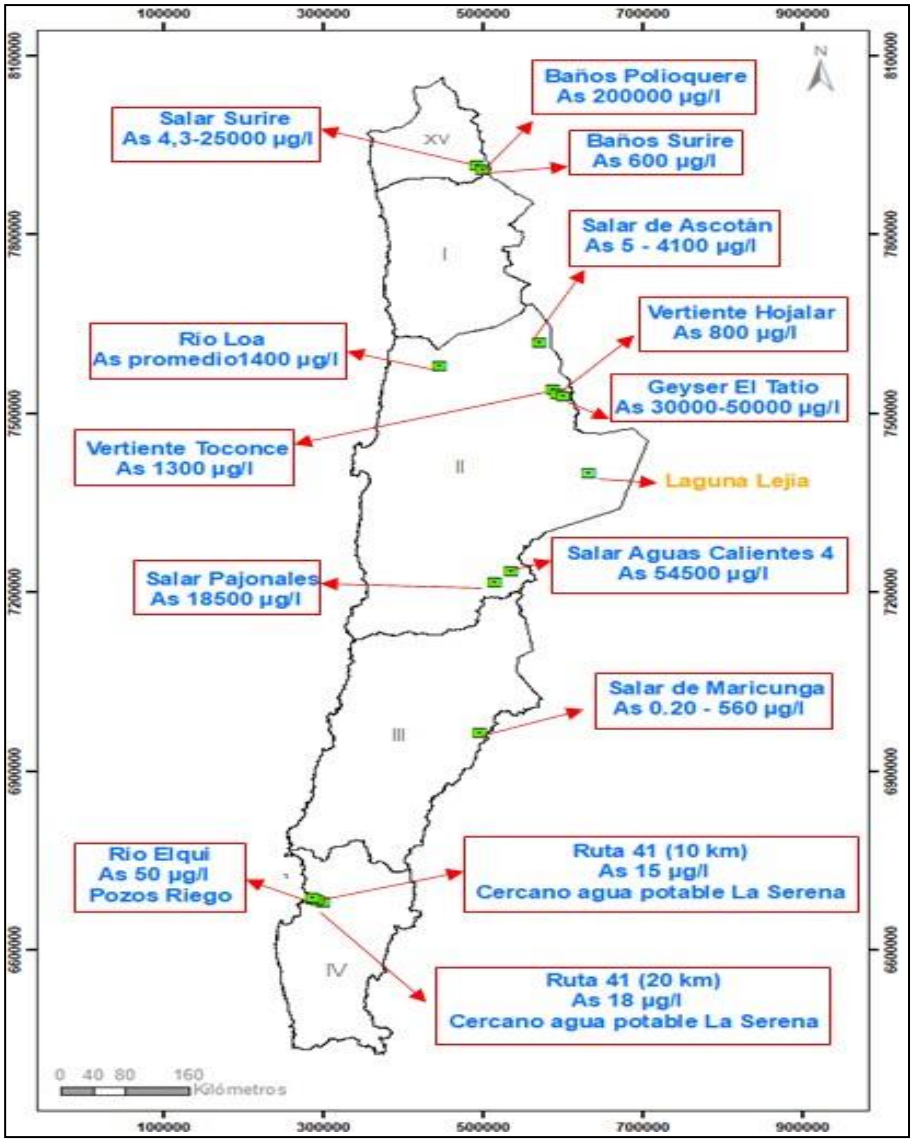


Figura 7: Sectores con As- Macrozona Norte (Elaborado a partir de datos de Hauser, 1997; Risacher et al., 1999; Oyarzún et al., 2004; Tapia et al, 2019; www.dga.cl).

El campo geotermal de El Tatio, está constituido por estratovolcanes andesíticos e integrado por un centenar de manantiales, emplazándose en los niveles superiores de una depresión volcano- tectónica, denominada Graben El Tatio (Lagos, 2017). Se han detectado concentraciones de As >30.000-50.000 µg/l (Nordstrom, 2020), que se incorporan al agua durante procesos de interacción agua-roca. Los géiseres del Tatio proveen la carga contaminante al río Loa, a través de retrabajamiento y erosión de los depósitos antiguos de terraza (Wilson, 2011). Estas concentraciones altas proporcionan una fuente adicional de As disuelto al río El Loa (Romero et al., 2003).

Se trata de un acuífero potente, caracterizado por rocas volcánicas con fracturas de origen tectónico y diaclasas de enfriamiento, lo que condiciona la formación de este reservorio geotermal de tipo clorurado sódico. En general, las aguas del sector norte de El Tatio presentan altos contenidos de As, asociados a fluidos provenientes directamente desde el reservorio principal (por procesos *upflow*), sin evidencias de flujos laterales importantes ni diluciones con acuíferos superficiales (Lagos, 2017).

En la evolución petroquímica de estas formaciones ígneas, el As está muy concentrado en los últimos cristalizados magmáticos y durante el estadio pegmatítico se separan grandes cantidades de minerales arseníferos (arsenopirita y loellingita). En los yacimientos formados en contactos ígneos, se encuentra cobaltita. Estos minerales se combinan con azufre y es normal encontrarlos en las emanaciones volcánicas (Henríquez, 1978).

Las aguas de las vertientes Hojalar y Toconce son de grado geotérmico alto, asociado a un área de volcanismo, con concentraciones de As de 800 y 1.300 µg/l, respectivamente (Tapia et al., 2018a), dando lugar a los ríos homónimos (Henríquez, 1978).

La unidad morfológica del altiplano está integrada principalmente por materiales piroclásticos ignimbríticos, donde, se han desarrollado aparatos volcánicos cuaternarios formados por efusiones andesíticas, basálticas y por sedimentos cuaternarios originados a expensas de los materiales piroclásticos (Henríquez, 1978).

En los baños de Surire, se detectaron concentraciones elevadas de As de 200.000 µg/l (Hauser, 1997). Asimismo, en los salares de Ascotan y Surire, se han encontrado muestras de sulfuros de As asociados a yacimientos de boratos (Chong, 2000).

Los Baños Polloquere, Puchuldiza, Ojos de Ascotán, Géiseres de El Tatio, Baños del Toro presentan altas concentraciones de As, B y F.

En el altiplano de Antofagasta se ha detectado que hay un aumento de As en las aguas superficiales a causa de las precipitaciones que lavan por escorrentía superficial los terrenos volcánicos, y a lo largo de su

recorrido se va produciendo dilución parcial en el As de la concentración original en la fuente de origen (Tapia et al., 2018; Henríquez, 1978).

En la región de Antofagasta, hay una secuencia volcanosedimentaria cuaternaria, donde se desarrolla un acuífero que presenta concentraciones excedidas de As entre 100 y 1.000 µg/l, estando la mayor parte del As en el agua, como arsenatos. Son aguas con salinidad alta y con contenidos altos en B. El desarrollo de condiciones oxidantes en climas áridos facilita la presencia de As en el agua, si existen materiales que pueden aportar éste (Lillo, 2008).

En la parte norte de la III Región, se tienen concentraciones de As disueltas más altas en aguas superficiales, que provienen de fuentes naturales, con órdenes de magnitud mayores a los promedios mundiales en los ríos. En la fracción particulada, se infiere que el enriquecimiento de As es de origen geogénico, proveniente de salares, evaporitas neógenas y depósitos epitermales de la Cordillera de los Andes (Tapia et al., 2019).

En la zona norte de la Región de Atacama, las fuentes naturales de As podrían asociarse a cinturones evaporíticos, o al cinturón metalogénico de Maricunga, rico en depósitos de oro de alta sulfuración (Tapia et al., 2018 a).

En la Región de Coquimbo, la explotación del yacimiento aurífero El Indio, se cerró a mediados del año 2002 y a pesar de ello, la mineralización arsenical presente, ha seguido aportando As y otros contaminantes (Cu, Zn, Fe y SO4), debido a los procesos naturales exógenos que continúan actuando sobre las rocas alteradas y fracturadas. Asimismo, la quebrada de Marquesa ha recibido relaves de Talcuna (Oyarzún et al, 1998), material arrastrado en varias oportunidades como corrientes de lodo o aluviones que descargan al Río Elqui, por lo que los sedimentos del río y sus tributarios presentan concentraciones anómalas de As y Cu (Guevara et al, 2006).

En la actualidad, en el sector de la Ruta 41 entre los km 10 y 20, durante el último año, se han registrado concentraciones de As en pozos, levemente excedidas de la Norma NCH 409, de 15 a 18 ug/l, que se encuentran cercanos a las captaciones de agua potable de la ciudad de La Serena. Por otro lado, de acuerdo a información entregada por parceleros, en pozos de riego de 35 m de profundidad, ubicados a 100 m del río Elqui y cercanos al aeropuerto, se detectaron 50 µg/l. El río Elqui en sus orígenes presenta altas concentraciones de As en sus flujos superficiales y en las aguas subterráneas (Oyarzún et al., 2006; Vega et al., 2018).

Los ríos de las regiones XV, I y II (zona altiplánica) nacen de vertientes en rocas volcánicas fracturadas, por infiltración y recarga de aguas meteóricas, las cuales en su mayoría son termales y dependiendo del caudal, pueden llegar a formar géiseres o, por evaporación, salares (Henríquez, 1978).

El origen del As en relación con el volcanismo cuaternario y la actividad hidrotermal se asocian a la Zona Volcánica Central de la Cordillera de los Andes, que incluye más de cincuenta volcanes que han estado activos durante el cuaternario y algunos de ellos aún lo son en la actualidad (Fernández- Turiel, 2005).

Prevalecen las condiciones oxidantes en los acuíferos, donde el As está mayoritariamente disuelto en el agua en forma de As (V), siendo la especie predominante HAsO4 para pH <6.9 y HAsO42- para pH más elevado (Fernández-Turiel, 2005).

6.2 MACROZONA CENTRO

La Macrozona Centro incluye las Regiones de Valparaíso (V), Metropolitana (RM); del Libertador Bernardo O'Higgins (VI) y del Maule (VII).

6.2.1 Geología

La geología de la Macrozona Centro está constituida por las siguientes unidades (DGA, 1986):

- Rocas plutónicas e hipabisales (Pzg): integradas por intrusivos graníticos de edad paleozoica, las que se distribuyen en casi la totalidad de la Macrozona hacia el poniente (Figura 8).
- Rocas metamórficas (Pz): corresponden a rocas metamórficas de edad paleozoica, integradas por metareniscas, filitas, pizarras, esquistos, gneises y anfibolitas, las que se distribuyen en el extremo occidental hacia el S de la Macrozona (Figura 8).
- Rocas plutónicas e hipabisales (Jtg, Ktg): integradas por intrusivos graníticos de edad jurásica y cretácica, con una distribución menor en el N de la Macrozona (Figura 8).
- Rocas mixtas sedimentario volcánicas (J, K): compuestas por coladas, brechas e ignimbritas, con intercalaciones de areniscas y conglomerados, de edades jurásica y cretácica, las que se distribuyen ampliamente en una franja oriental cordillerana, mientras que las jurásicas presentan una reducida distribución hacia el N (Figura 8).
- Rocas mixtas sedimentario volcánicas (T): están compuestas por coladas y brechas, con intercalaciones de lutitas, areniscas y conglomerados, de edad terciaria. Se distribuyen de forma discontinua hacia el E (Figura 8).
- Rocas volcánicas (TQ): integradas por coladas y depósitos piroclásticos, dacíticos, andesíticos y basálticos, de edades terciaria y cuaternaria. Se distribuyen escasamente hacia el NE. Esta Macrozona se relaciona con el segmento norte de la SVZ (Figura 8).
- Depósitos no consolidados (Qv): corresponde al relleno cuaternario de origen volcánico, integrado por coladas y depósitos piroclásticos dacíticos,

andesíticos y basálticos, los cuales presentan una distribución menor (Figura 8).

- Depósitos no consolidados (Q): corresponde a depósitos de relleno cuaternario integrado por sedimentos fluviales, glaciales, aluviales y lacustres, los cuales se distribuyen ampliamente hacia la costa en la parte norte y hacia el centro en el resto de la Macrozona (Figura 8).

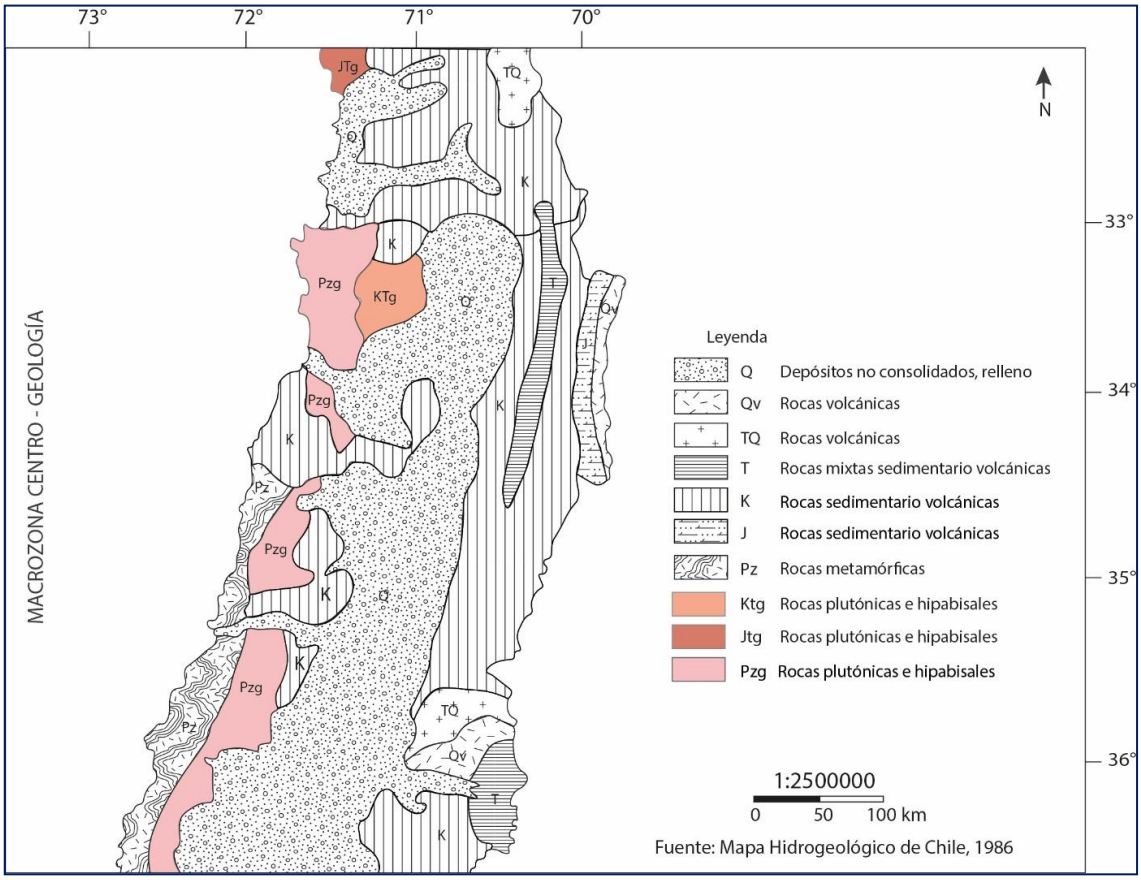


Figura 8: Mapa Geológico-Macrozona Centro (Adaptado Mapa Hidrogeológico de Chile, 1986).

6.2.2 Climatología

Se caracteriza por un clima mediterráneo con precipitaciones moderadas, siendo el promedio anual de 943 mm/año las cuales se concentran en invierno, con una estación seca prolongada de 7 a 8 meses (DGA, 2016). Esta Macrozona posee los suelos más fértiles de Chile, lo que permite la producción de variedades de frutas, hortalizas y flores destinadas a la exportación.

6.2.3 Hidrología e Hidrogeología

a) Hidrología

i. Precipitación Macrozona Centro

El régimen dominante de precipitaciones según el Atlas del Agua Chile (DGA, 2016) es seco a normal, donde la precipitación promedio es de 943 mm/año, siendo la Región del Maule en donde se producen las mayores precipitaciones de este sector y la Región de Valparaíso donde se presentan las menores precipitaciones durante el año (Tabla 5).

Tabla 5: Precipitaciones Macrozona Centro. (Adaptado de DGA, 2016).

Región	Precipitación (mm/año)
Valparaíso	434
Metropolitana(RM)	650
O´Higgins	45
Maule	82

ii. Escorrentía Macrozona Centro

La escorrentía en esta Macrozona es de 1.116 m^3/s. En la Tabla 6 se presentan datos de escorrentía por región.

Tabla 6: Escorrentía Macrozona Centro (Adaptado de DGA, 2016).

Región	Escorrentía(m3/s)
Valparaíso	41
Metropolitana (RM)	103
O´Higgins	205
Maule	767

iii. Caudales Macrozona Centro

En el Atlas del Agua (DGA, 2016), se incluyen los períodos 2013-2014. Con el fin de actualizar la información, se buscó en los registros de la DGA (www.dga.cl), detectándose que el último período con datos corresponde al año 2019, los que se incluyen en la Tabla 7.

Los caudales en esta Macrozona según los datos observados en 11 estaciones DGA son del orden de 0,076-55 m^3/s durante el año 2019.

Los mayores caudales anuales observados en los años 2013-2014 se presentan en la estación Rio Maule en Armerillo con un caudal de 252 m^3/s. En el año 2019 los mayores caudales anuales se observan en la estación Río Maipo en El Manzano (Tabla 7).

Tabla 7: Estaciones DGA y caudales-períodos 2013-2014 y 2019 (Adaptado de DGA (2013 a 2019).

Región	Estación	Período	
		2013-2014	2019
		m^3/s	m^3/s
Valparaíso	Río Sobrante en Piñadero	1,1	0,076
	Río Alicahue en Colliguay	1,4	0,15
	Río Aconcagua en Chacabuquito	33,1	10,82
Metropolitana	Estero Arrayán en La Montosa	1,6	0,4
	Río Mapocho en los Almendros	6,3	1,49
	Río Maipo en El Manzano	117,2	55
O´Higgins	Río Cachapoal en Pte. Termas Cauquenes	89	4,23
	Río Tinguiririca Bajo Los Briones	50,2	22,99
Maule	Río Teno después de la Junta con Claro	56,2	17,86
	Río Claro en Rauquén	83,6	41,15
	Río Maule en Armerillo	252	3,059

b) Hidrogeología

La Macrozona Centro está integrada por dos unidades hidrogeológicas, I y III (DGA, 1986).

A. Unidad I: constituida por depósitos no consolidados y rocas sedimentarias terciarias y cuaternarias, de alta a baja permeabilidad, con permeabilidad primaria en formaciones porosas. Presenta direcciones de flujo dominante EW, NE-SW y NW-SE. Tiene potencias de 60 m o mayores, con pozos de alto y mediano rendimiento. Se distribuye homogéneamente de N a S en la parte central del territorio en las V y VII Regiones (Figura 9).

B. Unidad III: integrada por rocas volcánicas, volcanosedimentarias, plutónicas, hipabisales y metamórficas desde el paleozoico al cuaternario, de muy baja a nula permeabilidad. Presenta direcciones de flujo dominante EW, NE-SW. Se distribuye homogéneamente en toda la Macrozona (Figura 9).

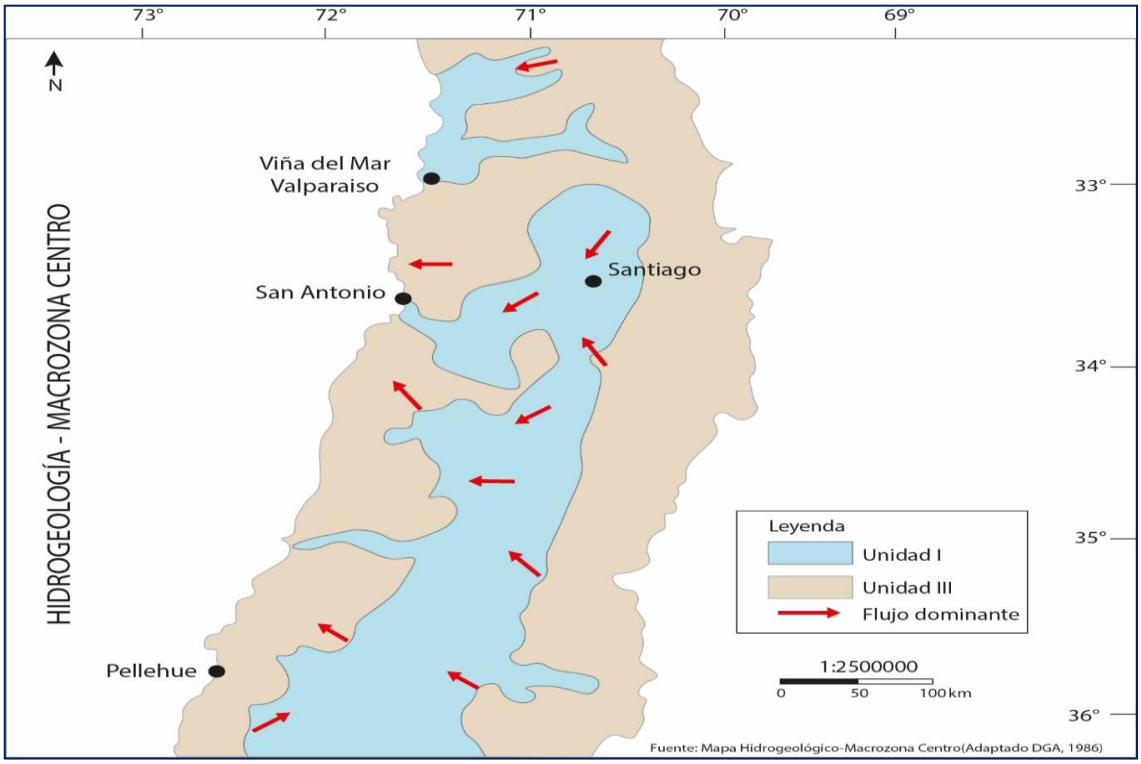


Figura 9: Mapa Hidrogeológico-Macrozona Centro (Adaptado de DGA, 1986).

6.2.4 Ocurrencia de Arsénico en las Aguas

En base a todos los antecedentes recopilados se construyó la Figura 10 donde se detallan las ubicaciones y los rangos de concentraciones de As en Aguas Subterráneas y Termales en la Macrozona Centro, indicando si éstas exceden o no el valor establecido por la norma.

De la Figura 10, se observa que las aguas subterráneas presentan valores superiores a 10 e inferiores a 100 ug/l. Los valores mayores de As en fuentes termales se encuentran en las regiones Metropolitana y V, siendo en esta última donde se registran los valores máximos (1.000-10.000 µg/l).

La surgencia de aguas termales se relaciona a actividad volcánica reciente o a fallas regionales, tales como la Falla Pocuro (ZFP) en la Macrozona Centro (Regiones V y Metropolitana).

En la Región de Valparaíso, en el sector de Campos Ahumada-Los Andes, se reconocen fenómenos de drenaje ácido natural, aguas con pH ácido, debido a la oxidación de sulfuros en procesos de interacción con aguas subterráneas (Treskow, 2019). La alteración supergénica de minerales como enargita, arsenopirita y rejalgar, estarían aportando As a las aguas, aunque no está presente en grandes cantidades (3,3 ug/l)

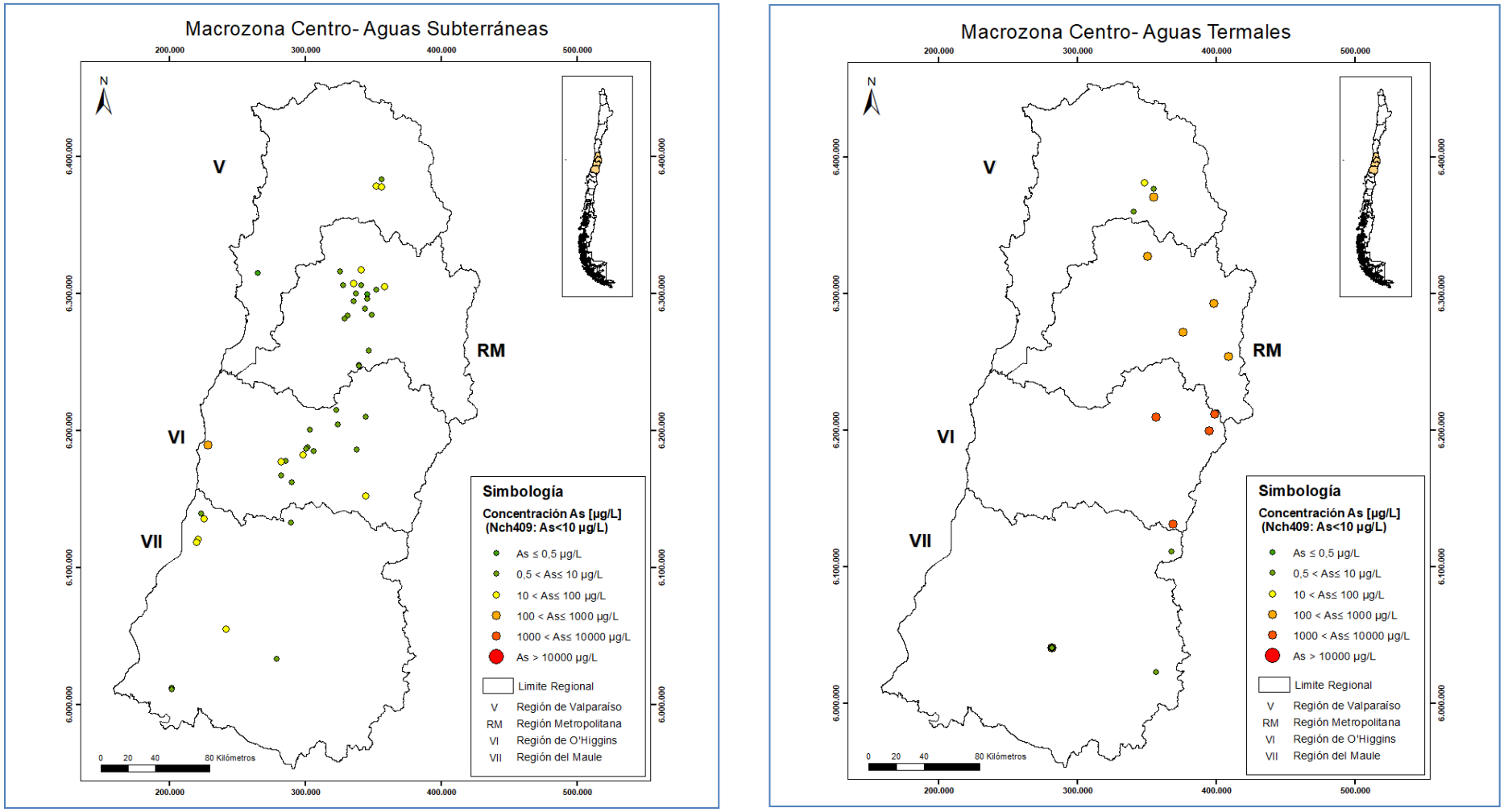


Figura 10: Distribución en Macrozona Centro de As - Aguas Subterráneas y Fuentes Termales (Según datos de Hauser, 1997; DGA, 2015; San Juan, 2015; DGA, 2016; Bonatici, 2017; Treskow, 2019; www.dga.cl).

En el piedemonte andino en Campos Ahumada existen diferentes manantiales termales que afloran en roca fracturada (Figura 11).

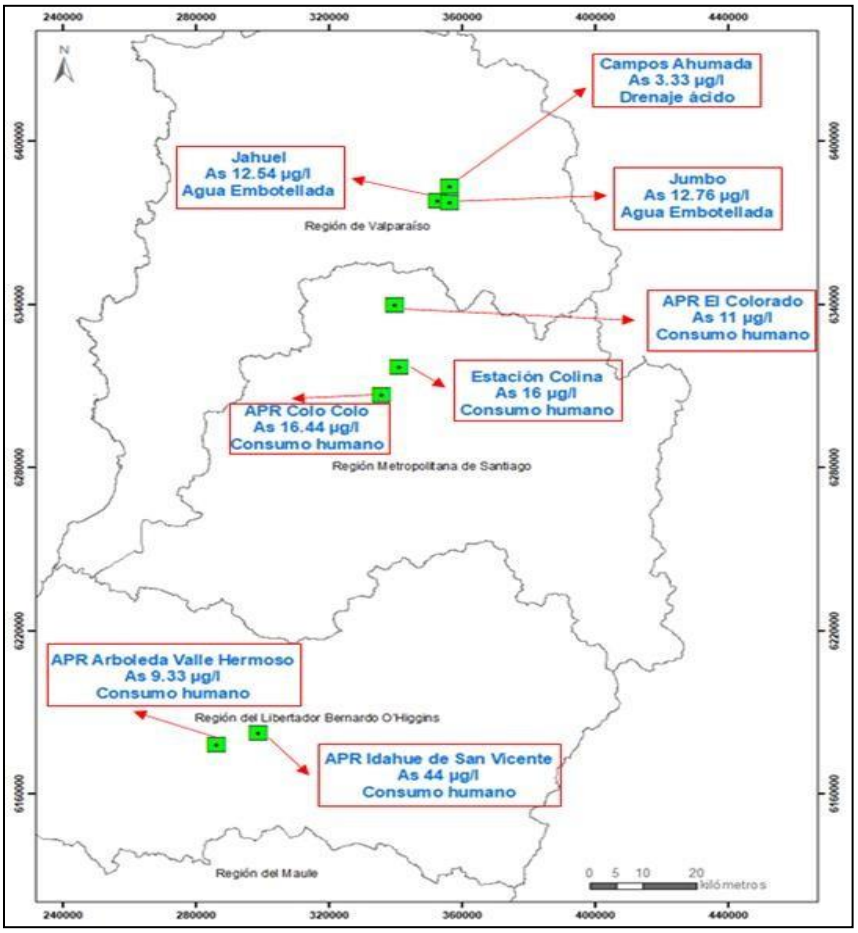


Figura 11: Sectores con As- Macrozona Centro (Según datos de Hauser, 1997; DGA, 2015; San Juan; 2015, DGA 2016; Bonatici, 2017; Treskow, 2019).

El potencial redox (Eh) varía entre 117, 9 y 434,8 mV, son aguas duras, con alcalinidad baja. El As en manantiales varía entre 0,02 y 3,39 µg/l. La alteración supergénica de enargita, arsenopirita y rejalgar generan grandes cantidades de ácido y aportan As a las aguas. El agua de las precipitaciones, se infiltra a través de las fracturas, interactuando con las rocas base y las alteradas, generando drenaje ácido, aflorando después por fracturas y material no consolidado (Treskow, 2019).

En la cuenca del río Aconcagua, el agua subterránea utilizada para la producción de aguas embotelladas proviene del piedemonte andino, estando dos marcas, Jahuel y Jumbo, excedidas en As de la norma de agua potable, 12,17 µg/l y 12, 76 µg/l, respectivamente (Figura 11). La ocurrencia de As, en la captación donde se extraen las aguas embotelladas de Jahuel y Jumbo, puede provenir del sistema geotermal asociado a las termas de Jahuel, por disolución de minerales tipo pirita rica en As o arsenopirita en flujos

ascendentes o cercanos al punto de donde se extraen las aguas. Estas aguas son sulfatadas, con pH neutro a básico y son sobrecalentadas por gases volcánicos rico en As, o pueden ser aguas superficiales que disuelven sulfuros con As, como piritas y arsenopiritas (Bonatici, 2017).

La surgencia de aguas termales se relaciona a actividad volcánica reciente o a fallas regionales, tales como la Falla Liquiñe –Ofqui en la Macrozona Sur (32º- 42ºS).

En la Región Metropolitana (RM), en un estudio realizado por la DGA, en los años 2015 y 2016, se definieron tres sistemas acuíferos con concentraciones excedidas en As (11-20 µg/l) desde donde extraen los APR para consumo humano: Colo Colo, Estación Colina y Colorado, comunas de Curacaví, Lampa y Melipilla. (DGA, 2016). En Lampa, se detectaron valores de As, de 3 a 10 veces excedidos de la norma, asociados a la presencia de sulfuros como pirita y calcopirita (San Juan, 2015).

En la VI Región, la DGA realizó un estudio, donde se detectaron dos APR que superan la norma en As, Idahue de San Vicente, asociado a depósitos lacustres, principalmente limos y arcillas con frecuentes horizontes con alto contenido orgánico, lo que explica una condición de la presencia de As natural y La Arboleda Valle Hermoso (DGA, 2015), además el APR El Huique, con concentraciones de 20 µg/l en el 2016. Los suelos ricos en materia orgánica, en un ambiente reductor pueden provocar la desorción de As por oxidación microbiana de aquella y la liberación de As contenido en los óxidos de Fe y Mn. Otro mecanismo por el que el As se puede liberar es por disolución reductiva de estos óxidos (Smedley y Kinninburgh, 2002; Lillo, 2008).

En esta Macrozona, el problema del As en las aguas subterráneas es menor debido a que la densidad de centros volcánicos es muy baja comparada con la Macrozona Norte. Sumado a ésto, está que las precipitaciones son mayores e implican procesos de dilución (Henríquez, 1978).

6.3 MACROZONA SUR

La Macrozona Sur incluye las Regiones de Ñuble (XVI), del Biobío (VIII), de la Araucanía (IX), de Los Ríos (XIV) y de Los Lagos (X).

6.3.1 Geología

La geología de la Macrozona Sur está constituida por las siguientes unidades (DGA, 1986):

- Rocas metamórficas (Pz): corresponden a rocas metamórficas de edad paleozoica, integradas por metareniscas, filitas, pizarras, esquistos, gneises y anfibolitas, las que se distribuyen ampliamente hacia el W (Figura 12).

- Rocas plutónicas e hipabisales (Pzg): integradas por intrusivos graníticos de edad paleozoica, las que se distribuyen en la parte norte hacia el W de la Macrozona (Figura 12).
- Rocas plutónicas e hipabisales (Jtg, Ktg): integradas por intrusivos graníticos de edad jurásica y cretácica, los que se distribuyen hacia el S y N de la Macrozona, respectivamente (Figura 12).
- Rocas mixtas sedimentario volcánicas (T): están compuestas por coladas y brechas, con intercalaciones de lutitas, areniscas y conglomerados, de edad terciaria. Se distribuyen en dos franjas discontinuas en la parte norte hacia el E y W en esta Macrozona y en una franja discontinua costera hacia el S (Figura 12).
- Rocas volcánicas (TQ): integradas por coladas y depósitos piroclásticos, dacíticos, andesíticos y basálticos, Se distribuyen prácticamente en toda la Macrozona hacia el E. El volcanismo se relaciona con el segmento sur de la SVZ (Figura 12).
- Depósitos no consolidados (Qv): corresponde al relleno cuaternario de origen volcánico, integrado por coladas y depósitos piroclásticos dacíticos, andesíticos y basálticos, las cuales se distribuyen discontinuamente hacia el E (Figura 12).
- Depósitos no consolidados (Q): corresponde a depósitos de relleno cuaternario integrado por sedimentos fluviales, glaciales, aluviales y lacustres, los cuales se distribuyen ampliamente en el sector centro de esta Macrozona (Figura 12).

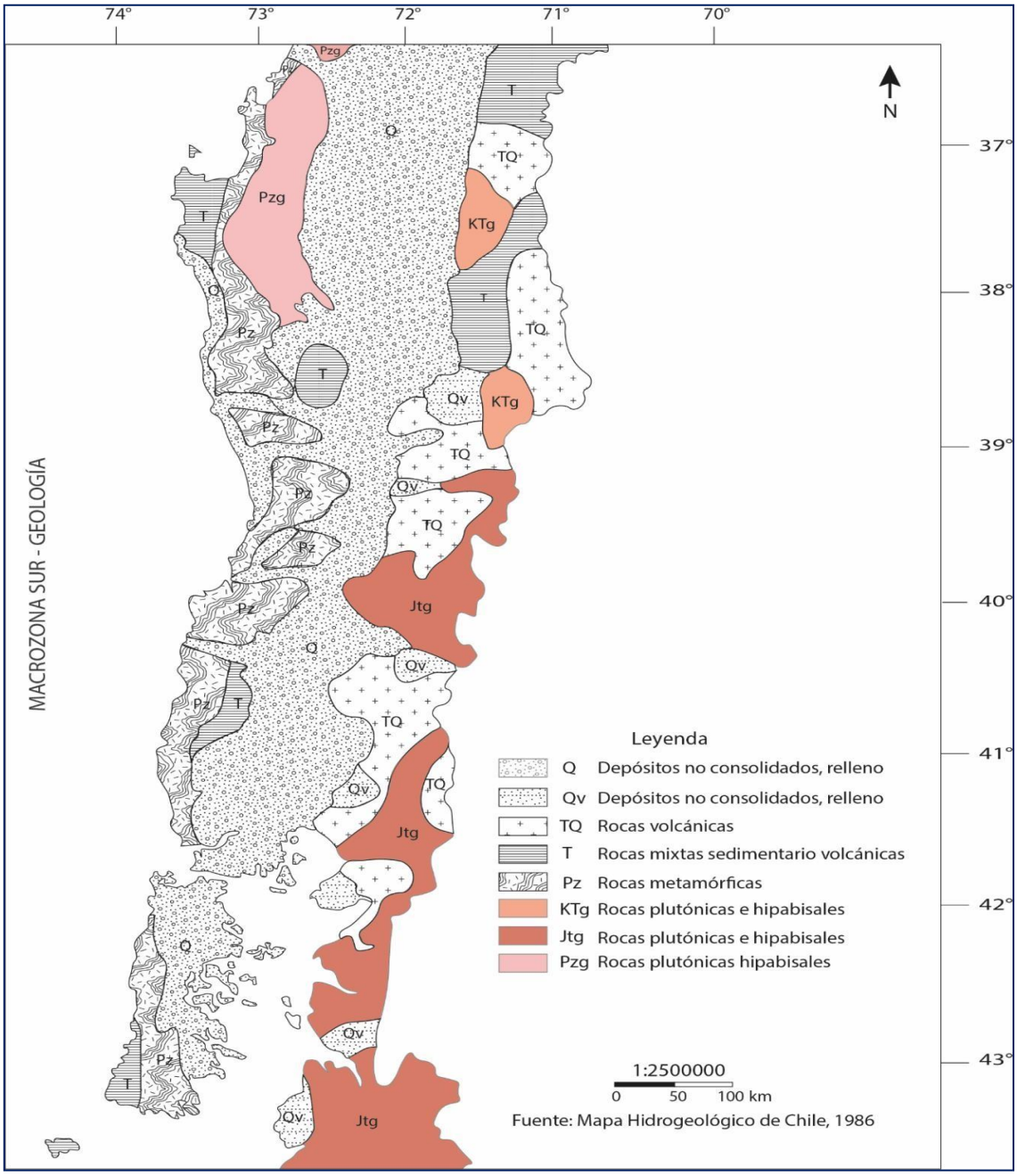


Figura 12: Mapa Geológico-Macrozona Sur (Adaptado Mapa Hidrogeológico de Chile, 1986).

6.3.2 Climatología

Se caracteriza por un clima templado lluvioso a marítimo lluvioso con abundantes precipitaciones que aumentan hacia el sur (DGA, 2016). En esta Macrozona se desarrolla el sector Agropecuario y la industria de Plantas de Celulosa para la exportación de madera debido a la presencia de extensas plantaciones forestales.

6.3.3 Hidrología e Hidrogeología

a) Hidrología

i. Precipitación Macrozona Sur

El régimen dominante de precipitaciones según el Atlas del Agua Chile (DGA, 2016) es seco a normal, donde la precipitación promedio es de 2.420 mm/año.

Tabla 8: Precipitaciones Macrozona Sur (Adaptado de DGA, 2016).

Región	Precipitación (mm/año)
Ñuble y Biobío	1.766
Araucanía	2.058
Los Ríos	2.656
Los Lagos	3.068

ii. Escorrentía Macrozona Sur

La escorrentía en esta Macrozona es de 7.834 m³/s. En la Tabla 9 se presentan datos de escorrentía por región presente en la Macrozona Sur.

Tabla 9: Escorrentía- Macrozona Sur (Adaptado de DGA, 2016).

Región	Escorrentía (m^3/s)
Ñuble y Biobío	1.638
Araucanía	1.041
Los Ríos	1.046
Los Lagos	4.109

iii. Caudales Macrozona Sur

En el Atlas del Agua, se incluyen los períodos 2013-2014. Con el fin de actualizar esta información, se buscó en los registros de la DGA (www.dga.cl), detectándose que el último período con datos, corresponde al año 2019, los cuales se incluyen en la Tabla 10.

Tabla 10: Estaciones DGA y caudales - períodos 2013-2014 y 2019 (Adaptado de DGA, 2020).

Región	Estación	Período	
		2013-2014 m^3/s	2019 m^3/s
Ñuble y Biobío	Río Ñuble en San Fabián N°2	100,3	SD
	Río Biobío en Rucalhue	412	340,853
Araucanía	Río Cautín en Cajón	134,6	90
	Río Toltén en Teodoro Schmidt	559,1	333,82
Los Ríos	Río Callecalle en Pupunahue	468,4	398,855
	Río Bueno en Bueno	354,8	250,95
Los Lagos	Río Puelo en Carrera Basilio	641	544,934
	Río Grande en San Pedro	26,4	24,925
	Río Futaleufú antes junta Río Malito	437,5	350,64

Los caudales en la Macrozona Sur según los datos observados en nueve estaciones DGA son del orden de 25-544 m^3/s durante el año 2019.

Los mayores caudales anuales observados en los períodos 2013-2014 y 2019 se observan en la estación Rio Puelo en Carrera Basilio, con un caudal promedio entre períodos de 593 m^3/s.

b) Hidrogeología

La Macrozona Sur está integrada por dos unidades hidrogeológicas, I y III (DGA, 1986).

A. Unidad I: constituida por depósitos no consolidados y rocas sedimentarias terciarias y cuaternarias, de alta a baja permeabilidad, con permeabilidad primaria en formaciones porosas. Presenta direcciones de flujo dominante EW, NE-SW, NW-SE y en menor grado NS. Presenta potencias de 65 m a 120 m, con pozos de mediano a alto rendimiento. Se distribuye homogéneamente de norte a sur en la parte central de la Macrozona (Figura 13).

B. Unidad III: integrada por rocas volcánicas, volcanosedimentarias, plutónicas, hipabisales y metamórficas desde el paleozoico al cuaternario, de muy baja a nula permeabilidad. Se distribuye homogéneamente en toda la Macrozona (Figura 13).

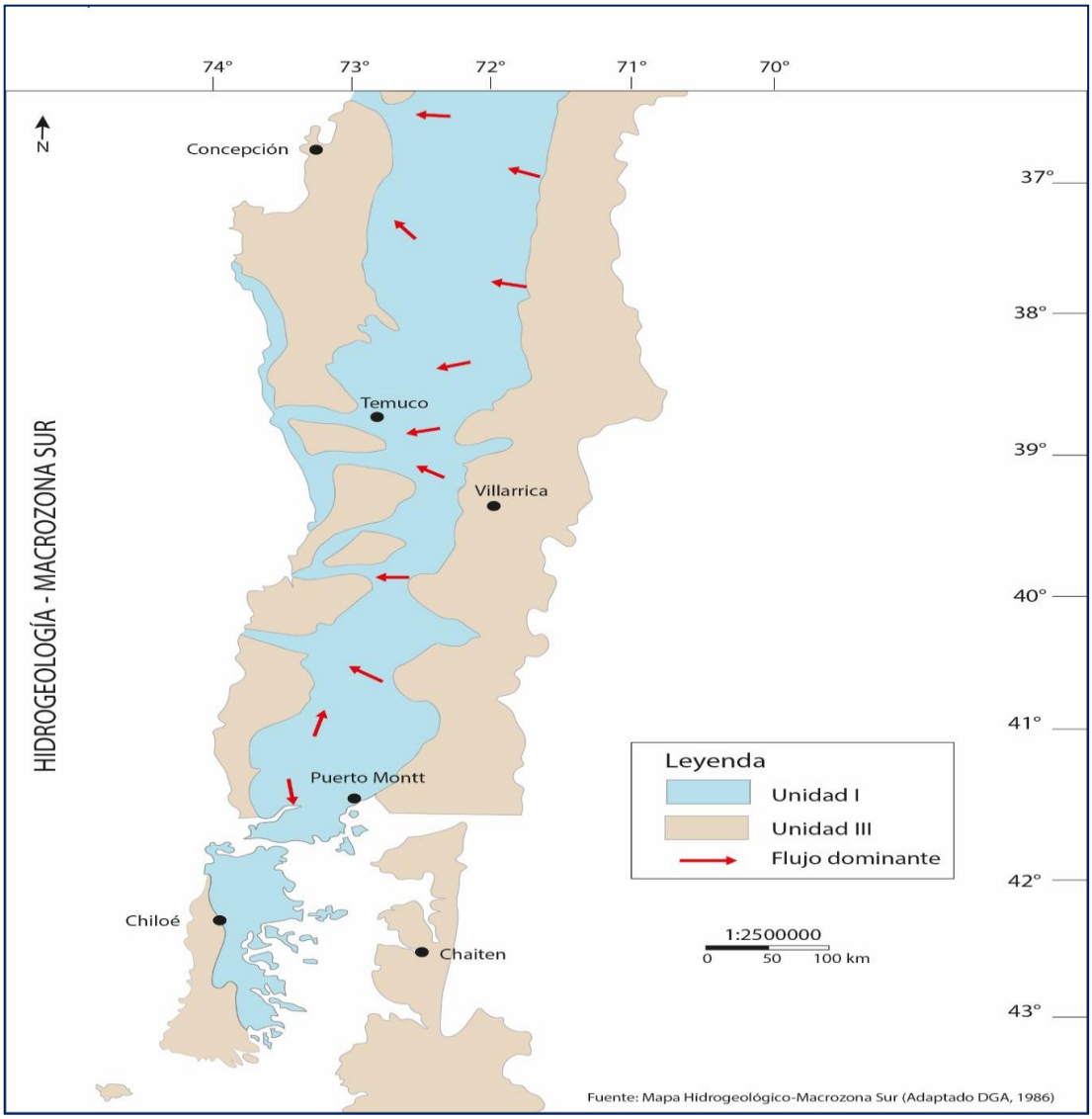


Figura 13: Mapa Hidrogeológico-Macrozona Sur (Adaptado DGA, 1986).

6.3.4 Ocurrencia de Arsénico en las Aguas

En base a todos los antecedentes recopilados se construyó la Figura 14 , donde se detallan las ubicaciones y los rangos de concentraciones de As en Aguas Subterráneas y Termales en la Macrozona Sur, indicando si éstas exceden o no el valor establecido por la Norma Chilena NCH409.

Se observa que las fuentes termales se distribuyen homogéneamente en la parte oriental, excedidas en As sobre 100 µg/l, mientras que la mayoría de las aguas subterráneas son inferiores a 100 µg/l, localizándose en la Región de Los Ríos (Figura 14).

La surgencia de aguas termales se relaciona en esta Macrozona a actividad volcánica reciente o a fallas regionales, tales como la Falla Liquiñe –Ofqui.

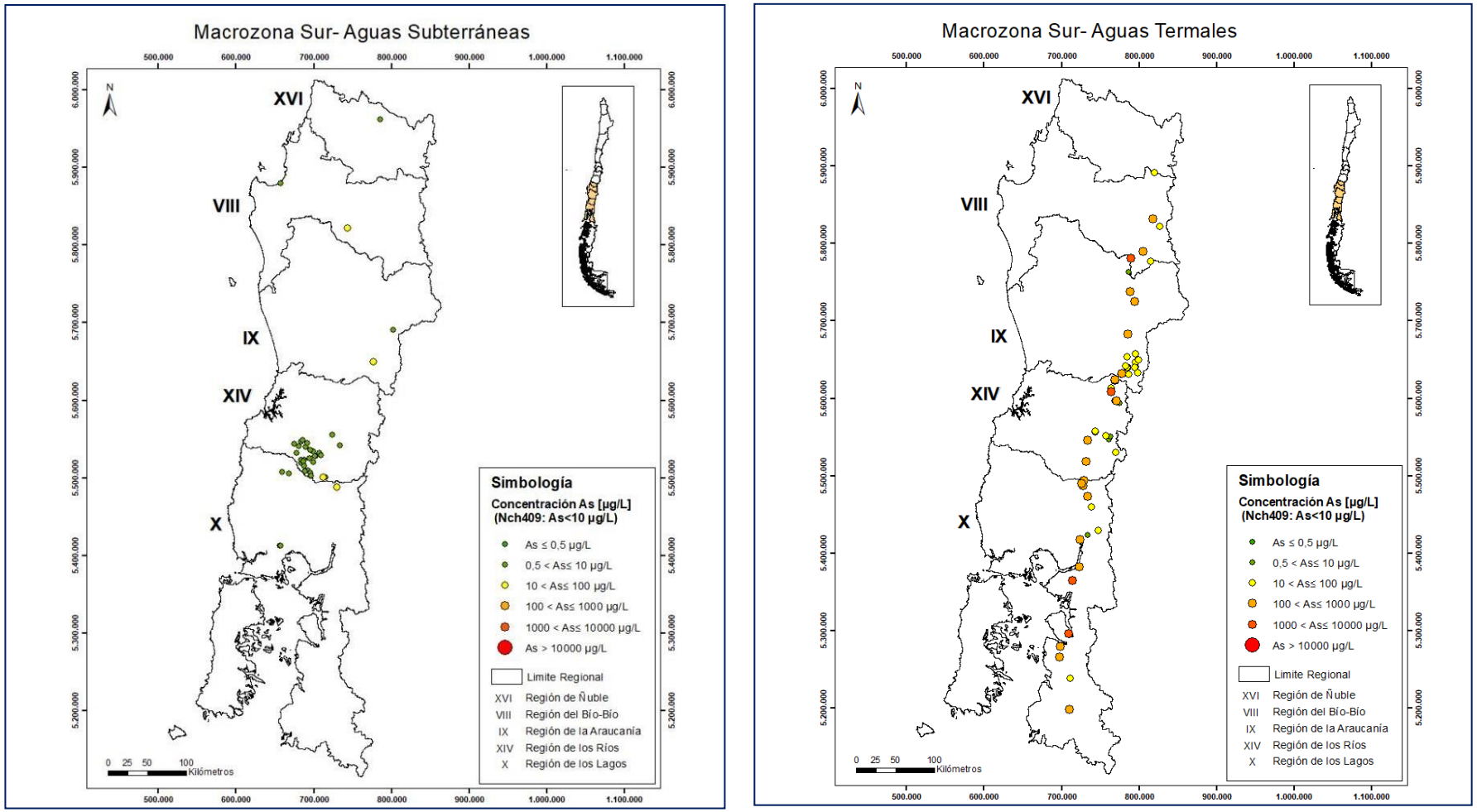


Figura 14: Distribución en Macrozona Sur de As -Aguas Subterráneas y Fuentes Termales (Según datos de Hauser, 1997; Lorca, 2005; Bonatici, 2017; Espinoza, 2017; DGA, 2020; www.dga.cl).

En la Región de la Araucanía, las concentraciones de As, son variables, desde 1 µg/l en la termas Hipólito Muñoz a 1.299 (µg/l) en Coñaripe, reconocidas estas últimas cercanas al volcán Villarrica. (Figura 15). En las rocas volcánicas y volcanosedimentarias, el As puede provenir de minerales portadores como arsenopirita o pirita arsenical, mediante procesos de interacción agua–roca, ´pero más cerca del volcán, donde la relación As/Cl es más alta la proveniencia podría ser desde gases volcánicos (Espinoza, 2017).

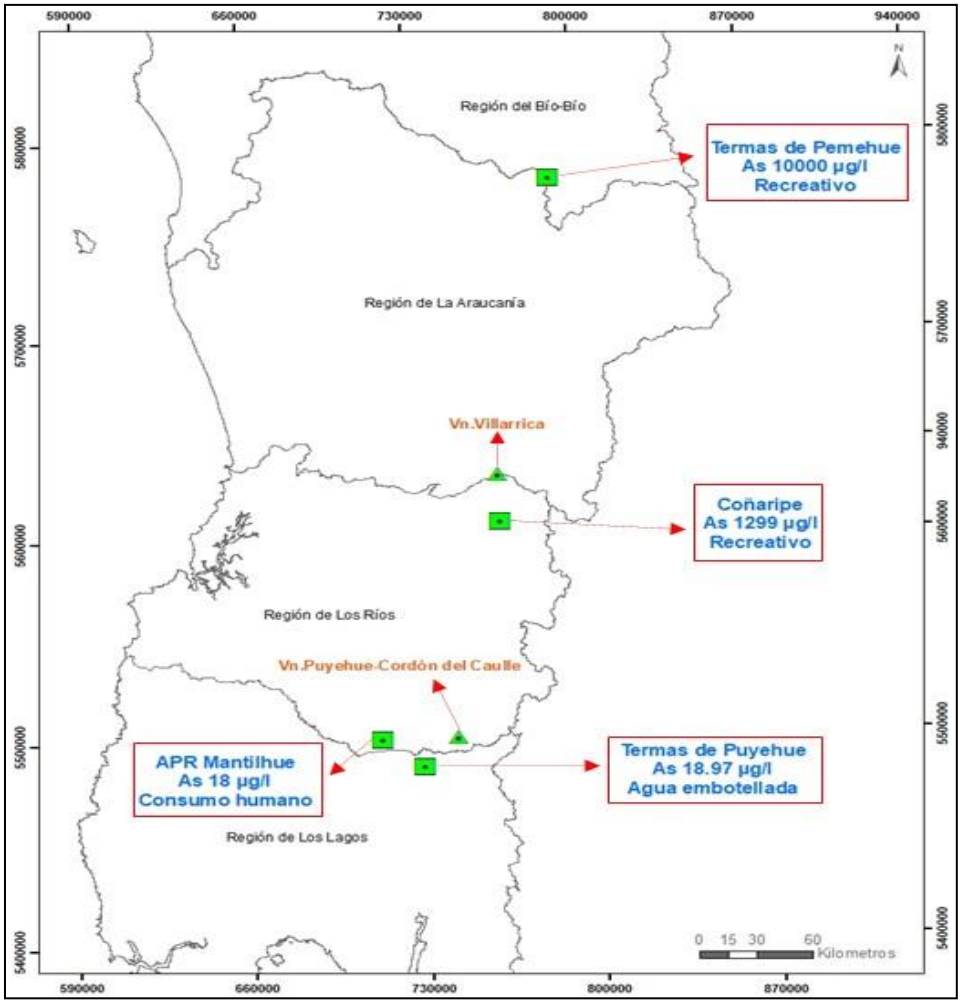


Figura 15: Sectores con As- Macrozona Sur (Según datos de Hauser, 1997; Bonatici, 2017; Espinoza, 2017; DGA, 2020).

En la Región de Los Ríos, en un estudio realizado por la DGA (DGA, 2020) en 28 localidades en la cuenca del río Bueno, se detectó en el sistema APR de la localidad de Mantilhue un valor de 18 µg/l de As, el cual es superior al límite permitido de 10µg/l por la norma NCH 409 (Figura 15). El As se asocia a la gran cantidad de material piroclástico del cordón del Caulle.

El As de las aguas embotelladas Puyehue puede provenir del sistema geotermal

Puyehue - Aguas Calientes, en rocas volcánicas fracturadas, levemente falladas a profundidades de 143 m. Estas aguas corresponden a aguas cloruradas/sulfatadas sódicas mezcladas con aguas meteóricas de aguas cloruradas con gases volcánicos oxidados (Bonatici, 2017).

La mayoría de las fuentes geotermales guarda una estrecha relación espacial con las zonas de falla Liquiñe-Ofqui y Vanteles-Melimoyu. Éstas constituyen vías de infiltración para las aguas meteóricas; el posterior calentamiento de éstas en profundidad, debido al elevado gradiente geotérmico local, favoreció su ascenso convectivo, portando elementos extraídos por lixiviación de los minerales, presentes en los granitoides del Batolito Norpatagónico (Hauser, 1989).

Las aguas de los sistemas geotermales tendrían mayoritariamente un origen meteórico, siendo los orígenes de tipo pluvial en las zonas bajas de la Cordillera de la Costa y Valle Central y de régimen mixto en las Cordillera de Los Andes y Altiplano (Hauser, 1997).

El As en las aguas embotelladas, se encuentra en estado de oxidación (+5) como arsenato (Bonatici, 2017).

6.4 DISTRIBUCION DE ARSENICO EN CHILE

A nivel nacional, se observa que la presencia mayor de As en las aguas subterráneas es en la Macrozona Norte, con valores de 1.000 a 10.000 µg/l, tendiendo a decrecer hacia el sur, posiblemente por el incremento de las precipitaciones y dilución y la ausencia de evaporitas ricas en As, salmueras y aguas salinas (Tapia et al., 2019).

Las fuentes termales presentan las mayores concentraciones de As (> 10.000 µg/l), distribuidas en la Macrozona Norte hasta aproximadamente la altura de La Serena, disminuyendo los valores de As a rangos superiores a 10 µg/l e inferiores a 10.000 µg/l (Figura 16).

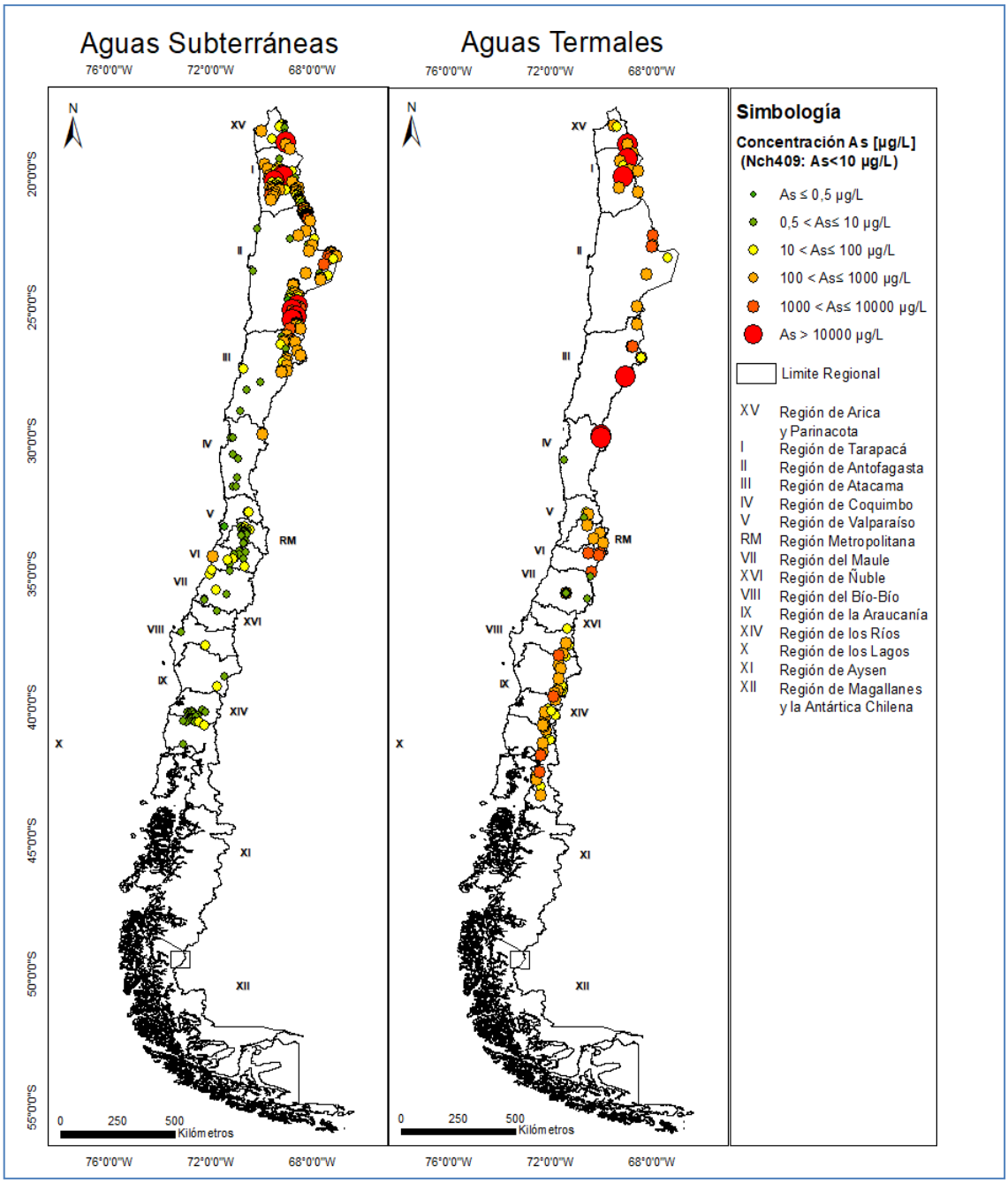
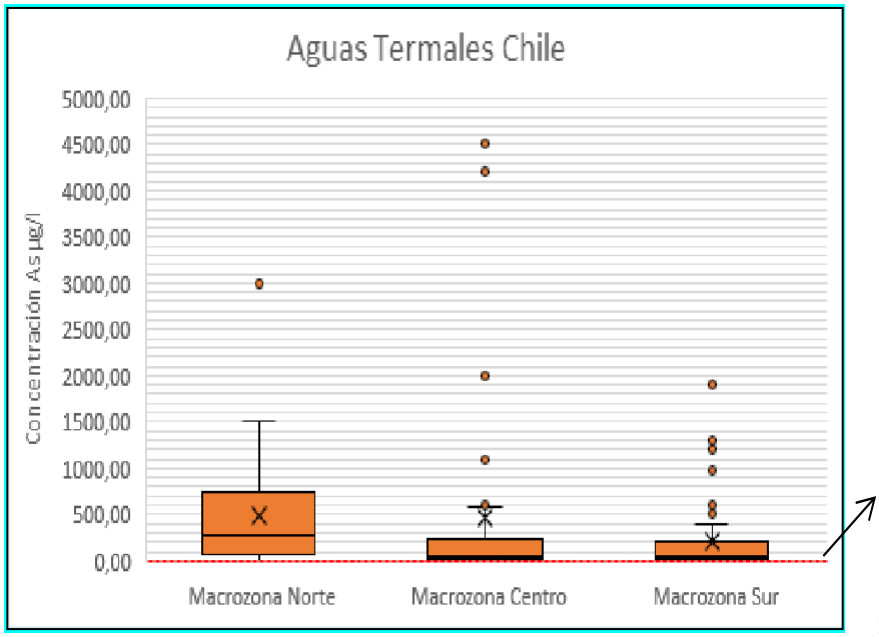


Figura 16: Distribución de As en Chile (Según datos de Henríquez, 1978; Hauser, 1997; Risacher et al., 1999; Romero et al.,2003; Oyarzún et al, 2004; Fernández – Turiel et al, 2005; Lorca, 2005; Lillo, 2008; DGA, 2015; San Juan, 2015; Bonatici, 2017; DGA, 2017; Espinoza, 2017; Lagos, 2017; Tapia et al., 2018; Vega et al, 2018; Treskow, 2019; Bundschuh, 2020; DGA, 2020; Nordstrom, 2020; www.dga.cl).

En la Macrozona Norte las aguas termales presentan las mayores concentraciones de As con concentraciones mínimas de 1 µg/l y máximas de 1.500 µg/l, con valores extremos que van desde los 3.000 µg/l hasta los 200.000 µg/l, (Baños de Polioquere- XV Región), dato que no fue considerado en el diagrama de caja (Figura 17), por tratarse de un demasiado

valor muy extremo (atípico). La Macrozona Centro presenta concentraciones de As que varían entre 2 µg/l y 570 µg/l con valores aislados que van desde los 600 hasta los 4.500 µg/l en los Baños Las Calerias, VI Región (Figura 17).

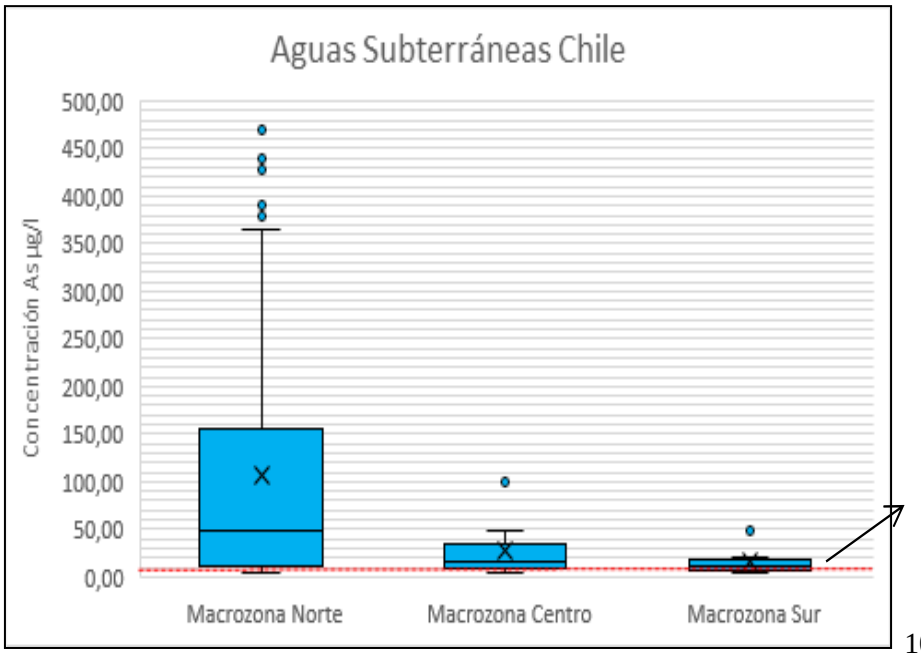
La Macrozona Sur presenta concentraciones de As que varían entre 1 µg/l y 400 µg/l con valores aislados que fluctúan entre 500 a 10.000 µg/l en las termas de Pemehue- X Región (Figura 17).



10 µg/l (NCH409)

Figura 17: Diagramas de cajas – Aguas Termales en Chile (Según datos de Hauser, 1997; Risacher et al, 1999; Lorca, 2005; Espinoza, 2017; Bonatici, 2017; Tapia et al., 2019; DGA, 2020; www.dga.cl).

La Macrozona Centro presenta concentraciones de As que fluctúan entre 0,13 µg/l y 29 µg/l con valores aislados como 32 µg/l y 105,92 µg/l, este último corresponde a San Antonio de Petrel – Pichilemu-VI Región. La Macrozona Sur presenta concentraciones de As que varían entre 0,05 µg/l y 6 µg/l, con valores aislados (10 - 49 µg/l), este último valor corresponde al manantial Yelcho- X Región (Figura 18).



10 µg/l (NCH409)

Figura 18: Diagramas de cajas – Aguas Subterráneas Chile (Según datos de Henríquez, 1978; Risacher et al., 1999; Romero et al., 2003; Oyarzún et al., 2004; Fernández – Turiel et al., 2005; Lillo, 2008; DGA, 2015; San Juan, 2015; DGA, 2016; Bonatici, 2017; DGA, 2017; Espinoza, 2017; Lagos, 2017; Tapia et al., 2018; Vega et al., 2018; Treskow, 2019; Bundschuh, 2020; DGA, 2020; Nordstrom, 2020; www.dga.cl).

7 CONCLUSIONES

- En Chile, el origen del As en las aguas está relacionado con procesos volcánicos e hidrotermales, en donde existen altas temperaturas, alta salinidad y altas concentraciones de As, superiores a 10.000 µg/l, de B, las que pueden alcanzar valores de 150.000 µg/l y de F, las que pueden ser del orden de miles de µg/l. Es por esto que las aguas superficiales y subterráneas cuyas cuencas hidrográficas se desarrollan en materiales volcánicos cuaternarios pueden estar contaminados con As. El volcanismo activo determina un alto gradiente geotérmico que incrementa, cuantitativa y cualitativamente, la lixiviación de grandes volúmenes de roca por el hidrotermalismo, cuyos solutos son transportados por las aguas y acumulados en éstas y en los medios sedimentarios relacionados con ellas.
- La circulación de aguas termales arsenicales se asocia a distintas formaciones rocosas independientemente de su edad, sometidas a una tectónica severa con desarrollo de zonas de fractura (por ejemplo, la ZFP) que facilitan la circulación de aguas. Así, los fluidos geotermales (agua/gases) presentan altas concentraciones de As, como en el campo geotermal de El Tatio (>30.000-50.000 µg/l).
- Las altas concentraciones de As en las aguas subterráneas (y superficiales) de Chile también se pueden asociar a la alteración supergénica de depósitos minerales (por ejemplo, pórfidos cupríferos), debido a la presencia de sulfuros metálicos que incluyen As en su composición, como enargita, pirita, etc. En estos entornos, los procesos de lixiviación y meteorización química de minerales arsenicales son acelerados por faenas mineras.
- Chile presenta diversas concentraciones de As geogénico que van desde inferiores a 0,5 µg/l medidos en análisis químicos en pozos y aguas embotelladas hasta valores muy superiores a 10.000 µg/l en salares.
- En la Macrozona Norte, las aguas subterráneas presentan las mayores concentraciones de As geogénico (1.000 µg/l hasta >10.000 µg/l) distribuidas en las Regiones XV, I, II y en el extremo NE de la III Región del territorio chileno, éstas se asocian principalmente a concentraciones medidas en salares presentes como el Salar de Surire, Pintados, Aguas Calientes, Atacama, Maricunga, entre otros. Se detectaron concentraciones de As excedidas de la Norma NCH 409 (10 µg/l) en pozos cercanos a los ríos Camarones y Elqui, en especial en este último, en pozos cercanos a la planta de abastecimiento de agua potable de la ciudad de La Serena, capital regional

de la IV Región. En las Macrozona Centro y Sur se observan rangos de concentraciones inferiores a 0,5 µg/L hasta 1.000 µg/L. En el sector de Campo Ahumada, Macrozona Centro V Región, existe contaminación en aguas subterráneas por fenómenos de drenaje ácido natural, debido a la abundancia de minerales sulfurados y zonas de alteración hidrotermal.

- Las mayores concentraciones de As geogénico en las aguas termales, se distribuyen en la Macrozona Norte en las regiones XV, I, III, y IV, con valores superiores a 10.000 µg/L, que superan mil veces el límite de concentración de As para el consumo humano e incluso estos valores podrían ser nocivos para usos recreacionales. En las Macrozonas Centro y Sur las concentraciones son variadas en un rango < 0,5 a 10.000 µg/l.
- En la Macrozona Norte el As geogénico se encuentra principalmente en las aguas de Salares, los cuales se asocian a la actividad volcánica y procesos hidrotermales. En general, al igual que en el resto de las macrozonas, el As es asociado a actividad volcánica reciente muy activa, geotérmica (fuentes termales) y a depósitos minerales.
- En todas las macrozonas estudiadas en Chile se han detectado concentraciones levemente excedidas de la norma de agua potable en diferentes APR, donde utilizan aguas subterráneas para el consumo humano en sistemas rurales, lo cual supone un grave riesgo para la salud humana.
- Por otro lado, el Decreto Supremo DS 106 permite el uso de aguas embotelladas que, legalmente, aplicando la norma NCH409 no pueden ser usadas para agua potable. Las aguas embotelladas Jahuel, Jumbo y Puyehue, de origen geogénico, tienen una amplia distribución nacional y estas exceden normas internacionales y la de agua potable para consumo humano.

8 RECOMENDACIONES

- La escasa información de datos de As es una limitante y muchos de éstos, no se encuentran disponibles para ser consultados, en especial los análisis químicos de empresas sanitarias que proveen agua para consumo humano y por otro lado, la información no se encuentra procesada y no es continua en el tiempo, lo cual dificulta su análisis, por lo que se recomienda hacer proyectos de investigaciones tanto a nivel nacional como local, para conocer los procesos y fuentes de As, para así determinar adecuadamente procesos de mitigación o remediación.

- El fenómeno de drenaje ácido es de carácter local, pero dada la geología de Chile, donde hay gran abundancia de minerales sulfurados y con zonas de alteración hidrotermal, es muy probable que se generen o se estén generando procesos de drenaje acido natural que contaminen las aguas con As, por lo que es importante estudiar la ocurrencia de este tipo de procesos.
- Dado lo nocivo que es el consumo de As en pequeñas cantidades y tiempos prolongados, y dado que el consumo de aguas embotelladas en Chile es cada vez más masivo, considerando un incremento de 18 a 38 litros per cápita en el período 2008-2018, es que, se recomienda redefinir el límite establecido de 50 µg/l a los valores definidos por estándares internacionales.
- Es importante comenzar a regular el uso de las aguas con fines de consumo humano y/o recreacionales, ya que actualmente en Chile, éstas son excluidas de todos los decretos que controlan el límite de As.
- Se requiere la implementación de una norma de calidad ambiental de As ya que Chile es uno de los mayores productores de desechos de As del mundo, debido al aumento en la producción de cobre.

9. BIBLIOGRAFÍA

ATSDR (2009-2011). La Toxicidad del Arsénico. https://www.atsdr.cdc.gov/es/csem/arsenic/cambios_patogenicos.html#:~:text=El%20ars%C3%A9nico%20es%20una%20peque%C3%B1a,directamente%20con%20la%20respiraci%C3%B3n%20celular. Accedido en Marzo 2021.

Bonatici, G. (2017). El Agua que Bebemos, Memoria para Optar al Título de Geólogo. Facultad de Ciencias Físicasy Matemáticas, Departamento de Geología, Universidad de Chile.

Bundschuh, J (2020). Arsenic in Latin America: New findings on source, mobilization and mobility in human environments in 20 countries based on decadal research. 2010-2020. Critical Reviews in Environmental Science and Technology.

Celis, R. (2015). Caracterización Geoquímica del Sistema Geotermal Termas de Puyehue – Aguas Calientes, Región de Los Lagos,Chile. Memoria para Optar al Título de Geólogo. Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Departamento de Geología, Universidad de Chile.

Chong, G. (2000). Los yacimientos de boratos de Chile. Rev. Geológica Chile v27 n.1 Santiago.

Damania, R., Desbureaux, S., Rodella, A., Russ, J., Zaveri, E. (2019). Calidad Desconocida: La Crisis Invisible del

Agua. Resumen. Grupo Banco Mundial. https://openknowledge.worldbank.org/bitstream/handle/10986/32245/211459ovSP.pdf?sequence=11&isAllowed=y. Accedido en Julio 2020.

Daniele, L., Cannatelli, C., Buscher, J., Bonateci, G. (2019). Chemical composition of Chilean bottled waters: Anomalous values and possible effects on human health. Science of Total Environment. Journal homepage: www.elsevier.com/locate/scitotenv.

DGA (1986). Mapa Hidrogeológico de Chile Escala 1:1.000.000.

DGA (2015). Diagnóstico de Calidad de Aguas Subterráneas de la Región del Lib.Bernardo O'Higgins. Departamento de Conservación y Protección de Recursos Hídricos. DGA Santiago.

DGA (2016). Atlas del Agua: Chile 2016. Ministerio de Obras Públicas.

DGA (2016). Diagnóstico de Calidad de Aguas Subterráneas en la Región Metropolitana-Complementario Diagnóstico Plan Maestro deRecursos Hídricos Región Metropolitana de Santiago, elaborado por SGA S.A. DGA Santiago.

DGA (2017). Diagnóstico de Calidad de Aguas Subterráneas de la Región de Coquimbo. Departamento de Conservación y Protección de Recursos Hídricos. DGA Santiago.

DGA (2020). Diagnóstico de Calidad de Aguas Subterráneas de la Región de Los Ríos. Departamento de Conservación y Protección del Recursos Hídricos. DGA Santiago.

EAWAG (2017). Geogenic Contamination Handbook, https://www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Forschung/Menschen/Trinkwasser/Wrq/Handbook/geogenic-contamination-handbook-chapter2.pdf.AccedidoenAbril2021.

European Environment Agency (2018). European Waters Assessment of Status and Pressures 2018. web: https://www.eea.europa.eu/publications/state-of-water.

Espinoza, A. (2017). EstadísticaMultivariante y GeotermometríaMulticomponente de lasManifestaciones Termales del Área Pucón-Liquiñe, IX Región de La Araucanía y XIV Región de Los Ríos, Chile. Memoria para Optar al Título de Geóloga. Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Departamento de Geología, Universidad de Chile.

Fernández- Turiel, J.L., Galindo G., Parada, M.A., Gimeno, D., García-Valles, M., Saavedra, J. (2005). Estado Actual del Conocimiento sobre el As en el Aguade Argentina y Chile: Origen,Movilidad y Tratamiento.

Ferreccio, C y Sancha, A.M. (2006). Arsenic Exposure and Its Impact on Health in Chile. Journal of Health Population and Nutrition.

Guevara, S., Oyarzún, J., Maturana, C. (2006). Geoquímica de las Aguas del Río Elqui y de sus Tributarios en el Período 1975-1995: Factores Naturales y Efecto de las Explotaciones Mineras en sus Contenidos de Fe, Cu y As.

Hauser, A. (1997). Catastro y Caracterización de las Fuentes de Aguas Minerales y Termales de Chile, Boletín N° 50, Subdirección Nacional de Geología, Servicio Nacional de Geología y Minería, Chile.

Hauser, A. (1989). Fuentes termales y minerales entorno a la Carretera Austral, Regiones X y XI, Chile. Revista Geológica de Chile, 16, 229-239. http:/dx.doi.org/10.5027/amdgeoB16n2-a06.

Hauser, A. (1999). Baños de Apoquindo: Caracterización, hidroquímica,modelo hidrotermal y alternativas de aprovechamiento, Revista de Geografía Norte Grande, 26, 23-36.

Henríquez, H. (1978). Misión Relativa al Programa de Cooperación Subregional sobre Arsénico y otros Contaminantes en el Agua en Relación con el Volcanismo Cuaternario (Argentina, Bolivia,Chile y Perú). Oficina Regional deCiencia y Tecnología de la UNESCO para América Latina y El Caribe. Montevideo. Uruguay.

Herath, I., Vithanage, M., Bundschuh, J., Maity J. P., Bhattacharya, P. (2016). Natural Arsenic in Global Groundwaters: Distribution and Geochemical Triggers forMobilization.

Lagos, B. (2017). Caracterización Geoquímica de las Aguas Geotermales de El Tatio: Implicanciasen el Origen del Litio, Región de Antofagasta, Chile. Memoria para optar al Título de Geólogo, Departamento Ciencias de La Tierra, Facultad de Ciencias Químicas. Universidad de Concepción.

Lillo, J. (2008). Peligros Geoquímicos: Arsénico de Origen Natural en las Aguas. https://www.researchgate.net/publication/266597632_Peligros_geoquimicos_Arsenico_de_origen_natural_en_las_aguas. Accedido en Junio 2020.

Lorca, X.(2005). Análisis de (As, Ca, F, Fe, Mn y Mg) en aguas minerales y termales de la Novena y Décima Región de Chile. Tésis de Grado presentada como parte de los requisitos para optar al Título de Químico Farmaceútico. Universidad Austral de Chile. Valdivia.

MINSAL (1997). Decreto 106. Reglamentode Aguas Minerales. Ministerio de Salud, República de Chile.

Nordstrom, K. (2020). ARSENIC HYDROGEOCHEMISTRY OVERVIEW: tectonics, lithology, hydrology, microbiology and chemistry, IGCP presentation

UNESCO Project (707).

OMS (2005). “Guías para la calidad delagua potable” Primer apéndice a la Tercera Edición.

OMS (2011). Guías para la calidad del aguade consumo humano. Cuarta edición que incorpora la primera adenda.

Oyarzún, R., Ortega, L., Sierra, J., Lunar, R., Oyarzún, J. (1998). Cu, Mn and Ag mineralization in the Quebrada Marquesa quadrangle, Chile: The Talcuna and Arqueros districts. Miner. Deposita, 33, 547-559. https://www.who.int/es/publications/i/item/9789241549950. Accedido en Septiembre 2020.

Oyarzún, R., Lillo, J., Higueras, P., Oyarzún, J., Maturana, H. (2004). Strong arsenic enrichment in sediments from the Elqui watershed, Northern Chile: industrial (gold mining at El Indio – Tambo district) vs. geologic processes. Journal of Geochemical Exploration, 84, 53-64. Oyarzún, R., Guevara, S., Oyarzún, J., Lillo,

J., Maturana, H., Higueras, P., 2006. The As-contaminated Elqui river basin: A long lasting perspective (1975-1995) covering the initiation and development of Au-Cu-As mining in the high Andes of northern Chile. Environ. Geochem Hlth, 28,431-443.

Risacher, F., Alonso, H., Salazar, C. (1999). Geoquímica de Aguas en Cuencas Cerradas: I, II y III Regiones-Chile, Volumen I Síntesis, Volumen II Estudio de Cuencas de la I Región, Volumen III Estudio de Cuencas de la II Región, Volumen IV Estudio de Cuencas de la III Región. Convenio de Cooperación DGA-UCN-IRD.

Romero, L., Alonso, H., Campano, P., Fanfani, L., Cidu, R., Dadea, C., Keegan, T., Thornton, I., Farago, M. (2003). Arsenic enrichment in waters and sediments of the Rio Loa (Second Region, Chile) Applied Geochemistry, 18,1399-1416.

Sarricolea et al. (2017) Clasificación climática según Köppen-Geiger. Departamento de Geografía, Universidad de Chile.

Sancha, A.M., (1998). Estudio de Caso: Contaminación por Arsénico en el Norte de Chile y su Impacto en el Ecosistema y la Salud Humana. Santiago, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Universidad de Chile.

Sancha, A.M., Castro, M. L. (2001). Arsenic in Latin America: Occurrence, Exposure, Health Effects and Remediation. In: Chappell, W.R., Abernathy, C.O., Calderon, R.L. Arsenic Exposure and Health Effects IV, Elsevier B.V., Amsterdam, 88-96.

San Juan, R. (2015). Caracterización Hidrogeoquímica de Recursos Hídricos de la Cuenca de Santiago. Memoria para Optar al Título de Geólogo. Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Departamento de Geología, Universidad de Chile.

SERNAGEOMIN (2002). Mapa Geológicode Chile, escala 1: 1.000.000.

Smedley P., Kinninburgh D., (2002). A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. Applied Geochemistry, 17, 517-568.

Tchernitchin A., et al (2019). Desarrollo delos eventos de contaminación ambiental en Antofagasta desde 1950 hasta 2018. Efectos en salud.

Tapia, J. (2014). Distribución de arsénico en las cuencas hidrológicas de la zona norte de la Región de Atacama. Seminario avances y desafíos en la problemática del arsénico en aguas de Chile y el mundo. Santiago, Chile.

Tapia, J., Davenport, J., Townley, B., Dorador, C., Schneider, B., Tolorza, V., von Tümpling, W. (2018a). Sources, enrichment, andredistribution of As, Cd, Cu, Li, Mo, and Sb in the Northern Atacama Región, Chile: Implications for arid watersheds affected by mining. Journal of Geochemical Exploration.

Tapia, J., González, R., Townley, B., Oliveros, V., Álvarez, F., Aguilar, G., Menzies, A., Calderón, M. (2018b). Geology and geochemistry of the Atacama Desert, Antonie van Leeuwenhock, https://doi.org/10.1007/s10482-018-1024-x. Accedido en Agosto 2020.

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ

Y

UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS

MÁSTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA
Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

PROYECTO DE FIN DE MÁSTER

DISEÑO DE PLANTA DE AGUAS REGENERADAS PARA USO AGRÍCOLA EN LA PROVINCIA DE PETORCA, VALPARAÍSO-CHILE

AUTOR

Patricio Valenzuela Delgado

DIRECTOR

Alberto del Villar García

Alcalá de Henares, a 30 de agosto de 2021

ÍNDICE DE CONTENIDOS

RESUMEN……...275
1. INTRODUCCIÓN……275
1.1 Evaluación de la sequía actual de Chile……...275
1.2. Soluciones para enfrentar la sequia...276
1.2.1. Plantas desalinizadoras……...276
1.2.2. Reúso de aguas regeneradas……...277
1.2.2.1 Normativa de Estados Unidos…..277
1.2.2.2. Normativa europea……...277
1.2.2.3. Análisis de la normativa actual de reúso en Chile……277
1.2.2.4. Tratamiento de las aguas regeneradas……280
1.2.2.5. Tipos de aguas residuales y sus características para el reúso……...280
2. OBJETIVOS……281
2.1. El objetivo principal…….281
2.2. Objetivos secundarios……...281
3. METODOLOGÍA……...282
3.1. Aguas residuales utilizadas para el diseño……282
3.2. Descripción de los pretratamientos Quintero, Concón Oriente e Higuerillas.... ……...283
3.2.1 Caracterización de las aguas residuales……283
3.2.2. Caudales de las aguas residuales…285
3.3 Tratamiento de las aguas regeneradas285
3.4 Uso de las aguas regeneradas…….285
3.4.1 Agricultura Región de Valparaíso...286
3.4.2 Provincia de Petorca……286
3.4.3 Volumen del agua regenerada a usar…….287
3.4.4 Calidad del agua regenerada……...287
4. RESULTADOS……...288
4.1. Emisarios de Quintero, Concón Oriente e Higuerillas……..289
4.2. Diseño y descripción para la propuesta de regeneración……...289
4.2.1 Parámetros de diseño……...290
4.2.1.1 Calidad del agua cruda……290
4.2.1.2 Carcamo de bombeo……290
4.2.1.3 Decantación primaria……291
4.2.1.4 Diseño proceso anoxico y aeróbico……..292
4.2.1.5 Calculo del sedimentador secundario……..303
4.2.1.6 Dimensionamiento de la línea de lodos……...305
4.2.1.7 Dimensionamiento línea de agua regenerada……..305
4.2.2 Costos……..309
5. DISCUSIÓN…..……...……....311
6. CONCLUSIONES……..……..312
7. BIBLIOGRAFÍA…….……315
9.0 ANEXOS I…..……..…..317

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 Clasificación de la calidad de las aguas regeneradas normativa actual 2788
Tabla 2 Calidad para parámetros químicos, físicos y biológicos.....279278
Tabla 3 Promedios de analisis fisico quimico, para los meses de julio, agosto , septiembre, octubre, noviembre, diciembre 2020 y enero 2021 284283
Tabla 4 Promedio de análisis físico químicos, para los meses de julio, agosto, septiembre, octubre, noviembre, diciembre año 2020 y enero año 2021 284284

Tabla 5 Superficie total bajo riego por provincia y región en ha.....286286
Tabla 6 Distribución plantación Provincia de Petorca.....287287
Tabla 7 Parámetros recomendados para el cultivo del palto.....288288
Tabla 8 Parámetros de diseño de ERAR 290290
Tabla 9 Carcamo de bombeo.....290291
Tabla 10 Datos diseño Sedimentador, adaptado Metcalf & Eddy (2003) 291291
Tabla 11 Parámetros de diseño.....293293
Tabla 12 Parámetros para calcular la velocidad especifica 293293
Tabla 13 Valores para las constantes de temperatura 294294
Tabla 14 Valores para la ecuación [1] 294294
Tabla 15 Valores para el cálculo de biomasa 295295
Tabla 16 Parámetros para el cálculo de saturación de oxígeno.....301301
Tabla 17 Datos de diseño Sedimentador Secundario.....302302
Tabla 18 Valores constructivos para el Sedimentador Secundario 303303
Tabla 19 Volumen y tiempo de residencia Sedimentador Secundario 303303
Tabla 20 Datos del agua tratada 303303
Tabla 21 Fangos de entrada al espesado 304304
Tabla 22 Fangos a la salida del Espesador 304304
Tabla 23 Parámetros Digestor Línea de Fangos 305305
Tabla 24 Diseño estanque de Coagulación 306306
Tabla 25 Diseño estanque de Floculación 306306
Tabla 26 Características Sedimentador Lamelar..... 306306
Tabla 27 Datos d diseño Filtros Horizontales 307307
Tabla 28 Parámetros para el lavado de los Filtros Horizontales 307307
Tabla 29 Parámetros de diseño de equipo para oxidación avanzada 308308
Tabla 30 Diseño de canal de desinfección 309309
Tabla 31 costos de inversión ERAR...310310
Tabla 32 Costos operacionales ERAR311311
Tabla 33 Costos de inversión por línea de tratamiento.....314314

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Demanda de agua en m^3/s. Fuente: Atlas del Agua Capitulo 4, (2016). 276276
Figura 2 Tecnologías de regeneración de aguas más usadas . Fuente: Guía para la aplicación del R.D 1620/2007, (2010). 281281
Figura 3 Pretratamiento de aguas que descargan sus aguas vía emisario submarino. Fuente: Fundación Chile, 2016. 283283
Figura 4 ERAR propuesta para proyecto TFM 289289
Figura 5 Grafico para la determinación de la velocidad de desnitrificación. Fuente: Metcalf & Eddy, 2003. 299299
Figura 6 Digestor típico para la línea de fangos 304304

Figura 7 Equipo Centrifuga para uso en el Espesado y Deshidratado Línea de Fangos. Fuente: Catalogo de equipos empresa Hiller 305305
Figura 8 Filtro Horizontal, Fuente: Catalogo de equipos empresa Simtech Ltda. 307307
Figura 9 Reactor de dióxido de titanio , para efectuar desinfección por oxidación avanzada Fuente: Empresa H_2O Titanium. 308308
Figura 10 Canal de desinfección de mantenimiento..... 309309

ÍNDICE DE GRÁFICOS

Gráfico 1 Costos operacionales ERAR ..... **¡Error! Marcador no definido.**313
Gráfico 2 Costos mensuales ERAR .. **¡Error! Marcador no definido.**313
Gráfico 3 Costos de Inversión ERAR **¡Error! Marcador no definido.**314

TABLA DE ABREVIATURAS

Adm: Adimensional.

AOP: Procesos de oxidación avanzada.

AOTR: Requerimientos real de oxígeno.

ASIVA: Asociación de Empresas de la V Región de Chile.

BNC: Biblioteca Nacional del Congreso de Chile.

DBO_5: Demanda bioquímica de oxígeno al quinto día.

DQO: Demanda química de oxígeno.

EPA: Agencia de protección ambiental.

ERAR: Estación regeneradora de aguas residuales.

FS: Factor de seguridad.

ha:Hectárea.

hm^3: hectómetro cúbico.

INE: Instituto nacional de estadísticas.IR: Recirculación interna.

k_{dn}: Constante de decaimiento endógeno para nitrificación.

K_n: Constante de media velocidad, de concentración de substrato, g/m^3.

Ko: Coeficiente de media saturación para oxígeno disuelto.

l/s: litros por segundo.

mg/L: Miligramo por litro.

MINAGRI: Ministerio de Agricultura y Riego.

mm: Milímetros.

N: Concentración de nitrógeno amoniacal a la salida del reactor.

NCH: Norma chilena.

OD: Oxígeno disuelto.

P_a: Presión atmosférica a nivel de mar.

P_b: Presión atmosférica en el sitio.

pH: Potencial de hidrogeno.

R.D: Real decreto.

s.d: Sin documento.

SAAM: Sustancias activas al azul de metileno.

SINFA: Sistema nacional de información de fiscalización ambiental

SOTR: Oxígeno que se requiere suministrar para obtener el AOTR requerido,.

20°CSRT: Tiempo de retención celular mínimo.

SSLM: Solidos suspendidos en el licor de mezcla.

SST: Solidos suspendidos totales.

SSV: Solidos suspendidos volátiles.

SSVLM: Solidos suspendidos volátiles en el licor de mezclat: Tonelada.

TKN: Nitrógeno total Kjeldah.

TRH: Tiempo de retención hidráulico.

U$S: Dólares americanos.

UE: Unión europea.

USD: United States Dollars.

W: Ancho del canal de oxidación.

RESUMEN

Los escases hídrica que sufre Chile y especialmente la región de Valparaíso es una de las más grandes de los últimos 10 años, por este motivo es muy importante el buscar alternativas tecnológicas que puedan ayudar a solucionar este problema. Dentro de las soluciones que actualmente se están fomentando la desalinización toma bastante fuerza por el motivo que Chile ya usa bastante este recurso a lo largo de su costa tanto, para el sector sanitario como minero. Pero ya no solamente con la desalinización es suficiente para dar respuesta a la sequía que tiene el país el buscar nuevas tecnologías y el complementar la normativa, para el reúso del agua es una valiosa herramienta para sumar soluciones.

Las aguas regeneradas entran a ser parte de uno de estos complementos, el presente trabajo de fin de MÁSTER(TFM) desarrolla una supuesta solución de reúso para abastecer la zona de la provincia de Petorca dentro de la región de Valparaíso que está fuertemente golpeada en la presente sequía y principalmente en el sector agrícola, por tal motivo el diseño de estación regeneradora de aguas residuales o ERAR se centra en una calidad de agua que pueda ser usada en uno de sus principales cultivos que es el palto (aguacate).

Para esto se diseña una ERAR a partir de las aguas residuales que son captadas luego del pretratamiento primario antes de ser descargadas por medio de emisarios submarinos en las costas de la región de Valparaíso, los puntos de descargas están ubicados en Quintero, Con-Con e Higuerillas. El TFM se centra en el diseño de la planta para obtener una calidad de agua que pueda cumplir con la normativa, la demanda y la calidad del agua que requiere el fruto en un periodo intermitente de suministro.

En diseño está centrado en el tratamiento de las aguas residuales, la línea de fangos y línea de aguas regeneradas con equipos adecuados para obtener la calidad esperada. Se evalúan los costos de inversión de la ERAR y de operación, no es parte de este trabajo los costos de conducción, distribución y financiamiento del proyecto el alcance llega hasta el almacenaje del agua regenerada lista para ser distribuida por la ERAR cuya localización es en la comuna de Quintero por su cercanía a la provincia de Petorca.

Se realiza un comparativo con la desalinización en el costo operacional y se estiman los beneficios del uso de las aguas regeneradas para ser usados en la actualidad.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Evaluación de la sequía actual de Chile

Chile tiene una variabilidad de disponibilidad de agua para las diferentes zonas del país siendo para la zona centro hacia el norte de 800 m^3/persona/año y para la zona sur de 10.000 m^3/persona/año, esto producto de las

marcadas diferencias que existen en precipitaciones con un promedio anual de 1.525 mm/año con un alto nivel de escorrentía hacia los lagos y ríos (Biblioteca Nacional del Congreso de Chile, 2018).

Por otra parte, se destaca en la figura 1 que la matriz productiva del país está marcada por la agricultura y la minería fuertes consumidores de la matriz hídrica que actualmente tiene el país.

Fenómenos climatológicos y el cambio climático son los causantes del problema de la sequía que desde el año 2010 está presente en el territorio comprendido entre las regiones Coquimbo y la Araucanía cuyo déficit de precipitaciones es cercano al 30%. (Biblioteca Nacional del Congreso de Chile, 2018).

Macrozona	Región	Agropecuario	Agua Potable	Industrial	Minero	Total [m³/s]
Norte	XV	3,71	0,96	0,25	0,00	4,92
	I	5,21	0,69	1,43	1,54	8,87
	II	3,31	1,68	1,29	6,26	12,54
	III	12,03	0,87	0,52	1,90	15,32
	IV	27,19	1,89	0,25	0,71	30,04
Centro	V	42,44	5,82	4,81	1,26	54,33
	RM	82,36	27,41	10,42	0,90	121,09
	VI	97,96	2,41	1,23	1,88	103,48
	VII	166,49	2,53	3,77	0,00	172,79
Sur	VIII	69,44	5,16	9,54	1,21	85,35
	IX	11,51	2,34	0,26	0,00	14,11
	XIV	2,21	1,02	1,63	0,00	4,86
	X	1,10	1,39	2,46	1,50	6,45
Austral	XI	0,64	0,29	0,08	2,60	3,61
	XII	1,12	0,38	5,91	0,23	7,64
		526,72	54,84	43,85	19,99	645,40

Figura 1: Demanda de agua en m^3/s. Fuente: Atlas del Agua Capitulo 4, (2016).

1.2. Soluciones para enfrentar la sequia

1.2.1. Plantas desalinizadoras

En Chile se desalinizan 5.619 l/s[1] con lo que sitúa al país como líder en Latinoamérica. con una aplicación mayoritariamente en minería, municipios y pequeñas comunidades.

El uso de esta tecnología llamada osmosis inversa usa altas presiones y membranas semipermeables que es una alternativa viable para enviar el agua a cuencas o recargar pozos, entre algunas soluciones al problema de escasez hídrica de la zona central. Los

[1] Mesa Nacional del Agua Acta Sesión N°35 – 02 de noviembre de 2020

costos del agua desalinizada por los sistemas de osmosis inversa fluctúan alrededor de 0,6 a 1,2 US$/$m^3$ (Biblioteca del Congreso Nacional de Chile, 2017).

1.2.2. Reúso de aguas regeneradas

Un efluente con una buena calidad es una fuente confiable de suministro de agua, la creciente demanda de agua dulce, para necesidades urbanas, industriales y de riego ha resultado en un mayor interés en la reutilización de efluentes (Qasim, 2018).

Según Mujeriego (1990) un agua regenerada es un agua residual domestica que como resultado de un proceso de tratamiento es idónea, para un uso beneficioso directo o un uso controlado que no tendría lugar de otro modo.

***Las aguas regeneradas deben cumplir técnicamente con*:**

1. Satisfacer la calidad para la que se le requiere.
2. Que no afecte al ambiente que la recibe.
3. No afectar la salud de los seres vivos que están en contacto con el agua regenerada.
4. La reutilización y la regeneración tienen un potencial para la recuperación de los recursos hídricos y disminuir la contaminación.

1.2.2.1. Normativa de Estados Unidos

La EPA desarrolló las primeras guías sobre la reutilización de aguas residuales tratadas en el 1980. Guías que han sido actualizadas los años 1992, 2009 y 2012. Cada estado tiene derecho a establecer guías o reglamentos para el reúso de las aguas residuales, sin embargo, no están obligados a reglamentar la reutilización de ellas. En la actualidad 30 estados han aprobado reglamentos para la reutilización de aguas residuales tratadas y 15 estados y territorios han aprobado guías o normas de diseño para sistemas de reúso.

1.2.2.2. Normativa europea

El reciente reglamento (UE) 2020/741 del parlamento europeo es del 25 de mayo del 2020, que establece los requisitos mínimos para la reutilización de las aguas. Este comprende requisitos de calidad y monitoreo, para el uso de las aguas residuales urbanas que serán tratadas en el riego agrícola.

1.2.2.3. Análisis de la normativa actual de reúso en Chile

El 24 de febrero del año 2021 ha sido aprobada en el Consejo del Instituto Nacional de Normalización la norma para la clasificación de la calidad del agua regenerada para el reúso no potable que es la **NCH 3483.**

Se presentan las categorías y la calidad del agua regenerada las cuales se aprecian en la tabla 1 y tabla 2 respectivamente.

Tabla 4 Clasificación de la calidad de las aguas regeneradas normativa actual.

Calidad del agua regenerada según su categoría	Exposición posible	Tipos de aplicación	Requerimientos mínimos de tratamiento
A	Contacto corporal directo: Abierto el acceso a público Acceso a niños Potencial para inhalación e ingestión no intencionada	Urbano (ejemplos): Riego de jardines con libre acceso al público Uso en inodoros Lavado de vehículos Riego de calles para evitar polvo Uso en extinción de incendios Recreativos (ejemplos): Riego de áreas verdes públicas con libre acceso al público Riego de campos deportivos Otras zonas con libre acceso al público Parques o plazas, áreas verdes de establecimientos educacionales, cementerios parque, entre otros Agricultura (ejemplos) Riego agrícola de cultivos alimentarios de frutas y verduras que no crecen a ras de suelo y que suelen ser consumidas crudas por las personas Ornamentales (ejemplos): Uso en estanques o embalses de paisaje, sin acceso al público	Tratamiento secundario con filtración y desinfección
B	Contacto corporal incidental (contacto directo con el cuerpo no es advertido)	Urbanos (ejemplos): Aplicaciones de agua para uso industrial – Instalación eléctrica y agua de refrigeración Agrícolas (ejemplos): Riego agrícola de cultivos alimentarios procesados Riego de cultivos tales como viñedos, frutales y horticultura	Tratamiento secundario y desinfección
C y D	Prohibición de contacto corporal	Ornamentales (ejemplos): Riego de Áreas verdes y jardines ornamentales sin acceso al público. (Jardines de instalaciones industriales, áreas verdes de plazas sin acceso al público Riego (ejemplos): Riego de cultivos sembrados Riego de cultivo de forraje agrícola	Tratamiento secundario Clarificación de alto rango con estanques de coagulación, floculación o estabilización

Fuente: Norma Chilena 3483. Directrices para la clasificación de la calidad del agua regenerada, (2021).

Tabla 5 Calidad para parámetros químicos, físicos y biológicos.

Categoría	Tipo de agua regenerada	DBOb, j	SST	Turbiedad[c]	Coliformes termotolerantes[d]		Nematodos intestinales[e]	Usos potenciales sin barreras	Posible tratamiento correspondiente
		mg/L	mg/L	NTU	N°/100 ml		Huevo/L		
		Máx.	Máx.	Máx.	95% perc	Máx.	Máx.		
A	Aguas regeneradas de muy alta calidad	10 mg/L	10 mg/L	5	≤ 10 o menos del límite de detección	100	s.d	Riego urbano sin restricciones y riego agrícola de cultivos alimenticios consumidos crudos	Secundario f, filtración por contacto o filtración por membrana g y desinfección h
B	Aguas regeneradas de alta calidad	20 mg/L	25 mg/L	s.d	≤ 200	1000	s.d	Riego urbano restringido y riego agrícola de cultivos alimenticios procesados	Secundario f, filtración g y desinfección h
C	Aguas regeneradas de buena calidad	35 mg/L	50 mg/L	s.d	≤1000	10000	s.d	Riego agrícola de cultivos no alimentarios	Secundario [f] y desinfección [h]
D	Aguas regeneradas de mediana calidad	35 mg/L	80 mg/L	s.d	≤1000	10000	5	Riego restringido de cultivos industriales y sembrados	Secundario f o clarificación de alta velocidad con coagulación, floculación i

Fuente: Norma Chilena 3483. Directrices para la clasificación de la calidad del agua regenerada, (2021).

1.2.2.4. Tratamiento de las aguas regeneradas

Los procesos de tratamiento en la recuperación de aguas residuales se emplean individualmente o en combinación para lograr los objetivos de calidad del agua recuperada. Considerando los procesos unitarios clave y operaciones comúnmente utilizadas en la recuperación de agua.

Muchos factores pueden afectar la elección de la tecnología de recuperación de agua, entre los que destacamos.

a) Tipo de aplicación de reutilización del agua.
b) Objetivos de calidad del agua recuperada.
c) Características de la fuente de agua de las aguas residuales.
d) Compatibilidad con las condiciones existentes.
e) flexibilidad del proceso, requisitos de funcionamiento, mantenimiento, opciones de eliminación de residuos y limitaciones ambientales.

1.2.2.5. Tipos de aguas residuales y sus características para el reúso

Las aguas residuales más comúnmente usadas, para el reúso son los vertidos a la red de alcantarillado, también se incluyen las aguas industriales, aguas pluviales de escorrentía y el agua de drenaje.

Los contaminantes de las aguas residuales son generalmente una mezcla compleja de compuestos orgánicos e inorgánicos. La principal preocupación para el tratamiento de las aguas regeneradas son las características de estas luego del tratamiento en la planta depuradora, existen parámetros convencionales, no convencionales y emergentes

Parámetros convencionales: pH, demanda biológica de oxígeno, solidos suspendidos totales, nitrógeno, fósforo y organismos patógenos.
Parámetros no convencionales: solidos totales disueltos, pesticidas y compuestos orgánicos refractarios, tensioactivos y metales.
Parámetros emergentes: Incluyen productos farmacéuticos, para el cuidado personal, productos recetados y de venta libre como hormonas anticonceptivas y otras hormonas endocrinas, jabones, productos para el cuidado de la piel entre otros. Debido a que la reutilización del agua implica múltiples aplicaciones potenciales los compuestos de interés dependen del uso final del agua.

La figura 2 están las tecnologías más usadas para el tratamiento de la regeneración de aguas residuales.

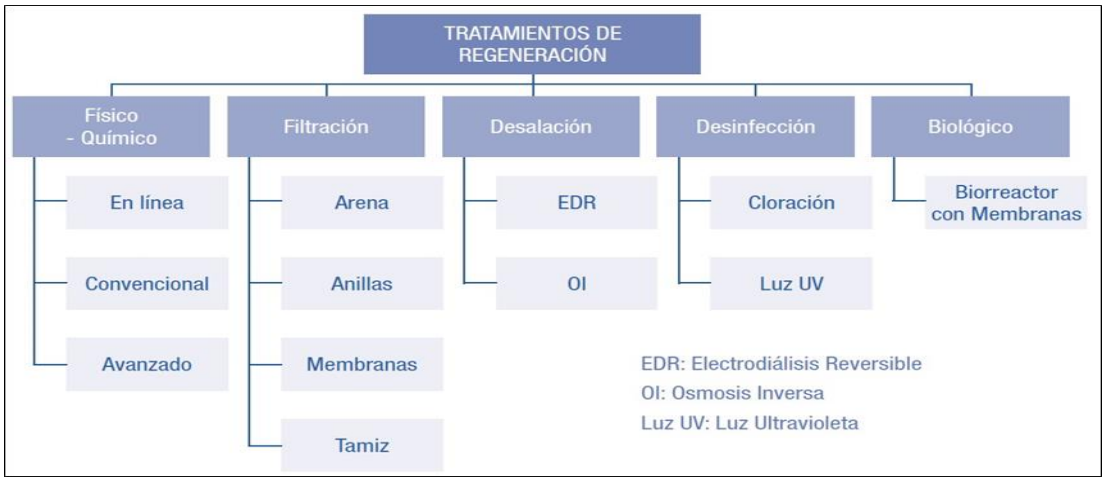


Figura 2 Tecnologías de regeneración de aguas más usadas. Fuente: Guía para la aplicación del R.D 1620/2007, (2010).

2. OBJETIVOS

La región de Valparaíso es una de las más afectadas por la sequía en Chile, la cual es decretada como zona de crisis hídrica. Las bajas precipitaciones, sumadas a la presión sobre los recursos hídricos por el desarrollo agrícola, han tenido su máximo impacto en los valles de Petorca y La Ligua, donde sus ríos se encuentran mermados debido a estos factores. (Fundación Chile, 2016).

La situación en la región es tan critica que el gobierno de Chile decreta *"zona de catástrofe"* a la región de Valparaíso, donde el año 2019 las precipitaciones llegaron a 70,5% menos de un año normal (Diario Oficial, 2019).

2.1. El objetivo principal

de este trabajo de TFM es buscar soluciones en el reúso de las aguas regeneradas producto de sistemas de pretratamiento que actualmente están funcionando en la región de Valparaíso, los cuales se encuentran cercanas a la comuna de Petorca y desarrollar un diseño de solución que pueda ser una alternativa viable en la región. Específicamente la provincia de Petorca.

2.2. Objetivos secundarios

1.- Es estimar la calidad del agua tratada por el diseño propuesto y seleccionar su uso en la región, para el sector agrícola.
2.- Calcular el costo de inversión y de operación del sistema propuesto y comprar con el uso de la desalinización como alternativa para superar el tema de sequía en la zona.

Cabe destacar que dentro del desarrollo del TFM quedaran fuera los costos de conducción y de distribución del agua regenerada, hacia la comuna de Petorca.

Queda fuera del análisis del proyecto todo tipo de financiamiento para la construcción de la planta de aguas regeneradas.

3. METODOLOGÍA

La demanda hídrica de Petorca concentra el 17% del total del agua para el sector agrícola de la región. Equivalente a 3,53 m^3/s, siendo las comunas de mayor consumo Cabildo (44%), Petorca (29%) y La Ligua (21%) (Fundación Chile, 2016). Por otra parte, la zona de Petorca actualmente se encuentra catalogada como zona de escasez hídrica (Biblioteca del Congreso Nacional de Chile, 2021).

Dentro de las principales actividades económicas luego del comercio están agricultura, ganadería, caza, silvicultura y pesca (16,8%). En el sector agrícola se destaca:

- Frutas: paltos, papayos, chirimoyas y lúcumas.
- Hortalizas: papas, tomates, flores y plantas medicinales y aromáticas.
- Ganadería: ganado caprino y derivados de este.

3.1. Aguas residuales utilizadas para el diseño

En la región de Valparaíso el 64% de las aguas residuales son enviadas y descargadas por medio de emisarios submarinos, los cuales son un sistema de disposición final en el mar, permitiendo facilitar el tratamiento natural por parte del medio marino, aprovechando la capacidad para asimilar y transformar las sustancias del efluente doméstico.

Por esta vía las aguas residuales son descargadas en una zona fuera del límite de protección marino, previamente se realiza un pretratamiento de sus aguas residuales.

Estos sistemas de pretratamiento se encuentran en la zona llamada litoral norte y litoral sur, nuestro objetivo es analizar los más cercanos a la provincia de Petorca, por lo tanto, los sistemas de pretratamiento con vertido vía emisario submarino son los correspondientes a la zona de litoral norte los cuales son Quintero, Concón Oriente e alparaíso junto con la ubicación de las provincias con sus respectivas comunas. Higuerillas. En la figura 3 se muestran los emisarios submarinos de la región de

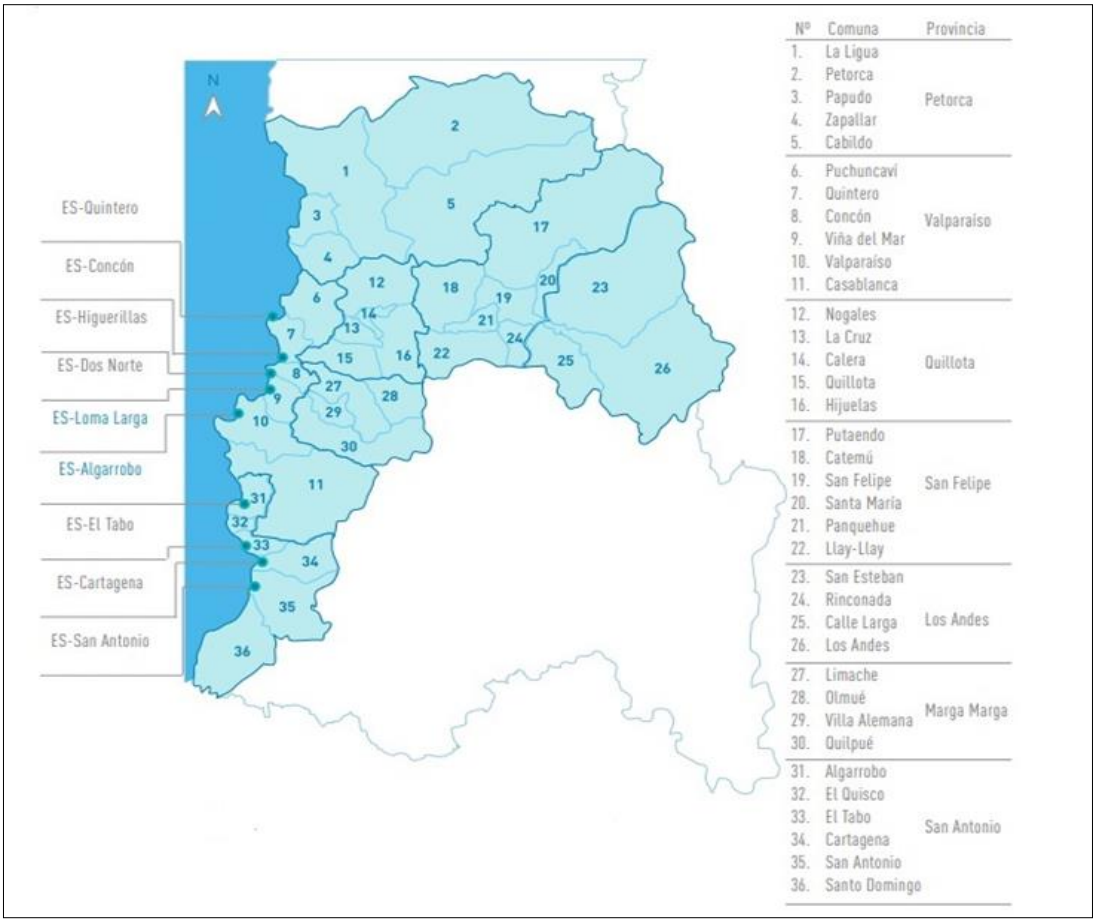


Figura 3 Pretratamiento de aguas que descargan sus aguas vía emisario submarino. Fuente: Fundación Chile, (2016).

3.2. Descripción de los pretratamientos Quintero, Concón Oriente e Higuerillas

Los emisarios submarinos de las tres localidades presentan los mismos pretratamientos, los cuales consisten en un desbaste de sólidos, una etapa de desarenado-desengrasado, estación elevadora y una disposición mediante un emisario submarino. Las aguas residuales son utilizadas para ser tratadas desde la estación elevadora.

3.2.1. Caracterización de las aguas residuales

Para la caracterización físico-química de las aguas residuales se tomaron resultados efectuados por el sistema nacional de información de fiscalización ambiental (SINFA) los que se indican en tabla 3 y tabla 4

Tabla 6 Promedios de analisis fisico quimico, para los meses de julio, agosto , septiembre, octubre, noviembre, diciembre 2020 y enero 2021.

Parámetro	Unidad	Valores promedio Quintero	Valores promedio Concón	Valores promedio Higuerillas	Promedio
Demanda Química de Oxígeno	mg/L	305.17	369.72	307	327.38
Estaño	mg/L		0.20	0	0.19
Hidrocarburos fijos	mg/L	< 1.4	< 1.40	<1.40	<1.40
Hidrocarburos totales	mg/L	< 5	< 5	<5	<5
Hidrocarburos volátiles	mg/L	0.15	0.25	<0.1300	0.18
Índice de fenol	mg/L	0.07	0.05	0	0.05
Solidos sedimentables	ml/l/h	1.45	4.01	3	2.82
Detergentes	mg/L	3.27	3.49	3	3.34
Demanda bioquímica de oxígeno	mg/L	236.92	218.06	181	211.93
Solidos suspendidos totales	mg/L	85.90	118.72	91	98.38
Aceites y grasas	mg/L	13.73	16.87	16	15.60
pH compuesta	mg/L	8.18	7.82	8	7.98
Temperatura compuesta	mg/L	14.16	11.12	11	12.16

Fuente: Los datos de la calidad de las aguas residuales fueron tomados de https://snifa.sma.gob.cl/ **.**

Tabla 7 Promedio de análisis físico químicos, para los meses de julio, agosto, septiembre, octubre, noviembre, diciembre año 2020 y enero año 2021.

Parámetro	Unidad	Quintero	Concón	Higuerillas	Promedio
		08/10/2020	06/10/2020	14/10/2020	
Aluminio	mg/L	0.23	0.33	0.34	0.3
Arsénico	mg/L	0.004	0.0017	0.0011	0.002266667
Cadmio	mg/L	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002
Cianuro	mg/L	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
Cobre total	mg/L	0.04	0.03	0.04	0.04
Cromo hexavalente	mg/L	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Cromo total	mg/L	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020
Demanda química de oxígeno	mg/L	342	668	376	462
Estaño	mg/L	< 0.15	<0.15	<0.15	<0.15
Fluoruro	mg/L	0.3	0.2	0.6	0.37
Hidrocarburos fijos	mg/L	< 1.4	<1.40	<1.40	<1.40
Hidrocarburos totales	mg/L	< 5	<5	<5	<5
Hidrocarburos volátiles	mg/L	<0.1300	<0.1300	<0.1300	<0.1300
Índice de fenol	mg/L	0.1281	0.049	0.0164	0.0645
Manganeso	mg/L	0.05	0.08	0.04	0.057
Mercurio	mg/L	< 0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001
Molibdeno	mg/L	< 0.03	<0.03	<0.03	<0.03
Níquel	mg/L	< 0.01	<0.01	<0.01	<0.01
pH	Adim	8.33	7.37	7.5	7.73
Plomo	mg/L	< 0.02	<0.02	<0.02	<0.02
Selenio	mg/L	0.0008	0.0007	0.0011	0.00087

Solidos sedimentables	mg/L	2	<1.40	4.5	2.63
Sulfuros	mg/L	< 0.2	<0.2	<0.2	<0.2
Detergentes SAAM	mg/L	4.5	3.74	2.56	3.6
Zinc	mg/L	0.062	0.075	0.105	0.081
Demanda bioquímica de oxígeno	mg/L	214	312	253	259.67
Solidos suspendidos totales	mg/L	151	48	152.9	117.3
Aceites y grasas	mg/L	18.75	11.85	15.36	15.32
pH Compuesta		8.2	7.5	7.8	7.83
Temperatura compuesta	°C	14.8	11.9	10.2	12.3

Fuente: Los datos de la calidad de las aguas fueron tomados de https://snifa.sma.gob.cl/.

3.2.2. Caudales de las aguas residuales

Para efectos de determinar el volumen de aguas residuales que son pre tratadas en las comunas de Quinteros, Concón e Higuerillas se descargaron los análisis de monitoreo efectuados por el programa de saneamiento ambiental del SINFA. En el anexo II se indican los caudales con el promedio, para los meses de julio, agosto, septiembre, octubre, noviembre, diciembre del año 2020 y enero del año 2021, para las respectivas comunas mencionadas.

3.3. Tratamiento de las aguas regeneradas

Para comenzar a diseñar el tratamiento de aguas regeneradas es importante considerar:

1. La normativa actual vigente, para las aguas regeneradas.
2. Proporcionar una calidad de agua segura, para la agricultura de Petorca.

3.4. Uso de las aguas regeneradas

Las especies vegetales regadas con aguas regeneradas deben previamente ser seleccionadas según su tolerancia a la concentración de sales y otros iones presentes que tenga el agua regenerada. En la mayor parte de los casos, esta condición no constituye un criterio de selección importante, debido a que las aguas residuales municipal regenerada no es mucho más salada que el agua de abastecimiento de donde proviene (Mujeriego, 1990).

Según Mujeriego (1990) los criterios de selección del cultivo son:

- La normativa oficial
- La tolerancia de los cultivos a las sales y a los iones específicos
- El nivel de gestión exigido
- La asimilación del nitrógeno y el fosforo por los cultivos
- El consumo de aguas por los cultivos
- El clima
- Las características físicas del suelto

Para el presenta trabajo de TFM nos basaremos en la normativa vigente en Chile para las aguas regeneradas, la tolerancia de los cultivos a las sales, los iones, la asimilación del nitrógeno y el fosforo por los cultivos y el consumo de agua por parte del cultivo seleccionado.

3.4.1. Agricultura Región de Valparaíso

La región de Valparaíso posee el 14,2% y el 11,2% de la superficie frutal y hortícola del país. A nivel de especies, cabe destacar que la región posee el 53,8% de la superficie nacional de paltos especie que también tiene una importancia a nivel regional.

3.4.2. Provincia de Petorca

En la Provincia de Petorca, la principal actividad económica es la agricultura, la que se desarrolla en torno a los valles de los ríos de Petorca y La Ligua.

La tabla 5 indica las superficies de hectáreas para el riego de las diferentes provincias de la región de Valparaíso en donde destacamos la provincia de Petorca con 14.149 ha de superficie de riego.

Tabla 8 Superficie total bajo riego por provincia y región en ha.

Provincia	Total Regado
San Felipe	25690.1
Quillota	17457.7
Petorca	**14149**
Los Andes	12295.7
Valparaíso	8379.2
San Antonio	4901.5
Marga Marga	4002.2
Isla de Pascua	12.2
Total	86887.6

Fuente: Elaborado por Odepa a partir de información del VII Censo Nacional Agropecuario y Forestal; Odepa-INE, (2007).

La producción de frutales son los de mayor importancia para la provincia, llegando a convertirse en una de las zonas que más exporta este tipo de productos[2].

La Actividad agrícola en la provincia de Petorca, según el catastro frutícola del año 2017, el cual se indica en la tabla 6 se aprecia

[2] http://www.gobernacionpetorca.gov.cl/geografia/ Ubicación geográfica, http://www.gobernacionpetorca.gov.cl/geografia/

que las plantaciones de paltos tienen una participación sobre el total de un 60%. La comuna de Cabildo es la provincia con mayor nivel de plantación de la provincia de Petorca con un 55,6% (ASIVA, 2019).

Tabla 9 Distribución plantación Provincia de Petorca.

Especie	Cabildo	La Ligua	Papudo	Petorca	Zapallar	Total (ha)
Almendro	542.4	50.2		33.1	0.5	626.2
Arándano Americano	18.4			13.5	6.9	38.8
Cerezo				21.8		21.8
Chirimoyo	5.3	57.5				62.8
Ciruelo Europeo	10.7					10.7
Damasco				0.1		0.1
Duraznero Consumo Fresco	5					5
Duraznero Tipo Conservero				0.2		0.2
Granado	3.3	1		31	3.6	38.9
Higuera	0.2					0.2
Lima		3.2		0.1		3.3
Limonero	389	233.8		106.4	28.5	757.7
Lúcumo	0.9	21.4				22.3
Mandarino	103	19.8		152.2	9.1	284.1
Maqui		0.4				0.4
Naranjo	108	23.6		30	32	193.6
Níspero		1.5				1.5
Nogal	320.2	2.7	0.9	376.4	4.6	704.8
Olivo	0.2	255.7	2	20.6	21.1	299.6
Palto	**2903.9**	**1097.7**	**0.6**	**760.6**	**44.1**	**4806.9**
Papayo		25.9				25.9
Peral		4.7				4.7
Pistacho	7.2					7.2
Pomelo	1.2			0.1		1.3
Tuna	6.2	11.4		24		41.6
Total	4425.1	1810.5	3.5	1570.1	150.4	7959.6

Fuente: ASIVA, con información de MINAGRI, (2019).

Por lo tanto, las producciones de las aguas regeneradas, para el presente TFM tienen como objetivo el abastecer de agua de calidad de riego para la producción de Paltos en la provincia de Petorca.

3.4.3. Volumen del agua regenerada a usar

En lo que es consumo de agua del fruto se tiene una estimación anual que varía entre 7.000 y 16.000 m3/ha/año en localidades baja y altas de la provincia de Petorca, donde existe un clima mediterráneo. Para esta zona los meses de junio, julio, y agosto una fracción de la demanda hídrica es abastecida por las lluvias, generando aproximadamente

el 80% de la demanda hídrica entre los meses de octubre y marzo.

Es muy importante conocer el volumen de agua del que se dispone para reponer la demanda de agua evapotranspirada por la planta en lo momento de máxima demanda la que puede variar entre un 5,8 mm/día y 10 mm/día en promedio los meses de verano.[3]
Se estima que un caudal de 0,8 l/s alcanza para regar una hectárea de frutos adultos que son regados por micro aspersión (Lemus et al, 2010).

3.4.4. Calidad del agua regenerada

La calidad del agua regenerada para los cultivos de paltos está determinada por la norma chilena **NCH 3483** en el cual se debe cumplir la categoría del tipo A por ser un cultivo alimentario que no crecen a ras de suelo y que suelen ser consumidas crudas por las personas. La calidad del agua regenerada debe ser según tabla 3, para la categoría A.

Otros aspectos importantes para considerar son los de la salinidad y de iones específicos que requiere el fruto, la tabla 7 indica los más considerables para el agua de riego para el palto.

Tabla 10 Parámetros recomendados para el cultivo del palto.

Parámetros químicos	Unidad	Valores
pH	Adm	< 7,5
Conductividad eléctrica	mmhos/cm	< 0,75
Cloruros	mg/L	120-150[4] 200-250[5]
Sodio	%	35[6]

Fuente: Adaptado de (Lemus et al, 2010).

4. RESULTADOS

Por el lado técnico una solución en regeneración de las aguas residuales consiste en una desviación en la línea de descarga. La figura 4 muestra el esquema, para la planta propuesta los bloques en color gris es el actual pretratamiento previo a cada emisario, los bloques azules el tratamiento propuesto en la línea de agua y el color rosado corresponde a línea de las aguas regeneradas.

[3] Boletín INIA Nº 129

[4] Para el caso de árboles injertados en portainjerto mexicano.

[5] Para el caso de árboles injertados sobre portainjetos de raza antillana, que son más tolerantes a la salinidad.

[6] Valores superiores a un 35% de sodio en el agua de riego produce daños por acumulación.

4.1. Emisarios de Quintero, Concón Oriente e Higuerillas

Los emisarios submarinos de las tres localidades presentan los mismos pretratamientos, los cuales consisten en:

1. Reja gruesa manual
2. Reja fina automática
3. Desarenador aireado
4. Planta elevadora

La proyección, para el proceso de tratamiento planteado es el siguiente:

Línea de agua: Cribado o desbaste, decantación primaria, tratamiento anoxico seguido de un aerobio y con una decantación secundaria.

Línea de fangos: Reactor anaeróbico, acondicionamiento del lodos y deshidratación de lodos.

Línea de regeneración: Coagulación, floculación, sedimentación, desinfección con oxidación avanzada apoyado con hipoclorito de sodio.

4.2. Diseño y descripción para la propuesta de regeneración

El sistema de aguas regeneradas está diseñado para tratar un caudal de 520 l/s que corresponde a la suma de los caudales máximo de las localidades de Quintero, Concón e Higuerillas a continuación se analizan los detalles más importantes de cada línea de tratamiento.

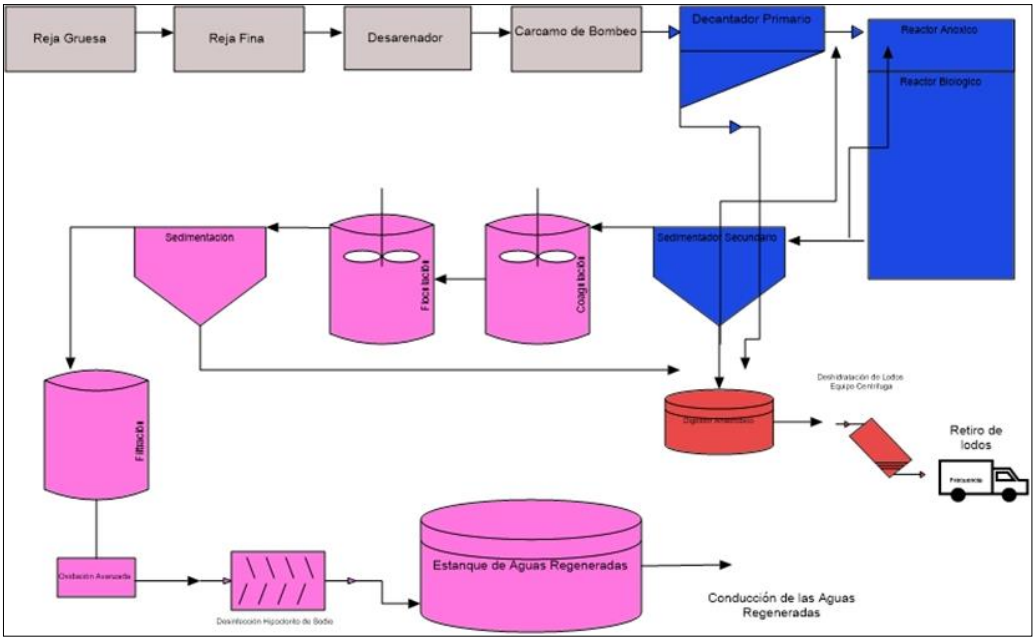


Figura 4 ERAR propuesta para proyecto TFM.

4.2.1. Parámetros de diseño

4.2.1.1. Calidad del agua cruda

Se recopilaron los análisis de 6 meses para cada emisario, para posteriormente promediar en un valor final que pueda ser representativo, para el diseño.

La tabla 8 muestra los parámetros químicos del agua residual con el que se efectúa el diseño de la ERAR con los valores promedios de los 6 meses de análisis de las tres localidades y considerando como referencia el desarrollo de libros de ingeniería para el tratamiento de aguas residuales.[7]

Tabla 11 Parámetros de diseño de ERAR.

Parámetro de diseño	Unidades	Valor
Temperatura	°C	12.16
Potencial hidrógeno	Unidades	7.98
Fósforo total[8]	mg/L	6
Nitrógeno total[9]	mg/L	40
DBO	mg/L	211.93
DQO	mg/L	327.38
SST	mg/L	98.38
SAAM	mg/L	3.34
Grasas y aceites	mg/L	15.60
Coliformes fecales	NMP/100 ml	5189526

4.2.1.2. de bombeo

Las aguas residuales llegaran a lo que se denomina un cárcamo de bombeo, este tiene como función almacenar el agua residual provenientes de los tres emisarios submarinos, para ser bombeados al sedimentador primario.

En la tabla 9 se muestran los valores de diseño, para el cárcamo de bombeo que almacena el agua proveniente de las aguas pre tratadas.

Tabla 12 Carcamo de bombeo.

[7] La referencia bibliográfica en el diseño es Metcalf &Eddy (2003), Ramalho, R. (1977) y Qasim (2018)

[8] Los valores de fosforo total son tomados a partir de la tabla 5-1 de (Qasim ,2018).

[9] Los valores de nitrógeno total son tomados a partir de la tabla 5-1 de (Qasim ,2018).

Variable	Unidad	Valor
Q diseño	l/s	520,00
Tiempo de residencia	3,5	3,5

4.2.1.3. Decantación primaria

A continuación, las aguas son enviadas a un decantador primario, donde el objetivo es eliminar una parte importante de los sólidos en suspensión presentes en el agua residual la fase calificada está en la parte superior y los sólidos son decantados y retirados como fangos. La tabla 10 están los valores de diseño para el sedimentador.

Tabla 13 Datos diseño Sedimentador, adaptado Metcalf & Eddy (2003).

Variables	**Unidades**	**Valores**
No. de unidades	N	2
Flujo de alimentación, Qo	l/s	520
Caudal a tratar por sedimentador	S.D	260
Carga solidos (rango):	kg/m².d a Q promedio	70-120
Carga sólidos (diseño):	kg/m².d	90
Carga hidráulica:	m³/m²-día	20
Carga sobre vertedor:	m³/m.d a Q promedio.	125
Sólidos suspendidos:	mg/L	20
Área del sedimentador	m²	1.123
Radio del sedimentador	m	18,91
Diámetro	m	38
Sobredimensionamiento diámetro 10%	m	42
Área con sobredimensionamiento	m²	1.360
Altura del cilindro	m	3 a 4
Volumen parte cilíndrica	m^3	4.757
Volumen parte cónica o tolva	m^3	705
Diámetro inferior	m	1,5
Altura cónica	m	1,5
Volumen total sedimentador	m^3	5.462

4.2.1.4. Diseño proceso anóxico y aeróbico

A continuación, comienza la etapa biológica cuyo objetivo es remover materia orgánica expresada como DBO_5 o DQO, además de nitrógeno; una parte del nitrógeno se eliminará por asimilación de los microorganismos debido a sus necesidades metabólicas y otra por medio del mecanismo de nitrificación-desnitrificación.[10]

La etapa aerobia se diseña para remover materia orgánica a niveles que permitan cumplir con el máximo permisible para la calidad de agua regenerada categoría A de la **NCH 3483** que es de 10 mg/L de DBO, además de oxidar el nitrógeno amoniacal y transformarlo a nitratos para su posterior eliminación en la etapa de desnitrificación. La concentración máxima de nitrógeno permitida en el efluente es de 15 mg/L.

La etapa anóxica se diseña principalmente para remover nitratos por medio de su conversión a nitrógeno gas seguido de una etapa aerobia que se diseña para remover materia orgánica, además de nitrificar el nitrógeno amoniacal y orgánico, para realizar esto se consume una parte de materia orgánica.

Para el diseño del proceso anóxico-aerobio, se siguió el siguiente procedimiento:

1. Definir la calidad del agua residual.
2. Definir la calidad del agua residual tratada.
3. Calcular el SRT (tiempo de retención celular mínimo)
4. Selección de OD (oxígeno disuelto) mínimo para nitrificación.
5. Cálculo de la velocidad específica de crecimiento de bacterias nitrificantes.
6. Cálculo del SRT mínimo para nitrificación.
7. Cálculo del tiempo del SRT de diseño para nitrificación.
8. Cálculo de la producción de biomasa.
9. Cálculo de la cantidad de nitrógeno amoniacal y orgánico, oxidado a nitratos.
10. Cálculo de la masa de SSV (solidos suspendidos volátiles) y SST (solidos suspendidos totales) en el reactor aerobio.
11. Selección de un valor de diseño de los SSLM (solidos suspendidos en el licor de mezcla).
12. Cálculo del TRH (tiempo de retención hidráulico) en reactor aerobio.
13. Determinación de SSVLM (solidos suspendidos volátiles en el licor de mezcla).
14. Cálculo del volumen del reactor anóxico y aeróbico.

Cálculo del tiempo de retención celular mínimo (SRT)

[10] La metodología de cálculo es la proporcionada por Metcalf & Eddy en su libro Wastewater Engineering, Treatment and Reuse, cuarta edición, Mac Graw Hill, 2003.

$$\mu_n = \left(\frac{\mu_{n,m} N}{K_n + N}\right)\left(\frac{DO}{K_o + DO}\right) - k_{dn} \qquad [1]$$

Para el comenzar a calcular el tiempo de retención celular mínimo o SRT se tomaron los siguientes valores de diseño, los cuales se indican en la tabla 11.

Tabla 14 Parámetros de diseño.

Parámetro	Unidad	Valor
Q	m³/d	44.928
Y	g SSV/g bDQO	0,4[11]
S0	g/m³ (bDQO)	317,89
k_d	g/g-d	0,088[12]
f_d	g/g	0,15
NOx	g/m³	40
Ks	g/m³	20[13]
µm	g nuevas células/g células-d	3,5[14]
Yn	g SSV/gNOx	0,12[15]

Cálculo de la velocidad específica de crecimiento de bacterias nitrificantes está dada por la ecuación [1] y la tabla 12 indica los parámetros que se utilizaron para su cálculo.

Tabla 15 Parámetros para calcular la velocidad especifica.

μ_n	Tasa específica de crecimiento de bacterias nitrificantes
μ_{nm}	Tasa máxima de crecimiento de bacterias nitrificantes
N	Concentración de nitrógeno amoniacal a la salida del reactor
K_n	Constante de media velocidad, de concentración de substrato, g/m³
k_{dn}	Constante de decaimiento endógeno para nitrificación

[11] Metcalf & Eddy. (2003). Treatment and Reuse. Mac Graw Hill, 4 Ed. Tabla 8-10

[12] Metcalf & Eddy. (2003). Treatment and Reuse. Mac Graw Hill, 4 Ed. Tabla 8-10

[13] Metcalf & Eddy. (2003). Treatment and Reuse. Mac Graw Hill, 4 Ed. Tabla 8-10

[14] Metcalf & Eddy. (2003). Treatment and Reuse. Mac Graw Hill, 4 Ed. Tabla 8-10

[15] Metcalf & Eddy. (2003). Treatment and Reuse. Mac Graw Hill, 4 Ed.
Tabla 8-11

Ko	Coeficiente de media saturación para OD (oxígeno disuelto), g/m³
OD	Concentración de Oxígeno disuelto

Para poder sustituir los valores correctos en la ecuación [1] se calculan las constantes a la temperatura real cuyos valores se muestran en la tabla 13.

Tabla 16 Valores para las constantes de temperatura.

Parámetro	Calculo	Unidad	Valor
$\mu_{n,m}$	(0.75 g/g.d)$(1.07)^{25-20}$	g nuevas células/g células-d	1,052
K_n	(0.74 g/m³)$(1.053)^{25-20}$	g/m³	0,96
k_{dn}	(0.08 g/g.d)$(1.04)^{25-20}$	g SSV/g SSV - d	0,097

La tabla 14 se muestran los valores asociados a la ecuación [1] y el resultado para µn el cual es de 0, 21 g/g-d.

Tabla 17 Valores para la ecuación [1].

Parámetro	Unidad	Valor
μ_{nm}	g nuevas células/g células-d	1,052
N	g/m³	0,5
K_n	g/m³	0,96
k_{dn}	g/g-d	0,097
OD	g/m³	3[16]
K_0	g/m³	0,5[17]
μ_n	g/g-d	0,21

Por lo tanto, el cálculo del SRT que viene dado por la ecuación [2] es de **4,72** días y corregido con un factor de seguridad (FS) de 1,5 el valor es de **7,08** días.

[16] Metcalf & Eddy. (2003). Treatment and Reuse. Mac Graw Hill, 4 Ed.

[17] Metcalf & Eddy. (2003). Treatment and Reuse. Mac Graw Hill, 4 Ed. Tabla 8-11

$$SRT = \frac{1}{\mu_n} \qquad [2]$$

Cálculo de la producción de biomasa

La producción de biomasa dentro del reactor aerobio, está dada por la eliminación de materia orgánica por parte de los microorganismos heterótrofos primer término de la ecuación [3], restos celulares por efecto de la respiración endógena, segundo término de la ecuación [3] y la biomasa generada por la acción nitrificante de los microorganismos específicos, tercer término de la ecuación (3).

$$P_{X,bio} = \frac{QY(S_o - S)(1kg/10^3 g)}{1 + (k_d)SRT} + \frac{(f_d)(k_d)Q(Y)(S_o - S)SRT(1kg/10^3 g)}{1 + (k_d)SRT} + \frac{QY_n(NO_x)(1kg/10^3 g)}{1 + (k_{dn})SRT}$$

El termino de Demanda Química de Oxígeno biodegradable en el efluente se calcula con la ecuación [4]

$$S = \frac{K_s[1+(k_d)SRT]}{SRT(\mu_m - k_d) - 1} \qquad [4]$$

Donde los términos, para la ecuación [4] son:

Q: Flujo, m³/d

Y: Producción de lodo, g SSV/g DBO

S_0: Demanda Química de Oxígeno biodegradable en el agua residual, bDQO, g/m³

S: Demanda Química de Oxígeno efluente, bDQO, g/m³

SRT: Tiempo de residencia celular, d

f_d: Fracción de restos celulares generados por la respiración endógena.

k_d: Coeficiente de decaimiento endógeno, g/g-d

NO_x: Suma de nitratos y nitritos, mg/L

Ks: Concentración de substrato a la cual se obtiene la Vmax/2 de utilización de substrato

Los valores de cada variable se describen a continuación en la tabla 15.

Tabla 18 Valores para el cálculo de biomasa.

Variable	Unidad	Valor
Q	m³/d	44.928
Y	g SSV/g bDQO	0,23
S_0	g/m³ (bDQO)	289,73
k_d	g/g-d	0,088
SRT	d	7.080
f_d	g/g	0,15
NOx	g/m³	40
K_s	g/m³	10
μ_m	g nuevas células/g células-d	3,5
Y_n	g SSV/gNOx	0,12

Sustituyendo valores y resolviendo para S en la ecuación [4] el valor es **0,701 g/m³**

Substituyendo valores y resolviendo para P_{xbio}

Biomasa generada por remoción de materia orgánica = **1.840 kg SSV/d**
Biomasa generada por la respiración endógena =**171,97 kg SSV/d**
Biomasa generada por nitrificación = **127,67 kg SSV/d**
Biomasa total generada (P_{xbio}) = **2.140 kg SSV/d**

Considerando el cálculo del nitrógeno amoniacal y orgánico oxidado a nitrato lo entrega la ecuación [5]

$$NO_x = TKN - N_e - \frac{0.12 P_{X,bio}}{Q} \qquad [5]$$

Donde:
Nitrógeno total Kjeldah en el influente; TKN: 40 g/m³
Nitrógeno en el efluente; Ne: 15 g/m³
P_{Xbio}: 2.140 kg SSV/d
Q: 44.928 m³/d

NO_X : 19,28 g/m³

Por otra parte, el cálculo de la concentración y masa de SSV y SST en el reactor aerobio está dado por la siguiente expresión

$$Masa = P_X(SRT) \qquad [6]$$

Y para el cálculo de concentración de SSV y SST en el reactor aerobio.
Se incluyen los SSV no biodegradables.[18]

$$P_{X,\ SSV} = P_{X,bio} + Q(nbSSV) \qquad [7]$$

Donde:
SST: 98,4 g/m³
SSV: 83,6 g/m³
bSSV: 55,8 g/m³
nbSSV: 27,9 g/m³

Substituyendo valores **$P_{x,\ SSV}$ es 3.392 kg/d**

Y para el cálculo del total de solidos producidos la ecuación a usar es:

$$P_{X,\ SST} = \left(P_{X,bio}/0.85\right) + Q(nbSSV) + Q(SST_o - SSV_o) \qquad [8]$$

Donde:
$P_{x,\ SST}$ = **4.433 kg/d**
Lodo que sale en el efluente: **1348 kg/d**
Lodo total generado**: 3085 kg/d**

Por lo tanto, el cálculo de la masa de SSV y SST en el tanque de aeración está dada por las ecuaciones [9] y [10]

- **Masa de SSV**

$$(X_{SSV})(V) = \left(P_{X,SSV}\right)SRT \qquad [9]$$

[18] Se considera que los SSV representan el 85% del total de los SST que entran al sistema de tratamiento y que los SSV no biodegradables (nbSSV) son 1/3 de los SSV totales entrantes al sistema de tratamiento.

(X_{SSV})(V) = 24.016 kg

- **Masa de SST**

(X_{SST})(V) = 31.383 kg

Se considera según Metcalf & Eddy (2003) una concentración de SSLM de 3000 mg/L, por lo tanto, el volumen del reactor biológico está en función de la siguiente ecuación

$$V = (P_{X,SST})SRT/X_{SST} \quad [11]$$

V = 10.461 m³

Por lo tanto, como diseño se considera un reactor biológico de 60 m de largo, 35 m de ancho, 5.0 m de altura útil 6 reactores.

El cálculo del tiempo de residencia hidráulico (TRH) en el tanque de aeración es:

$$TRH = V/Q \quad [12]$$

TRH = 5,58 horas

El cálculo de la relación F/M y la carga orgánica volumétrica (CO) en base a la DBO están dadas por las ecuaciones [13] y [14]

$$F/M = \frac{QS_o}{XV} \quad [13]$$

F/M =0,40d^{-1}

$$CO_{BOD} = \frac{QS_o}{V} \quad [14]$$

CO_{BOD} = 0,91 kg/m³-d

La ecuación para encontrar la producción de sólidos en relación con la DBO removida es tanto en función de los SST y SSV viene dada por la ecuación [16] y [17].

$$bCOD = Q(S_o - S) \quad [15]$$

$$(X_{SST})(V) = (P_{X,SST})SRT \quad [10]$$

***b_{COD}* = 12.985 kg/d**

$$Y_{obs,\ TSS} = P_{X,\ SST}/bCOD \quad [16]$$

$P_{x,\ SST}$ = **4.433 kg/d**

$Y_{obs,\ TSS}$ = **0,341 g SST/g bCOD**

$Y_{obs,\ TSS}$ = **0,546 g SST/g DBO**

$$Y_{obs,\ SSV} = P_{X,\ SSV}/bCOD \quad [17]$$

$P_{x,SSV}$ = **3.392 kg/d**

$Y_{obs,SSV}$ = **0,261 g SSV/g DBO**

$Y_{obs,\ SSV}$ = 0,418 g SSV/g bCOD

El cálculo de la concentración de la biomasa activa en el reactor se representa por la siguiente ecuación.

$$X_b = \left[\frac{Q\ SRT}{V}\right]\left[\frac{Y(S_o - S)}{(1 + k_d SRT)}\right] \quad [18]$$

Donde:

Q = 44.928 m³/d

SRT =7,08 d

V = 10.461 m³

Y = 0,261 g SSV/g DBO

S_0 = 289,72 mg/L de DQO

S = 0,7 g/m³

k_d = 0,09 g/g-d

X_b = 1415 g/m³

El cálculo de para encontrar la recirculación interna en el estanque aeróbico es:

$$R = \frac{SSLM}{X_r - SSLM} \qquad [19]$$

SSLM = 3.000 mg/L

X_r = 10.000 mg/L[19]

***R* = 0,43 = 43%**

Cálculo de la recirculación interna IR

La concentración de nitratos en el reactor aerobio se establece en 19.28 mg/L ver ecuación [5], esta es la misma concentración de salida, por ser un reactor de mezcla completa.

$$IR = \left(\frac{NO_X}{N_e}\right) - 1 - R \qquad [20]$$

NO_X =19,28 mg/L

R = 0,43

Substituyendo valores

IR = -0,143(por lo tanto, no hay recirculación interna en el diseño al tener un resultado negativo)

Para obtener el cálculo de la cantidad de nitratos alimentados al reactor anóxico. Es decir, el flujo total de recirculaciones nitrificadas esta es a partir de la siguiente ecuación.

Q (IR + R) = 12.834 m³/d [21]

Por ende, el cálculo del volumen del reactor anóxico sigue el siguiente procedimiento de obtención, consideramos un TRH = 2.0 h

$$V = TRH(Q) \qquad [12]$$

***V* = 3.744 m³**

Cálculo de la relación F/M en el reactor anóxico

$$F/M_b = \frac{QS_o}{V_{anox}X_b} \qquad [22]$$

Substituyendo valores.

F/Mb = **1,80g/g-d**

Si consideramos la velocidad de desnitrificación como lo indica la figura 6 (specific desnitrification rate) SDNR y se considera que la relación rbDQO/bDQO = 40%

[19] Según Metcalf & Eddy. (2003) se considera un rango de 4000 a 12000 mg/L

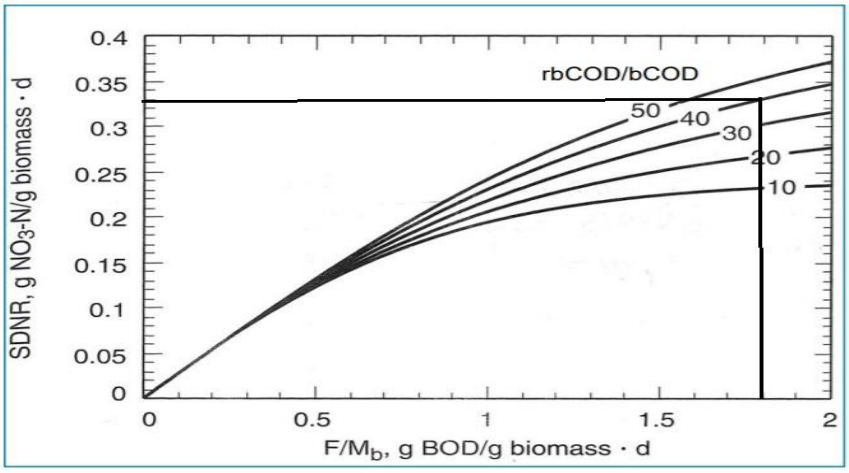


Figura 5 Grafico para la determinación de la velocidad de desnitrificación. Fuente: Metcalf & Eddy, (2003).

Con un valor de F/M de 1.80 g/g-d, se obtiene un SDNR de **0,33 g** NO_3^- **/g SSV-d.**

Corrigiendo por temperatura, con un factor de 1.026 (para 25°) el valor es de **0,38 g** NO_3^- **/g SSV-d.**

Cálculo de la cantidad de nitratos que puede ser reducido está dado por la siguiente ecuación.

Considerando un TRH de: 2.0 h

$$NO_r = V_{nox}(SDNR)(SSVLM) \qquad [23]$$

NO_r = **1.987kg/d**

Considerando la cantidad estimada de que entran de nitratos al reactor anóxico de 247.5 kg/d se considera un tiempo de retención de 2 horas.

El cálculo del requerimiento de oxígeno en la etapa aerobia corresponde a la ecuación [23]

$$R_o = Q(S_o - S) - 1.42P_{X,bio} + 4.33Q(NO_X) \qquad [23]$$

Substituyendo valores:

Q: 44.928.0m³/d

So: 289,7 g/m³ (bDQO)

S: 0,7 g/m³

$P_{x,bio}$: 2.139.8 kg/d

NO_x: 19,3 g/m³

Por lo tanto, el requerimiento de oxígeno es:

R_o: **13.699 kg/d**

El oxígeno generado en la etapa anóxica está dado por la ecuación [24]

$$O_2 = \left(\frac{2.86\, gO_2}{g\, NO_3_N}\right)(NO_{xi} - NO_{xe}) * Q \qquad [24]$$

NO_{xi} : 19.3 g/m³

NO_{xe}: 15.0 g/m³

Q: 44,928.0 m³/d

Donde:

$O_{2anoxic}$: **550.6 kg/d**

Y el cálculo del oxígeno neto requerido es **O_2: 13147.9 kg/d**

Cálculo del flujo de aire

La ecuación que relaciona los requerimientos de oxígeno para satisfacer la demanda, con la cantidad real a suministrar es la siguiente expresión.

$$AOTR = SORT\left(\frac{\beta C_{\bar{S},TH} - C_L}{C_{S,20}}\right)(1.024^{T-20})(\alpha)(F) \quad [25]$$

AOTR: Requerimientos real de oxígeno

SOTR: Oxígeno que se requiere suministrar para obtener el AOTR requerido, 20°C

$C_{\bar{s},TH}$: Concentración promedio de saturación de oxígeno en el reactor aerobio.

C_L: Concentración de oxígeno de operación en el reactor aerobio

$C_{s,20}$: Concentración de saturación en agua limpia a 20°C y 1 atm.

α: Factor de corrección de transferencia de oxígeno para las características del agua real.

β: Factor de corrección por tensión superficial por efecto de la salinidad.

F = Factor de corrección por ensuciamiento de difusores, valores típicos de 0.65 a 0.9

El cálculo de la concentración de saturación de oxígeno en condiciones reales corresponde a la siguiente ecuación.

$$C_{\bar{S},TH} = C_{S,TH}\left[\frac{1}{2}\left(\left(\frac{P_b}{P_{atm,H}}\right) + \frac{O_t}{21}\right)\right] \quad [26]$$

$C_{s,TH}$: Concentración promedio de saturación de oxígeno para agua limpia a temperatura T y altitud H

Pb: Presión a la altura de salida de aire

$P_{atm,H}$: Presión atmosférica a altitud H

O_t: Porcentaje de oxígeno en el aire que sale del reactor aerobio

Primero calculamos la relación de presiones, para la corrección de la concentración de oxígeno mediante la siguiente ecuación:

$$\frac{P_b}{P_a} = exp\left[\frac{-gM(z_b - z_a)}{RT}\right] \quad [27]$$

P_b: Presión atmosférica en el sitio (lugar donde estará la planta de tratamiento)

P_a: Presión atmosférica a nivel de mar.

La tabla 16 indica los parámetros considerados para el cálculo de la saturación de oxígeno según la elevación del sitio de operación de la planta de tratamiento que en nuestro caso es la comuna de Quintero.

Tabla 19 Parámetros para el cálculo de saturación de oxígeno.

Parámetro	Unidad	Valor
Gravedad (g)	m/s²	9.81[20]
Peso molecular del aire (M)	kg/kg-mol	28.97[21]
Constante de los gases ideales (R)	N.m/kg-mol-K	8314[22]
Temperatura (T)	K	286.75[23]
Elevación a la que se encuentra la planta (zb)	msnm	9[24]
Elevación del nivel del mar (za)	msnm	0

Substituyendo valores en la ecuación [27]

$$\frac{P_b}{P_a} = 1{,}0$$

La concentración de saturación del oxígeno en agua a 25 °C y 1 atm es de 8.4 mg/L[25], por lo tanto, la corrección para la saturación según ecuación es de **8,4 mg/L.**

Por otra parte, para el cálculo de la presión atmosférica en metros de columna de agua en el sitio (lugar) y a una temperatura del sitio está dado por:

$$P_{atm,\,Hm} = \frac{(P_b/P_a)(P_{atm,H})}{\gamma}$$

$P_{atm,\,Hm}$=**10,3 m** [28]

Para el cálculo de la concentración de saturación de oxígeno a las condiciones del sitio consideramos las siguientes variables y sustituimos en ecuación [26]

- Altura de agua en reactor aerobio de 5,0 m
- Concentración de oxígeno en el aire saliente del reactor aerobio según Metcalf & Eddy (2003) del 18 %.

Donde:

$C_{s,TH}$: 8,40 mg/L

P_b: 15,3 m (incluye la altura del agua)

$P_{atm,\,H}$: 10,3 m

O_t : 18,0 %

Substituyendo valores:

$C_{\hat{s},\,TH}$= **9,83 mg/L**

El cálculo del aire real a suministrar está dado por la siguiente ecuación

$$SOTR = AOTR\left[\frac{C_{S,20}}{\alpha F(\beta C_{\bar{S},TH} - C_L)}\right](1.024^{20-T})$$

[29]

AOTR: 547.8 kg O_2/h

$C_{s,TH}$: 9,8 g/m³

C_L : 2,0 g/m³

$C_{s,20}$: 9,08 g/m³

[20] Metcalf & Eddy. (2003). Treatment and Reuse. Mac Graw Hill, 4 Ed. Apéndice B

[21] Metcalf & Eddy. (2003). Treatment and Reuse. Mac Graw Hill, 4 Ed. Apéndice B

[22] Metcalf & Eddy. (2003). Treatment and Reuse. Mac Graw Hill, 4 Ed. Apéndice B

[23] Climate-Data. OrG. (2021). https://es.climate-data.org/america-del-sur/chile/v-region-de-valparaiso/valparaiso-1005664/

[24] Se considera 9 msnm como la altitud media, dato recogido de la página web de la Ilustre Municipalidad de Quintero, https://www.la-municipalidad.cl/municipalidad-quintero.html

[25] Metcalf & Eddy. (2003). Treatment and Reuse. Mac Graw Hill, 4 Ed. Apéndice B y C

α: 0,65

β: 0,95

F: 0,9

$SOTR =$ **990,3 kgO$_2$/h**

Con esto podemos calcular del flujo de aire a suministrar por los sopladores, el cual está dado por la siguiente ecuación.

$$Q_{aire} = \frac{SOTR}{E * C_{p/v}} \qquad [30]$$

SOTR: 990,3 kg O_2/h

E: 0,35 Eficiencia de los difusores[26]

$C_{p/v}$: 0,27 kg O2/m³ aire

Cantidad de oxígeno por m^3 de aire

Substituyendo valores en [30]

$Q_{aire} =$ **10.497 m³/h = 6168 Pie³/min**

Por otra parte, el cálculo de aire por requerimientos de mezcla del tanque de aireación y manteniendo los SSVLM es un valor de 20 a 30 m³/10³ m³-min según Metcalf & Eddy (2003).

Considerando 25 m³/10³ m³-min: 4,0 m³/10³ m³-min

Volumen de aire: 251,1 m³/min

Aire por bomba airlift: 8,0 pie³/min

No. de bombas airlift: 6,0

Total, de aire para airlift: 48,0 pie³/min

Aire total: = 15.144 m³/h = 8913.5 pie³/min

Por lo tanto, la cantidad de difusores que se necesitan estará dado por la siguiente ecuación:

$$N = AT / Q_d \qquad [31]$$

Donde

N: es la cantidad de difusores

AT: El caudal total de aire requerido

Q_d : Es el caudal proporcionado por cada difusor

N = 3509 difusores total[27] para los 6 reactores

Por lo tanto, para cada reactor se considera una cantidad de **584** difusores.

Cálculo del sedimentador secundario

Para el cálculo del sedimentador secundario se tomaron los datos de diseño se muestran en la tabla 17.

Tabla 20 Datos de diseño Sedimentador Secundario.

Parámetro	Unidad	Valores
Caudal de diseño	m³/d	44928
Carga sólidos (diseño)	kg/m2.d	144
Carga hidráulica (CHS)	m³/m²-día	15
Carga sobre vertedor	m3/m.d a Q promedio.	125

[26] Metcalf & Eddy. (2003). Treatment and Reuse. Mac Graw Hill, 4 Ed.

[27] Los parámetros de diseño del difusor y características técnicas están dados por el modelo RG-300 de 12" de diámetro de la marca REPICKY

Sólidos suspendidos	mg/L	3000

Fuente: Adaptado según Metcalf & Eddy (2003).

El cálculo de área necesaria por carga hidráulica está dado por la siguiente ecuación

$$Área = Q / CHS \qquad [32]$$

Área = 2995.2 m²

Y el cálculo de área necesaria por caga de solidos es según la ecuación:

Área = Q*SST/Carga de sólidos [33]

Área = 936.0 m²

Se selecciona el área mayor = **2995.2 m²**

Para el cálculo de longitud de vertedero consideramos la ecuación

L ver. = Q/Carga vertedero [34]

L ver = 359.4 m

Para efectos constructivos considerar los valores de la tabla 18.

Tabla 21 Valores constructivos para el Sedimentador Secundario.

No. de unidades	N°	6
Área superficial	m^2	499
Largo	m^2	39
Ancho	m^2	13
Altura útil	m^2	3,4
Altura útil lado recto	m^2	1,7
Altura de tolvas	m^2	1,7

Por otra parte, el cálculo y el tiempo de residencia del sedimentador están indicados en la tabla 19

Tabla 22 Volumen y tiempo de residencia Sedimentador Secundario.

Volumen de paralelepípedo	m3	282,9
Volumen de una tolva	m3	95,8
Volumen total de tolvas	m3	574,7
Volumen total útil	m3	2271,9
Tiempo de residencia hidráulica	h	1,21

La calidad del agua tratada en la línea de agua está dada por la tabla 20, la cual es tratada por el tratamiento terciario, para obtener las aguas regeneradas.

Tabla 23 Datos del agua tratada.

Parámetro	**Unidades**	**Valores**
Temperatura	°C	10 a 40
Grasas y Aceites	mg/L	0
Materia Flotante	Pres/aus	Ausente
Sólidos Sedimentables	ml/l	1
Sólidos Suspendidos Totales	mg/L	40
Demanda Bioquímica de Oxígeno	mg/L	10
Nitrógeno Total	mg/L	15
Fósforo Total	mg/L	5

4.2.1.5. Dimensionamiento de la línea de lodos

Para el cálculo de los fangos que son enviados proceso de espesado se toman las concentraciones de la purga de lodos del sedimentador primario y el de la purga de lodos del reactor biológico. Se toman en base a los cálculos desarrollados, considerando que los sólidos volátiles de entrada corresponden

al 85% de los sólidos totales presentamos el siguiente cuadro para el cálculo.

La tabla 21 se indican los flujos másicos en la línea de fangos a considerar

Tabla 24 Fangos de entrada al espesado.

Origen del fango	Concentración %	Purga de fangos (kg/h)	Caudal (m^3/h)
Fangos primarios	1.5	49,92	3,33
Fangos biológicos	3	78,44	2,61
Fangos totales		**128,36**	**5,94**

Los tratamientos de fangos a la salida del espesado se muestran en la tabla 24, donde se considera que estos tengan una concentración de un 6% para esto se dosifica un polielectrolito con una dosificación de 1 kg por tonelada de materia seca.

Tabla 25 Fangos a la salida del Espesador.

Variables	Unidades	Valores
Caudal salida	m^3/h	2,14
Purga de fangos	kg/h	128,36
Caudal de agua a cabeza de planta	m^3/h	3,80

Estabilización de fangos

Los fangos producidos a la salida del espesador son tratados por medio de una digestión anaeróbica con el objetivo de estabilizar la materia orgánica.

Se consideran 2 digestores (ver figura 6), anaeróbicos con diferentes tiempos de retención uno primario y otro secundario con tiempos de retención de 20 y 10 días respectivamente.

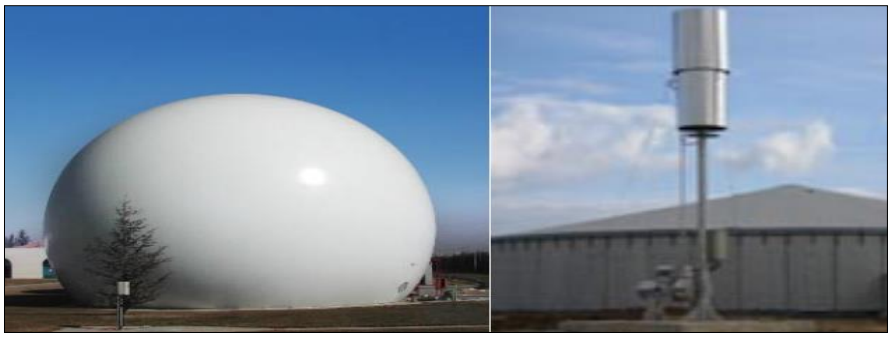


Figura 6 Digestor típico para la línea de fangos.

El Volumen de los digestores es representado por la siguiente ecuación y se considera la relación para el diámetro y la altura es de 1,5: 1

$$V(m3) = Q(m3/dias) * tr(dias) \quad [35]$$

Los digestores serán tanques cerrados, de forma cilíndrica y de mayor diámetro que altura, construidos en hormigón. La solera y

la cubierta superior tendrán forma troncocónica. Las dimensiones de ambos digestores son las siguientes que se indican en la tabla 23.

Tabla 26 Parámetros Digestor Línea de Fangos.

Parámetro	Digestor primario	Digestor secundario
Tiempo de retención	20	10
Volumen unitario	1026.85	513.42
Altura	8.35	6.62
Diámetro	12.52	9.94

Deshidratación por centrifugación

La deshidratación de los fangos digeridos es realizada por medio de una centrifuga que trabaja con un caudal de 5m^3/h. Los fangos estabilizados provienen del digestor secundario, se le adiciona una dosis de polielectrolito de 4 kg por tonelada de materia seca. Los sólidos deshidratados tendrán un % de solidos de un 25%, la figura 8 muestra un equipo centrifuga similar al que se proyecta en el trabajo de TFM.

Figura 7 Equipo Centrifuga para uso en el Espesado y Deshidratado Línea de Fangos. (Fuente: Catalogo de equipos empresa Hiller).

4.2.1.6. Dimensionamiento línea de agua regenerada

En el tratamiento de las aguas regeneradas serán tratadas según analítica correspondiente a la tabla 22, para obtener un agua con una calidad, para cumplir la categoría A de la NCH 3483 y un caudal medio de 520 l/s.

Coagulación

El tratamiento de las aguas regeneradas comienza con la coagulación el cual tiene como objetivo el desestabilizar cargas coloidales, por medio de la neutralización de sus cargas, para formar un coagulo que posterior a la floculación es sedimentado.

Para el proyecto de TFM el proceso de coagulación se considera los parámetros de la

tabla 24, donde básicamente un estanque de contacto tiene una capacidad de tiempo de retención de 1 o 2 minutos para el caudal indicado de 520 l/s.

Tabla 27 Diseño estanque de Coagulación.

Parámetro	**Unidad**	**Valores**
Tiempo de retención	s	120
Caudal	l/s	520
Volumen	m3	62.4
Volumen + Factor de seguridad	m3	74.88
Altura	m	7.79
Diámetro	m	3.5
Radio	m	1.75
Altura adicional (0,4m)	m	8.19

La dosis del coagulante se determinó de acuerdo con los estudios de (Carrasco, 2007) es de 5 ppm de $FeCl_3$.

Floculación

A continuación, tenemos la unidad de floculación que tiene la función de aumentar el tamaño de los coágulos a flóculos y mejorando la cohesión para luego sedimentar.

Para el estanque de floculación los valores de diseño están en la tabla 25 en el cual se muestra que los tiempos de retención son mayores a la coagulación como consecuencia hay un mayor número de estanques. Se consideran 4 estanques de contacto con una dosis de 0,3 ppm de floculante de acuerdo con los estudios de Carrasco (2007) a una agitación lenta y suave a 30 rpm.

Tabla 28 Diseño estanque de Floculación.

Parámetro	Unidad	Valores
Tiempo de retención	s	1.200
Caudal	l/s	520
Volumen	m3	156
Volumen + Factor de seguridad	m3	187,2
Altura	m	16,22
Diámetro	m	3,5
Radio	m	1,75
Altura adicional (0,4m)	m	16,62
Cantidad de estanques		4

Decantación

En la decantación como se comento tiene la función de eliminar esa carga de solidos tratados en la coagulación y floculación, en este proceso se consideran decantadores lamelares, para la recolección de los flóculos, este equipo es compacto y con necesidades de superficie menores.

Se estima una velocidad de sedimentación de 0,8 m/s, en la tabla 26 se aprecian los parámetros y modelo del sedimentador.

Tabla 29 Características Sedimentador Lamelar.

Características	**Unidad**	**Valores**
Modelo	S.D	Decla-18
Tipo de sedimentador	S.D	Lamelar
Geometría	S.D	Hexagonal
Caudal	m^3/h	2100
Ancho	mm	2.2
Largo	mm	10.1
Alto	mm	3.7
Área especifica	m^2/m^3	16
Diámetro hidráulico	m	0,051
Cantidad		9 unidades en servicio y una en mantenimiento

Filtración

Posterior a la decantación se efectúa una filtración sobre un medio filtrante el agua se hace pasar por este quedando retenidas las partículas obteniendo un agua con la calidad deseada al ser estos lechos altamente eficientes. Se utilizan filtros horizontales a presión menor a las de 3 bar con un diámetro de 1,5 m colocados en posición horizontal. Ver tabla 27 y el lavado de estos en tabla 28 para el diseño de estos y la figura 8 muestra una un típico filtro del tipo horizontal.

El cálculo del área que necesita el filtro está dado por la siguiente ecuación:

$$Superficie(m^2) = Caudal(m^3/h)/Velocidad(m^3/m^2h)$$

[33]

Tabla 30 Datos de diseño Filtros Horizontales.

Variable	unidad	valores
Superficie	m²	78
Caudal total	m³/h	1872
Velocidad media	m³/m²h	4
Cantidad de filtros en operación	Un	6
Caudal por filtro	m³	312
Radio	m	1.5
Altura	m	6.8

Tabla 31 Parámetros para el lavado de los Filtros Horizontales.

Método	Velocidad de lavado (m/h)	Tiempo de lavado (minutos)
Sólo Agua	60 (50-70)	15-20
Agua + Agua	Agua > 20 (12-30)	10-12
Aire	Aire 50 (40-80)	1-5

Fuente: Filtración por medio granular, Universidad de Coruña.

Figura 8 Filtro Horizontal, Fuente: Catalogo de equipos empresa Simtech Ltda.

Tratamiento por Oxidación Avanzada

En la salida de los filtros de multimedia se instalarán en la línea hacia el estanque de acumulación de aguas regeneradas reactores de oxidación avanzada, los cuales están fabricados en dióxido de titanio, en cuyo interior se producen radicales hidroxilo por fotocatálisis heterogénea en el interior hay una batería de lámparas UV, esta tecnología nos ayuda a la eliminación bacterias, virus, hongos, esporas y el degradar la materia orgánica por lo tanto potencia la degradación de los posibles contenidos de contaminantes emergentes.

Los parámetros de diseño del reactor, para la oxidación avanzada se encuentra en la tabla 29.

Tabla 32 Parámetros de diseño de equipo para oxidación avanzada.

Característica	Unidades	Valores
Modelo h2o.Titanium		AOP 500 MHQ
Caudal máx.	m3h	500
Caudal min.	m3h	200
Potencia lámpara uv	W	105
Cantidad de lámparas	N°	48
Potencia instalada	W	5680
IP		55
Diámetro nominal	DN	DN300
Distancia entre ejes	mm	495
Distancia entre bridas	mm	866
Presión nominal	PN	5
Perdida de carga	bar	0.2
Peso	kg	124
Cantidad de equipos	N°	4

Figura 9 Reactor de dióxido de titanio, para efectuar desinfección por oxidación avanzada Fuente: Empresa H_2O Titanium.

Desinfección de mantenimiento

Para mantener una desinfección residual se considera una de mantenimiento con

hipoclorito de sodio. En la etapa de desinfección se diseñan dos reactores del tipo

.

de ascendente-descendente[28] con una dosis de hipoclorito de sodio de 2 mg/L.

La tabla 30 se indican las características del de diseño del canal de desinfección y la figura 10 un típico canal para este uso.

Tabla 33 Diseño de canal de desinfección.

Parámetros	Unidades	Valor
Caudal total	m³/d	44928
Cantidad de reactores	Un	2
Caudal a tratar	m³/d	22464
Ancho de canal(W)	m	2.5
Altura útil	m	2.5
Largo de canal	m	76
Relación L/W [29]		30.4
Volumen útil	m³	475
Tiempo de residencia	h	0.51
Tiempo de residencia	min	30.45

Figura 10 Canal de desinfección de mantenimiento.

4.2.2. Costos

Los costos asociados para el proyecto, para efectos del TFM están relacionados a los costos de inversión, para la línea de agua,

[28] Los criterios establecidos por el Handbook of Chlorination and Alternative Disinfectants

[29] La relación L/W se recomienda de 20 y de preferencia 40 como mínimo para asegurar un flujo pistón.

línea de fangos y la línea de aguas regeneradas.

Nos e incluyen los costos de amortización, el costo equivalente anual, costos de conducción, distribución y almacenaje de las aguas regeneradas.

Costos de inversión

El costo de inversión del proyecto incluye los equipos, para la línea de aguas, línea de fangos y la planta de aguas regeneradas donde los montos que destacamos son los que se indican en la tabla 31.

Tabla 34 Costos de inversión ERAR.

Costos de inversión	
Costos de inversión del equipamiento	USD 8,086,511
Costos de inversión de las obras civiles	USD 4,263,751
Total Costo de inversión	USD 12,350,262

En estos costos no están incluidos los colectores, el emisario, la distribución y conducción del agua regenerada, el tanque de tormenta, la conexión a la energía eléctrica. En el anexo III desde las tablas 16 a la 19 se incluyen en detalle los costos de inversión asociados.

Costos de operación

Dentro de los costos de operación se considera que la ERAR (Estación Regeneradora de Agua Residual) va a recibir un caudal y calidad de agua estable dentro de estos costos se están considerando por separado según la línea de tratamiento.

- Línea de agua
- Línea de fangos
- Línea de aguas regeneradas
- Costo de personal

1. Línea de agua se considera: mantenimiento de reactores anóxico, aerobio, sopladores, tuberías, recambio de difusores, instrumentación, disposición de residuos generados y consumo de energía eléctrica[30] (anexos IV tabla 51).
2. Línea de fangos: Inyección de químicos en el espesado y el deshidratado, mantención de equipos como espesador, centrifuga, preparador de polímeros, bombas, instrumentación, disposición de residuos generados[31] y consumo de energía eléctrica (anexo IV tabla 52).
3. Línea de aguas regeneradas: Inyección de químicos coagulante, floculante, mantenimiento de desinfección con hipoclorito de sodio, cambio de medios

[30] El costo de energía eléctrica es de $ 88,58/kW según la Compañía General de Electricidad (CGE) con fecha del 01 de agosto del año 2021

[31] Para la generación de residuos se tomaron los siguientes valores

6 m^3 para la etapa de desbaste cada 10^5 m^3 de agua tratada

2 m^3 para las arenas cada 10^5 m^3 de agua tratada

0,5 m^3 para las grasas cada 10^5 m^3 de agua tratada

filtrantes, reposición de lámparas ultravioleta en el sistema de oxidación avanzada, mantenimiento de equipos como reactores, instrumentación, disposición de residuos generados y consumo de energía eléctrica (anexo IV tabla 52).

4. Es importante destacar que para el funcionamiento de la planta se considera un costo fijo de personal encargado de la operación el cual consiste en: Un jefe de planta, cuatro jefes de turno, cuatro operadores de sala de control, dos electromecánicos en mantención turno fijo, ocho personas que, por turnos encargados de la seguridad de la planta, todos ellos repartidos en cuatro turnos rotativos para cumplir una operación de 365 días al año (tabla 32 y anexo IV tabla 52).

Tabla 35 Costos operacionales ERAR

Líneas de tratamiento	**Unidad**	**Valores**
Línea de Agua	U$S/m3 de agua tratada	0.052
Línea de fangos	U$S/m3 de lodo tratado	0,026
Línea de agua regenerada	U$S/m3 de agua regenerada	0.0991
Personal de Planta	U$S/m3 de agua tratada	0.023
Costo total	**U$S/m3 de agua tratada**	**USD 0,020**

5. DISCUSIÓN

En lo que respecta a la discusión de resultados estos se desarrollan según los objetivos de este trabajo de fin de máster.

Tratamiento y calidad de las aguas regeneradas.

Un sistema de tratamiento de aguas regeneradas siguiendo una correcta pauta de tratamiento por medio de un reactor anóxico y aeróbico para mantener el control de nutrientes, seguido en un tratamiento de las aguas regeneradas según actual normativa chilena **NCH3483** se obtiene un agua de calidad apta para que los cultivos agrícolas.

En el caso de este trabajo el cultivo seleccionado es el Palto o Aguacates nos entregan una calidad de agua apropiada.

Cabe destacar que dentro de las variables que necesitábamos tener para una buena calidad del agua que se necesita en el cultivo (ver tabla 12) son los cloruros, los cuales para este proyecto no están reflejados en las analíticas y son importantes para el desarrollo del cultivo.

El pH en los reactores aeróbicos desciende valores menores de 6 por lo que en los sistemas es necesario la adición de alcalinidad para fijar el pH en un rango de 7,5 a 8 (Shamman, 1986) y posteriormente con la adición de coagulantes compuestos de cloruro férrico los cuales disminuyen el pH del agua, es importante tener un control de este parámetro para poder obtener una calidad de agua deseada para el cultivo.

Volumen de aguas para riego a suministrar.

En lo que respecta a los volúmenes de aguas regeneradas que se producen en un año tenemos un volumen de 16.398.720 m^3 es decir 16,39 hm^3 al año y la capacidad de cultivos de paltos o aguacates que tiene la zona de Petorca según tabla 11 son 4.806,9 ha.

Por otra parte, el volumen que se requiere por cultivo en una temporada es de 7.000 m^3/ha/año a 16.000 m^3/ha/año, por lo que la cantidad de hectáreas que podríamos suministrar con las aguas regeneradas están entre 2.342,6 ha y 1.024,9 ha lo que representa entre un 48,73% a un 21,32% del consumo que tiene la provincia de Petorca.

Considerando un nivel tecnológico bajo en riego por hectárea se estima que se pueden producir 13.000 kilos de palta/ha (Asagrin, 2007) eso equivale a 30.453 t a 13.312 t de paltas regadas con la planta proyectada.

Importante destacar es que si se utilizan el total de las aguas residuales que son descargadas vía emisarios submarinos en la región de Valparaíso el cual alcanza un caudal de 2,6 m3/s (Fundación Chile, 2016) que es equivalente a 81,99 hm^3/año con un valor de 7.000 m3/ha/año como demanda se alcanza una capacidad de riego de 11.713 ha de cultivos superando la demanda que necesita el cultivo de la palta y el aguacate mínima por temporada en la provincia de Petorca y abasteciendo un 82,78% de la superficie apta para riego de la provincia.

Costos asociados a la producción de aguas regeneradas.

Los costos de las aguas regeneradas tienen un valor de 0,020 US$/$m^3$ el cual respecto a los valores comparativos respecto a la desalinización como fuente de alternativa para el costo operacional que es menor al máximo comentad de un 1,2 US$/$m^3$.

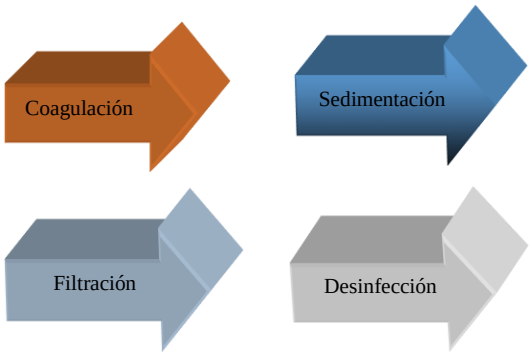
6. CONCLUSIONES

La conclusión más importante de mencionar es que el reúso del agua es un factor muy relevante para considerar en momentos en que el país está viviendo una de las mayores seguía de su historia a causa principalmente al cambio climático, el cual ha traído como consecuencias una disminución del aporte de agua en las precipitaciones promedio que se tenían.

En este ámbito el avanzar con el uso de las aguas regeneradas implica una alternativa real tanto en calidad de agua y volumen, para el aporte de la demanda agrícola en zonas como la provincia de Petorca que son reconocidamente afectadas.

En lo referente a la calidad de del agua para regar paltos y cumplir con la categoría A de la normativa de las aguas regeneradas, establecemos el siguiente tratamiento de

regeneración que asegura una calidad adecuada.



Por otra parte, el avanzar en bajar los costos operacionales, implica optimizar la operación, realizar adecuados estudios de conducción del agua regenerada, complementar con el uso de energías renovables y que la misma planta de aguas residuales genere un reúso de sus recursos energéticos apuntarán a bajar estos costos.

Para el presente trabajo de TFM se concluyó que los costos operacionales son bastante convenientes en comparación con lo que es la desalinización, esto se puede aprecian en los gráficos 1 y 2.

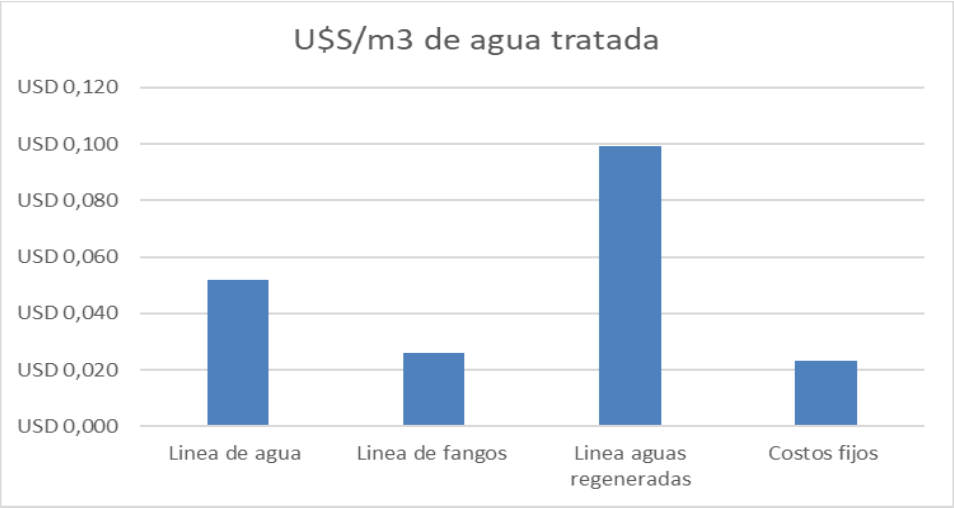


Gráfico 1 Costos operacionales ERAR.

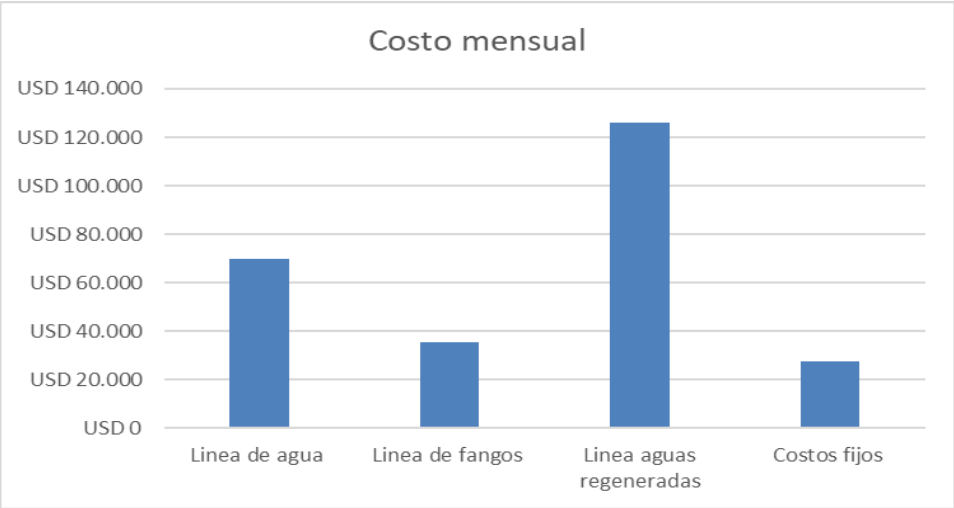


Gráfico 2 Costos mensuales ERAR.

Los costos de inversión del proyecto son muy similares para las líneas de tratamiento de agua y línea de tratamiento de aguas regeneradas un 45% y un 42% respectivamente, considerando que los costos energéticos son independientes en este análisis. En la tabla 33 y en la figura 3 se muestran los costos y los porcentajes para cada línea de tratamiento.

Tabla 36 Costos de inversión por línea de tratamiento.

Costos de inversión ERAR	U$S
Costos línea de agua	USD 5,619,074
Costos línea de fangos	USD 836,749
Costos línea aguas regeneradas	USD 5,183,961
Costos Eléctricos	USD 710,478
Total inversión	**USD 12,350,262**

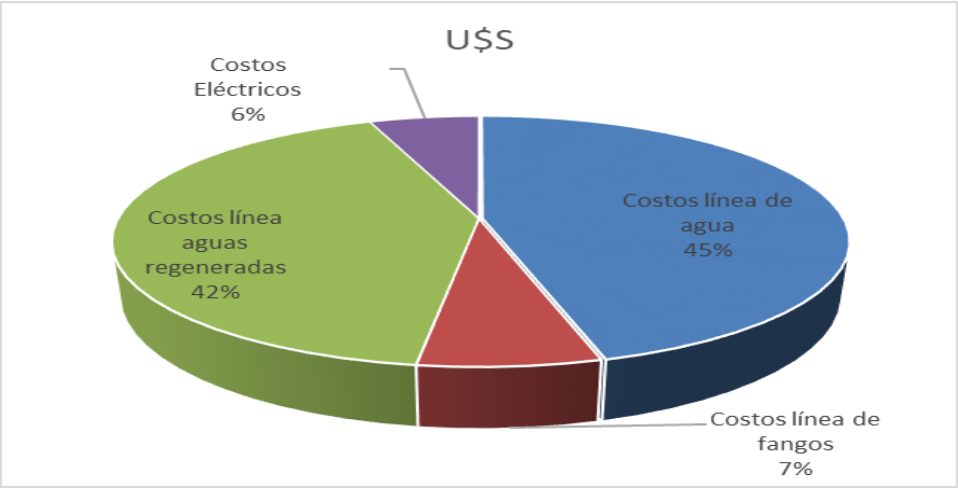


Gráfico 2 Costos de Inversión ERAR.

El diseñar adecuadamente los sistemas de aguas residuales para obtener una buena calidad de aguas regeneradas el cual debe ser complementado con un monitoreo frecuente en base a la normativa actual, son factores a considerar para mejorar las actuales plantas o diseñar los nuevos proyectos de este tipo, pensando en que el recurso tendrá un destino final de reúso, el cual no necesariamente es agrícola, también está el uso en otras

aplicaciones como lo es ornamentales y urbanos entre otros.

Las aguas regeneradas es un camino de varios a los cuales debemos como sociedad comenzar a relacionarnos, para poder dar solución a los problemas de demanda hídrica que tenemos.

7. BIBLIOGRAFÍA

Asagrin (2007), Estrategias Regionales de Competitividad por Rubro, Palta y Exportación. Región de Valparaíso.

ASIVA. (2019). Caracterización Económica Provincia de Petorca. Asociación de Empresas de la V Región.

Biblioteca del Congreso Nacional de Chile, (2017). Análisis económico de aspectos asociados a la desalinización del agua en la minería. Departamento de Estudios de Extensión y Publicaciones.

Biblioteca del Congreso Nacional de Chile, (2018). Situación de los recursos hídricos en Chile.

Biblioteca del Congreso Nacional de Chile, (2021). Decreto 28 declara zona de escasez a la Provincia de Petorca, Región de Valparaíso.

Carrasco C.A., (2007). Tratamiento físico químico de aguas residuales. Memoria de Ingeniería Civil, Universidad de Chile.

Cruz A., Elizalde S., Vera E. (2012). Diseño de una ERAR con reutilización de agua regenerada. Máster en ingeniería y gestión del Agua. Escuela de Organización Industrial.

D.O.U.E. (2020). Reglamento (UE) 2020/741 del Parlamento Europeo y del Consejo de 25 de mayo de 2020 relativo a los requisitos mínimos para la reutilización del agua. DOUE nº L 177 de5/6/2020, pp 32-55.

Diario Oficial (2019). Normas Generales CVE 1656141, Declara como zona afectada por catástrofe a las comunas de las regiones de Coquimbo y Valparaíso. Núm. 308.- Santiago, 20 de agosto de 2019.

Dirección General de Aguas. (2016). Atlas del Agua, capítulo 4, Gestion del Agua.

Fundación Chile, (2016). Aguas Residuales como nueva fuente de agua. Manual elaborado para el Gobierno Regional de Valparaíso.

Lemus S., Gamalian, Ferreyra E., Gil M., Sepulveda R., Maldonado B., Toledo G., Barrera M., Celedón de H., (2010). El Cultivo del Palto, Instituto de Investigación Agropecuaria INIA, Boletín INIA N°129.

LGS Integral. (2014). Informe de Intercambio, Dimensionamiento y Valorización de Emisarios Submarinos de la Empresa ESVAL S.A. Proceso Tarifario Periodo 2015 - 2020.

Martínez J.P., Muena V., Ruiz R., (2014). Nutrición y Fertilidad en Palto. Boletín INIA N° 283, 74 p. Instituto

de Investigaciones Agropecuarias, La Cruz, Chile.

Metcalf & Eddy, (2003). Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, Vertido y Reutilización. Cuarta edición, editorial McGraw-Hill, New York.

Ministerio del Medio Ambiente y Rural y Marino. (2010). Guía para la Aplicación del R.D. 1620/2007 por el que se establece el Régimen Jurídico de la Reutilización de las Aguas Depuradas. Edit. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino Secretaría General Técnica Centro de Publicaciones.

Mujeriego R., (1990). Riego con Agua Municipal Regenerada. Primera edición Junta de Sanejament de la Generalitat de Catalunya y la Universitat Politécnica de Catalunya. Barcelona.

NCh3483: (2021), Directrices para la clasificación de la calidad del agua regenerada para el reúso no potable. Primera edición 24 de febrero 2021.

Oficina de Estudios y Políticas Agrarias (Odepa). (2018), Ministerio de Agricultura de Chile. Región de Valparaíso.

Oficina de Estudios y Políticas Agrarias (Odepa). (2019), Ministerio de Agricultura de Chile. Región de Valparaíso.

Oficina de Estudios y Políticas Agrarias (Odepa). (2021), Ministerio de Agricultura de Chile. Región de Valparaíso.

Qasim, S.R. (2018). Wastewater Treatment and Reuse Theory and Design Examples. Editorial CRC Press Taylor & Frances Group. Dallas Texas.

Unión Temporal de Proveedores, Hídrica Consultores Spa y Aquaterra Ingenieros Ltda. (2017). Estimación de la demanda actual, proyecciones futuras y caracterización de la calidad de los recursos hídricos en Chile.

ANEXOS I

Calidad de Aguas

Tablas de calidad de las aguas residuales comuna de Quintero

Tabla 1 Parámetros Fisicoquímicos Comuna de Quintero.

Parámetro	**Unidad**	**DS90 Tabla 5**	**02/07/2020**	**23/07/2020**	**06/08/2020**	**27/08/2020**	**03/09/2020**	**24/09/2020**
Demanda Química de Oxígeno	mg/L	S.D	378	177	219	340	338	316
Hidrocarburos fijos	mg/L	N.A	< 1.4	< 1.4	< 1.4	< 1.4	< 1.4	< 1.4
Hidrocarburos totales	mg/L	20	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Hidrocarburos volátiles	mg/L	2	<0.2	<0.2	0.2214	<0.13	<0.13	<0.13
Índice de fenol	mg/L	1	0.0289	0.0101	0.0509	0.0755	0.0742	0.1005
Solidos sedimentables	ml/l/h	20	<1.4	<1.4	<1.4	<1.4	<1.4	<1.4
Detergentes	mg/L	15	5.31	1.3	2.65	5.12	3.43	1.6
Demanda bioquímica de oxígeno	mg/L	S.D	164	136	174	180	253	275
Solidos suspendidos totales	mg/L	300	88	26.3	92	90	95	80
Aceites y grasas	mg/L	150	19.97	6.94	12.3	12.66	15.61	13.31
pH compuesta	mg/L	S.D	7.8	7.7	8	8.1	8.2	7.9
Temperatura compuesta	mg/L	S.D	13	13.4	13.4	13.7	14.3	11.8

Fuente: SNIFA - Sistema Nacional de Información de Fiscalización**.**

Tabla 2 Parámetros Fisicoquímicos Comuna de Quintero.

Parámetro	Unidad	DS90 Tabla 5	08/10/2020	29/10/2020	10/12/2020	18/12/2020	07/01/2021	20/01/2021
Demanda Química de Oxígeno	mg/L	S.D	342	293	286	233	306	434
Hidrocarburos fijos	mg/L	N.A	< 1,4	< 1.4	< 1.4	< 1.4	< 1.4	< 1.4
Hidrocarburos totales	mg/L	20	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Hidrocarburos volátiles	mg/L	2	<0,1300	<0.13	<0.13	<0.13	<0.13	<0.13
Índice de fenol	mg/L	1	0,1281	0.1145	0.0776	0.0515	0.0932	0.0766
Solidos sedimentables	ml/l/h	20	2	<1.4	<1.4	<1.4	<1.4	<1.4
Detergentes	mg/L	15	4,5	4.74	2.82	3.86	2.01	3.08
Demanda bioquímica de oxígeno	mg/L	S.D	214	279	502	157	210	299
Solidos suspendidos totales	mg/L	300	151	83.8	59	91.7	77	97
Aceites y grasas	mg/L	150	18,75	11.04	8.14	18.08	13.78	19.21
pH compuesta	mg/L	S.D	8,2	8.3	8.4	7.7	9.1	8.8
Temperatura compuesta	mg/L	S.D	14,8	12.9	17.3	12.8	17.4	15.8

Fuente: SNIFA - Sistema Nacional de Información de Fiscalización**.**

Tablas de calidad de las aguas residuales comuna de Con-Con

Tabla 3 Parámetros Fisicoquímicos Comuna de Con-Con**.**

Parámetro	**Unidad**	**DS90 Tabla 5**	**14/07/2020**	**21/07/2020**	**28/07/2020**	**04/08/2020**	**11/08/2020**	**18/08/2020**
Demanda Química de Oxígeno	mg/L	N.A	306	354	372	364	510	362
Estaño	mg/L	1	<0.03	<0.03	<0.03	<0.15	<0.15	<0.15
Hidrocarburos fijos	mg/L	N.A	<1.40	<1.40	<1.40	<1.40	<1.40	<1.40
Hidrocarburos totales	mg/L	20	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Hidrocarburos volátiles	mg/L	2	<0.2	<0.2	<0.1300	0.2475	<0.1300	<0.1300
Índice de fenol	mg/L	1	0.0253	0.0358	0.0189	0.0227	0.0195	0.0722
Solidos sedimentables	ml/l/h	20	<1.40	<1.40	<1.40	<1.40	6	1.5
Detergentes	mg/L	15	4.05	3.72	3.31	1.72	4.27	4.45
Demanda bioquímica de oxígeno	mg/L	N.A	147	142	165	177	219	168
Solidos suspendidos totales	mg/L	300	82	86	92	102	166	126
Aceites y grasas	mg/L	150	14.48	15.95	16.06	17.64	20.71	20.98

pH compuesta	mg/L	Adm	7.9	8.2	7.9	8.3	8.2	8.3
Temperatura compuesta	mg/L	°C	8.5	9.3	9.3	9.3	11.2	11.7

Fuente: SNIFA - Sistema Nacional de Información de Fiscalización.

Tabla 4 Parámetros Fisicoquímicos Comuna de Con-Con.

Parámetro	**Unidad**	**DS90 Tabla 5**	**08/09/2020**	**15/09/2020**	**22/09/2020**	**14/10/2020**	**20/10/2020**	**02/12/2020**
Demanda Química de Oxígeno	mg/L	N.A	337	379	484	354	514	322
Estaño	mg/L	1	<0.15	<0.15	<0.15	<0.15	<0.15	<0.15
Hidrocarburos fijos	mg/L	N.A	<1.40	<1.40	<1.40	<1.40	<1.40	<1.40
Hidrocarburos totales	mg/L	20	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Hidrocarburos volátiles	mg/L	2	<0.1300	<0.1300	<0.1300	<0.1300	<0.1300	<0.1300
Índice de fenol	mg/L	1	0.0433	0.062	0.1071	0.0768	0.0256	0.0215
Solidos sedimentables	ml/l/h	20	0.0433	<1.40	<1.40	10.5	<1.40	<1.40
Detergentes	mg/L	15	2.92	2.95	4.71	2.71	3.3	2.01
Demanda bioquímica de oxígeno	mg/L	N.A	270	322	377	330	278	229
Solidos suspendidos totales	mg/L	300	142	93	99	322	87	122
Aceites y grasas	mg/L	150	16.23	19.75	14.69	15.81	15.68	19.22
pH compuesta	mg/L	Adm	7.6	7.7	7.7	7.7	7.6	7.8
Temperatura compuesta	mg/L	°C	12.2	11.1	11.6	10.1	12	11.9

Fuente: SNIFA - Sistema Nacional de Información de Fiscalización.

Tabla 5 Parámetros Físico Químicos Comuna de Con-Con.

Parámetro	Unidad	DS90 Tabla 5	15/12/2020	22/12/2020	05/01/2021	12/01/2021	19/01/2021	19/01/2021
Demanda Química de Oxígeno	mg/L	N.A	292	239	351	283	388	444
Estaño	mg/L	1	0.2	<0.15	<0.15	<0.15	<0.15	0.19
Hidrocarburos fijos	mg/L	N.A	<1.40	<1.40	<1.40	<1.40	<1.40	<1.40
Hidrocarburos totales	mg/L	20	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Hidrocarburos volátiles	mg/L	2	<0.1300	<0.1300	<0.1300	<0.1300	<0.1300	<0.1300
Índice de fenol	mg/L	1	<0.0003	0.0336	0.0291	0.055	0.1211	0.0219
Solidos sedimentables	ml/l/h	20	<1.40	<1.40	2	<1.40	<1.40	<1.40
Detergentes	mg/L	15	4.7	2.49	3.09	2.71	5.07	4.57
Demanda bioquímica de oxígeno	mg/L	N.A	119	222	184	186	239	151
Solidos suspendidos totales	mg/L	300	100	90	95	81	110.9	141
Aceites y grasas	mg/L	150	15.4	9.86	16.35	14.61	18.98	21.28
pH compuesta	mg/L	Adm	7.9	7.8	7.5	7.4	7.4	7.8
Temperatura compuesta	mg/L	°C	12.4	11.7	12.6	12.5	12.4	10.3

Fuente: SNIFA - Sistema Nacional de Información de Fiscalización.

Tablas de calidad de las aguas residuales comuna de Higuerillas

Tabla 6 Parámetros Fisicoquímicos Comuna de Higuerillas.

Parámetro	Unidad	DS90 Tabla 5	14/07/2020	21/07/2020	28/07/2020	11/08/2020	18/08/2020	20/08/2020
Demanda Química de Oxígeno	mg/L	N.A	360	283	253	352	305	387
Estaño	mg/L		<0.03	<0.03	<0.03	<0.15	0.19	0.16

Hidrocarburos fijos	mg/L	N.A	<1.40	<1.40	<1.40	<1.40	<1.40	<1.40
Hidrocarburos totales	mg/L	20	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Hidrocarburos volátiles	mg/L	2	<0.2	<0.2	<0.1300	<0.1300	<0.1300	<0.1300
Índice de fenol	mg/L	1	0.0382	0.0222	0.0253	0.0492	0.0538	0.0592
Solidos sedimentables	ml/l/h	20	4	2.5	<1.40	<1.40	<1.40	3
Detergentes	mg/L	15	3.4	3.58	3.73	4.04	3.53	2.68
Demanda bioquímica de oxígeno	mg/L	N.A	174	133	188	178	137	180
Solidos suspendidos totales	mg/L	300	113	149	70	67	62	127
Aceites y grasas	mg/L	150	16.71	21.8	14.01	15.42	14.96	18.95
pH compuesta	mg/L	Adm	8.1	8.3	7.9	8.2	8.2	8
Temperatura compuesta	mg/L	°C	10	9.7	9.2	10.4	10.3	10.2

Fuente: SNIFA - Sistema Nacional de Información de Fiscalización.

Tabla 7 Parámetros Fisicoquímicos Comuna de Higuerillas.

Parámetro	Unidad	DS90 Tabla 5	08/09/2020	15/09/2020	22/09/2020	20/10/2020	27/10/2020	02/12/2020
Demanda Química de Oxígeno	mg/L	N.A	229	273	348	364	438	331
Estaño	mg/L		<0.15	<0.15	<0.15	<0.15	<0.15	<0.15
Hidrocarburos fijos	mg/L	N.A	<1.40	<1.40	<1.40	<1.40	<1.40	<1.40
Hidrocarburos totales	mg/L	20	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Hidrocarburos volátiles	mg/L	2	<0.1300	<0.1300	<0.1300	<0.1300	<0.1300	<0.1300
Índice de fenol	mg/L	1	0.0495	0.0828	0.0182	0.0509	0.059	0.0646
Solidos sedimentables	ml/l/h	20	2.5	<1.40	<1.40	<1.40	<1.40	<1.40
Detergentes	mg/L	15	1.93	2.92	4.96	3.05	4.03	1.57

Demanda bioquímica de oxígeno	mg/L	N.A	167	244	238	195	257	161
Solidos suspendidos totales	mg/L	300	115	85	58.5	65	106	85
Aceites y grasas	mg/L	150	19.41	17.3	18.44	13.73	13.27	16.22
pH compuesta	mg/L	Adm	8.2	7.6	7.6	7.6	8	7.6
Temperatura compuesta	mg/L	°C	11.2	12.6	12.6	10.8	14.8	12.3

Fuente: SNIFA - Sistema Nacional de Información de Fiscalización.

Tabla 8 Parámetros Físico Químicos Comuna de Higuerillas.

Parámetro	**unidad**	**DS90 Tabla 5**	**15/12/2020**	**22/12/2020**	**05/01/2021**	**12/01/2021**
Demanda Química de Oxígeno	mg/L	N.A	190	185	271	347
Estaño	mg/L		<0.15	<0.15	0.23	<0.15
Hidrocarburos fijos	mg/L	N.A	<1.40	<1.40	<1.40	<1.40
Hidrocarburos totales	mg/L	20	<5	<5	<5	<5
Hidrocarburos volátiles	mg/L	2	<0.1300	<0.1300	<0.1300	<0.1300
Índice de fenol	mg/L	1	<0.0003	0.0278	0.0188	0.0513
Solidos sedimentables	ml/l/h	20	<1.40	<1.40	<1.40	<1.40
Detergentes	mg/L	15	3.91	2.39	3.48	3.15
Demanda bioquímica de oxígeno	mg/L	N.A	156	182	138	165
Solidos suspendidos totales	mg/L	300	91	71	92	92
Aceites y grasas	mg/L	150	14.83	7.93	17.6	18.73
pH compuesta	mg/L	Adm	8	8	8	8
Temperatura compuesta	mg/L	°C	11.2	11.6	10.9	11.5

Fuente: SNIFA - Sistema Nacional de Información de Fiscalización.

Tabla 9 Coliformes fecales comuna de Quintero.

Mes	**año**	**Parámetro**	**Unidad de Expresión**	**Valor Medido Promedio**	**D.S.90 (Tabla N° 5)[1]**	**Métodos de Ensayo**
Julio	2020	Coliformes Fecales	NMP/100 ml	5.8E+06	N.N	NCh2313/23 Of.95
Agosto	2020	Coliformes Fecales	NMP/100 ml	1.4E+07	N.N	NCh2313/23 Of.95
Septiembre	2020	Coliformes Fecales	NMP/100 ml	6.7E+06	N.N	NCh2313/23 Of.95
Octubre	2020	Coliformes Fecales	NMP/100 ml	8.2E+06	N.N	NCh2313/23 Of.95
Diciembre	2020	Coliformes Fecales	NMP/100 ml	1.1E+07	N.N	NCh2313/23 Of.95
Enero	2021	Coliformes Fecales	NMP/100 ml	5.7E+06	N.N	NCh2313/23 Of.95

Fuente: SNIFA - Sistema Nacional de Información de Fiscalización.

Tabla 10 Coliformes fecales comuna de Con-Con.

Mes	año	Parámetro	Unidad de Expresión	Valor Medido Promedio	D.S.90 (Tabla N° 5)[1]	Métodos de Ensayo
Julio	2020	Coliformes Fecales	NMP/100 ml	2.5E+06	N.N	NCh2313/23 Of.95
Agosto	2020	Coliformes Fecales	NMP/100 ml	3.0E+06	N.N	NCh2313/23 Of.95
Septiembre	2020	Coliformes Fecales	NMP/100 ml	2.4E+06	N.N	NCh2313/23 Of.95
Octubre	2020	Coliformes Fecales	NMP/100 ml	4.6E+06	N.N	NCh2313/23 Of.95
Diciembre	2020	Coliformes Fecales	NMP/100 ml	3.8E+06	N.N	NCh2313/23 Of.95
Enero	2021	Coliformes Fecales	NMP/100 ml	3.0E+06	N.N	NCh2313/23 Of.95

Fuente: SNIFA - Sistema Nacional de Información de Fiscalización.

Tabla 11 Coliformes fecales comuna de Higuerillas.

Mes	año	Parámetro	Unidad de Expresión	Valor Medido Promedio	D.S.90 (Tabla N° 5)[1]	Métodos de Ensayo
Julio	2020	Coliformes Fecales	NMP/100 ml	2.8E+06	N.N	NCh2313/23 Of.95
Agosto	2020	Coliformes Fecales	NMP/100 ml	7.7E+06	N.N	NCh2313/23 Of.95
Septiembre	2020	Coliformes Fecales	NMP/100 ml	1.8E+06	N.N	NCh2313/23 Of.95
Octubre	2020	Coliformes Fecales	NMP/100 ml	3.6E+06	N.N	NCh2313/23 Of.95
Diciembre	2020	Coliformes Fecales	NMP/100 ml	3.5E+06	N.N	NCh2313/23 Of.99
Enero	2021	Coliformes Fecales	NMP/100 ml	3.0E+06	N.N	NCh2313/23 Of.100

Fuente: SNIFA - Sistema Nacional de Información de Fiscalización.

Tabla 12 Análisis físico quimico completo para las tres localidades.

Parámetro	**Unidad**	**Quintero 08/10/2020**	**Con-Con 06/10/2020**	**Higuerillas 14/10/2020**	**Promedio**
Aluminio	mg/L	0.23	0.33	0.34	0.3
Arsénico	mg/L	0.004	0.0017	0.0011	0.002
Cadmio	mg/L	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002
Cianuro	mg/L	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
Cobre total	mg/L	0.04	0.03	0.04	0.04
Cromo hexavalente	mg/L	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Cromo total	mg/L	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020
Demanda química de oxígeno	mg/L	342	668	376	462
Estaño	mg/L	< 0.15	<0.15	<0.15	<0.15
Fluoruro	mg/L	0.3	0.2	0.6	0.37
Hidrocarburos fijos	mg/L	< 1.4	<1.40	<1.40	<1.40
Hidrocarburos totales	mg/L	< 5	<5	<5	<5
Hidrocarburos volátiles	mg/L	<0.1300	<0.1300	<0.1300	<0.1300

Índice de fenol	mg/L	0.1281	0.049	0.0164	0.0645
Manganeso	mg/L	0.05	0.08	0.04	0.057
Mercurio	mg/L	< 0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001
Molibdeno	mg/L	< 0.03	<0.03	<0.03	<0.03
Níquel	mg/L	< 0.01	<0.01	<0.01	<0.01
pH	Adim	8.33	7.37	7.5	7.73
Plomo	mg/L	< 0.02	<0.02	<0.02	<0.02
Selenio	mg/L	0.0008	0.0007	0.0011	0.00087
Solidos sedimentables	mg/L	2	<1.40	4.5	2.63
Sulfuros	mg/L	< 0.2	<0.2	<0.2	<0.2
Detergentes SAAM	mg/L	4.5	3.74	2.56	3.6
Zinc	mg/L	0.062	0.075	0.105	0.081
Demanda bioquímica de oxígeno	mg/L	214	312	253	259.67
Solidos suspendidos totales	mg/L	151	48	152.9	117.3
Aceites y grasas	mg/L	18.75	11.85	15.36	15.32
pH Compuesta	Adm	8.2	7.5	7.8	7.83
Temperatura compuesta	°C	14.8	11.9	10.2	12.3

Fuente : SNIFA - Sistema Nacional de Información de Fiscalización.

ANEXOS II

Caudales monitoreados

Tabla 13 De caudales, para los meses de estudio comuna de Quintero.

Mes	Año	Volumen efluente m^3/mes	Caudal máximo efluente día m^3/d	Caudal máximo puntual efluente l/s
Julio	2020	102325,51	5000	105,8
Agosto	2020	140256	8150	99,9
Septiembre	2020	139845	5096	107,7
Octubre	2020	128403	5096	107,7
Diciembre	2020	148758	5526	174
Enero	2021	171101	6947	153

Fuente : SNIFA - Sistema Nacional de Información de Fiscalización.

Tabla 14 De caudales, para los meses de estudio comuna de Con-Con.

Mes	Año	Volumen tratada m^3/mes	Caudal máximo efluente día m^3/d	Caudal máximo puntual efluente l/s
Julio	2020	204.428	7.367	151
Agosto	2020	216.849	9.236	186,2
Septiembre	2020	208.3	7.504	195
Octubre	2020	212.481	7.651	242
Diciembre	2020	212.481	7.651	242
Enero	2021	217.357	8.426	220

Fuente : SNIFA - Sistema Nacional de Información de Fiscalización.

Tabla 15 De caudales, para los meses de estudio comuna de Higuerillas.

Mes	Año	Volumen efluente tratada m^3/mes	Caudal máximo efluente día m^3/d	Caudal máximo puntual efluente l/s
Julio	2020	116.857	4.696	100
Agosto	2020	77.013	4.503	96,2
Septiembre	2020	132.642	132.642	100,3
Octubre	2020	139.841	5.239	110,4
Diciembre	2020	129.283	5.134	176
Enero	2021	116.791	4.677	163

Fuente : SNIFA - Sistema Nacional de Información de Fiscalización.

ANEXOS III

Tabla costos de inversión del proyecto, equipos

Tabla 16 Costos de línea de aguas.

Línea de aguas	Descripción del equipamiento	Cantidad	Precio unitario (USD)	Precio total (USD)
Decantador primario	Estruagua	2	USD 478,029	USD 956,057.14
Difusores	SSI	3509	USD 24	USD 84,717.29
Sopladores	DOSIVAC DS 2800 (3 unidades en stand by)	10	USD 25,637	USD 256,371.43
Montaje de tuberías galvanizadas	Montaje de parrillas	6	USD 39,794	USD 238,762.10
Instrumentación	Medidores de caudal	6	USD 7,857	USD 47,142.86
Controlador DBO	Controlador IQ 282 XT	1	USD 4,429	USD 4,428.57
Sensor de DBO en línea entrada	Optical COD/TOC/DOC/BOD/SACUVT-254 and TSS probe with	1	USD 41,429	USD 41,428.57
Sensor de DBO en línea salida sedimentadores	Optical COD/TOC/DOC/BOD/SACUVT-254 and TSS probe with	1	USD 41,429	USD 41,428.57
Controlador pH	Controlador IQ 282 XT	1	USD 4,429	USD 4,428.57
Sensor de pH entrada planta	YSI IQ Sonda de pH con amplificador, sonda IQ .	1	USD 2,714	USD 2,714.29
Sensor de pH a la salida de los sedimentadores	YSI IQ Sonda de pH con amplificador, sonda IQ .	1	USD 2,714	USD 2,714.29

Controlador Solidos Suspendos	Controlador IQ 282 XT	1	USD 4,429	USD 4,428.57
Sensor de solidos suspendidos s la entrada de la planta	Optical COD/TOC/DOC/BOD/SACUVT-254 and TSS probe with	1	USD 41,429	USD 41,428.57
Sensor de solidos suspendidos s la salida de los sedimentadores	Optical COD/TOC/DOC/BOD/SACUVT-254 and TSS probe with	1	USD 41,429	USD 41,428.57
Controlador OD	Controlador IQ 282 XT	3	USD 4,429	USD 13,285.71
Sensor de OD	YSI IQ Sonda óptica de O D, 0-20.00 mg / l	6	USD 7,857	USD 47,142.86
Total				**USD 1,827,907.96**

Tabla 17 Costos de línea de fangos.

Línea de fangos	Descripción del equipamiento	Cantidad	Precio unitario (USD)	Precio total (USD)
Espesador de lodos	Estruagua	1	USD 73,041	USD 73,041.43
Espesador Centrifuga	Hiller , 2m3h - 4 m3/h	1	USD 178,338	USD 178,337.71
Preparador de polímeros (Espesador y deshidratación)	PREPARADOR DE POLIMERO PL 3000	1	USD 48,025	USD 48,025.22
Equipo centrifuga deshidratación de lodos	Hiller , 2m3h - 4 m3/h	1	USD 178,338	USD 178,337.71
Instrumentación	Medidores de caudal	4	USD 7,857	USD 31,428.57

Bomba recirculación sedimentador secundario a primario	Bomba de tornilla alimentación Centrifuga 2.6 m3h@ 2 bar	1	USD 3,906	USD 3,906.44
Bomba alimentación Espesador sedimentador secundario	Bomba de tornilla alimentación Centrifuga 2.6 m3h@ 2 bar	1	USD 3,906	USD 3,906.44
Bomba de purga de lodos sedimentador secundario	Bomba de tornilla alimentación Centrifuga 2.6 m3h@ 2 bar	1	USD 3,906	USD 3,906.44
Bomba alimentación Centrifuga	Bomba de tornilla alimentación Centrifuga 2.6 m3h@ 2 bar	2	USD 3,906	USD 7,812.89
Total				**USD 528,702.86**

Tabla 18 Costos de línea de fangos.

Línea de aguas regeneradas	Descripción del equipamiento	Cantidad	Precio unitario (USD)	Precio total (USD)
Estanque de Coagulación	Toro, Estanque armado en FRP 100m3	1	USD 41,810	USD 41,810.19
Montaje TK Coagulación	Parins, montaje en terreno	1	USD 15,067	USD 15,066.74
Estanques de Floculación	Toro, Estanque armado en FRP 234m^3	4	USD 99,440	USD 397,761.84
Montaje TK Floculación	Parins, montaje en terreno	4	USD 15,067	USD 60,266.94
Sedimentador lamelar	Equipos con una configuración 9+1	10	USD 65,917	USD 659,169.71
Desinfección AOP	Equipo de Desinfección AOP	4	USD 283,642	USD 1,134,567.50
Filtros de arena	Equipo de acero carbono fabricación local	7	USD 131,834	USD 922,837.59

Estanque de acumulación de aguas regeneradas	Permastrore, Vitrificado, 4000m^3	2	USD 438,095	USD 876,190.48
Montaje TK 4000 m3 Vitrificado	Permastrore, Vitrificado, 4000m^3	2	USD 47,084	USD 94,167.10
Instrumentación	Medidores de caudal	16	USD 7,857	USD 125,714.29
Controlador DBO , SST, ORP, pH	Controlador IQ 282 XT	1	USD 4,429	USD 4,428.57
Sensor DBO	Optical COD/TOC/DOC/BOD/SACUVT-254 and TSS probe with	1	USD 41,429	USD 41,428.57
Sensor SST	Optical COD/TOC/DOC/BOD/SACUVT-254 and TSS probe with	1	USD 41,429	USD 41,428.57
Sensor de pH	YSI IQ Sonda de pH con amplificador, sonda IQ .	1	USD 2,714	USD 2,714.29
Sensor ORP	YSI IQ Sonda ORP con amplificador, sonda IQ	1	USD 2,714	USD 2,714.29
Sensor de nivel US	Estanque de Coagulación-Floculación - Agua regenerada	7	USD 3,571	USD 25,000.00
Bombas	Bombas línea de Agua-Fangos-Regenerada	1	USD 296,844	USD 296,843.79
Bombas sedimentador a Coagulación - Floculación	Calpeda/N4 125-315A 208 m3/h @ 33 mca	12	USD 6,035	USD 72,415.25

Bomba estanque sedimentador lamelar a lechos filtrantes	Calpeda/N4 125-400B 312 m3/h @ 30 mca	7	USD 6,733	USD 47,131.95
Bomba de retro lavados de lechos filtrantes	Calpeda/N4 150-400A 480 m^3/h @ 37 mca	7	USD 8,252	USD 57,764.36
Skid de dosificación Coagulante floculante	Grundfos	2	USD 28,571	USD 57,142.86
Dosificación Hipoclorito	Skid dosificación hipoclorito	2	USD 21,429	USD 42,857.14
Total				**USD 5,019,422.02**

Tabla 19 Costos línea de tableros de fuerza y control.

Fuerza y Control	**Descripción del equipamiento**	**Cantidad**	**Precio unitario (USD)**	**Precio total (USD)**
Tableros de fuerza y control	Se considera un 5% del total	1	USD 710,478	USD 710,478.29

Costos de inversión obras civiles

Tabla 20 Estanque de homogenización obras civiles.

	Unidades	Valores
Largo	m	40
Ancho	m	20
Altura	m	5
Espesor pared	m	0.2
Espesor Base	m	0.3
Área Base de estanque	m^2	800.0
Área Pared de estanque	m^2	600.0
Volumen del estanque	m^3	4000
Volumen Base del estanque	m^3	240.0
Volumen Pared del estanque	m^3	120.0
Factor de seguridad 10%	m^3	36.0

Tabla 21 Estanque de homogenización obras civiles.

Detalle	Unidad	Cantidad	Precio unitario (USD)	Precio total (USD)
Hormigón	m3	396.0	USD 94.92	USD 37,588
Enfierradura	kg	31680.0	USD 0.79	USD 25,059
Moldaje	m2	1200.0	USD 13.04	USD 15,646
Emplantillado H5	m3	99.0	USD 66.14	USD 6,548
Excavaciones	m3	5200.0	USD 3.49	USD 18,167
Retiro escombros	m3	4160.0	USD 2.61	USD 10,859
Rellenos compactados	m3	624.0	USD 11.07	USD 6,910
Total				**USD 120,777**

Tabla 22 Costos finales estanque homogenización.

Mano de Obra Estanque, 25% del material	USD 30,194
Total mano de obra más material	USD 150,972
Total + factor de seguridad	USD 173,617
Total de ecualizadores costo	USD 347,235
Total unitario en dólares con utilidad 15%	USD 204,256
Total	**USD 408,512**

Tabla 23 Decantador primario obras civiles.

Descripción	**Unidades**	**Valores**
Diámetro	m	38
Altura	m	4
Espesor pared	m	0.2
Espesor Base	m	0.25
Área Base de estanque	m^2	1133.5
Área Pared de estanque	m^2	477.3
Volumen Base del estanque	m^3	283.4
Volumen Pared del estanque	m^3	95.5
Factor de seguridad 15%	m^3	56.8

Tabla 24 Decantador primario obras civiles.

Detalle	Unidad	Cantidad	Precio unitario (USD)	Precio total (USD)
Hormigón	m3	435.7	USD 94.92	USD 41,354
Enfierradura	kg	43566.7	USD 0.79	USD 34,461
Moldaje	m2	954.6	USD 13.04	USD 12,446
Emplantillado H5	m3	130.7	USD 66.14	USD 8,645
Excavaciones	m3	4420.8	USD 3.49	USD 15,445
Retiro escombros	m3	4862.9	USD 2.61	USD 12,694
Rellenos compactados	m3	530.5	USD 11.07	USD 5,875
Total				**USD 130,919**

Tabla 25 Costos finales estanque Decantadores Primarios.

Mano de obra Decantador, 25% del material	USD 32,730
Total mano de obra más material	USD 150,556
Total + factor de seguridad	USD 173,140
Total Decantadores (2) costo	USD 346,280
Total unitario en dólares con utilidad 15%	USD 203,694
Total con utilidad	**USD 407,388**

Tabla 26 Reactor anoxico obras civiles.

Descripción	Unidades	Valores
Largo	m	5
Ancho	m	15
Altura	m	25
Espesor pared	m	0.2
Espesor Base	m	0.3
Área Base de estanque	m^2	75.0
Área Pared de estanque	m^2	1000.0
Volumen del estanque	m^3	1875
Volumen Base del estanque	m^3	22.5
Volumen Pared del estanque	m^3	200.0
Factor de seguridad 15%	m^3	33.4

Tabla 27 Reactor anoxico obras civiles.

Detalle	Unidad	Cantidad	Precio unitario (USD)	Precio total (USD)
Hormigón	m^3	255.9	USD 94.92	USD 24,288
Enfierradura	kg	20470.0	USD 0.79	USD 16,192
Moldaje	m^2	2000.0	USD 13.04	USD 26,077
Emplantillado H5	m^3	64.0	USD 66.14	USD 4,231
Excavaciones	m^3	2437.5	USD 3.49	USD 8,516
Retiro escombros	m^3	1950.0	USD 2.61	USD 5,090
Rellenos compactados	m^3	292.5	USD 11.07	USD 3,239
Total				**USD 87,632**

Tabla 28 Costos finales estanque reactor anoxico.

Mano de obra reactor anoxico , 25% del material	USD 21,908
Total mano de obra más material	USD 109,540
Total + factor de seguridad	USD 125,971
Total reactor anoxicos (6) costo	USD 251,943
Total unitario en dólares con utilidad 15%	USD 144,867
Total	**USD 289,734**

Tabla 29 Reactor biológico obras civiles.

Descripción	Unidades	Valores
Largo	m	25
Ancho	m	14
Altura	m	5
Espesor pared	m	0.2
Espesor Base	m	0.3
Área Base de estanque	m^2	350.0
Área Pared de estanque	m^2	390.0
Volumen del estanque	m^3	1750
Volumen Base del estanque	m^3	105.0
Volumen Pared del estanque	m^3	78.0
Factor de seguridad 15%	m^3	27.5

Tabla 30 Reactor aeróbico obras civiles.

Detalle	Unidad	Cantidad	Precio unitario (USD)	Precio total (USD)
Hormigón	m^3	210.5	USD 94.92	USD 19,976
Enfierradura	kg	16836.0	USD 0.79	USD 13,317
Moldaje	m^2	780.0	USD 13.04	USD 10,170
Emplantillado H5	m^3	52.6	USD 66.14	USD 3,480
Excavaciones	m^3	2275.0	USD 3.49	USD 7,948
Retiro escombros	m^3	1820.0	USD 2.61	USD 4,751
Rellenos compactados	m^3	273.0	USD 11.07	USD 3,023
Total				**USD 61,066**

Tabla 31 Costos finales estanque reactor aeróbico.

Mano de obra reactor aeróbico , 25% del material	USD 15,267
Total mano de obra más material	USD 76,333
Total + factor de seguridad	USD 87,783
Total reactor aeróbico (6) costo	USD 526,696
Total unitario en dólares con utilidad 15%	USD 103,274
Total	**USD 619,644**

Tabla 32 Sedimentador secundario obras civiles.

Descripción	Unidades	Valores
Largo	m	39
Ancho	m	13
Altura	m	5
Espesor pared	m	0.2
Espesor Base	m	0.3
Área Base de estanque	m^2	507.0
Área Pared de estanque	m^2	520.0
Volumen del estanque	m^3	2535
Volumen Base del estanque	m^3	152.1
Volumen Pared del estanque	m^3	104.0
Factor de seguridad 15%	m^3	38.4

Tabla 33 Reactor sedimentador secundario obras civiles.

Detalle	Unidad	Cantidad	Precio unitario (USD)	Precio total (USD)
Hormigón	m^3	294.5	USD 94.92	USD 27,955
Enfierradura	kg	23561.2	USD 0.79	USD 18,637
Moldaje	m^2	1040.0	USD 13.04	USD 13,560
Emplantillado H5	m^3	73.6	USD 66.14	USD 4,870
Excavaciones	m^3	3295.5	USD 3.49	USD 11,513
Retiro escombros	m^3	2636.4	USD 2.61	USD 6,882
Rellenos compactados	m^3	395.5	USD 11.07	USD 4,379
Total				**USD 87,797**

Tabla 34 Costos finales sedimentador secundario.

Mano de obra sedimentador secundario, 25% del material	USD 21,949
Total mano de obra más material	USD 109,746
Total + factor de seguridad	USD 126,208
Total sedimentador secundario (6) costo	USD 757,246
Total unitario en dólares con utilidad 15%	USD 148,480
Total	**USD 890,877**

Tabla 35 Obras civiles estanque de coagulación.

Descripción	**Unidad**	**Valor**
Largo	m	5
Ancho	m	5
Cantidad	S.D	1
Espesor de radier	m	0.2
Volumen de concreto	m	5
$/m^3	$	150000
Mano de Obra Estanque	$	750,000
Factor de seguridad 15%	$	112,500
Total dólares 15% utilidad	**USD**	**1,338**

Tabla 36 Obras civiles estanque de floculación.

Descripción	**Unidad**	**Valor**
Largo	m	10
Ancho	m	10
Cantidad	S.D	1
Espesor de radier	m	0.2
Volumen de concreto	m	20
$/m^3	$	150000
Mano de Obra Estanque	$	3,000,000
Factor de seguridad 15%	$	450,000
Total dólares 15% utilidad	USD	5,351

Tabla 37 Obras civiles sedimentador lamelar.

Descripción	**Unidad**	**Valor**
Largo	m	12
Ancho	m	24
Cantidad	S.D	1
Espesor de radier	m	0.2
Volumen de concreto	m	57.6
$/m^3	$	150000
Mano de Obra Estanque	$	8640000
Factor de seguridad 15%	$	1296000
Total dólares 15% utilidad	**USD**	**15410.61**

Tabla 38 Obras civiles lechos filtrantes.

Descripción	Unidad	Valor
Largo	m	8
Ancho	m	14
Cantidad	S.D	1
Espesor de radier	m	0.2
Volumen de concreto	m	22.4
$/m^3	$	150000
Mano de Obra Estanque	$	3,360,000
Factor de seguridad 15%	$	504,000
Total dólares 15% utilidad	**USD**	**5993.02**

Tabla 39 Obras civiles estanques de aguas regeneradas.

Descripción	Unidad	Valor
Largo	m	30
Ancho	m	60
Cantidad	S.D	1
Espesor de radier	m	0.2
Volumen de concreto	m	360
$/M3	$	150000
Mano de Obra Estanque	$	54,000,000
Factor de seguridad 15%	$	5,400,000
Total dólares 15% utilidad	**USD**	**92128.66**

Costos de estructuras metálicas

Tabla 40 Costos de estructuras metálicas reactor anoxico.

Descripción	Unidad	Valores
Largo	m	25
Ancho	m	14
Altura	m	5
Espesor	m	0.005
Cantidad		2
Área base de fondo	m^2	350
Área de paredes	m^2	390
Volumen de fierro base	m^3	1.75
Volumen de fierro paredes	m^3	1.95
Densidad de fierro	kg/m^3	8000

Peso de fondo	kg	14,000.0
Peso de paredes	kg	15,600.0
Atiezadores	kg	11,840.0
Peso Total	kg	41,440.0
Precio por kg trabajado	$/Kg	1500
Precio de pieza	$	62,160,000
Total 2 reactores	**USD**	**163,896**

Tabla 41 Costos de estructuras metálicas reactor aeróbicos.

Descripción	**Unidad**	**Valores**
Largo	m	25
Ancho	m	14
Altura	m	5
Espesor	m	0.005
Cantidad		6
Área base de fondo	m^2	350
Área de paredes	m^2	390
Volumen de fierro base	m^3	1.75
Volumen de fierro paredes	m^3	1.95
Densidad de fierro	kg/m^3	8000
Peso de fondo	kg	14,000.0
Peso de paredes	kg	15,600.0
Atiezadores	kg	11,840.0
Peso Total	kg	41,440.0
Precio por kg trabajado	$/Kg	1500
Precio de pieza	$	62,160,000
Total 6 reactores	**USD**	**491,688**

Tabla 42 Costos de estructuras metálicas sedimentador primario.

Sección Recta		
Descripción	**Unidad**	**Valores**
Largo	m	38
Ancho	m	38
Altura	m	4
Espesor	m	0.005
Cantidad		2
Área de paredes	m2	456
Volumen de fierro base	m3	0.00
Volumen de fierro paredes	m3	2.28

Densidad de fierro	kg/m3	8000
Peso de paredes	kg	18,240.0
Atiezadores	kg	5,472.0
Peso Total	kg	23,712.0
Precio por kg trabajado	$/Kg	1500
Precio de pieza	$	35,568,000
Precio de pieza más 15% utilidad	**USD**	**110,331**

Tabla 43 Sección piramidal sedimentador primario.

Descripción	Unidad	Valores
Largo	m	38
Ancho	m	38
Altura	m	1.5
Espesor	m	0.005
Cantidad		2
Área base de fondo	m2	0.09
Área de paredes	m2	152
Volumen de fierro base	m3	0.000
Volumen de fierro paredes	m3	0.76
Densidad de fierro	kg/m3	8000
Peso de fondo	kg	3.6
Peso de paredes inclinadas	kg	6,080.0
Atiezadores	kg	3,041.8
Peso Total	kg	9,125.4
Precio por kg trabajado	$/Kg	1500
Precio de pieza	$	13,688,100
Precio total más 15% de utilidad	**USD**	**42,460**

Tabla 44 Costos de estructuras metálicas sedimentador secundario.

Sección Recta		
Descripción	**Unidad**	**Valores**
Largo	m	39
Ancho	m	13
Altura	m	5
Espesor	m	0.005
Cantidad		6
área de paredes	m^2	325
Volumen de fierro paredes	m^3	1.63
Densidad de fierro	kg/m^3	8000

Peso de paredes	kg	13,000.0
Atiezadores	kg	3,900.0
Peso Total	kg	16,900.0
Precio por kg trabajado	$/Kg	1500
Precio de pieza	$	25,350,000
Precio total más 15% de utilidad	**USD**	**235,905**

Tabla 45 Sección piramidal sedimentador secundario.

Descripción	**Unidad**	**Valores**
Largo	m	39
Ancho	m	13
Altura	m	1.5
Espesor	m	0.005
Cantidad		6
Área base de fondo	m^2	0.09
Área de paredes	m^2	156
Volumen de fierro paredes	m^3	0.78
Densidad de fierro	kg/m^3	8000
Peso de fondo	kg	3.6
Peso de paredes inclinadas	kg	6,240.0
Atiezadores	kg	3,121.8
Peso Total	kg	9,365.4
Precio por kg trabajado	$/Kg	1500
Precio de pieza	$	14,048,100
Precio total más 15% de utilidad	**USD**	**130,731**

Tabla 46 Costos de materiales digestor primario.

Descripción	**Unidad**	**Valores**
Largo	m	13
Ancho	m	13
Altura	m	8.5
Espesor	m	0.005
Área base de fondo	m^2	169
Área de paredes	m^2	331.5
Volumen de fierro base	m^3	0.85
Volumen de fierro paredes	m^3	1.66
Densidad de fierro	kg/m^3	8000
Peso de fondo	kg	6,760.0
Peso de paredes	kg	13,260.0

Atiezadores	kg	8,008.0
Peso Total	kg	28,028.0
Precio por kg trabajado	$/Kg	1500
Precio de pieza	$	42,042,000
Precio total más 15% de utilidad	**USD**	**65,207**

Tabla 47 Costos de materiales digestor secundario.

Descripción	**Unidad**	**Valores**
Largo	m	10
Ancho	m	10
Altura	m	7
Espesor	m	0.005
Área base de fondo	m^2	100
Área de paredes	m^2	210
Volumen de fierro base	m^3	0.50
Volumen de fierro paredes	m^3	1.05
Densidad de fierro	kg/m^3	8000
Peso de fondo	kg	4,000.0
Peso de paredes	kg	8,400.0
Atiezadores	kg	4,960.0
Peso Total	kg	17,360.0
Precio por kg trabajado	$/Kg	1500
Precio de pieza	$	**26,040,000**
Precio total más 15% de utilidad	**USD**	**40,388**

Tabla 48 Costos de materiales cámara de contacto.

Descripción	**Unidad**	**Valores**
Largo	m	76
Ancho	m	2.5
Altura	m	2.5
Espesor	m	0.005
Área base de fondo	m^2	190
Área de paredes	m^2	202.5
Volumen de fierro base	m^3	0.95
Volumen de fierro paredes	m^3	1.01
Densidad de fierro	kg/m^3	8000
Peso de fondo	kg	7,600.0
Peso de paredes	kg	8,100.0
Atiezadores	kg	6,280.0

Peso Total	kg	21,980.0
Precio por kg trabajado	$/Kg	1300
Precio de pieza	$	**28,574,000**
Precio total más 15% de utilidad	**USD**	**44,318**

Tabla 49 Costos de estructuras metálicas espesador de lodos.

Sección Recta		
Descripción	**Unidad**	**Valores**
Largo	m	2.6
Ancho	m	2.6
Altura	m	1
Espesor	m	0.005
Área de paredes	m^2	7.8
Volumen de fierro paredes	m^3	0.04
Densidad de fierro	kg/m^3	8000
Peso de paredes	kg	312.0
Atiezadores	kg	93.6
Peso Total	kg	405.6
Precio por kg trabajado	$/Kg	1500
Precio de pieza	$	**608,400**
Precio total más 15% de utilidad	**USD**	**802.08**

Tabla 50 Sección piramidal sedimentador primario.

Descripción	Unidad	Valores
Largo	m	2.6
Ancho	m	2.6
Altura	m	1.4
Espesor	m	0.005
Área base de fondo	m^2	0.09
Área de paredes	m^2	10.4
Volumen de fierro paredes	m^3	0.05
Densidad de fierro	kg/m^3	8000
Peso de fondo	kg	3.6
Peso de paredes inclinadas	kg	416.0
Atiezadores	kg	209.8
Peso Total	kg	629.4
Precio por kg trabajado	$/Kg	1500
Precio de pieza	$	944,100
Precio total más 15% de utilidad	**USD**	**1,464**

ANEXO IV

Costos Operacionales

Parámetros Línea de Agua

Caudal de tratamiento	1872	m^3/h
Utilización	100%	

1. Difusores

Marca y modelo	Repicky , EG-300	
Cantidad	100	
Costo	15,00	U$S/unidad
Frecuencia cambio	36	meses
Costo específico	**0,0000309**	**U$S/m3 de agua tratada**
Costo mensual	41,67	U$S

2. Energía eléctrica

Bombas y otros	334,914	kW
Costo energía	0,098192557	U$S/kW
Costo específico	**0,0176**	**U$S/m3 de agua tratada**
Costo mensual	23677,96458	U$S

3. Mantención reactores anoxicos

Período	60	meses
Costo	8000	U$S
Costo específico	**0,00010**	**U$S/m3 de agua tratada**
Costo mensual	133	U$S

4. Mantención reactores Aeróbicos

Período	60	meses
Costo	6000	U$S

Costo específico	**0,00007**	**U$S/m3 de agua tratada**
Costo mensual	100	U$S

5. Sopladores		
Período	36	meses
Costo	6000	U$S
Costo específico	**0,0001**	**U$S/m3 de agua tratada**
Costo mensual	167	U$S

6. Tuberías		
Período	60	meses
Costo	10000	U$S
Costo específico	**0,0001**	**U$S/m3 de agua tratada**
Costo mensual	167	U$S

7. Residuos desbaste		
Cantidad	123	ton
Costo	243	U$S/ton
Frecuencia cambio	1	meses
Costo específico	**0,022**	**U$S/m3 de agua tratada**
Costo mensual	29918,7	U$S

8. Arenas		
Cantidad retiro mensual	41	ton
Costo	243,24	U$S/ton
Frecuencia cambio	1	meses
Costo específico	**0,0073992**	**U$S/m3 de agua tratada**
Costo mensual	9972,89	U$S

9. Grasas		
Cantidad retiro mensual	5,46	ton
Costo	243,24	U$S/ton
Frecuencia cambio	1	meses

Costo específico	**0,0009854**	**U$S/m3 de agua tratada**
Costo mensual	1328,10	U$S

10. Total Línea de Agua

Costo específico	**0,049**	**U$S/m3 de agua tratada**
Costo mensual	65506	U$S

Tabla 52 Costos operativos línea de fangos.

Parámetros Línea de Fangos		
Caudal de tratamiento	1872	m^3/h
Utilización	43%	
1. Inyección Floculante Espesado 6%		
Floculante	Química del Sur	
Costo	2,20	U$S/kg
Dosis	0,3	ppm
Costo específico	**0,0015421**	**U$S/m3 de lodo tratado**
Costo mensual	889,57	U$S @24 h/día; 30 días/mes
2. Inyección Floculante Deshidratado 2-3%		
Floculante	Química del Sur	
Costo	2,2	U$S/kg
Dosis	0,3	ppm
Costo específico	**0,00066**	**U$S/m3 de lodo tratado**
Costo mensual	889,57	U$S @24 h/día; 30 días/mes
3. Energía eléctrica		
Bombas y otros	26,72948	kW
Costo energía	0,116778506	U$S/kW

Costo específico	**0,0017**	**U$S/m3 de lodo tratado**
Costo mensual	966,39	U$S

4. Mantención y repuestos equipos		
Período	60	meses
Costo	5000	U$S
Costo específico	**0,022**	**U$S/m3 de lodo tratado**
Costo mensual	83	U$S

5. Residuos solidos		
Cantidad retiro mensual	122	ton
Costo	243	U$S/ton
Frecuencia cambio	1	meses
Costo específico	**0,022**	**U$S/m3 de agua tratada**
Costo mensual	29675,4	U$S

6. Total		
Costo específico	**0,026**	**U$S/m3 de lodo tratado**
Costo mensual	32504	U$S

Tabla 53 Costos operativos línea aguas regeneradas.

Parámetros Línea de Aguas Regeneradas		
Caudal de tratamiento	1872	m3/h
Utilización	100%	
1. Inyección de coagulante		
Coagulante	Química del Sur	
Costo	1,58	U$S/kg
Dosis	5	ppm
Costo específico	**0,0079100**	**U$S/m3 de agua regenerada**
Costo mensual	10661	U$S @24 h/día; 30 días/mes
2. Inyección Floculante		
Floculante	Química del Sur	
Costo	2,2	U$S/kg
Dosis	0,3	ppm
Costo específico	**0,000132**	**U$S/m3 de agua regenerada**
Costo mensual	889,5744	U$S @24 h/día; 30 días/mes
3. Inyección de Hipoclorito de Sodio		
Inyección de Hipoclorito de Sodio	Química del Sur	
Costo	1,3	U$S/kg
Dosis	2	ppm
Costo específico	**0,00867**	**U$S/m3 de agua regenerada**
Costo mensual	3504,384	U$S @24 h/día; 30 días/mes
4. Cambio de medios Arena Filtrante		

Marca y modelo	S.D	
Cantidad	302664,6	
Costo	0,310	U$S/unidad
Frecuencia cambio	36	meses
Costo específico	**0,0019337**	**U$S/m3 de agua regenerada**
Costo mensual	2606,2785	U$S

5. Lámparas UV

Marca y modelo	S.D	
Cantidad	48	
Costo	337,65	U$S/unidad
Frecuencia cambio	12	meses
Costo específico	**0,0010021**	**U$S/m3 de agua regenerada**
Costo mensual	1350,61	U$S

6. Energía eléctrica

Bombas y otros	1267,12	kW
Costo energía	0,09819256	U$S/kW
Costo específico	**0,0665**	**U$S/m3 de agua regenerada**
Costo mensual	89583,6617	U$S

7. Mantención de Sedimentadores , Estanques e Instrumentación

Período	36	meses
Costo	20000	U$S
Costo específico	**0,000412**	**U$S/m3 de agua regenerada**
Costo mensual	556	U$S

8. Total Aguas Regeneradas

Costo específico	**0,0865**	**U$S/m3 de agua regenerada**
Costo mensual	109152	U$S

Tabla 54 Costos operativos personal de planta.

1. Jefe de Planta		
Cantidad	1	
Costo	3000	U$S/unidad
Frecuencia cambio	1	meses
Costo específico	**0,0022258**	**U$S/m3**
Costo mensual	3000	U$S
2. Jefe de Turno		
Cantidad	4	
Costo	2000	U$S/unidad
Frecuencia cambio	1	meses
Costo específico	**0,0059354**	**U$S/m3**
Costo mensual	8000	U$S
2. Operadores Sala de Control		
Cantidad	4	
Costo	1500,00	U$S/unidad
Frecuencia cambio	1	meses
Costo específico	**0,0027778**	**U$S/m3**
Costo mensual	6000	U$S
3. Operadores Mantenimiento		
Cantidad	2	
Costo	1000,00	U$S/unidad
Frecuencia cambio	1	meses
Costo específico	**0,0013889**	**U$S/m3**
Costo mensual	2000	U$S
4. Analista Quimico		
Cantidad	2	
Costo	1000,00	U$S/unidad
Frecuencia cambio	1	meses
Costo específico	**0,0018519**	**U$S/m3**
Costo mensual	2000	U$S
4. Seguridad		
Cantidad	8	
Costo	800,00	U$S/unidad

Frecuencia cambio	1	meses
Costo específico	**0,0088889**	**U$S/m3**
Costo mensual	6400	U$S
5. Total		
Costo específico	**0,023**	**U$S/m3**
Costo mensual	27400	U$S

Costos energéticos

Tabla 55 Costos energéticos.

Descripción equipos		**Cantidad**	**Energía por equipo (kW)**	**Energía (kW) Total**
Decantador primario	Estruagua	2	7.457	14.914
Sopladores	DOSIVAC DS 2800 (3 unidades en stand by)	10	40	320
Espesador de lodos	Estruagua	1	7.457	7.457
Espesador Centrifuga	Hiller , 2m3h - 4 m3/h	1	5.5	5.5
Preparador de polímeros (Espesador y deshidratación)	PREPARADOR DE POLIMERO PL 3000	1	4.77248	4.77248
Equipo centrifuga deshidratación de lodos	Hiller , 2m3h - 4 m3/h	1	5.5	5.5
Bomba recirculación sedimentador secundario a primario	Bomba de tornilla alimentación Centrifuga 2.6 m3h@ 2 bar	1	0.7	0.7
Bomba alimentación Espesador	Bomba de tornilla alimentación Centrifuga 2.6 m3h@ 2 bar	1	0.7	0.7

sedimentador secundario				
Bomba de purga de lodos sedimentador secundario	Bomba de tornilla alimentación Centrifuga 2.6 m3h@ 2 bar	1	0.7	0.7
Bomba alimentación Centrifuga	Bomba de tornilla alimentación Centrifuga 2.6 m3h@ 2 bar	2	0.7	1.4
Desinfección UV	Equipo de Desinfección AOP	4	16.5	66
Bombas sedimentador a Coagulación - Floculación	Calpeda/N4 125-315A 208m3h@ 33 mca	12	29.828	357.936
Bomba estanque sedimentador lamelar a lechos filtrantes	Calpeda/N4 125-400B 312m3h@ 30 mca	7	44.742	313.194
Bomba de retro lavados de lechos filtrantes	Calpeda/N4 150-400A 480 m3h@ 37 mca	7	74.57	521.99
Skid de dosificación Coagulante floculante	Grundfos	2	2	4
Dosificación Hipoclorito	Skid dosificación hipoclorito	2	2	4
Total				**1628.76**

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ

Y

UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS

MÁSTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA

Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

PROYECTO DE FIN DE MASTER

ESTUDIO DE LA SALINIDAD EN LOS SUELOS DEL DELTA DEL EBRO MEDIANTE IMÁGENES RADAR SAR (SENTINEL-1)

AUTORA:

María Rodrigo Viñuela

DIRECTOR:

Dr. Francisco Carreño Conde (URJC)

Alcalá de Henares, a 24 de junio de 2021

Índice

RESUMEN……....358
1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS…..358
1.1. Sentinel-1……...361
1.1. Sentinel-2……...…362
2. METODOLOGÍA Y DESARROLLO DEL TRABAJO……..363
2.1. Primeros pasos y elección de la fecha adecuada…….363
2.2. Descarga de imágenes Sentinel-2 y Sentinel-1 en Copernicus Open Access Hub…….364
2.3. Pre-procesado de imágenes Sentinel-1 en SNAP……..366
2.4. Imágenes Sentinel-2. Cálculo del índice NDVI……..367
2.5. Carga de imágenes y mapas en ArcGIS. Elección de parcelas……...368
2.6. Procesado de las imágenes SAR Sentinel-1……..371
2.7. Estadísticas de las parcelas. Gráficos373
3. DISCUSIÓN Y RESULTADOS……..374
4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES……379
5. BIBLIOGRAFÍA……..381

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. El Delta del Ebro. 359
Figura 2. Campos de arroz en el Delta del Ebro en verano. (Foto: Joan Revillas). 359
Figura 3. Radiación emitida por el satélite radar SAR y radiación retrodispersada por la superficie terrestre (fuente: bibliotecacpa.org.ar). 360
Figura 4. Misión Sentinel-1 radar SAR (fuente: esa.int). 361
Figura 5. Bandas espectrales de Sentinel-2. (Fuente: gisandbeers.com). 362
Figura 6. Precipitaciones registradas en el Delta del Ebro desde enero a abril de 2019 (fuente: aemet.es). 364
Figura 7. Escogiendo imágenes Sentinel en Copernicus Open Access Hub. 365
Figura 8. Solicitud de una imagen Sentinel-2 en Copernicus Open Access Hub....366
Figura 9. Coeficiente de retrodispersión de las polarizaciones VH y VV de Sentinel-1. 367
Figura 10. Índice NDVI en el área del Delta del Ebro. 368
Figura 11. Imágenes Sigma_VH (coeficiente de retrodispersión de la polarización VH de Sentinel-1), índice NDVI (Sentinel-2) e imagen natural (GoogleEarth). 369
Figura 12. Elevación en metros sobre el delta del Ebro. 370
Figura 13. Polígonos (en azul) escogidos sobre parcelas de cultivo de arroz. ..370
Figura 14. Polarización horizontal VH y parcelas (polígonos azules). 371
Figura 15. Esquema de procesado de imágenes radar SAR en SNAP.....372
Figura 16. Coeficiente de retrodispersión VH con polígonos de parcelas en SNAP. 373
Figura 17. Coeficiente de retrodispersión VV con polígonos de parcelas en SNAP. 373

Figura 18. Ejemplos de los parámetros estadísticos obtenidos de las parcelas 9 y 11 con SNAP.....374
Figura 19. Diagramas de caja y bigote de las estadísticas del coeficiente de retrodispersión para las polarizaciones horizontal y vertical en todas las parcelas. 375
Figura 20. Mapa de elevación sobre el nivel del mar con las parcelas. Las parcelas con valor de retrodispersión radar SAR mayor de 0,01 se muestran en color rojo. 376
Figura 21. Mapa de la salinidad con las parcelas con valor de retrodispersión radar SAR más destacada (fuente: Ph. D. Thesis 2017, Ana Genua Olmedo). 376
Figura 22. Relación de la retrodispersión VH y VV con la salinidad.....377
Figura 23. Relación de la retrodispersión VH con la salinidad (sin la parcela 28)..378
Figura 24. Relación de la retrodispersión VV con la salinidad (sin la parcela 28)..378

TABLA DE ABREVIATURAS

CE: Comisión Europea

ESA: European Space Agency

ETRS89: European Terrestrial Reference System 1989

Eumetsat: Organización Europea para la Explotación de Satélites Meteorológicos

GRD: Ground Range Detected

GHz: gigahertz

IGN: Instituto Geográfico Nacional

IPCC: Intergovernmental Panel on Climate Change

IRTA: Recerca i Tecnologies Agroalimentaries

MSIL1C: MultiSpectral Instrument Level 1-C

NDVI: Normalize Difference Vegetation Index

NIR: Near InfraRed

SAR: Synthetic Aperture radar

UTM: Universal Transverse Mercator

WGS84: World Geodetic System 1984

RESUMEN

Desde hace pocos años, la teledetección ha adquirido un papel protagonista en muchos ámbitos de estudio, dado que es capaz de proporcionar gran cantidad de datos en el instante deseado, a menudo cedidos sin coste alguno al usuario final. Estos datos proporcionan información directa e indirecta de muchos parámetros relacionados con la superficie del planeta. En esta memoria se detalla un estudio para relacionar la salinidad del suelo con la señal de retrodispersión registrada por un satélite de radar de apertura sintética (SAR, por sus siglas en inglés *synthetic aperture radar*), el satélite de la misión Copernicus Sentinel-1.

La salinidad de las tierras del Delta del río Ebro es un problema para los cultivos de arroz cultivo de arroz. Las amenazas a las que se enfrenta esta zona de altísimo valor ecológico son variadas. Entre ellas se encuentra la subida paulatina del nivel del mar, debido tanto a la subida absoluta del nivel medio del mar como a la subsidencia del propio delta. La topografía de la zona es tan baja que las inundaciones pueden llegar a cubrir casi por entero su extensión. En segundo lugar, debido a la construcción de nuevas presas en los últimos años, el aporte de sedimentos en el tramo final del río Ebro es cada vez más escaso, dado que las presas impiden que los sedimentos puedan abrirse paso naturalmente aguas abajo hacia el mar Mediterráneo.

Como tercera amenaza, aunque existen más peligros potenciales, en lo que atañe al objeto de este estudio, cabe citar la elevada salinidad de las tierras de cultivo en el área. Todos estos problemas ponen en riesgo el futuro del Delta del Ebro, provocando cambios físicos y ecológicos (IPCC 2007), pero también afectará económicamente a la vulnerabilidad de las comunidades costeras (Nicholls 2010).

1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

El Delta del Ebro en España es una zona prácticamente llana de gran importancia agrícola donde predomina mayoritariamente l

Figura13. Campos de arroz en el Delta del Ebro en verano (Foto: Joan Revillas).

Esta vulnerabilidad es especialmente cierta en el caso de las tierras de cultivo. En los últimos años, todas las parcelas de arroz van al unísono en el ciclo de tareas agrícolas. La campaña de cultivo se extiende desde el mes de abril hasta septiembre, momento en el que se recoge el arroz. A partir de ese momento, en otoño, se permite la libre circulación del agua del río por toda la red de canales y se produce la inundación de todas las parcelas del delta. En diciembre se abren las compuertas permitiendo la salida de toda el agua embalsada y las parcelas se empiezan a secar. A finales de febrero, si no ha llovido, es el momento en que las parcelas están más secas. A partir de este momento comienzan los trabajos de preparación de la tierra previos a la siembra de abril.

Es precisamente este momento, finales de febrero, cuando las parcelas están más secas y aún sin cultivo, el más adecuado para nuestro estudio. Elegimos estas fechas para tomar imágenes de teledetección de satélite radar.

Un satélite radar de apertura sintética posee una fuente de radiación electromagnética propia con la que ilumina la Tierra. En la superficie terrestre, parte de la energía incidente se absorbe, parte se transmite y parte se refleja. La suma de estos tres fenómenos es equivalente a la energía incidente o, lo que es lo mismo, la suma de los coeficientes de absorción (o absorbancia), de transmisión (o transmitancia) y de reflexión (o reflectancia) es igual a uno:

$$\alpha + \tau + \rho = 1$$

Donde:

- $\alpha = Energía\ absorbida/ Energía\ incidente$ = coeficiente de absorción o absorbancia
- $\tau = Energía\ transmitida/ Energía\ incidente$ = coeficiente de transmisión o transmitancia

- $\rho = Energía\ reflejada / Energía\ incidente$ = coeficiente de reflexión o reflectancia

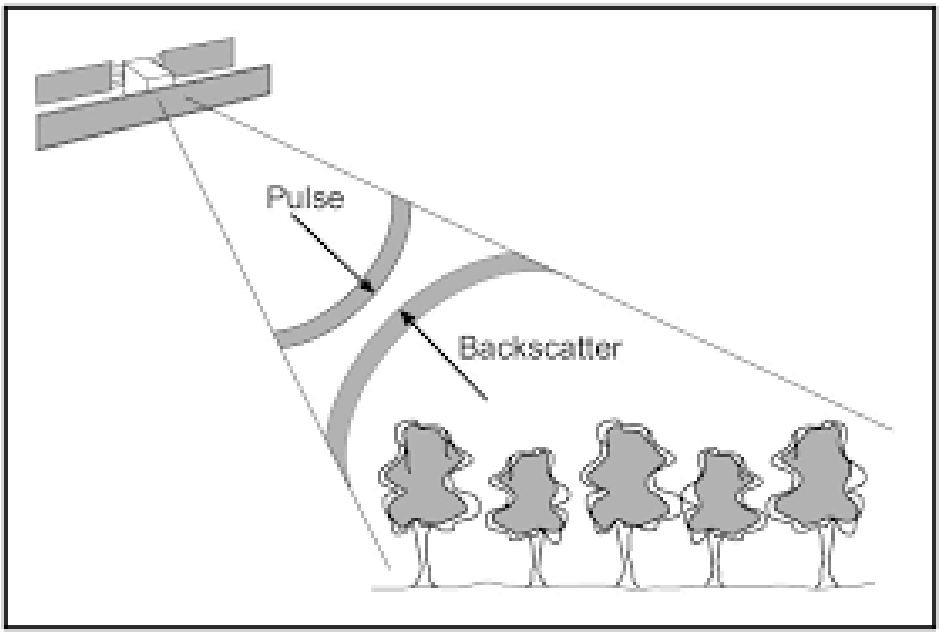


Figura 14. Radiación emitida por el satélite radar SAR y radiación retrodispersada por la superficie terrestre (fuente: bibliotecacpa.org.ar).

De toda la energía reflejada solamente parte de ella llega de nuevo al satélite. La radiación electromagnética que detecta el sensor del satélite viene dada por el coeficiente de dispersión o retrodispersión (*backscattering*) y con él se forman las imágenes que luego estarán disponibles para los usuarios finales. Este parámetro, que se traduce en diferentes tonos de gris en la imagen, depende de muchos factores como son la vegetación, la rugosidad del suelo, la temperatura, la humedad, la salinidad, etcétera.

El objetivo de este estudio es establecer la relación de la imagen de teledetección con la salinidad de las parcelas en ese momento. Conocer la salinidad de cada una de las parcelas puede resultar muy útil para los agricultores a la hora de la siembra para tomar decisiones.

Las imágenes radar que se pueden obtener corresponden a cada una de las polarizaciones horizontal y vertical del coeficiente de retrodispersión que el sensor del radar del satélite es capaz de captar. Las polarizaciones dependen de la naturaleza del objeto reflejado. Como resalta A. J. Zozaya (2016) en su artículo *Synthetic aperture radars: conceptual design procedure* "un bosque de árboles con gran desarrollo vertical responderá más intensamente a una polarización vertical que a una horizontal. De esta forma, si queremos llegar al suelo, convendrá una polarización

horizontal, y si queremos detectar el bosque, una vertical". En nuestro caso, como veremos al final, tanto la polarización vertical como la horizontal provocarán una respuesta positiva en lo referente a la relación con la salinidad del suelo.

Las imágenes radar que se han utilizado en este estudio han sido generadas por los satélites Sentinel-1 y Sentinel-2, ambos pertenecientes al Programa Europeo de Observación de la Tierra Copernicus. Este programa es coordinado y gestionado por la Comisión Europea (CE) y en su ejecución colaboran los Estados miembros y, entre otros, la Agencia Espacial Europea (ESA) y la Organización Europea para la Explotación de Satélites Meteorológicos (Eumetsat). El programa Copernicus proporciona información que ayuda a las empresas, las administraciones públicas y organizaciones internacionales a mejorar la calidad de vida de los ciudadanos. Sus servicios de información son de acceso gratuito y abierto para sus usuarios, con la única condición de registrarse al inicio, lo cual posibilita todo tipo de trabajos de investigación, incluido el que nos ocupa.

Figura 15. Misión Sentinel-1 radar SAR (fuente: esa.int).

De los seis satélites Sentinel gestionados por la ESA y Eumetsat, aquí se han utilizado las imágenes de Sentinel-1 y Sentinel-2.

1.1. Sentinel-1

Como se puede leer en la página web *sentinel.esa.int*, la misión europea Sentinel-1 está compuesta de dos satélites idénticos radar

SAR de órbita polar separados 180 grados, que operan día y noche cubriendo toda la superficie terrestre sin importar las condiciones meteorológicas. Utilizaremos imágenes de Sentinel-1 para relacionarlas con la salinidad del suelo en nuestra región de interés, el Delta del Ebro.

Los productos o imágenes de la misión Sentinel-1 están disponibles desde el año 2014. Las frecuencias de radiación emitidas por los satélites Sentinel-1 son microondas que se encuentran en el rango de la banda C, en concreto en la frecuencia 5,4 GHz. La resolución espacial es de 5 m x 20 m. Las imágenes disponibles son dobles polarizaciones vertical-vertical y vertical-horizontal (VV y VH) u horizontal-vertical y horizontal-vertical (HH y HV).

1.2. Sentinel-2

La misión europea Sentinel-2 en cambio no está compuesta de satélites radar (no tiene una fuente de radiación activa propia), sino que sus sensores son ópticos o multiespectrales, es decir, recogen la radiación reflejada por la Tierra a partir de radiación incidente principalmente generada por el Sol. En este caso, las nubes sí condicionan la cobertura visual y se requiere su ausencia para tener una imagen óptima.

Los satélites Sentinel-2 llevan una carga instrumental óptica que muestrea 13 bandas espectrales. Cuatro de estas bandas tienen una resolución espacial de 10 metros, seis bandas tienen resolución espacial de 20 metros y tres bandas poseen 60 metros de resolución espacial.

	SENTINEL 2	
	Longitud de onda (µm)	Resolución (m)
Banda 1 - Aerosol	0,43 - 0,45	60
Banda 2 - Blue	0,45 - 0,52	10
Banda 3 - Green	0,54 - 0,57	10
Banda 4 - Red	0,65 - 0,68	10
Banda 5 - Red edge 1	0,69 - 0,71	20
Banda 6 - Red edge 2	0,73 - 0,74	20
Banda 7 - Red edge 3	0,77 - 0,79	20
Banda 8 - Near Infrared (NIR) 1	0,78 - 0,90	10
Banda 8A - Near Infrared (NIR) 2	0,85 - 0,87	20
Banda 9 – Water vapour	0,93 - 0,95	60
Banda 10 - Cirrus	1,36 - 1,39	60
Banda 11 - SWIR 1	1,56 - 1,65	20
Banda 12 - SWIR 2	2,10 - 2,28	20

Figura 16. Bandas espectrales de Sentinel-2 (Fuente: gisandbeers.com).

También esta misión está compuesta por dos satélites idénticos en órbita heliosíncrona o polar separados 180 grados para lograr cobertura total. Las imágenes de Sentinel-2, como veremos más adelante, servirán para escoger las parcelas con menos vegetación.

En las dos últimas décadas se han hecho muchos intentos para medir la salinidad del suelo con métodos de teledetección. A pesar de algunos avances al relacionar la salinidad con el índice de vegetación utilizando imágenes de satélites ópticos, la presencia de las nubes hace que experimentar con este tipo de satélites se haya visto relegada en favor del uso de imágenes radar SAR. El coeficiente de retrodispersión de las polarizaciones vertical-vertical (VV) y vertical-horizontal (VH) que se obtienen del satélite Sentinel-1 están relacionados con la salinidad y la humedad (Taghadosi et al, 2018).

Según Hoa et al, (2019) la retrodispersión está directamente relacionada con la constante dieléctrica del suelo. Esta constante dieléctrica posee parte real y parte imaginaria, al igual que la fase y la intensidad de la energía retrodispersada que llega al satélite. La parte imaginaria de la constante dieléctrica se relaciona con la energía absorbida por el suelo y se llama factor de pérdida (*loss factor*) (Horikoshi, 2018). Cuanto mayor es la energía absorbida, menor será el coeficiente de retrodispersión. En consecuencia, se puede utilizar el factor de pérdida (*loss factor*) para medir la salinidad. Lo ideal entonces es utilizar frecuencias bajas como banda L o banda C. Lasne et al, (2008) confirmó que, para el rango de frecuencias entre 1 y 7 GHz, entre las que se encuentra la de Sentinel-1 en banda C, 5,404 GHz, la parte imaginaria es sensible a la salinidad, estando la parte real más relacionada con la humedad. Por esta razón, las imágenes radar son el instrumento idóneo a la hora de medir la salinidad del suelo en ciertas zonas.

Así pues, considerando un momento temporal en el que las parcelas no tengan humedad, a igualdad del resto de parámetros que podrían influenciar una respuesta diferente de la retrodispersión, el objetivo de este trabajo es obtener la relación retrodispersión-salinidad con las imágenes del satélite Sentinel-1.

2. METODOLOGÍA Y DESARROLLO DEL TRABAJO

Para conseguir relacionar las imágenes del satélite Sentinel-1 con la salinidad de las parcelas del Delta del Ebro, el plan de trabajo se desarrolló como sigue:

2.1. Primeros pasos y elección de la fecha adecuada

Al inicio del trabajo y una vez estuvo claro el objetivo, se hizo evidente la necesidad de contar con datos de campo. Conocer la salinidad de las parcelas era prioritario para saber si habría correlación con las imágenes de satélite o no. La búsqueda de esta información derivó en varias conversaciones con investigadores de Recerca i Tecnologies Agroalimentaries (IRTA). En estas reuniones se explicó el proceso del cultivo del arroz que siguen los agricultores del Delta del Ebro desde hace muy pocos años.

A raíz de la plaga del caracol-manzana, desde el año 2017, las parcelas se dejan secar en

invierno. A partir de diciembre, se libera toda el agua retenida abriendo las compuertas del delta y empieza el secado de la tierra. Si no llueve o llueve muy poco, las parcelas estarán totalmente secas a finales de febrero o marzo. En marzo las tierras se laborean, de manera que la "rugosidad" o aspereza de cada parcela puede ser diferente. A principios o mediados de abril todas las tierras están secas, trabajadas y niveladas con láser, es decir, todas bastante homogéneas. Este sería el momento ideal, pero, revisando la lluvia de los últimos tres años en el delta, se aprecian lluvias en marzo y abril, con lo que finalmente se escogió finales de febrero del año 2019.

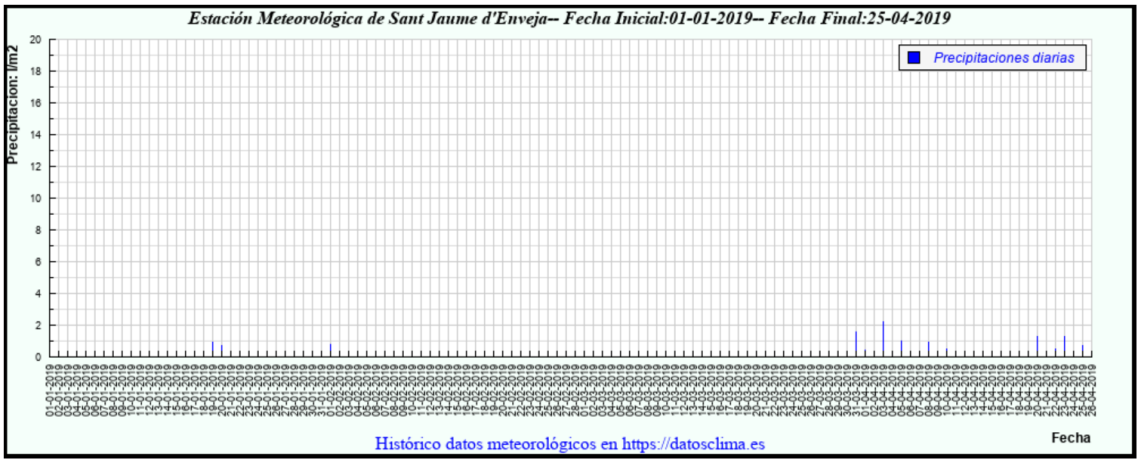


Figura 17. Precipitaciones registradas en el Delta del Ebro desde enero a abril de 2019 (fuente: aemet.es).

La fecha elegida se encuentra entonces a finales de febrero de 2019. El día exacto lo condiciona la disponibilidad de imágenes satélite.

2.2. Descarga de imágenes Sentinel-2 y Sentinel-1 en *Copernicus Open Access Hub*

Copernicus Open Access Hub es el lugar para la descarga de imágenes de los satélites Sentinel. La descarga de las imágenes es completamente libre y gratuita, ni siquiera es necesario pertenecer a una empresa o universidad. El único requisito es registrarse al inicio.

Una vez ubicado el Delta del Ebro y acotando las fechas deseadas, aparecen las imágenes sobre el mapa y se pueden elegir las deseadas.

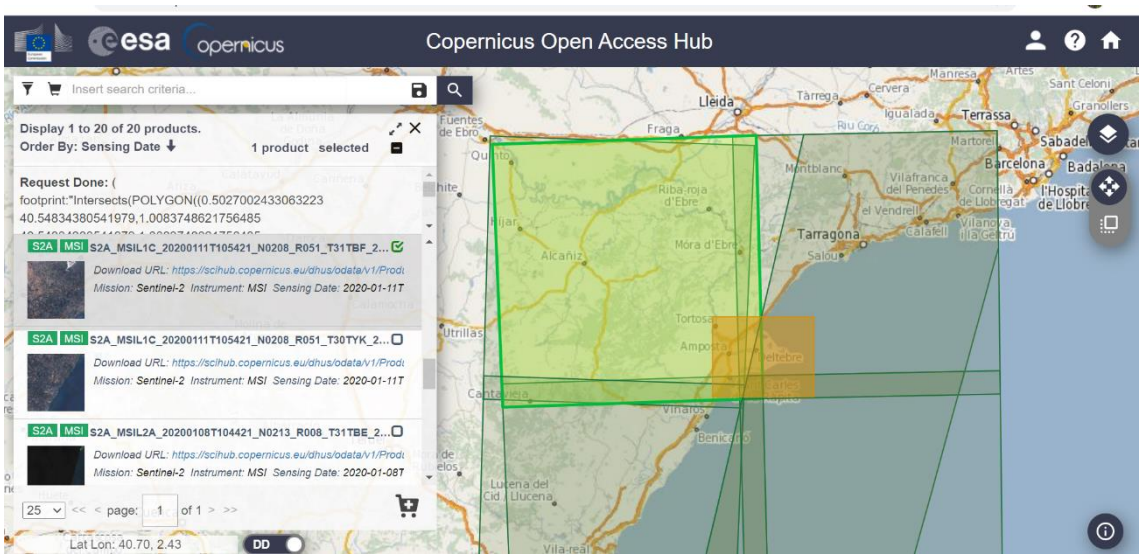


Figura 18. Escogiendo imágenes Sentinel en Copernicus Open Access Hub.

A menudo las imágenes no abarcan enteramente el área de interés y es necesario bajar más de una imagen. Tanto en el caso de Sentinel-1 (radar SAR) como Sentinel-2 (óptico), hay varios productos (tipos de imagen) disponibles. En nuestro caso elegimos para Sentinel-1, imágenes tipo GRD y para Sentinel2, imágenes tipo MSIL1C.

La fecha escogida para este estudio fue el 25 de febrero de 2019, puesto que en ese momento había disponibilidad de imágenes tanto de Sentinel-1 como de Sentinel-2. Los productos de Sentinel-1 se necesitan para hacer la comparación de la retrodispersión con la salinidad de las parcelas de cultivo. Los productos de Sentinel-2 son necesarios para escoger las parcelas con menos vegetación, aunque como ya sabemos, a finales de febrero todas las parcelas estarán sin vegetación y muy secas, lo que será clave para que el único parámetro susceptible de ser diferente entre ellas sea la salinidad.

Las imágenes del último año están disponibles en tiempo real en *Copernicus Open Access Hub*, pero en nuestro caso, al transcurrir más de un año de antigüedad (febrero de 2019), algunas imágenes no estaban en línea y hubo que solicitarlas. La petición se hace dentro de la misma aplicación y la imagen tarda unos dos o tres días en estar disponible en línea. El proceso es sencillo.

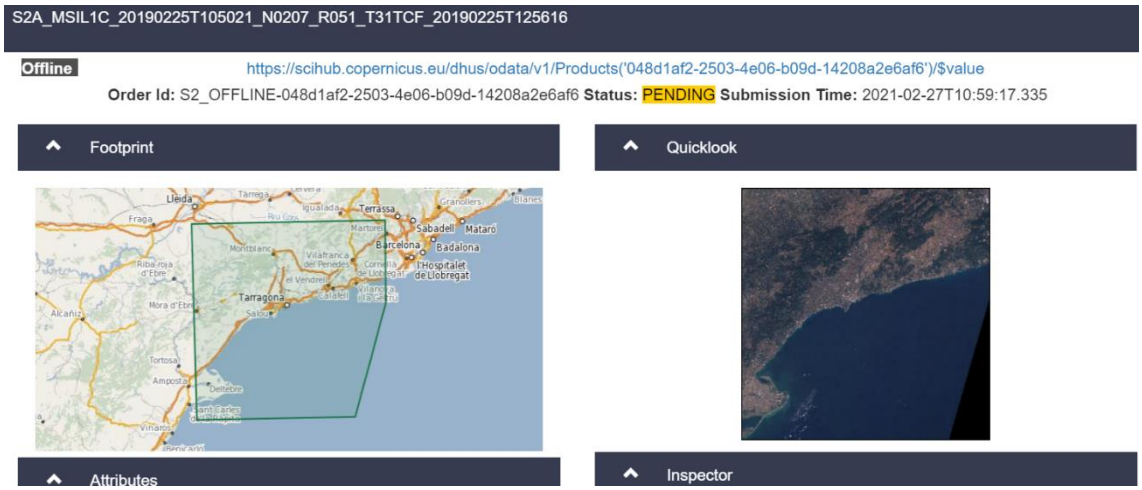


Figura 19. Solicitud de una imagen Sentinel-2 en Copernicus Open Access Hub.

2.3. Pre-procesado de imágenes Sentinel-1 en SNAP

Las imágenes Sentinel-1 deben ser pre-procesadas una vez descargadas. Esto se hace con el software SNAP, también perteneciente a la ESA. En este caso también el software es gratuito y de libre disposición y con él se pueden analizar y procesar las imágenes Sentinel.

El pre-procesado de las imágenes Sentinel-1 sigue los pasos siguientes:

- Subset: la imagen se recorta en la zona de interés. Se escoge el rango de píxeles deseado en el eje X y en el eje Y.

- Calibración radiométrica: las distorsiones radiométricas obedecen a mecanismos que alteran los valores de brillo en los pixeles. Se deben fundamentalmente a interferencias atmosféricas y a desajustes de la instrumentación.

- Reducir el *speckle*: el *speckle* es un efecto que tienen las imágenes radar como "sal y pimienta" debido a la interacción de las microondas con la superficie terrestre. Al

- mitigarlo se reduce la resolución de la imagen con lo que su elección compromete la calidad de la imagen.

- Calibración geométrica: para efectuarla se utiliza un modelo de elevación digital. La imagen corregida se sitúa en su orientación correcta y los píxeles son cuadrados, es decir, la imagen está ortorrectificada.

- Convertir la retrodispersión polarizada a decibelios: consiste en pasar de escala lineal a logarítmica en decibelios.

Las imágenes de las polarizaciones VH y VV resultantes se pueden ver en la Figura 9:

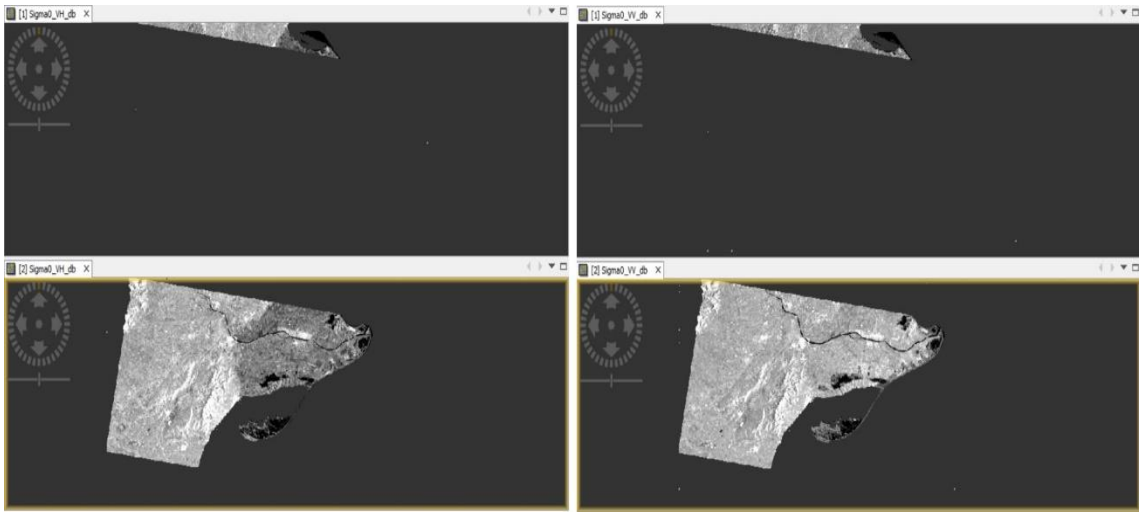


Figura 20. Coeficiente de retrodispersión de las polarizaciones VH y VV de Sentinel-1.

Como se puede observar, para abarcar la zona del Delta del Ebro, se han tenido que escoger dos imágenes Sentinel-1.

Las imágenes SAR proporcionan información sobre la estructura de la superficie y sobre las propiedades dieléctricas de la superficie. Una superficie aparecerá lisa si su longitud de onda es mucho menor que la longitud de onda de la señal del radar. La constante dieléctrica es una medida de la reflectividad y de la conductividad de la superficie. Influye en la intensidad de la señal retrodispersada (Taghadosi, 2018).

Los parámetros que afectan a la constante dieléctrica son el contenido en humedad y la conductividad iónica, esta última está relacionada a su vez con la salinidad. Cuanto más húmeda está la superficie, mayor es la reflectividad y más brillante se verá la imagen. Cuanto más seca, al contrario, más penetrará la energía del radar y menos se reflejará, más oscura aparecerá la superficie.

Al considerar que la superficie del Delta está muy seca a finales de febrero, el parámetro principal del que depende la reflectividad es la conductividad y, por ende, de la salinidad.

2.4. Imágenes Sentinel-2. Cálculo del índice NDVI

Las imágenes de Sentinel-2 son necesarias para saber cuánta vegetación existe en las parcelas.

Se procede a la carga en SNAP de las imágenes de Sentinel-2 obtenidas de *Copernicus Open Access Hub* tal cual fueron abtenidas, con su extensión *zip*. Una vez cargadas podemos asignar a tres de sus trece bandas cada uno de los canales rojo, verde o azul para visualizar la imagen. Las combinaciones “natural” o “falso color” por ejemplo mostrarán vistas distintas de la imagen.

Existen diferentes índices para realzar diferentes parámetros. En concreto, para realzar la vegetación, uno de los índices más eficaces y utilizados es el índice de vegetación de diferencia normalizada, NDVI, por sus siglas en inglés:

$$NDVI = \frac{NIR - R}{NIR + R}$$

Donde:

- NIR corresponde al infrarrojo cercano y
- R corresponde al rojo

En la imagen de Sentinel-2 asignamos a NIR la banda B8 y a R la banda B4 y, utilizando una paleta de colores adecuada, el mapa resaltará las zonas con mayor abundancia de vegetación.

De nuevo tenemos dos imágenes Sentinel-2 para abarcar el Delta del Ebro (Figura 10):

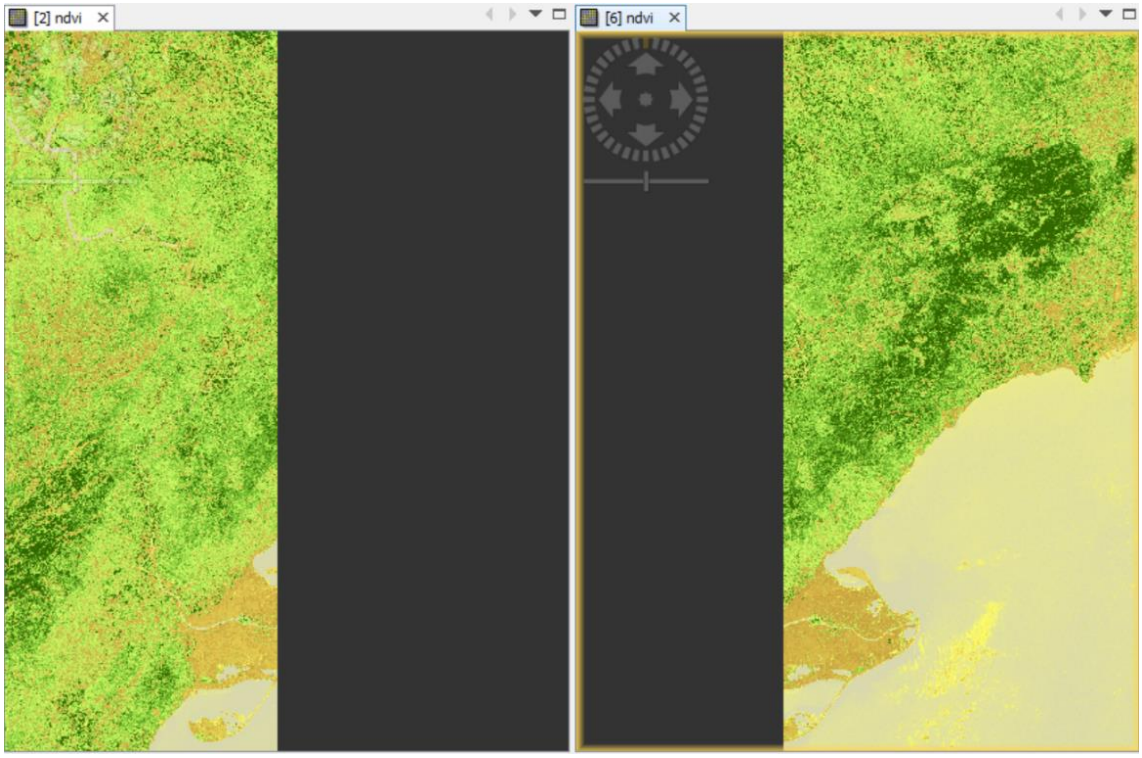


Figura 21. Índice NDVI en el área del Delta del Ebro.

2.5. Carga de imágenes y mapas en ArcGIS. Elección de parcelas

Se prepara un proyecto en ArcGIS que incluya las imágenes obtenidas de Sentinel-1 y Sentinel-2, además de una imagen de la zona a partir de Google Earth.

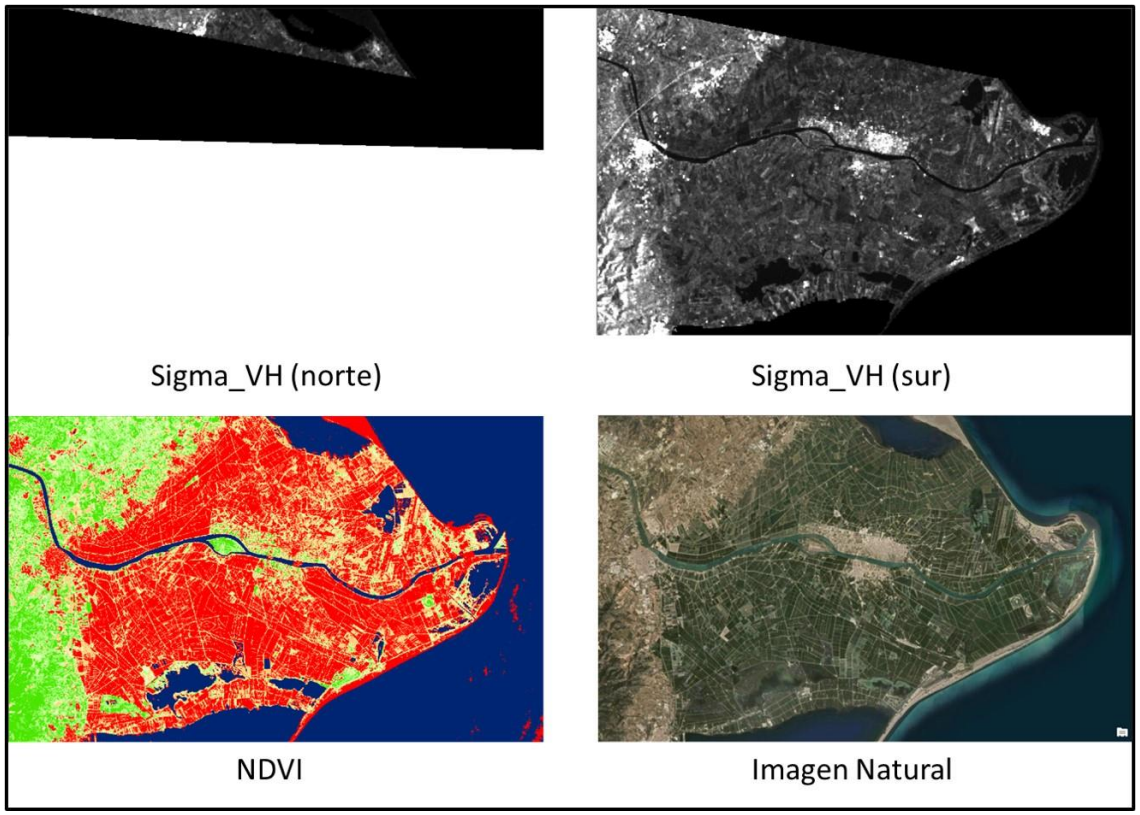


Figura 22. Imágenes Sigma_VH (coeficiente de retrodispersión de la polarización VH de Sentinel-1), índice NDVI (Sentinel-2) e imagen natural (GoogleEarth).

A su vez, se cargan también los mapas de elevación de la zona obtenidos de la página del Instituto Geográfico Nacional (IGN).

Este proyecto ArcGIS se enmarca en el sistema de referencia WGS84, proyección UTM 31. Como los mapas del IGN están referenciados al sistema de referencia ETRS89, primero se debe generar en ArcGIS un marco en ETRS89 e importar los mapas, que son cinco en total. Se crea un nuevo raster mosaico para englobar los 5 mapas en uno solo y se georeferencia al datum general WGS84, proyección UTM 31. Los colores de la escala del mapa resultante se adecuan para plasmar los cambios en la elevación del terreno.

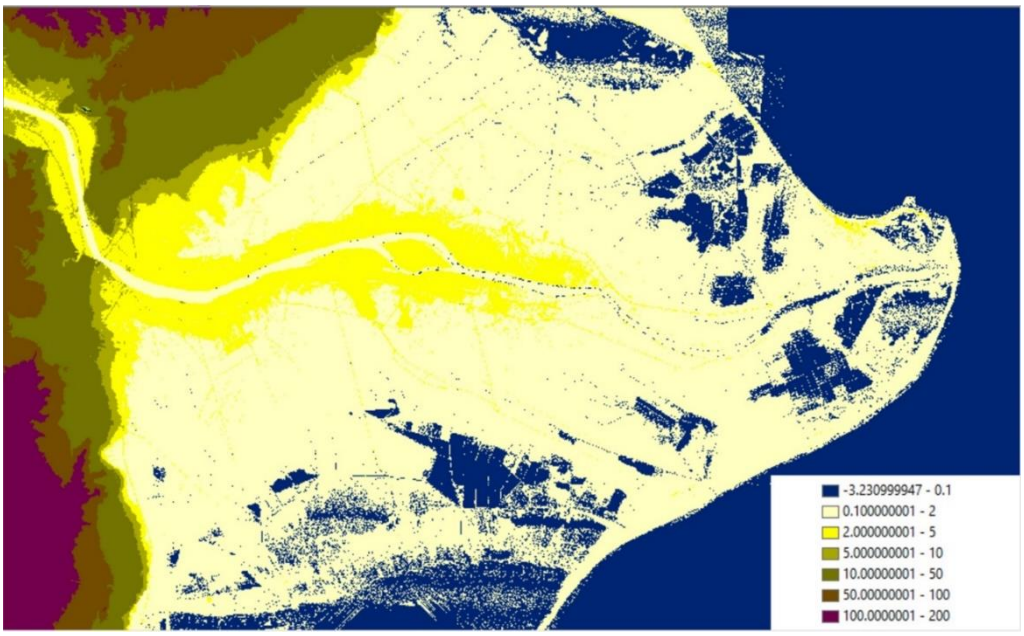


Figura 23. Elevación en metros sobre el delta del Ebro.

En el mapa de elevación se puede observar que el Delta del Ebro es una superficie prácticamente llana con topografía muy baja, donde la mayor extensión no sube por encima de dos metros sobre el nivel del mar.

Una vez que todo está preparado, se procede a elegir las parcelas de cultivo de arroz lo más homogéneas posible a partir de todos los mapas e imágenes disponibles.

Figura 24. Polígonos (en azul) escogidos sobre parcelas de cultivo de arroz.

Se crean un total de 29 polígonos (parcelas) de los que se tratará de extraer el valor del coeficiente de retrodispersión de las imágenes Sentinel-1. Pero primero se debe hacer el procesado de las imágenes, éste es el paso siguiente.

2.6. Procesado de las imágenes SAR Sentinel-1

En el proyecto ArcGIS se observa que la mayoría de las parcelas escogidas (excepto una) se localizan en la imagen SAR del sur. Con esta imagen entonces, *subset* de la imagen primera, es con la que se va a trabajar.

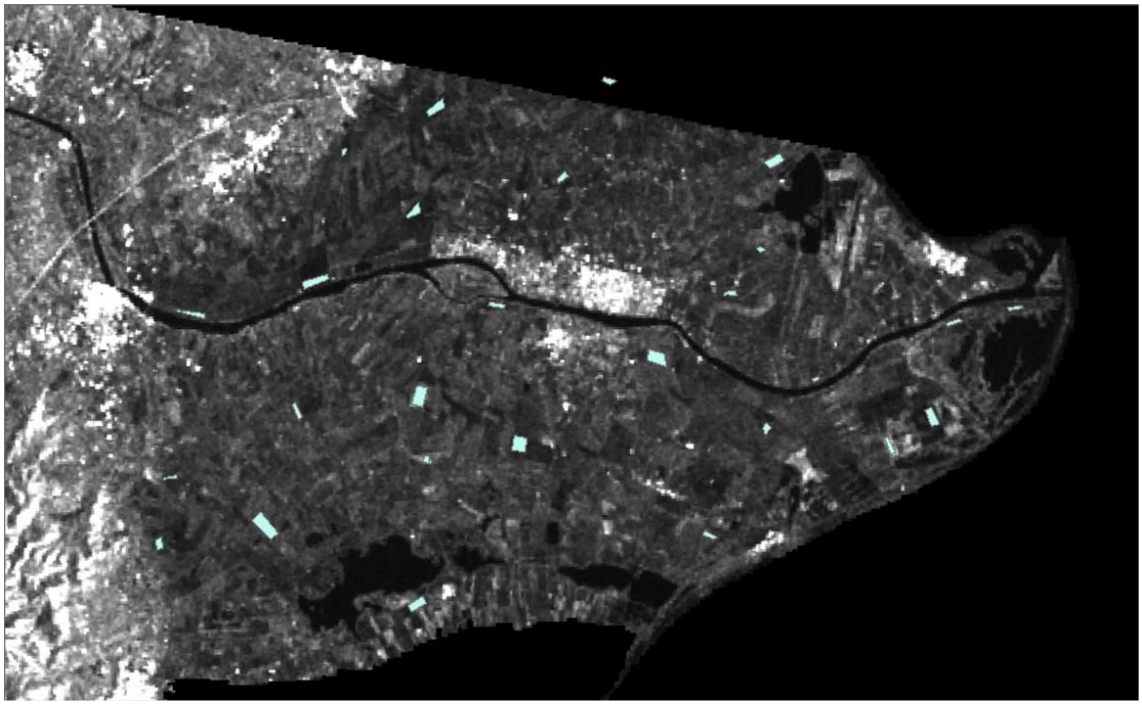


Figura 25. Polarización horizontal VH y parcelas (polígonos azules).

Se utilizará de nuevo el programa SNAP para el procesado de la imagen SAR y para extraer después el valor del coeficiente de retrodispersión en las parcelas. El esquema de procesado que se va a seguir es el de la Figura 15. Primero se define y luego se aplica cada paso con sus parámetros. Los pasos son:

1) Se toma el *raster subset* con el que se va a trabajar. Sobre él se harán todas las correcciones posteriores.
2) *Orbit-file*: corrige los parámetros de la órbita del satélite. En nuestro caso se dejan los parámetros por defecto.
3) *Thermal Noise Removal*: se elimina el ruido térmico.
4) *Radiometric Calibration*: debido a interferencias atmosféricas y a la instrumentación, es necesario corregir los valores de brillo en los píxeles. En nuestro caso no es necesario cambiar ningún parámetro, ya que por defecto muestra “output sigma0 band”.

5) Filtro *Speckle*: el efecto *Speckle* es inherente a las imágenes radar SAR debido a la interacción de la radiación SAR con la supercie terrestre. El filtro aplicado reducirá a su vez la resolución de la imagen.
6) *Terrain Correction*: se adjudica el sistema de referencia (WGS84, UTM 31)

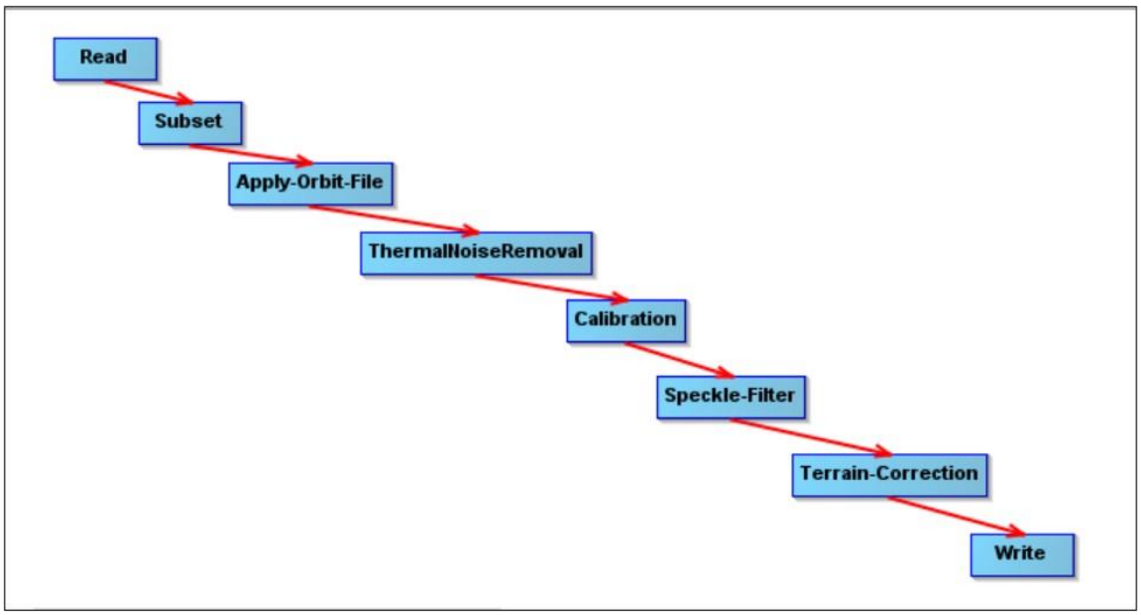


Figura 26. Esquema de procesado de imágenes radar SAR en SNAP.

Se efectúan las correcciones para las dos polarizaciones vertical-horizontal y vertical-vertical y, una vez hechas, se importan a SNAP los polígonos de las parcelas que se generaron en ArcGIS. Se importan a SNAP como tipo *vector*.

Se tienen entonces las parcelas en las dos polarizaciones del coeficiente de retrodispersión, como muestran las Figuras 16 y 17.

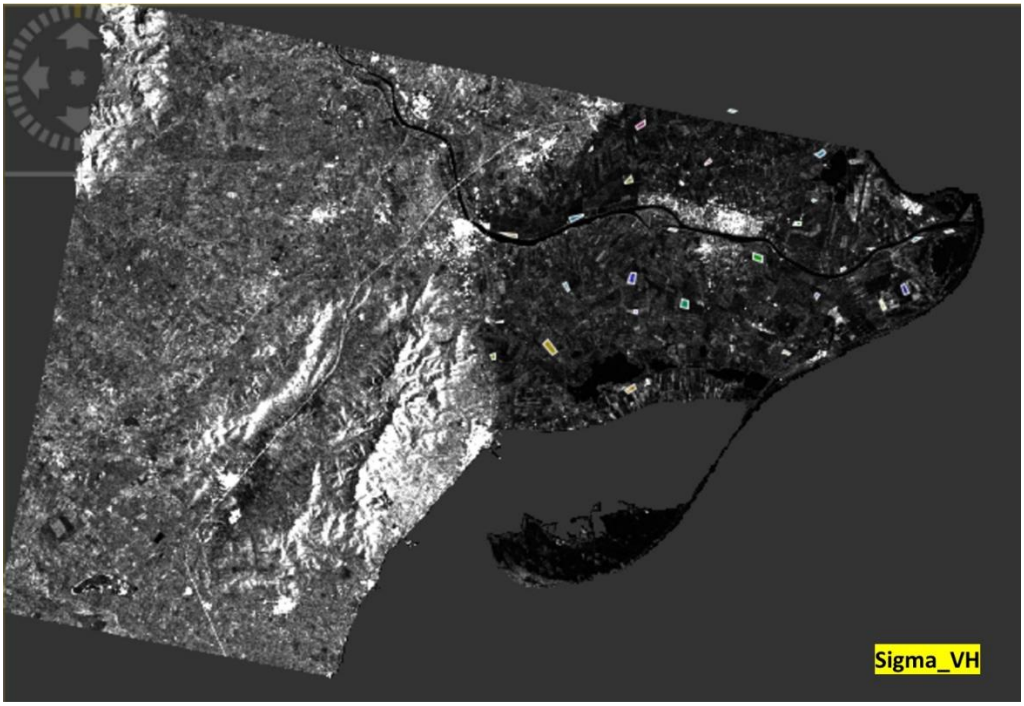


Figura 27. Coeficiente de retrodispersión VH con polígonos de parcelas en SNAP.

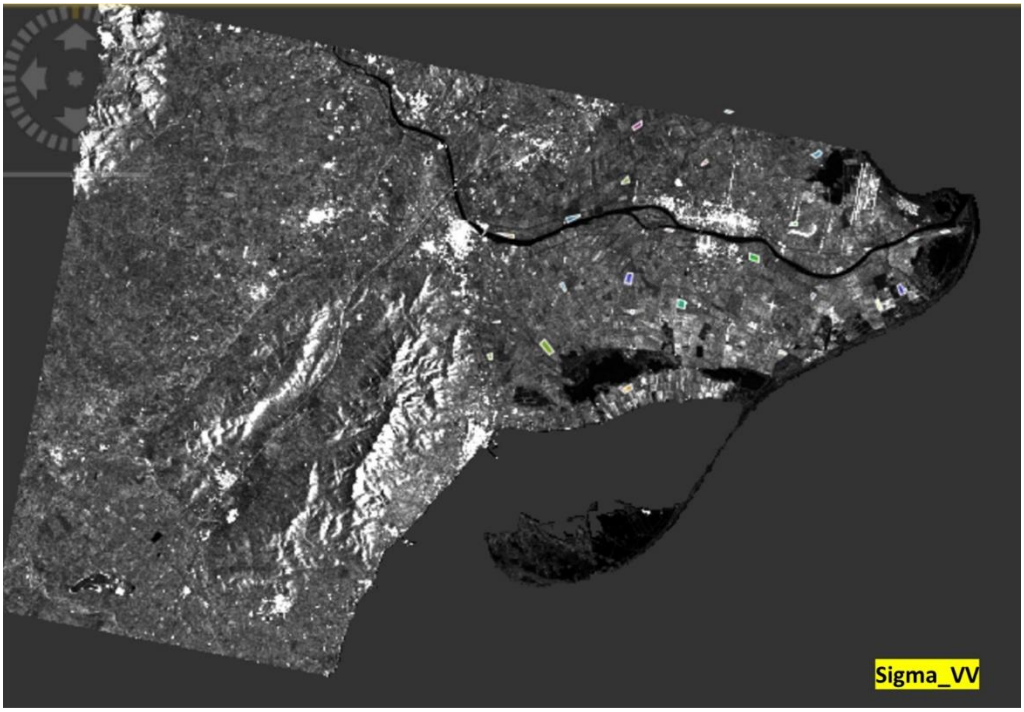


Figura 28. Coeficiente de retrodispersión VV con polígonos de parcelas en SNAP.

2.7. Estadísticas de las parcelas. Gráficos

Ahora ya es posible extraer el valor del coeficiente de retrodispersión en cada parcela. Se hace de manera sencilla con el comando de análisis *Statistics* del programa SNAP.

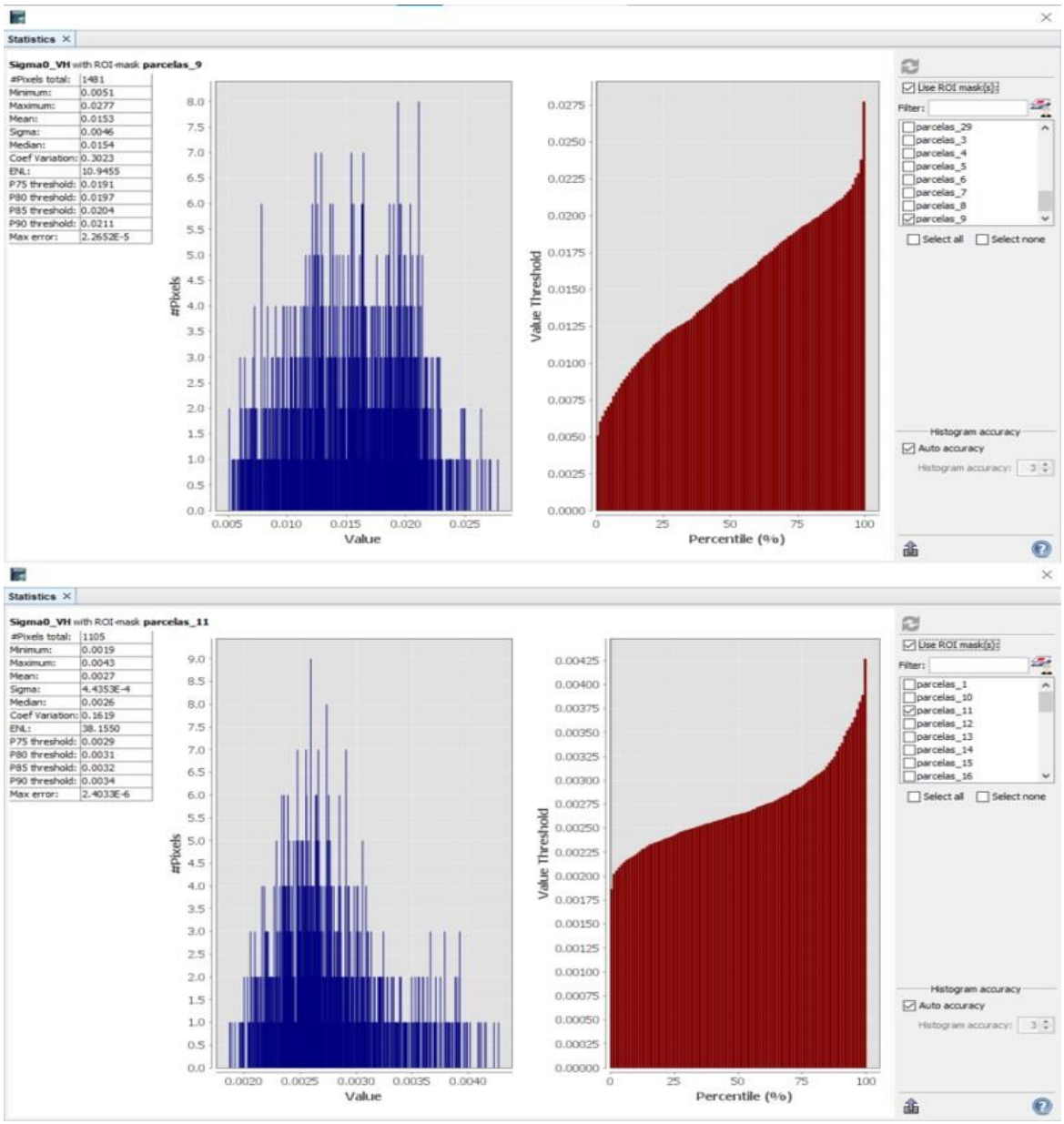


Figura 29. Ejemplos de los parámetros estadísticos obtenidos de las parcelas 9 y 11 con SNAP.

Como muestra la Figura 18, la estadística de cada parcela muestra el número total de píxeles en la parcela, el valor máximo, mínimo, la media y la mediana de los valores del coeficiente de retrodispersión, así como la desviación típica y el coeficiente de variación estadístico. También se muestran los cuartiles, con los que es posible hacer un gráfico de caja y bigote o *boxplot*.

Se procede a un análisis visual de todas las estadísticas de las parcelas junto con su localización espacial. En total se generaron 29 análisis estadísticos.

3. DISCUSIÓN Y RESULTADOS

En el análisis visual, como se observa en los ejemplos de las parcelas 9 y 11 de la Figura 18, las distribuciones muestran claramente los

píxeles y sus valores. No todas las distribuciones son distribuciones normales (algunas son bimodales, alguna es plana) y se puede constatar que, aunque las parcelas se han elegido con sumo cuidado buscando la homogeneidad de los polígonos y distintas respuestas de las imágenes SAR, finalmente hay que descartar algunas por baja magnitud de la respuesta.

Una buena manera de verlo reflejado es construir los diagramas de caja y bigote (*boxplot*) como se ve en la Figura 19.

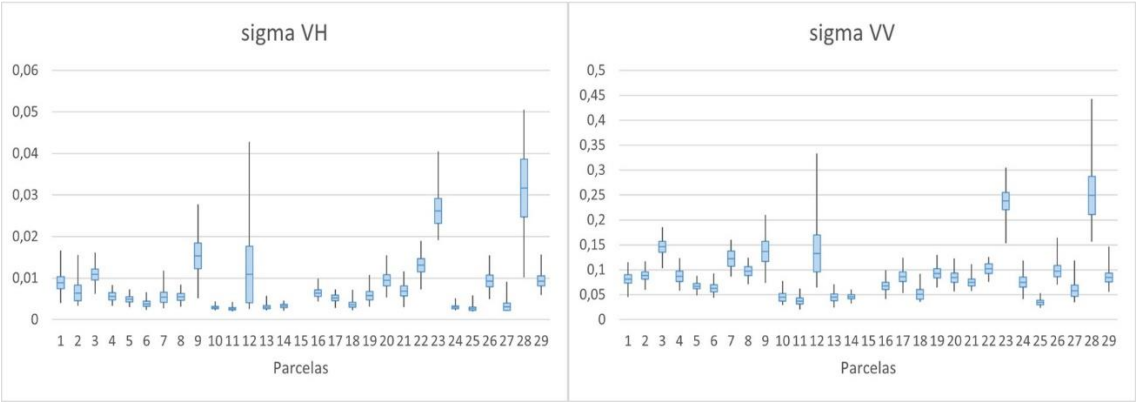


Figura 30. Diagramas de caja y bigote de las estadísticas del coeficiente de retrodispersión para las polarizaciones horizontal y vertical en todas las parcelas.

Los diagramas de caja y bigote muestran la variación de la distribución de los valores con respecto a la mediana. Se observa que casi todas las parcelas tienen un valor bastante pequeño de la retrodispersión radar SAR. Las parcelas con los valores más significativos (y con mayor dispersión) son las que responden a los números: 3, 7, 9, 12, 22, 23 y 28.

Es interesante señalar que la integración de los métodos pasivo (Sentinel-2) y activo radar SAR (Sentinel-1) es la manera óptima de caracterizar suelos por su salinidad ya que, como apuntan Nurmemet et al (2015), la reflectancia hiper o multiespectral pasiva, además de la vegetación, puede dar una medida de la salinidad del suelo, y la señal radar SAR es sensible a la constante dieléctrica del suelo, que depende a su vez de la humedad y la salinidad. Su complementariedad es una ventaja.

Destacamos entonces las parcelas con un valor de retrodispersión mayor de 0,01 en los mapas de elevación y de salinidad respectivamente en las Figuras 20 y 21:

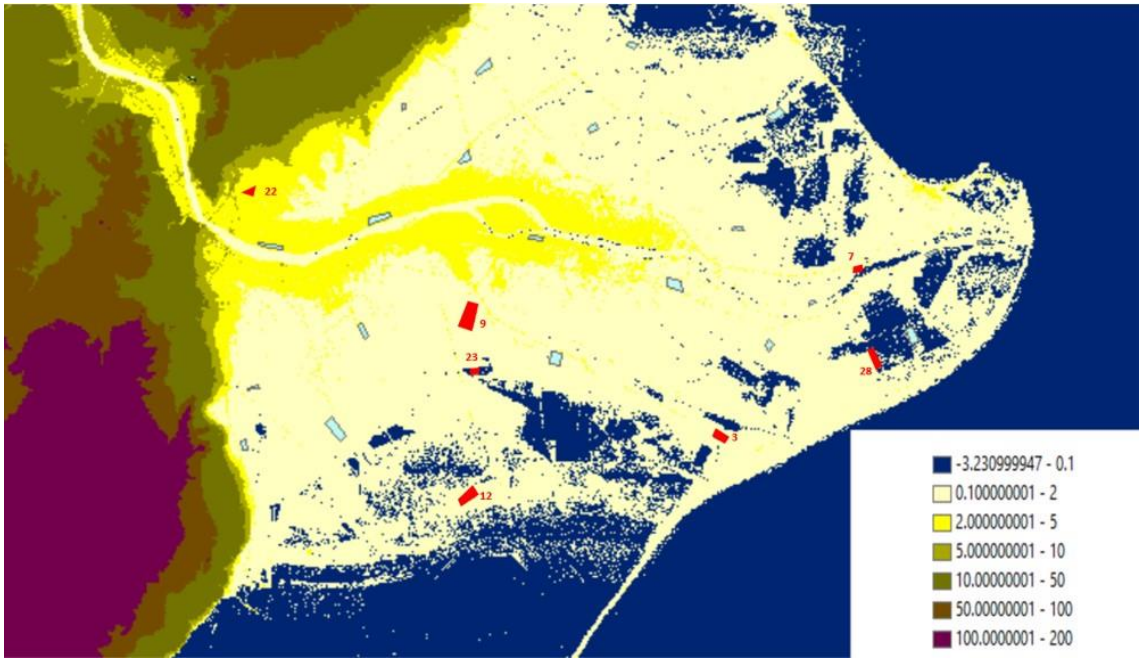


Figura 31. Mapa de elevación sobre el nivel del mar con las parcelas. Las parcelas con valor de retrodispersión radar SAR mayor de 0,01 se muestran en color rojo.

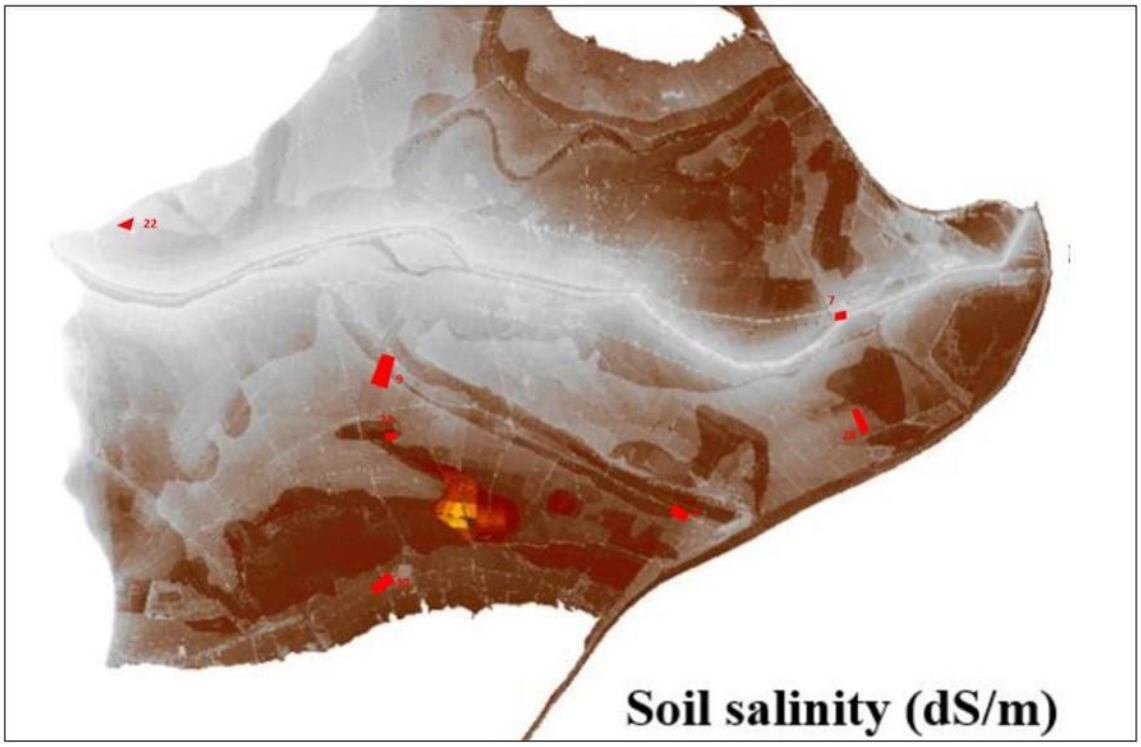


Figura 32. Mapa de la salinidad con las parcelas con valor de retrodispersión radar SAR más destacada (fuente: Ph. D. Thesis 2017, Ana Genua Olmedo).

Una de las limitaciones de este trabajo radica en la Figura 21. Esta Figura muestra el único dato de campo que se ha podido conseguir como valor real de la salinidad. La imagen no es realmente un mapa, sino una figura sin escala extraída de la tesis doctoral de Genua (2017), correspondiendo los datos de salinidad a una campaña de 2014. Afortunadamente, la forma del delta del Ebro es bastante caprichosa y fue sencillo referenciar las parcelas a la imagen.

Como se puede observar en la Figura 20, a priori es difícil establecer una relación clara con la elevación sobre el nivel del mar. Las parcelas con valor más alto de retrodispersión, como son la parcela 23 y la parcela 28, sí parecería que se encuentran muy cercanas al agua, pero precisamente por esa razón quizás lo que se está midiendo es la salinidad del agua del mar. Las parcelas 9 y 12 están más alejadas del agua marina, con lo que sí se podría estar plasmando la salinidad del terreno de las parcelas. La parcela 22, con un valor de retrodispersión también algo destacado se encuentra bastante alejada de las demás.

Para averiguar si existe relación entre la salinidad y la retrodispersión, pese a las limitaciones expuestas de la poca precisión de la figura que proporciona los datos de salinidad y de que esos datos pertenecen a un año distinto a las imágenes de teledetección utilizadas, se decidió confrontarlos en un gráfico de dispersión. El resultado de las dos polarizaciones se encuentra en la Figura 22:

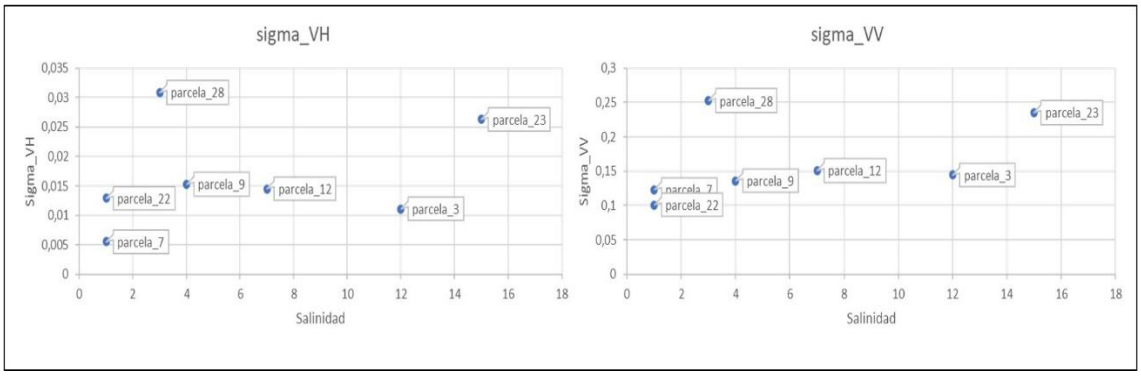


Figura 33. Relación de la retrodispersión VH y VV con la salinidad.

Se observa que existe una cierta relación en las gráficas y que, tanto en la polarización horizontal VH como en la polarización VV, exceptuando el valor atípico de la parcela 28. Esta parcela anómala podría deberse a alguna variable diferente en su caso que resulta homogénea en los otros casos, como por ejemplo la humedad del suelo, pues la retrodispersión es muy sensible a la humedad, como ya se ha comentado.

Así, eliminando del gráfico el *outlier* o valor atípico de la parcela 28, es posible establecer

una tendencia cuya correlación es bastante elevada (Figuras 23 y 24):

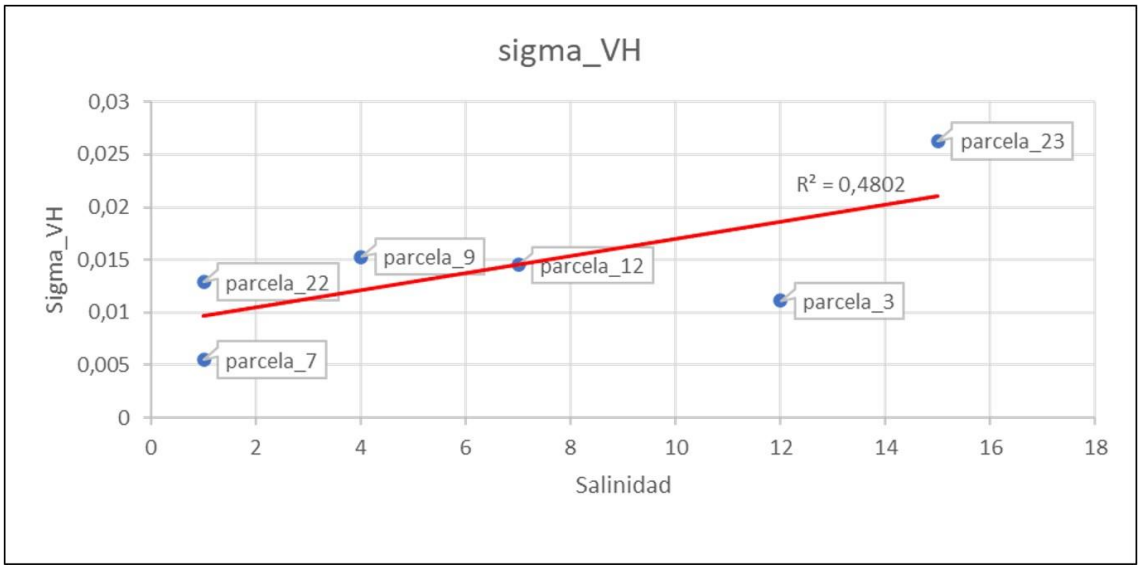


Figura 34. Relación de la retrodispersión VH con la salinidad (sin la parcela 28).

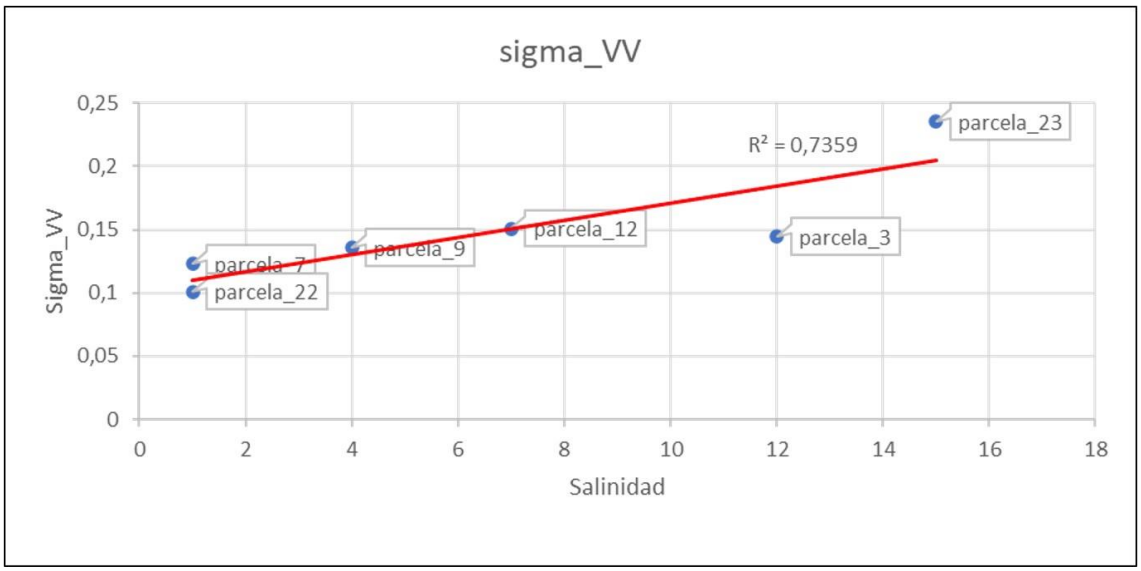


Figura 35. Relación de la retrodispersión VV con la salinidad (sin la parcela 28).

Se observa que los valores de los coeficientes de correlación de la línea de tendencia (R) son altos, constatando la correspondencia existente entre la salinidad y la retrodispersión captada por el satélite.

La aplicación de la teledetección para obtener parámetros como la humedad o la salinidad de tierras de cultivo es muy reciente, existiendo poca literatura al respecto. Tanto en los casos descritos por autores como Nurmemet et al (2015) en China, y Hoa et al (2019) en Vietnam, se dispone de datos de campo con los que comprobar la bondad de la correlación entre salinidad del suelo y el coeficiente de retrodispersión. Estos autores confirman la relación existente.

La problemática del Delta del Ebro se presta idóneamente a un estudio de estas características, dada la utilidad de conocer parámetros como la humedad o la salinidad de sus parcelas sin que el coste sea elevado. Algunos investigadores en los últimos años han llevado a cabo estudios de este tipo, pero la mayoría inciden en el peligro de la subida del nivel del mar (Alvarado-Aguilar, 2012; Genua, 2017).

El presente estudio demuestra que existe una alta correlación entre salinidad y coeficiente de retrodispersión, pero tiene dos importantes limitaciones:

a) No es posible asegurar que el resto de los parámetros que no son la salinidad permanecen invariables. Si bien esta limitación es inherente a la mayoría de los casos, es justo reseñarla en primer lugar.
b) Tras una búsqueda exhaustiva, ha resultado imposible disponer de datos numéricos reales y empíricos de la salinidad medida en campañas de campo. Únicamente se dispone de datos derivados de otro trabajo (Genua, 2017) que no coinciden temporalmente con las imágenes de satélite utilizadas aquí. La precisión espacial obtenida tampoco es óptima, pero demuestra su utilidad en este informe.

Como ya se ha especificado, la información de la salinidad y la retrodispersión están referidas a distintos años, 2014 y 2019. Sin embargo, dando crédito a los investigadores del IRTA, que aseguran que las inundaciones y la influencia de la proximidad del agua del mar no afectan a la salinidad de los terrenos del Delta, es posible suponer que la salinidad de cada parcela no sufre mayores variaciones anuales y mantiene un valor en mayor o menor medida constante. Estas razones justifican haber encontrado una relación tan clara entre la medición del satélite y la salinidad, como se esperaba al comienzo de este trabajo.

4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La constante dieléctrica de una superficie es un parámetro susceptible de ser medido con imágenes radar SAR puesto que influye en la

intensidad de la señal de retrodispersión que capta el satélite.

En ausencia de variación de otros parámetros que afectan a la constante dieléctrica, como son la “rugosidad” o aspereza, la vegetación, la temperatura y sobre todo la humedad, se puede inferir que la retrodispersión depende exclusivamente de la conductividad del suelo, siendo ésta directamente proporcional a la salinidad.

El Delta del Ebro parecería, a priori, un área *ad hoc* para hacer este estudio, al ser una superficie llana, donde todas las parcelas de cultivo son tratadas por igual. Se cumpliría entonces la premisa de que casi todos los parámetros de las distintas parcelas son iguales en esta zona, pudiendo suponer la salinidad como única variable.

Sin embargo, establecer la relación del coeficiente de retrodispersión con la salinidad en el Delta del Ebro es una tarea complicada por la falta de datos públicos reales de salinidad medidos en campañas de campo, a pesar del empeño empleado en la búsqueda de datos.

En el presente estudio, se ha correlacionado la retrodispersión captada en las imágenes radar SAR del satélite Sentinel-1 con los datos reales disponibles de salinidad, a pesar de la poca precisión espacial y temporal del dato disponible. Aun así, se ha encontrado una relación más que satisfactoria muy parecida para las dos polarizaciones vertical-vertical y vertical-horizontal. El resultado sigue la senda marcada por Tagadoshi et alter en 2018 y es probablemente pionero en la península ibérica.

Queda explicada en esta memoria la metodología con los pasos a seguir, animando a repetir el proceso si se dispone de datos de campañas de campo más abundantes y precisos.

5. BIBLIOGRAFÍA

Alvarado-Aguilar, D., Jiménez, J.A., Nicholls, R. J. (2012) Flood hazard and damage assessment in the Ebro Delta (NW Mediterranean) to relative sea level rise. Natural Hazards (2012), 62:1301–1321.

Copernicus (2021). Europe´s eyes on Earth. Accesible en: copernicus/eu

Franquet Bernis, J.M, Albacar Damián, M. A., Tallada de Esteve, Felipe. (2017). Problemática del río Ebro en su tramo final. Accesible en: http://e-spacio.uned.es/fez/eserv/bibliuned:UNEDCentroAsociadoTortosa-Libros-5040/Franquet_Bernis_Problematica.pdf

Genua Olmedo, Ana (2017). Modelling sea level rise impacts and the management options for rice productions: the Ebro delta as an example. *Tesis doctoral*. Universitat Rovira I Virgili.

IPCC (2007) Climate Change 2007: impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of working group II to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge University Press, Cambridge

Hoa, P.V., Giang, N.V., Binh, N.A., Hong Hai, L.V., Pham, T.D., Mahdi Hasanlou, M, and Bui, D.T. (2019) Soil Salinity Mapping Using SAR Sentinel-1 Data and Advanced Machine Learning Algorithms: A Case Study at Ben Tre Province of the Mekong River Delta (Vietnam). *Remote Sens.* **2019**, *11*(2), 128.

Horikoshi, S., Schiffmann, R.F., Fukushima, J., Serpone, N. (2018) Microwave Chemical and Materials Processing. Springer. Berlin, Germany, 2018.

Lasne, Y., Paillou, P., Freeman, A., Farr, T., McDonald, K.C., Ruffie, G., Malezieux, J.-M., Chapman, B., Demontoux, F. (2008). Effect of salinity on the dielectric properties of geological materials: Implication for soil moisture detection by means of radar remote sensing. IEEE Trans. Geosci. Remote Sens. 2008, 46, 1674–1688.

NASA Applied Remote Sensing Training (ARSET) Program. Accesible en: https://appliedsciences.nasa.gov/join-mission/training/english/arset-fundamentals-remote-sensing

Nicholls RJ, Brown S, Hanson S, Hinkel J (2010) Economics of coastal zone adaptation to climate change. Discussion paper No. 10. The World Bank, Washington DC, USA

Nurmemet, I., Ghulam, A., Tiyip, T., Elkadiri, R., Ding, J., Maimaitiyiming, M., Abliz, A., Sawut, M., Zhang, F., Abliz, A., Sun, Q. (2015). Monitoring Soil Salinization in Keriya River Basin, Northwestern China Using Passive Reflective and Active Microwave Remote Sensing Data. *Remote Sens.* **2015**, *7*, 8803-8829.

Taghadosi, M. M., Hasanlou, M. & Eftekhari, K. (2018). Soil salinity mapping using dual-polarized SAR Sentinel-1 imagery.

International Journal of Remote Sensing, Volume 40, 2019, Issue 1.

THE EUROPEAN SPACE AGENCY, © ESA 2000-2021. Accesible en: sentinel.esa.int

Zozaya, A. J. (2016). Radares de apertura sintética: procedimiento de diseño. Revista INGENIERÍA UC, vol. 23, núm. 2, agosto, 2016, pp. 97-115. Universidad de Carabobo. Carabobo, Venezuela

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ

Y

UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS

MÁSTEROFICIAL EN HIDROLOGÍA

Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

PROYECTO DE FIN DE MÁSTER

Comportamiento Hidrogeológico de los Depósitos de Relaves

AUTORA:

CLAUDIA HIDALGO PAVEZ

DIRECTOR:

Dr. D. Francisco Javier Lillo Ramos (Universidad Rey Juan Carlos)

Alcalá de Henares, a 14 de septiembre de 2021

ÍNDICE

RESUMEN……..…386
1. INTRODUCCIÓN……...386
1.1. Objetivos……..388
2. METODOLOGÍA……388
3. MARCO TEORICO…….389
3.1. Generalidades……..389
3.2. Caracterización hidrogeológica de la fundación de una presa de relaves…...393
3.3. Caracterización hidrogeológica de los materiales de un depósito de relaves…395
3.3.1. Heterogeneidad de las propiedades hidráulicas en un depósito de relaves..396
4. INTERACCIONES ENTRE LAS PRESAS DE RELAVES Y LAS AGUAS SUBTERRANEAS……...399
4.1. Efectos de las propiedades hidráulicas de la fundación en la superficie freática dentro de la presa de relaves…….399
4.2. Potenciales hidráulicos y filtraciones....400
4.3. Presión de poros ……...401
4.4. Generación de niveles colgados producto de las filtraciones……..402
4.5. Interacciones geoquímicas que afectan la calidad de las aguas……...403
4.6. Resumen de impactos hidrogeológicos asociados a las presas de relaves……...406
5. CASOS DE ESTUIO……..407
5.1. Tapo Canyon, USA – 1994……409
5.2. Aznalcóllar, España – 1998……...409
5.3. Mount Polley, Canadá – 2014……411
5.4. Fundão, Brasil – 2015……412
5.5. Pedro Sotto Alba, Cuba…….413
6. DISCUSION……..…...413
7. CONCLUSIONES……..…..416
8. ANEXOS……..…418

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2-1. Revisión bibliográfica de rotura de presas de relaves……...389
Tabla 3-1. Contenido de solidos de los distintos tipos de relaves…….…...392
Tabla 5-1. Resumen de casos de roturas en depósitos de relaves relacionados con factores hidrogeológicos……...407

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 3-1. Tipos de construcción de depósitos de relaves……..391
Figura 3-2. Esquema general de una presa de relaves, sus entradas y salidas de agua……...393
Figura 3-3. Tipos de materiales sobre los que se puede fundar un depósito de relaves ..... …394
Figura 3-4. Tipos de materiales incluidos en un depósito de relaves……..…….395
Figura 3-5. Distribución espacial de la conductividad hidráulica en una pera de relaves……....399
Figura 4-1. Influencia de la conductividad hidráulica de la fundación en la ubicación del nivel del agua dentro del depósito.400
Figura 4-2. Variaciones del nivel freático producidas por la infiltración de agua procedente del depósito de relaves….402
Figura 4-3. Niveles colgados en el acuífero subyacente producto de las filtraciones……..404
Figura 4-4. Interacciones geoquímicas producto de las filtraciones……..…..405

Figura 4-5. Diagrama de una presa de relaves asentada sobre una formación kárstica407

TABLA DE ABREVIATURAS

APEGBC: *Association of Professional Engineers and Geoscientists of British Columbia*. Asociación de Geocientistas e Ingenieros Profesionales de British Columbia.

EPA: *Environmental Protection Agency*. Agencia de protección medioambiental.

ha.: hectáreas.

ICOLD: *International Commission on Large Dams.* Comisión internacional de Grandes Presas.

IEEIRP: *Independent Expert Engineering Investigation and Review Panel.* Panel de investigación y revisión ingenieril experta independiente.

m: metros.

MEND: *Mine Environment Neutral Drainage.* Drenaje Minero Medioambiental Neutral.

Mm3: Millones de metros cubicos.

USCOLD: *United States Committee on Large Dams.* Comité de los Estados Unidos en Grandes Presas.

RESUMEN

Este trabajo constituye una revisión de las principales interacciones hidrogeológicas entre depósitos de relaves y sistemas de aguas subterráneas y presenta algunos casos en que dichas interacciones contribuyeron a la rotura de este tipo de infraestructuras. Se revisó una serie de referencias que describen estas interacciones, y otra serie de publicaciones que compilan casos de rotura de depósitos de relaves.

Se ha concluido que el reconocimiento de unidades hidrogeológicas que pudieran dar origen a barreras hidráulicas, o que sean débiles y susceptibles de romperse, es fundamental para la construcción de un depósito de relaves estable. Esto queda de manifiesto en las roturas de Aznalcóllar (España) y Mount Polley (Canadá), que pudieron haberse evitado o, al menos retrasado, si un estudio hidrogeológico más profundo hubiese reconocido y caracterizado con suficiente detalle las unidades hidrogeológicas que contribuyeron a su rotura.

El aumento de niveles freáticos dentro de un depósito y las deficiencias en su drenaje, son factores que comúnmente se asocian a la rotura de éstos. Dan cuenta de ello los casos de las roturas de Aznalcóllar y Tapo Canyon, que contaban con unidades de baja permeabilidad que redujeron el drenaje de la infraestructura contribuyendo a su rotura.

El diseño de estas infraestructuras debe basarse en la conceptualización hidrogeológica; debe limitar las filtraciones de aguas contactadas hacia el acuífero al mismo tiempo que se permite el drenaje de la infraestructura y, debe contemplar una planificación para la etapa de cierre de la infraestructura.

1 INTRODUCCIÓN

Las grandes infraestructuras mineras son el foco de numerosos estudios hidrogeológicos, pues los procesos que en ellas ocurren pueden interactuar con los sistemas de aguas superficiales y subterráneas a nivel local, y muchas decisiones operativas se relacionan estrechamente con dichas interacciones.

En particular, los depósitos de relaves son instalaciones mineras cuyo principal objetivo corresponde al almacenamiento de los residuos de la minería de manera segura para el medioambiente y la operación. Adicionalmente, muchas veces estas instalaciones permiten también la recuperación de agua para ser utilizada en el mismo proceso.

Estas instalaciones mineras son bastante complejas, y su diseño debe ser profundamente estudiado en términos geotécnicos, hidrogeológicos e hidráulicos para que su operación sea eficiente en términos productivos. Al mismo tiempo, se debe cumplir con las normativas locales e

internacionales que regulan su construcción, operación, cierre y post-cierre.

Los depósitos de relaves (*mine tailings* o balsas de lodos mineros) tienen muchas similitudes con las presas de almacenamiento de agua. Sin embargo, una de sus mayores diferencias radica en que son visualizadas como un costo importante, mientras que las presas para almacenamiento de agua generan también beneficios (Roche et al., 2017). Otra gran diferencia con las presas de agua radica en que se van construyendo al mismo tiempo que ocurre la operación y la deposición de relaves (ICOLD, 2001), lo cual no ocurre con las presas de agua. Finalmente, además de agua, este tipo de infraestructuras contienen un gran volumen de material particulado, lo que contribuye a una mayor carga sobre los elementos sensibles de la infraestructura. Estos hechos, sumados a su limitada vida útil, hacen que sea más común que se produzcan roturas en los depósitos de relaves que en las de agua.

Numerosos autores (USCOLD, 1994; Rico et al., 2007; Oldecop et al., 2008; Roche et al., 2017; Lyu et al., 2019; Rana et al., 2021; entre otros) han compilado los principales factores que originan su rotura y es sencillo reconocer que, en muchas ocasiones, se ven involucrados factores hidrogeológicos, los cuales tienen que ver con los materiales con los que se construye la presa, con los materiales que se almacenan en ella (relaves), con los materiales en los que se asienta el depósito y, también, con las interacciones hidrogeológicas entre todos ellos.

Las investigaciones de las roturas de presas usualmente se centran en identificar la causa principal y en encontrar un responsable. No se suele profundizar en los aspectos hidrogeológicos que contribuyeron a tal rotura pues, por lo general, estos factores son secundarios, tras otros como son licuefacción de los relaves, defectos en el diseño de la estructura, inundaciones o precipitaciones inusuales y la sismicidad de la región en donde se emplaza la infraestructura, entre otros factores.

Cabe señalar que en al menos un 5% de los casos de rotura, estudiados por Rico et al. (2007), Roche et al. (2017) y Rana et al. (2021), se reconocen problemas en los materiales de apoyo o cimiento como causa de la rotura de presas de relaves, los cuales se relacionan con las condiciones hidrogeológicas de línea base. Sin embargo, causas relacionadas con terremotos, inestabilidad sísmica o subsidencia de mina, también pueden estar relacionadas con las condiciones hidrogeológicas presentes de manera previa a la construcción de la infraestructura.

Por otro lado, ICOLD (2001) señala que una de las causas más comunes de rotura de presas de relaves corresponde a la ausencia de control del régimen hidrológico y el balance de agua de la infraestructura y, menciona, además, que un adecuado control del nivel freático en el

interior del depósito, a través de pozos abiertos y piezómetros, puede alertar fácilmente sobre condiciones peligrosas para la estabilidad de una presa de este tipo.

Este trabajo pretende visibilizar las interacciones hidrogeológicas que deben ser usualmente manejadas durante la construcción y operación de un depósito de relaves y que, en algunas oportunidades, contribuyen, junto con otros factores, a su rotura y/o al impacto del medioambiente, ocasionando pérdidas de vidas humanas, desastres ambientales e importantes costos económicos.

1.1 Objetivos

El objetivo general de este trabajo de fin de máster es compilar los aspectos relevantes del comportamiento hidrogeológico de depósitos de relaves en términos de su construcción, operación, gestión y prevención de roturas, y visibilizar la importancia de realizar los estudios hidrogeológicos con la profundidad apropiada al diseño de la infraestructura.

Para completar dicho objetivo, se han planteado los siguientes objetivos específicos:

1. Reconocer los detalles de una caracterización hidrogeológica apropiada para la construcción, operación y cierre de depósitos de relaves.
2. Generar una revisión del estado del conocimiento sobre las interacciones hidrogeológicas entre los depósitos de relaves y los sistemas de aguas subterráneas aledaños.
3. Reconocer los impactos hidrogeológicos de los depósitos de relaves.

Generar una revisión de casos de rotura de presas de relaves en las que, al menos, uno de los factores desencadenantes tiene relación con la hidrogeología.

2 METODOLOGÍA

Este trabajo se basa en la investigación bibliográfica de las interacciones de origen hidrogeológico entre depósitos de relaves y los sistemas de aguas subterráneas cercanos, y se ha llevado a cabo en dos etapas:

1. Compilación bibliográfica sobre la caracterización hidrogeológica que debe llevarse a cabo previamente a la construcción de un depósito de este tipo. Se han revisado una serie de libros y publicaciones en las que se expone una visión general de lo que son estas infraestructuras mineras, los materiales involucrados y las interacciones hidrogeológicas asociadas.
2. Compilación de casos de estudio de roturas de presas de relaves en las que, al menos uno de los factores desencadenantes está ligado a la hidrogeología, tanto de su fundación, como de la presa misma y, las interacciones entre ambas. Para ello se han revisado una selección de documentos que compilan datos de presas de relaves en el mundo, sus características, sus

roturas y sus impactos. Los documentos revisados se detallan en la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**.

Tabla 2-1. Revisión bibliográfica de rotura de presas de relaves.

Fuente	Descripción general
ICOLD (2001)	Revisión de las razones más comunes para que se produzca una falla
Blight y Fourie (2004)	Revisión de los mecanismos de rotura de presas de relaves y otros depósitos de residuos con detalle en casos de estudio emblemáticos
Oldecop et al. (2008)	Revisión de casos históricos de rotura de presas de relaves mineros
Rico et al. (2008)	Compilación y análisis de 147 casos de desastres de presas de relaves en el mundo que incluye las causas de la rotura y los impactos medioambientales entre otros.
Stratchan y Goodwin (2015)	Revisión de incidentes de presas de relaves y su relación con el manejo de aguas.
Roche et al. (2017)	Análisis de las razones por las cuales se rompen las presas de relaves, que incluye varios casos de estudio.
Lyu et al. (2019)	Revisión de razones para la rotura de presas de relaves basada en casos históricos
Rana et al. (2021)	Revisión de 63 casos de rotura de presas de relaves que fueron analizados mediante imágenes satelitales, modelos de elevación digital y literatura.

3. MARCO TEÓRICO

Esta sección presenta una revisión teórica de lo que son los depósitos de relaves y la caracterización hidrogeológica de todos los materiales involucrados.

3.1 Generalidades

Los relaves corresponden a la roca descartada durante la operación minera que no tiene potencial económico, que ha sido pulverizada y, durante el proceso metalúrgico, se le ha agregado agua para facilitar la separación y transporte a través de tuberías o canaletas. Según Zandarín (2008), los relaves son materiales no plásticos de grano fino con conductividades hidráulicas relativamente bajas y, según Oldecop et al. (2008), son roca finamente molida, mezclada con agua y con la consistencia de un lodo.

Por lo general, dentro de los relaves mineros de un mismo depósito, se identifica la fracción gruesa como arenas y la fracción de grano más fino como limos o lamas. Las primeras son depositadas en el muro (o dique, la fuente del vertido se encuentra sobre él) o se asientan cerca de éste; las segundas, suelen asentarse más alejadas del muro debido a la forma en

que se depositan los relaves (ICOLD, 2001; Rana et al., 2021).

En términos constructivos, se suele hacer la distinción entre embalses y tranques de relaves. En los primeros no se requiere un muro de contención, pues la ubicación del depósito es en un sitio favorable para ello o, el muro se construye con material de empréstito impermeabilizado en su cara aguas arriba. Por su parte, los tranques de relaves corresponden a aquellos depósitos en los que el muro de contención se construye con las propias arenas del relave.

La construcción de las presas de relaves se inicia con un muro de partida. Cuando el emplazamiento de este muro se ha concluido, se inicia la construcción de sus crecimientos progresivos, entre ciclos de deposición de relaves. Estos recrecimientos pueden realizarse hacia aguas arriba, hacia aguas abajo o considerando un eje central (Vick, 1990), tal como se muestra en la Figura 3-1.

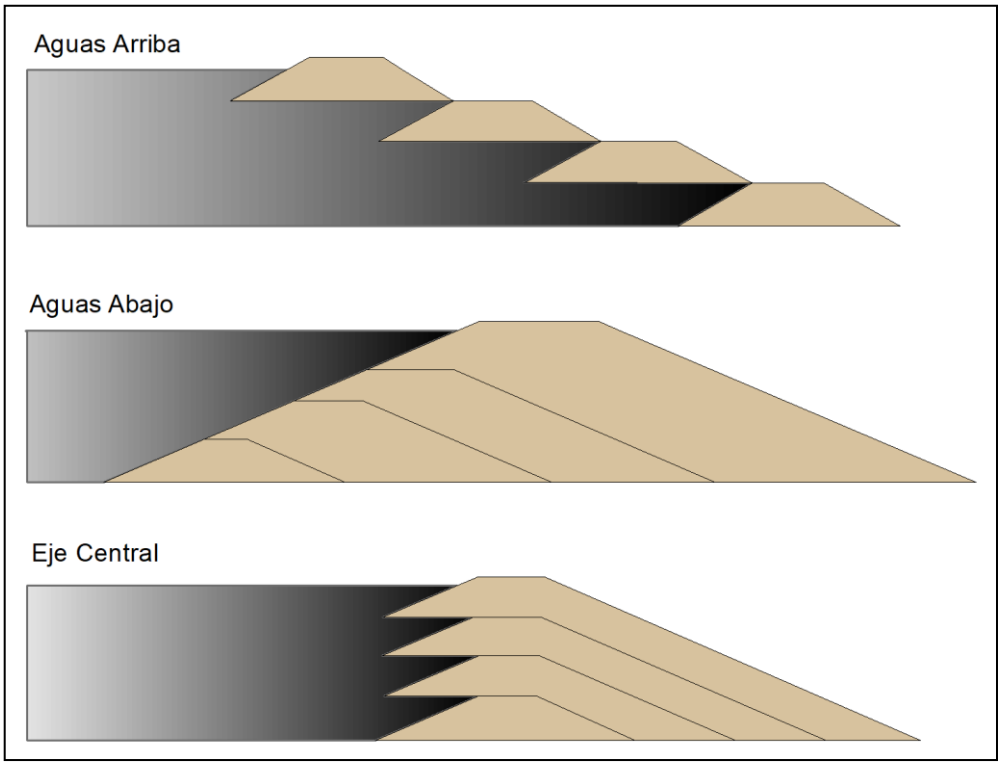


Figura 3-1. Tipos de construcción de depósitos de relaves. Modificado de Vick, 1990.

En proporción, las presas de relaves construidas con el método agua arriba son las que más han sufrido roturas (Rana et al., 2021). En efecto, en Chile, este tipo de construcción de se ha prohibido, pues frente a desencadenantes típicos como los terremotos, las presas construidas usando dicho método, presentan un mayor riesgo de inestabilidad (Liang y Elias 2010). A pesar de esto, el 90%

de los depósitos de relaves en China han sido construidos con este método (Liu et al., 2018).

Los relaves se clasifican en cuatro grandes categorías: convencionales, filtrados, espesados y en pasta. Los primeros no incluyen ningún tratamiento para reducir su contenido de agua, por lo que el contenido de sólidos es bajo. En cambio, tanto los relaves filtrados, como espesados, requieren un proceso posterior a su salida de la planta y previo a ser vertidos en la balsa, en donde se les reduce el contenido de humedad. Un quinto tipo de relaves se ha estado expandiendo en la industria minera en los últimos años: *dry stacking* o apilado en seco, los cuales son el resultado de un proceso de filtrado y también de compactación.

Los relaves filtrados contienen menos de un 20% de agua y este contenido se alcanza respecto a los relaves convencionales tras un tratamiento de filtración. Por otro lado, previo a su vertido, los relaves espesados son sometidos a un proceso de sedimentación, por medio de espesadores. Este proceso elimina un volumen importante de agua, lo que conlleva a la inclusión de sistemas de piscinas de recuperación de aguas en las instalaciones de relaves de este tipo.

Finalmente, los relaves en pasta contienen entre un 10 y un 25% de agua, en general con partículas de tamaño inferior a 20 micrones y se depositan de manera similar que los relaves filtrados. La
Tabla **3-1** presenta un resumen con los porcentajes de sólidos que definen los distintos tipos de relaves.

Tabla 3-1. Contenido de sólidos de los distintos tipos de relaves. Modificado de Carvajal (2018).

Tipo de Relave	% en peso de sólidos
Convencional	30 – 50
Espesado	50 – 65
En pasta	65 – 75
Filtrado	~80

Además del muro de contención, y los materiales de los relaves, existen otros dos elementos característicos de este tipo de infraestructuras. El primero corresponde a la laguna de aguas claras, la cual se desarrolla, usualmente, en la parte más distante al punto de descarga de los relaves y cubre las limos y lamas. El segundo corresponde a la playa, que se desarrolla en la porción más cercana al punto de descarga y suele estar constituida por la fracción de grano más gruesa de los relaves (arenas) Figura 3-2.

El balance hídrico de un depósito de relaves es un factor muy importante para su operación óptima, por lo que el manejo apropiado de las

aguas se hace necesario en términos ambientales, y operativos, pues usualmente se intenta recuperar el agua que llega a la presa, junto con los relaves mismos, al momento de su deposición para ser reutilizada en el proceso.

La Figura 3-2 muestra las principales entradas y salidas de agua de una presa de relaves y cómo dichas aguas se manejan para mantener la operación en marcha. Esta figura también ilustra una de las principales interacciones que se observan entre una presa de relaves y las aguas subterráneas, como lo es la infiltración de las aguas almacenadas dentro de la presa (aguas de contacto) hacia el sistema acuífero.

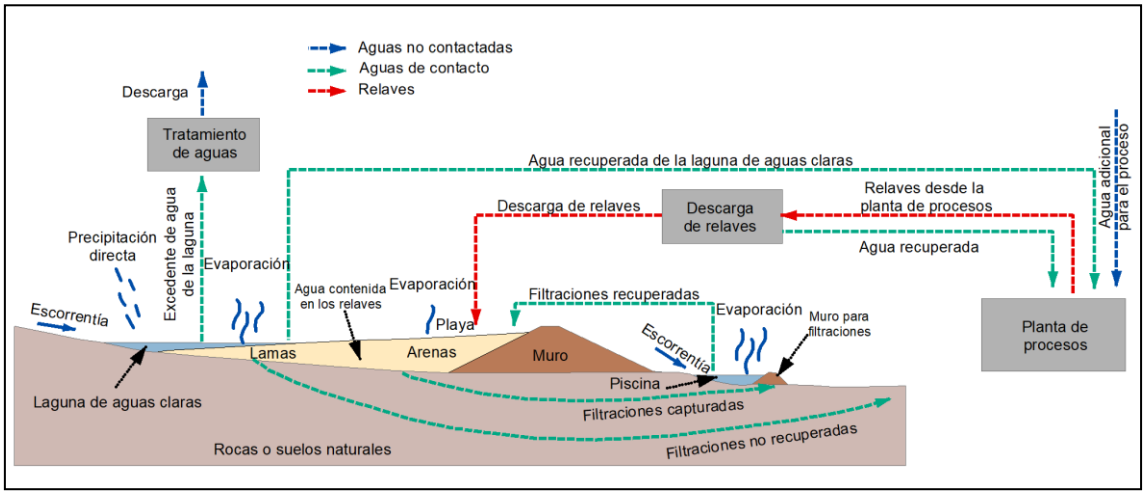


Figura 3-2. Esquema general de una presa de relaves, sus entradas y salidas de agua. Modificado de Mend, 2017.

3.2. Caracterización hidrogeológica de la fundación de una presa de relaves

Existen criterios de estabilidad física y química establecidos como estándares internacionales para la construcción, operación, cierre y post-cierre de una presa de relaves, y los materiales en los que estas infraestructuras se asientan, juegan un rol muy importante en dicha estabilidad (Lyu et al., 2018).

Los materiales de cimentación o apoyo de un depósito de relaves se clasifican según su competencia y/o consolidación (ver Figura 3-3), pudiendo ser suelos vegetales, depósitos sedimentarios no consolidados, o bien, rocas. Las rocas a su vez pueden encontrarse frescas, meteorizadas, fracturadas o no.

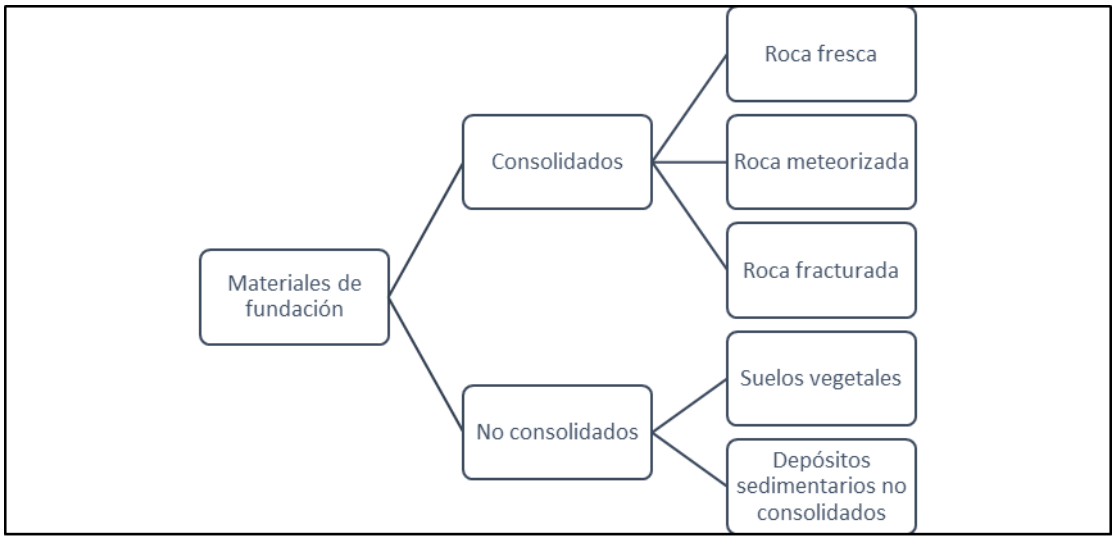


Figura 3-3. Tipos de materiales sobre los que se puede fundar un depósito de relaves.

Una buena caracterización hidrogeológica es imprescindible desde la etapa de diseño de un proyecto de este tipo (Fortuna et al., 2021) y, lo que debería incluir dicha caracterización es, al menos, lo siguiente:

- Distribución de tamaño de granos, contenido de humedad residual (Cosma et al., 2014), grado de saturación y curva de retención de humedad para los materiales de cimentación no consolidados.
- Conductividad hidráulica en condiciones de saturación, tanto para materiales no consolidados, como para rocas (APEGBC, 2016; Fortuna et al., 2021).
- Grado de fracturamiento y meteorización, persistencia y continuidad de las fracturas, así como su relleno, orientación y apertura (Cosma et al., 2014; APEGBC, 2016; Fortuna et al., 2021).
- Caracterización del potencial de drenaje ácido y de disolución.
- Caracterización del acuífero en términos de sus propiedades hidráulicas, extensión y continuidad espacial, espesor y grado de confinamiento (APEGBC, 2016). Todo esto contribuye también a la caracterización de la vulnerabilidad del acuífero a la contaminación.
- Caracterización hidroquímica de línea de base de las aguas naturales del acuífero (APEGBC, 2016). Esta caracterización debe incluir la comparación de la calidad natural de las aguas con las normas de calidad de agua que puedan ser exigibles para este tipo instalaciones mineras.
- Desarrollo de un modelo hidrogeológico conceptual de línea base, incluyendo la definición de unidades hidrogeológicas, su caracterización en términos de propiedades hidráulicas, direcciones de flujo subterráneo y gradientes hidráulicos naturales, junto con la identificación de zonas de recarga y descarga del acuífero (Fortuna et al., 2021). Esto debe ir acompañado de la caracterización de

cauces superficiales y su interacción con el acuífero.

3.3. Caracterización hidrogeológica de los materiales de un depósito de relaves

Los materiales involucrados directamente en los depósitos de relaves incluyen los propios relaves (lamas, limos y arenas de relaves), los materiales con los que se construye el muro de contención, los materiales impermeabilizantes y los filtros que pudiesen utilizarse para las distintas infraestructuras de drenaje asociadas (ver Figura 3-4).

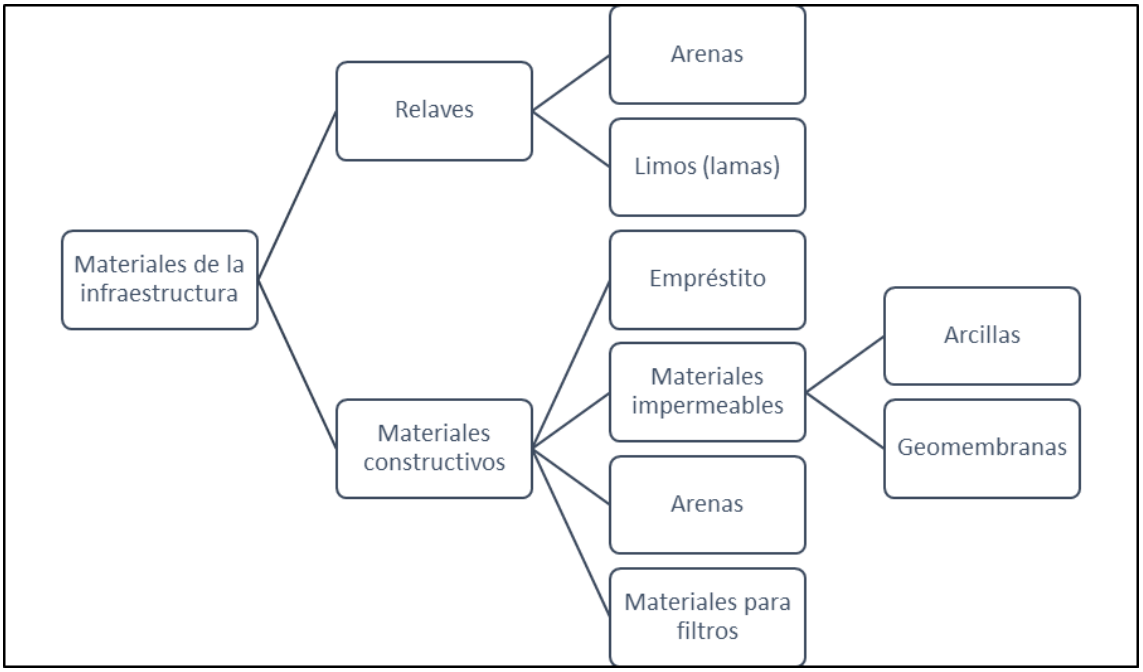


Figura 3-4 Tipos de materiales incluidos en un depósito de relaves.

La caracterización de los materiales de la infraestructura, y de los residuos mineros, como tal, es, muy relevante, tanto para la etapa de construcción, como para las operación y cierre, pues permite reconocer las posibles interacciones con las aguas meteóricas y subterráneas, con las rocas y/o suelos de fundación, con los posibles drenajes ácidos que pudieran generarse y con los esfuerzos a los que estará sometida la infraestructura, los cuales pueden verse afectados por cambios en las presiones hidrostáticas.

En términos hidrogeológicos, las propiedades más relevantes de los materiales constructivos y los relaves mineros son:

- Porcentaje de sólidos o contenido de humedad (Blight y Fourie, 2004; Ruiz et al., 2021), para el caso de los relaves.
- Distribución de los tamaños de granos, tanto de los relaves (lamas y arenas) como también de los materiales de empréstito que pudieran utilizarse en la construcción de los muros o recrecimiento, y, de los

posibles filtros que se utilicen en las infraestructuras de captación y drenaje en la presa (Ruiz et al., 2021).

- La conductividad hidráulica en estado de saturación de todos estos materiales, así como su curva de retención de humedad (Ruiz et al., 2021).
- Curva de retención de humedad de los relaves (Ruiz et al., 2021).
- Mecanismos de consolidación y compactación de los relaves, junto con la variación en su porosidad, propiedades hidráulicas con el tiempo y/o la profundidad y parámetros de consolidación (Blight y Fourie, 2004).

3.3.1. Heterogeneidad de las propiedades hidráulicas en un depósito de relaves

Además de la caracterización de cada uno de los materiales que componen un depósito de relaves, es de vital importancia comprender cómo se comportan las propiedades hidráulicas de cada uno de sus componentes, y cómo se distribuyen dichas propiedades hidráulicas a lo largo, ancho, y en profundidad, de la instalación.

El método por el cual se depositan los relaves es determinante para la distribución de las propiedades hidráulicas en el interior de este tipo de infraestructuras, y existe una amplia discusión sobre cómo es de importante la distancia desde la descarga, para el patrón de conductividades hidráulicas a lo largo de ellas (Vick, 1990). Sin embargo, el modelo más ampliamente aceptado señala que, a mayor distancia desde el punto de descarga de los relaves, menor es la conductividad hidráulica. Este efecto se debe a la gradación de tamaños de partículas inducido por la forma en que se realiza la descarga (Smith, 2021). Por otro lado, se espera un descenso en la porosidad y también de la conductividad hidráulica, al aumentar la profundidad.

La conjunción de ambos efectos se traduce en una importante anisotropía en la conductividad hidráulica dentro de un depósito de relaves. Está comúnmente aceptado que, al interior de estas infraestructuras, la conductividad hidráulica horizontal es entre 5 y 20 veces más grande que la conductividad hidráulica vertical (Smith, 2021). Esta anisotropía se debe a los procesos de consolidación de los relaves que, por un lado, reducen la presión de poros debido a la remoción del exceso de agua y, por otro lado, aumentan la densidad de los relaves. Estos procesos favorecen el desarrollo de un perfil vertical en el cual la porosidad y la conductividad hidráulica se reducen con la profundidad, y también con el paso del tiempo.

Adicionalmente, la segregación de tamaños de granos favorece el desarrollo de una playa, en donde usualmente se encuentran las arenas, la fracción más gruesa de los relaves, cuya elevación es, por lo general, superior a la elevación de las aguas claras. Por su parte, las lamas se encuentran cubiertas por las aguas claras y con un mayor nivel de saturación en agua (Smith, 2021).

Cuanto mayor es la longitud de la playa, menor es la proporción de relaves que se encuentran completamente saturados. Como las playas se localizan cercanas al muro de la presa, a mayor longitud se espera también un mayor factor de seguridad para la presa.

En términos de anisotropía longitudinal en las propiedades hidráulicas dentro de un depósito de relaves, se pueden producir una infinidad de perfiles que afectan la forma y elevación de la superficie freática (Vick, 1990). Una selección de estos perfiles se presenta en la Figura 3-5, con conductividades hidráulicas relativas de los distintos materiales dentro de la presa, como también en los materiales de la fundación. Esta selección de perfiles se considera que la conductividad hidráulica de la fundación es muy baja, de modo de prevenir las filtraciones desde y hacia el acuífero.

El esquema superior de la Figura 3-5 representa el perfil típico en el cual los crecimientos sucesivos del muro se construyen con materiales de empréstito con conductividades hidráulicas superiores a los relaves. Cerca de él, se localizan las arenas de los relaves, con conductividades hidráulicas intermedias, más alejados del muro, bajo la laguna de aguas claras, se localizan las lamas, con las conductividades hidráulicas más bajas dentro de la instalación. En este caso, se espera el desarrollo de una playa amplia con un nivel freático relativamente bajo y con el muro saturado solamente en su base.

El esquema del medio, en la Figura 3-5, corresponde a un perfil típico de un muro construido con los mismos relaves compactados, significando una conductividad hidráulica menor que las arenas de los relaves. En este caso, la playa desarrollada no es tan amplia y el nivel freático es mucho más somero, debido a que el muro reduce el drenaje, funcionando como una barrera hidráulica (Vick, 1990).

Finalmente, en el esquema inferior de la Figura 3-5, se observa un muro construido en materiales muy permeables (empréstito) pero con una capa de menor permeabilidad en su cara aguas arriba, la cual funciona como barrera hidráulica. Esta configuración permite el drenaje del muro, pero el nivel freático dentro de la instalación es elevado (Vick, 1990).

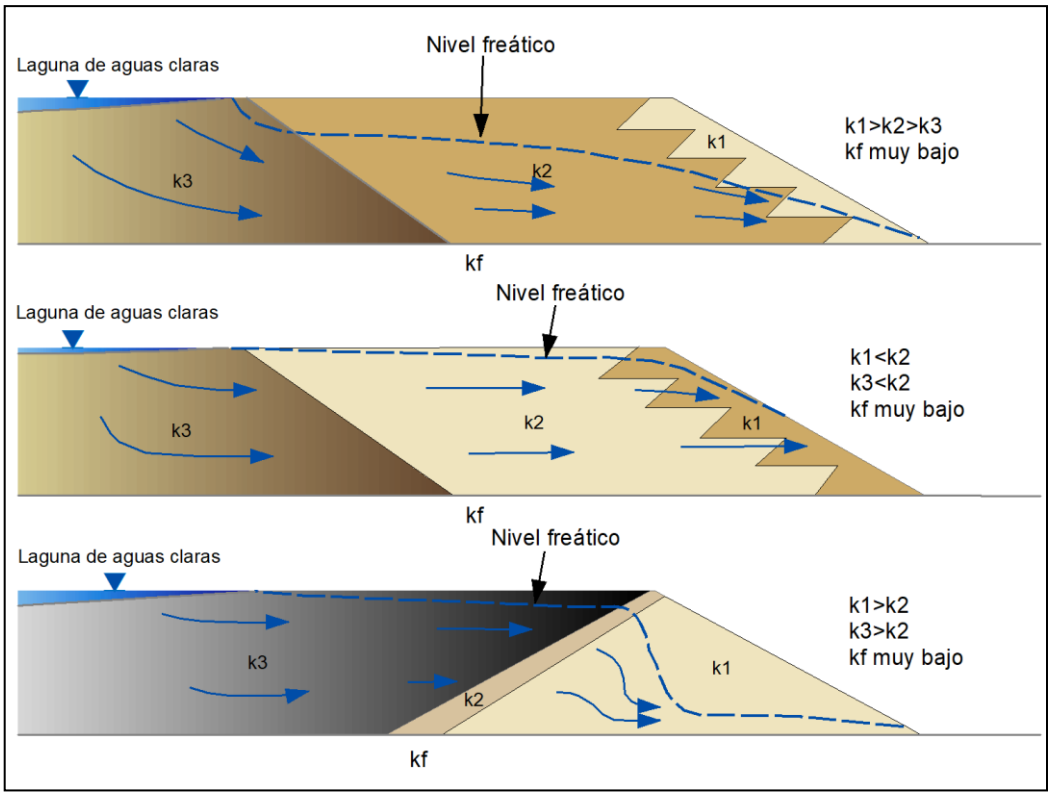


Figura 3-5. Distribución espacial de la conductividad hidráulica en una presa de relaves. k1, k2, k3 hacen referencia a conductividades hidráulicas en diferentes partes del relave, kf hace referencia a la conductividad hidráulica del sustrato. Modificado de Vick, 1990.

3.4. Modelos numéricos de flujo

Dependiendo de la complejidad del sistema, un modelo numérico de flujo que refleje las interacciones entre el depósito y el sistema acuífero podría ser también requerido (Fortuna et al., 2021). Este modelo podría ser en dos dimensiones (una sección), en situaciones sencillas donde el modelo de flujo puede ser representado de dicha manera. Sin embargo, en situaciones con mayor complejidad, lo más apropiado es un modelo en 3 dimensiones, para reflejar todas las posibles direcciones de flujo subterráneo. Este tipo de modelos puede contemplar unidades saturadas y no saturadas, y dependiendo de la relevancia de la zona no saturada en el modelo, podría ser necesario también incluir unidades parcialmente saturadas.

Las unidades parcialmente saturadas juegan un rol significativo en los niveles de saturación dentro de los depósitos de relaves y en su respuesta frente a un vertido inusual de agua producto de tormentas, a través de la precipitación directa o la escorrentía superficial generada, o vertidos de relaves con un contenido mayor de agua (Oldecop et al., 2008; Zandarín et al., 2008). Esto se debe a que la conductividad hidráulica de este tipo de unidades cambia según su contenido de humedad. A mayor contenido de humedad,

mayor es la conductividad hidráulica, hasta alcanzar un máximo. Dicho máximo ocurre cuando la unidad se encuentra completamente saturada.

4. INTERACCIONES ENTRE LAS PRESAS DE RELAVES Y LAS AGUAS SUBTERRANEAS

Los siguientes apartados presentan una selección de las interacciones más comunes entre los depósitos de relaves y los sistemas de aguas subterráneas.

4.1. Efectos de las propiedades hidráulicas de la fundación en la superficie freática dentro de la presa de relaves

El contraste entre la conductividad hidráulica de los materiales de apoyo o sustrato de un depósito de relaves y los materiales contenidos en él (lamas, arenas, materiales para construcción del muro), si es que estos no se encuentran hidráulicamente aislados, es determinante en la elevación del nivel freático dentro del depósito y aguas abajo de él.

La conexión hidráulica es más factible si en la base del depósito no se cuenta con elementos impermeabilizantes, como geomembranas o capas de suelo de baja permeabilidad que sean naturalmente parte de la fundación de la presa o que se hayan instalado con dicho propósito. Sin embargo, Vick (1990) señala que, incluso cuando se instalan estos elementos impermeables, se producen filtraciones.

Como señala Vick (1990), si mantenemos constantes las propiedades hidráulicas de los materiales del depósito, a mayor conductividad hidráulica del sustrato, la superficie freática será menos elevada dentro de la instalación y, por el contrario, a menor conductividad hidráulica del, la superficie freática dentro del depósito será más elevada, tal y como se ilustra en la Figura 4-1. En otras palabras, una mayor permeabilidad de la fundación favorece el drenaje desde interior del depósito.

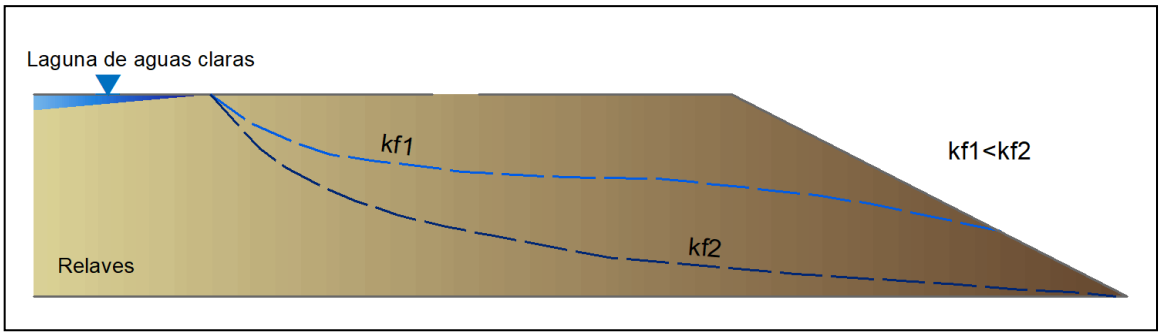


Figura 4-1. Influencia de la conductividad hidráulica de la fundación en la ubicación del nivel del agua dentro del depósito. kf1 y kf2 indican posibles conductividades hidráulicas del sustrato, siendo kf1<kf2 La línea discontinua azul claro representa el nivel freático en

el interior del relave para kf1, y la línea discontinua azul oscuro representa el nivel freático para kf2 (Modificado de Vick, 1999).

4.2. Potenciales hidráulicos y filtraciones

Las condiciones naturales del acuífero localizado bajo un depósito de relaves influyen de manera significativa en las interacciones entre ambos. Por ejemplo, si existen capas confinantes que dan origen a un potencial hidráulico positivo, existen muchas posibilidades de que las aguas subterráneas contribuyan a elevar el nivel freático dentro de la infraestructura. Por otro lado, si el potencial hidráulico de línea base en el acuífero es negativo, este potencial fomenta las filtraciones de aguas contactadas hacia el acuífero.

En términos generales, los potenciales hidráulicos positivos favorecen la recarga de agua subterránea hacia el depósito lo que eleva o mantiene el nivel freático dentro de éste. Esto puede comprometer la estabilidad de la presa, generando costos adicionales que se relacionan al manejo de un mayor volumen de agua dentro de ella. Adicionalmente, los relaves podrían dar lugar a un confinamiento parcial del acuífero, en particular si el nivel del agua subterránea es bastante somero y cercano a la base del depósito.

Por otro lado, los potenciales negativos, favorecen la infiltración de aguas contactadas hacia el acuífero, lo que puede dar lugar a cambios en la calidad de las aguas subterráneas.

El emplazamiento de un depósito de relaves puede generar cambios locales significativos en los gradientes hidráulicos de línea base. En particular, cuando una infraestructura como ésta se emplaza en un relieve topográfico relativamente plano, se pueden producir gradientes hidráulicos hacia afuera de la presa con el desarrollo de una elevación local de nivel freático superpuesto al perfil del nivel freático regional (Smith, 2021), como se observa en la

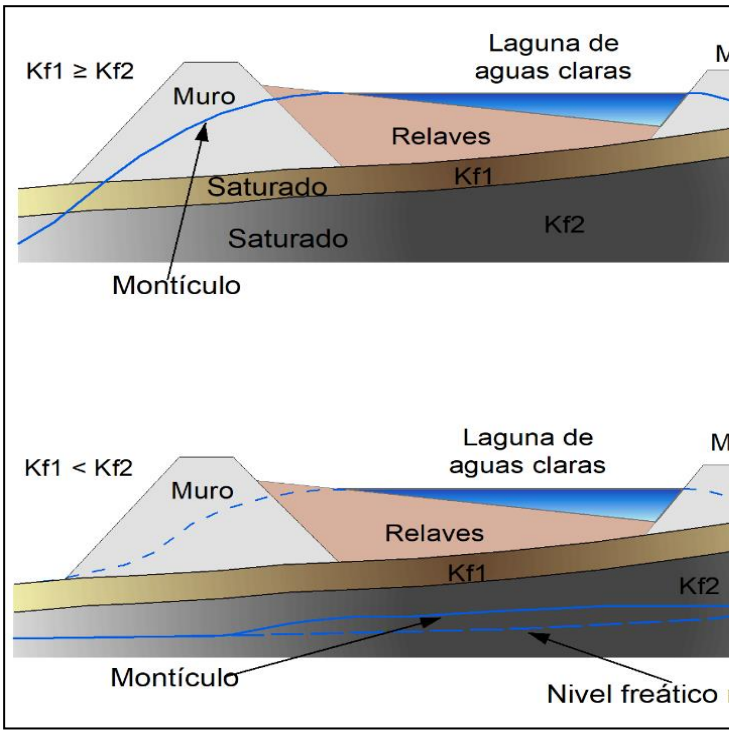


Figura **4-2**.

Si el nivel del agua subterránea de línea base es suficientemente somero podría desarrollarse una conexión directa entre los niveles en el acuífero y en el depósito. Sin embargo, esta conexión directa depende, en

gran medida, de las unidades hidrogeológicas presentes en el subsuelo y el contraste en sus conductividades hidráulicas. Esto puede ocurrir, por ejemplo, si inmediatamente por debajo del depósito se tiene una unidad de permeabilidad mayor o igual a la unidad subyacente, tal y como se observa en el esquema superior de la

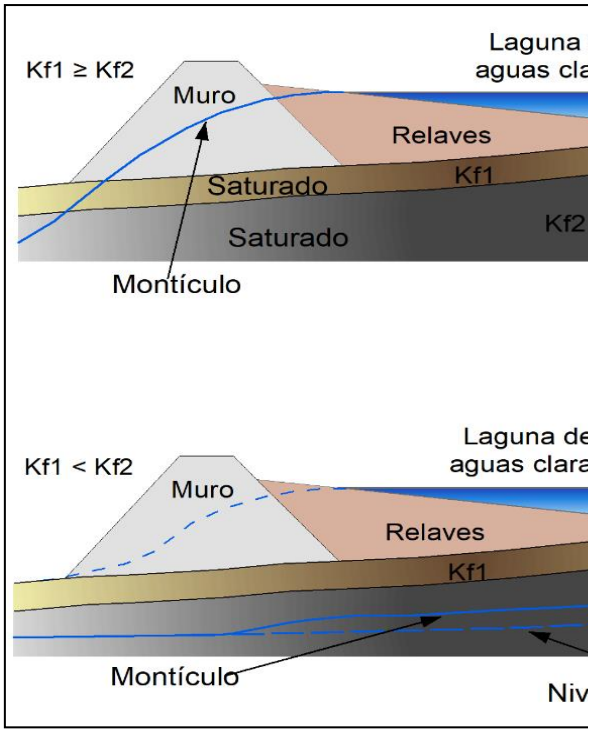


Figura **4-2**.

Por el contrario, si en el sustrato se observa una capa más somera de menor permeabilidad que la subyacente, dicha capa podría actuar como barrera, impidiendo la conexión directa entre las aguas del depósito y el acuífero. Sin embargo, el desarrollo de una elevación local del nivel freático es igualmente esperada, producto de la infiltración de las aguas del depósito a través de la zona no saturada inmediatamente por debajo de éste, tal como se observa en el esquema inferior de la

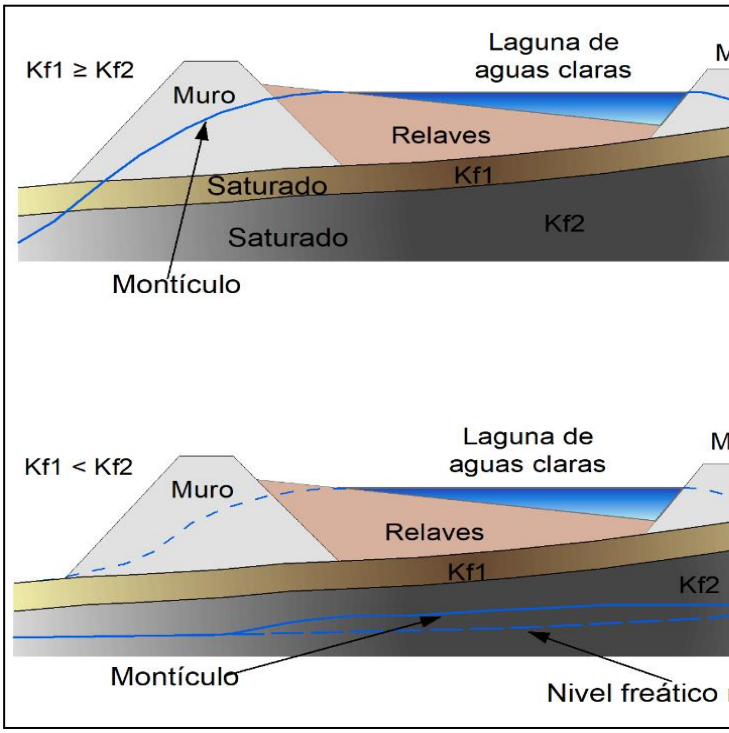


Figura **4-2**.

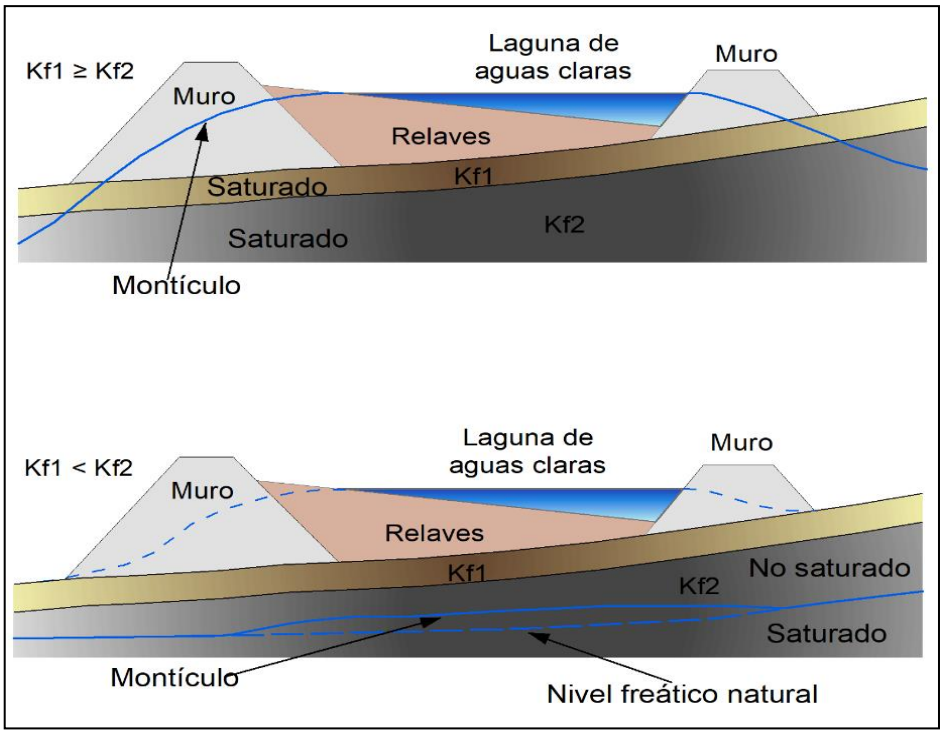


Figura 4-2. Variaciones del nivel freático producidas por la infiltración de agua procedente del depósito de relaves. Kf1 y Kf2 indican conductividades hidráulicas en capas del sustrato. Adaptado de Vick, 1990 y Savar et al., 2012.

En relieves topográficos más pronunciados, puede producirse lo que se conoce como contención hidrodinámica y que ocurre cuando el nivel freático alrededor del depósito se encuentra más elevado que el nivel máximo de la laguna de aguas claras, con lo cual los gradientes hidráulicos son, durante toda la operación, hacia el interior de la infraestructura. Según Smith (2021), esto es posible, por lo general, cuando la instalación se localiza en una zona de recarga local de aguas subterráneas. Esto reduce el potencial de migración de aguas contactadas hacia fuera de la instalación, pero a la vez permite el aumento de los niveles freáticos dentro del depósito aumentando el riesgo de inestabilidad.

4.3. Presión de poros

La presión de agua en los poros corresponde a la presión ejercida por el agua (y aire) en un medio poroso compuesto por una estructura sólida y poros llenos, o parcialmente llenos, de agua o gas. Presiones de poro positivas se encuentran en materiales saturados, mientras que, en los materiales parcialmente saturados, las presiones o succiones son negativas (Reid, 2013).

La adición frecuente de relaves en los depósitos puede incrementar las presiones de poro en los materiales ubicados inmediatamente debajo. Estas presiones de

poro se suelen disipar mediante sistemas de drenajes al interior de la infraestructura o en su base en contacto con el sustrato.

La disipación de la presión de poros de los materiales de apoyo depende en gran medida de sus propiedades hidráulicas y de las del acuífero subyacente (Lyu et al., 2018). Si este acuífero es suficientemente permeable y tiene una extensión suficiente, la reducción de las presiones de poros no será un problema durante la construcción y operación del depósito. Por el contrario, si el acuífero no es suficientemente permeable o su extensión es limitada, por ejemplo, a canales o paleocanales, las presiones de poros pueden mantenerse elevadas en los materiales de apoyo e incluso pueden dar lugar a afloramiento de agua subterránea o condiciones artesianas. Esto genera riesgos para la estabilidad de la presa por aumento de carga, contribución a la erosión interna y, por favorecer condiciones desencadenantes de licuefacción.

Un alto nivel de presión de poros dentro de un depósito de relaves es uno de los factores desencadenantes de uno de los mecanismos más comunes de rotura de este tipo de infraestructuras: la licuefacción. En efecto, Rana et at., (2021) señalan que la filtración de agua subterránea hacia la presa de relaves puede generar un exceso de presión de poros, aumentando la susceptibilidad de ocurrencia de este proceso.

Los materiales de grano muy fino y con conductividades hidráulicas muy bajas (Fortuna et al., 20021), tienen una habilidad más limitada para disipar el exceso de presión de poros y podrían constituir una barrera para el drenaje de la infraestructura. Este tipo de barreras depende del contraste de permeabilidad entre dos unidades contiguas.

Asociadas a un depósito de relaves, se suelen construir una serie de obras de drenaje cuyo objetivo es reducir las presiones de poro, en particular, en zonas cuya estabilidad es más sensible al incremento de las presiones de poro, como es el caso de los muros. Aunque este tipo de obras no sean requeridas, un monitoreo continuo de las presiones de poro, al menos en las zonas más sensibles en términos de estabilidad, es siempre recomendado.

4.4. Generación de niveles colgados producto de las filtraciones

Cuando la cota de elevación de la superficie freática bajo el depósito de relaves es inferior a la cota de elevación de su base, existe una zona no saturada, a través de la cual migrarán las potenciales filtraciones desde la infraestructura hacia el acuífero. Si el apoyo de la infraestructura incluye lentejones de materiales finos arcillosos, existe la posibilidad de que se desarrollen niveles colgados saturados en agua por encima de los lentejones arcillosos como se observa en la Figura 4-3 (Vick, 199).

La presencia de estos niveles colgados será determinante en la dirección de flujo de las filtraciones, por lo que la identificación de este tipo de características geológicas, su caracterización en extensión y conectividad se hace fundamental para establecer un buen diseño que capture las filtraciones.

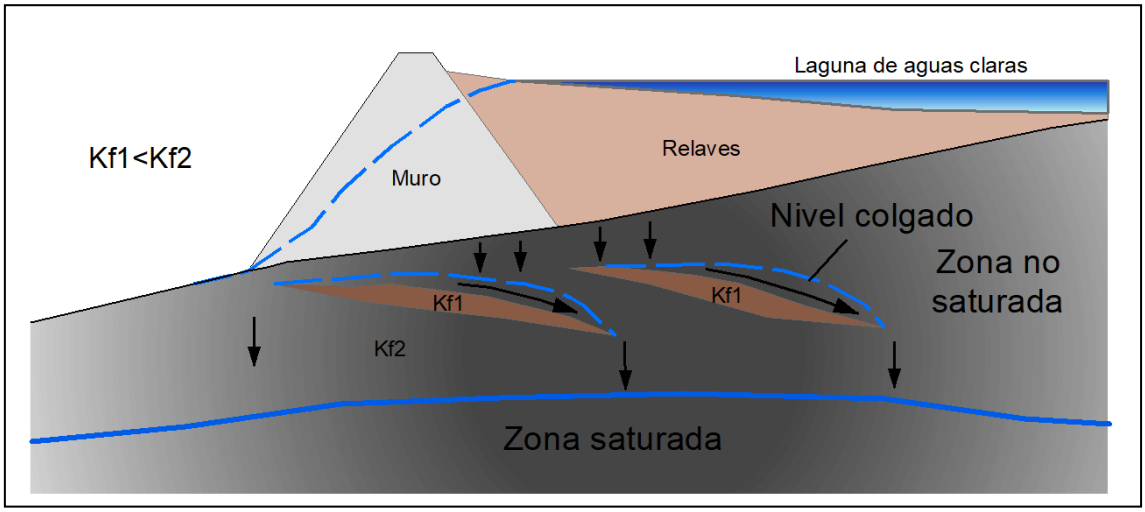


Figura 4-3. Niveles colgados en el acuífero subyacente producto de las filtraciones. Kf1 hace referencia a la conductividad hidráulica de lentejones arcillosos incluidos en la zona no saturada de conductividad hidráulica kf2. Adaptado de Vick (1990).

4.5. Interacciones geoquímicas que afectan la calidad de las aguas

Una de las interacciones hidrogeológicas más estudiadas que involucra a los depósitos de relaves, corresponde al drenaje ácido de mina, que migra desde la infraestructura, pasando por la zona no saturada, hasta llegar al acuífero y potencialmente descargar hacia las aguas superficiales. Según EPA (2000), el drenaje ácido se produce cuando los metales sulfurados se oxidan y hay suficiente agua para movilizar el ion sulfuro. Se caracteriza por aguas con bajo pH, elevada concentración de metales pesados, sulfato y sólidos disueltos totales (Durkin y Herrmann, 1994).

En esta interacción, la zona localizada entre la superficie freática y la superficie del suelo juega un rol muy importante debido a los procesos que se desarrollan en ella. La zona no saturada, definida como aquella zona del subsuelo en la que los poros se encuentran parcialmente llenos de aire y/o agua, puede dividirse a su vez en la zona vadosa y en la zona capilar. Esta última se localiza inmediatamente por encima de la zona saturada.

La zona vadosa es donde usualmente ocurre la oxidación de los sulfuros y la generación de ácidos, mientras que la zona capilar, donde la tensión superficial juega un rol fundamental (Oldecop et al., 2008), promueve la neutralización ácida y la precipitación

química (Kargar et al., 2011) tal y como se aprecia en la Figura 4-4.

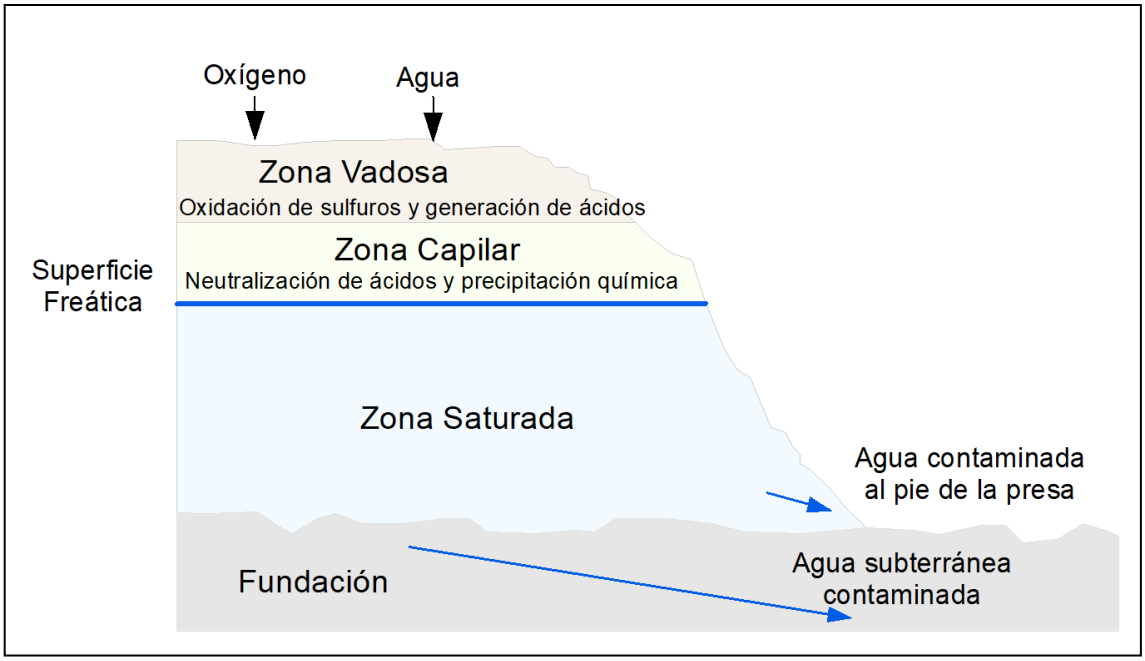


Figura 4-4. Interacciones geoquímicas producto de las filtraciones. Modificado de Kargar et al. 2012.

Como señalan Blowes et al. (1994), el pH de las aguas depende del balance de protones entre las reacciones de oxidación de sulfuros y las reacciones de disolución mineral, mientras que las reacciones tampón controlan la liberación de hierro (Fe^{2+}) y otros metales contenidos en el agua intersticial de los relaves. Este tipo de reacciones también afectan a la movilidad de estos metales.

Este tipo de interacción hidrogeológica toma especial importancia para la etapa de cierre de depósitos de relaves, pues a los factores básicos para la ocurrencia de generación de drenaje ácido (oxígeno y agua) hay que sumar el tiempo, necesario para la ocurrencia de las reacciones químicas que desencadenan este fenómeno.

Los acuíferos albergados en calizas kársticas son particularmente vulnerables a la contaminación. La construcción de un depósito de relaves sobre este tipo de litologías es bastante común en el mundo, debido a que muchas formaciones kársticas se encuentran asociadas a zonas con mineralización de interés económico (Johnson et al., 2016; Gao et al., 2019). Por otro lado, estas formaciones dan lugar a depresiones naturales en el terreno, las que permitirían el almacenamiento de grandes volúmenes de relaves a bajo costo. La vulnerabilidad de este tipo de acuíferos radica en la presencia de fisuras, dolinas y socavones (Zhang et al., 2017) que funcionan como conductos para transportar fluidos.

Smith (2021) señala que las formaciones kársticas que constituyen parte del sustrato de un depósito de relaves generan un mayor grado de incertidumbre sobre los caminos que recorrerán las potenciales filtraciones desde él, siendo más difícil de modelar el comportamiento hidrogeológico. La identificación temprana de estas de formaciones en las inmediaciones de una infraestructura de este tipo puede afectar significativamente la toma de decisiones para su construcción y diseño, y debería implicar, necesariamente, un mayor monitoreo durante la operación y medidas de mitigación para la etapa de cierre.

La Figura 4-5 presenta un diagrama típico de un depósito de relaves cuya cimentación corresponde a una formación kárstica, en la que un conducto formado por la disolución de los carbonatos, frente a condiciones climáticas específicas, favorece la movilización de contaminantes hacia aguas abajo de la presa.

El esquema de la Figura 4-5 presenta dos situaciones extremas. La situación de la izquierda ilustra lo que ocurre durante tormentas, cuando la escorrentía superficial se mezcla con el drenaje ácido de mina y con la precipitación directa. Estas aguas recargan el acuífero a través de conductos o sumideros típicos de las formaciones kársticas, mezclándose con el agua subterránea que es típica de las fisuras kársticas (elevada en carbonatos). En estas condiciones se generan grandes volúmenes de aguas contactadas que, como consecuencia de la dilución, no representan el peor escenario de la calidad de las aguas.

A la derecha de la Figura 4-5, se presenta la situación análoga, pero en la estación seca, donde no se observa dilución por la escorrentía superficial y precipitación directa, por lo que se produce un menor volumen de aguas ácidas, pero estas tendrán una mayor acidez y concentración en metales (son aguas más concentradas) con una calidad inferior a la observada durante las tormentas.

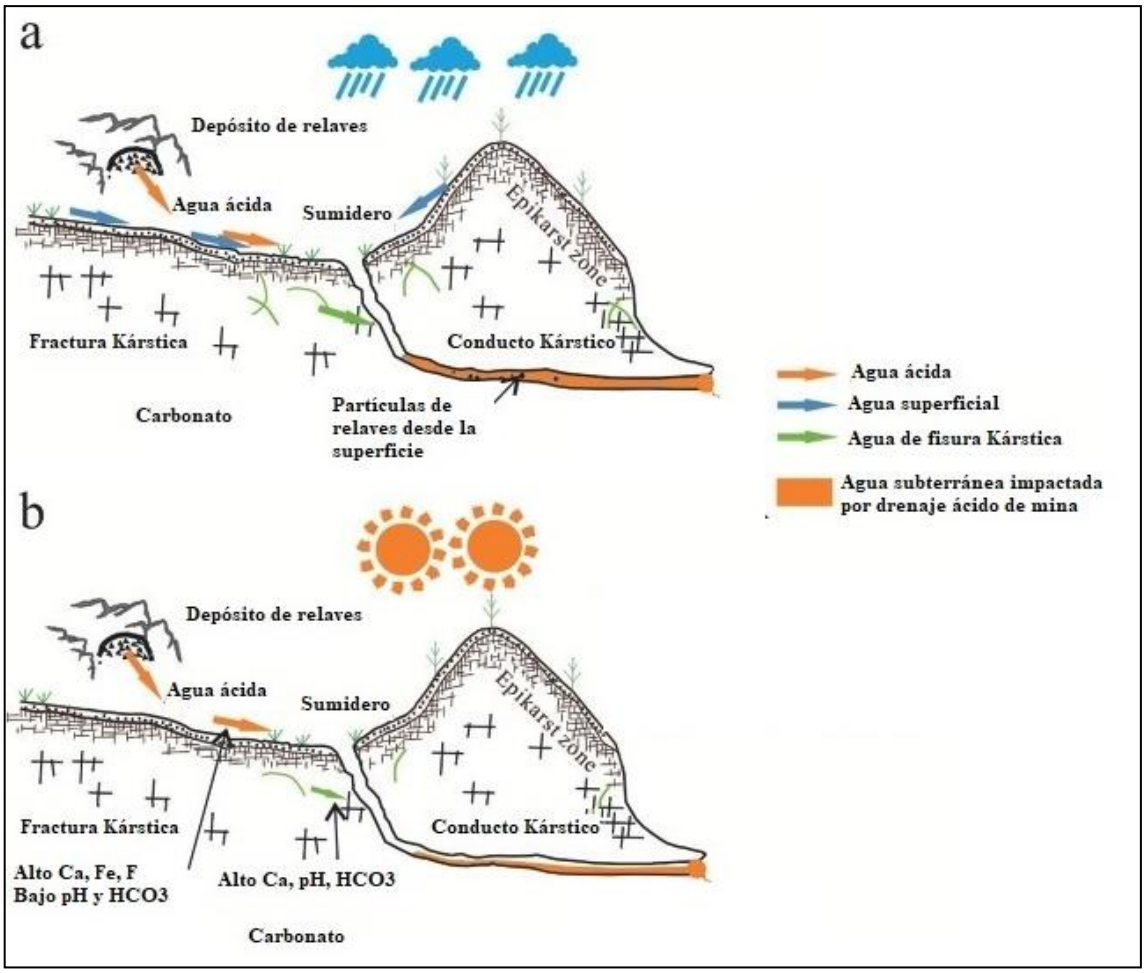


Figura 4-5. Diagrama de una presa de relaves asentada sobre una formación kárstica, mostrando dos escenarios diferentes: a) evento de tormenta b) periodo seco. Modificado de Ren et al., 2020.

4.6. Resumen de impactos hidrogeológicos asociados a las presas de relaves

Los impactos sobre los sistemas de aguas subterráneas producto de la construcción y operación de depósitos de relaves se relacionan con la recarga del sistema acuífero a través de la precipitación directa y la infiltración de agua intersticial de los relaves, la naturaleza hidrogeológica del suelo o roca de fundación, las características de la zona no saturada entre la base del depósito y la superficie piezométrica, la permeabilidad de los materiales dentro de la presa y los niveles de agua subterránea alrededor de la presa, entre otros (Dennis et al., 2008).

Los principales impactos de las presas de relaves sobre los sistemas de aguas subterráneas incluyen (Quiroz, 2011):

- Descenso o ascenso de los niveles de agua subterránea, aguas debajo de estas infraestructuras. Esto depende del balance entre las aguas que se extraen para la operación, o para mantener la superficie

freática al interior de la balsa dentro de los niveles aceptables que permitan dar estabilidad a la presa, y los aportes de filtraciones de las aguas de relaves hacia el acuífero, pero también de los potenciales hidráulicos naturales y sus modificaciones, producto de la construcción de la presa.

- Estos cambios pueden producir una alteración de ecosistemas como vegas, humedales y bofedales, así como la alteración de la recarga y descarga de ríos y lagunas cercanas.
- El descenso de los niveles de agua subterránea puede afectar directamente las captaciones de aguas subterráneas aledañas, aumentando su profundidad de explotación hasta incluso dejarlos colgados (inactivos), pudiendo reducir también su productividad y, en casos extremos, generar subsidencia del terreno.
- La interacción con las aguas y materiales de los relaves puede alterar la calidad natural del agua subterránea del acuífero subyacente por la infiltración de aguas desde el depósito.
- Alteración de los patrones de recarga y descarga de un acuífero natural. En particular, una balsa de relaves puede constituir una zona de recarga local al acuífero y se espera que dicha recarga sea de una calidad inferior a la que presentan las aguas naturales del acuífero (Dennis et al., 2008).

5. CASOS DE ESTUDIO

La Tabla 4-1 presenta una selección de casos de roturas de presas de relaves en los que se reconoce algún factor hidrogeológico relacionado con la rotura, y en los siguientes apartados se detallan los factores hidrogeológicos relevantes en algunos de estos casos.

Tabla 4-1. Resumen de casos de roturas en depósitos de relaves relacionados con factores hidrogeológicos.

Nombre	País	Mena	Año	Factor hidrogeológico asociado a la rotura	Fuente
Sgorigrad	Bulgaria	Plomo y Zinc	1966	Filtración de aguas subterráneas	Rana et al., 2021
Bakofeng	Sudáfrica	Platino	1974	Nivel freático muy elevado producto de las lluvias	Oldecop et al., 2008
Arcturus	Zimbabue	Oro	1978	Aumento rápido del nivel freático producto de una tormenta	Oldecop et al., 2008
Tapo Canyon	USA	Desconocido	1994	Nivel de saturación elevado al momento de	Lyu et al., 2019

				un sismo de mediana intensidad	
Pedro Sotto Alba	Cuba	Níquel	(1996 – 1998)	Superficie freática elevada dentro del depósito y lluvias excepcionales	Zandarín et al., 2008
Aznalcóllar	España	Sulfuros Complejos	1998	Falla en los materiales de apoyo, producto de elevadas presiones de poro	Ayala – Carcedo, 2004
Las Palmas	Chile	Oro	2010	Aumento no detectado del agua subterránea	Rana et al., 2021
Saaiplaas	Sudáfrica	Oro	2012	Superficie freática elevada en el dique, producto de un aumento rápido de la presión de poros	Blight y Fourie, 2004; Oldecop et al., 2008
Mount Polley	Canadá	Cobre y oro	2014	Falla en el apoyo por exceso de carga	Ministry of Energy and Mines, British Columbia, 2014
Fundão	Brasil	Hierro	2015	Saturación de las arenas de los relaves cerca del muro	Morgenstern et al, 2016; Roche et al, 2017
Cadia	Australia	Oro y cobre	2018	Inestabilidad de los materiales de apoyo	Rana et al., 2021

Nota: No es claro el año en que se produjo la rotura de Pedro Sotto Alba. Sin embargo, parece ser que las lluvias excepcionales de 1996 y 1998 contribuyeron a ella.

5.1. Tapo Canyon, USA – 1994

5.1.1. Contexto

Esta presa de relaves almacenaba residuos provenientes del lavado de áridos para una planta de hormigón (Oldecop at al., 2008) y se ubicaba al norte del Valle Simi en Estados Unidos. Este depósito, asentado en formaciones del Terciario, que incluyen arenas marinas, conglomerados y lutitas del Plioceno y del Mioceno tardío, sufrió una rotura desencadenada por un sismo de magnitud 6.7 ocurrido en enero de 1994, con epicentro a solo 21 km de distancia.

La rotura ocurrió dos años después de que la presa alcanzara su capacidad máxima y cesara su operación. Desafortunadamente, tras el cese de la operación, el manejo de aguas en ella se había descuidado, por lo que los relaves se mantenían saturados (Lyu et al., 2019).

La presa tenía una altura de 24 metros (m) al momento de la rotura y se emplazaba en una depresión originada en una antigua cantera. Una de las infraestructuras de drenaje que se construyó correspondía a un canal en roca que drenaba también las aguas de un río cercano. Durante el inicio de la operación del depósito, el canal fue bloqueado con residuos, dificultando, más tarde, el drenaje (Oldecop et al., 2008).

5.1.2. Factor hidrogeológico

Un factor clave en la rotura de esta presa de relaves, fue que una gran parte de los relaves y el muro de contención se encontraban saturados al momento del sismo. Se cree que al menos una parte de la fuente de esta saturación corresponde a la contribución de agua subterránea (Harder y Stewart, 1996). La ausencia de un drenaje apropiado contribuyó a los niveles de saturación dentro del depósito.

5.2. Aznalcóllar, España – 1998

5.2.1. Contexto

La balsa de relaves de Aznalcóllar / Los Frailes se localizaba en la ribera del Río Agrio, afluente directo del Guadiamar e indirecto del Guadalquivir, sobre una capa de no más de 10 m de espesor de sedimentos aluviales (Eriksson y Adamek, 2000; Ayala – Carcedo, 2004) y desde 1979, recibía los residuos de una mina a cielo abierto de sulfuros complejos, que producía cobre, plomo, zinc, oro y plata, además de otros elementos (Ayala – Carcedo, 2004).

Este depósito de relaves, de unas 200 hectáreas (ha) de extensión, era del tipo de cierre perimetral y su rotura se produjo en abril de 1998, generando un vertido de 2 Mm3 de lodos y 4 Mm3 de aguas ácidas, que fueron a dar rápidamente al cauce del Río Agrio (López Pamo et al., 2001; Palancar, 2001).

Los sedimentos aluviales en los que se asentaba este depósito descansan sobre una capa de margas constituidas por lodos, limos

y arcillas de un espesor aproximado de 50 m en el sector en donde se emplazó la infraestructura. Estas margas son conocidas como las “margas azules del Guadalquivir” y presentan una estratificación sub-horizontal, con un buzamiento medio de 3° hacia el exterior del dique (Ayala – Carcedo, 2004). Bajo esta unidad, descansa una capa de 10 m de espesor de calizas bioclásticas y lutitas paleozoicas.

5.2.2. Factor hidrogeológico

Una rotura progresiva de corte se produjo en las margas producto de las altas presiones de poro. Esto indujo una superación del esfuerzo de corte en la superficie de rotura, la cual se vio favorecida por el buzamiento de la estratificación de esta unidad y por una diaclasa sub – horizontal (Ayala – Carcedo, 2004).

Las altas presiones de poro se originaron debido a las bajas conductividades hidráulicas tanto de los relaves como de las margas que fallaron, y también, a una pantalla de bentonita – cemento, que se construyó al pie interior del dique, como barrera para evitar las filtraciones de las aguas ácidas contenidas en la balsa hacia el Río Agrio (Ayala – Carcedo, 2004).

La rotura puso en evidencia que, durante los estudios que se realizaron para apoyar el diseño de la presa no se investigó con suficiente detalle el subsuelo No se tomaron en consideración las condiciones hidrogeológicas y el espesor de las margas (Macklin, et al., 1999).

5.2.3. Impactos hidrogeológicos

Este desastre condujo a la contaminación de más de 50 pozos destinados a riego que estaban construidos en los depósitos aluviales aguas abajo, por lo que se prohibió la extracción de aguas subterráneas desde dichos pozos y las cosechas se perdieron por completo (Carrera et al., 2001). Afortunadamente, los pozos que no recibieron los lodos no presentaron cambios significativos en su calidad de agua (Ayala – Carcedo, 2004)

5.2.4. Remediación hidrogeológica

Un 90% de los pozos contaminados se limpiaron con cal y el agua con relaves fue bombeada.
Se construyó una barrera geoquímica perpendicular al cauce del Río Agrio con calizas y compost vegetal (Carrera et al., 2001).

Para verificar los efectos positivos de la remediación, se construyeron 4 pozos de monitoreo habilitados completamente en los sedimentos aluviales, a lo largo de una transecta atravesando el acuífero. Estos pozos detectaron concentraciones elevadas históricas de Zinc (Carrera et al., 2001) producto de la minería en la zona.

Una década después del desastre se realizó un estudio de las aguas subterráneas. Los resultados publicados por Olías et al. (2012), señalan que antes del derrame de relaves, el acuífero ya se encontraba contaminado en su zona más cercana a la mina y tras 10 años, los niveles de contaminación en el acuífero albergado en depósitos aluviales del Río Agrio disminuyeron de manera significativa. Sin embargo, de igual modo se observaban pH ácidos (4 a 5) y elevadas concentraciones de zinc y aluminio. Por otro lado, en el acuífero aluvial asociado al Guadiamar, se observaban también niveles significativos de contaminación.

5.3. Mount Polley, Canadá – 2014

5.3.1. Contexto

Mount Polley es una mina a cielo abierto y subterránea para la extracción de cobre y oro, localizada en la provincia canadiense de British Columbia, cercana al Lago Polley y a la quebrada Hazeltine, que constituye un afluente del Lago Quesnel. Esta mina comenzó su producción en 1997 (Roche et al., 2017) y su operación estuvo detenida entre 2002 y 2004, tras lo cual fue reanudada tanto la operación como el vertido de relaves en su presa.

Esta presa se asentó sobre materiales sedimentarios que fueron identificados como una alternancia de capas de tills glaciares, sedimentos glaciofluviales y sedimentos glaciolacustres. Estos últimos fueron caracterizados como arcilla limosa rígida y sobreconsolidada (Ministry of Energy and Mines, British Columbia, 2014).

La presa de relaves, de una superficie aproximada de 240 ha., se rompió en agosto de 2014, liberando más de 21 Mm^3 de agua y relaves (Ministry of Energy and Mines, British Columbia, 2014; Roche et al., 2017). Tras el desastre, la operación de la mina se reanudó en el 2016.

5.3.2. Factor hidrogeológico

El panel de revisores externos que investigó la rotura de la presa concluyó que su diseño no consideró la complejidad del entorno glacial del asentamiento de la infraestructura, no identificándose ni caracterizándose una capa continua de sedimentos constituidos principalmente por arcillas limosas rígidas y sobreconsolidadas de origen glaciolacustre (Ministry of Energy and Mines, British Columbia, 2014). Estos sedimentos se encontraban a más de 8 metros por debajo de la superficie del terreno (IEEIRP, 2015).

Como consecuencia del desarrollo de la infraestructura, estos sedimentos glaciolacustres fueron sometidos a una carga vertical muy elevada, incluso muy por encima de la presión de pre-consolidación. La resistencia al corte de esta unidad estaba controlada por los horizontes plásticos superiores dentro de una capa de arcillas, que perdió su resistencia al deformarse más allá de

su máximo (Ministry of Energy and Mines, British Columbia, 2014).

Se concluyó, además, que no se realizó un estudio apropiado de los materiales de apoyo, sencillamente, se asumió que eran suficientemente resistentes, sin haberse realizado una caracterización geotécnica de mayor detalle (IEEIRP, 2015; Roche et al., 2017).

5.3.3. Impactos hidrogeológicos

Este accidente, aparentemente, no impactó de manera importante en la calidad de las aguas subterráneas o superficiales debido a que los relaves contenidos en este depósito no eran generadores de ácido y su concentración de metales traza era relativamente baja (Golder Associates Ltd, 2015; Kossoff et al., 2014). Sin embargo, no existe consenso respecto a este tema y otros autores, como Lyu et al. (2019), señalan que los relaves contenían una gran cantidad de metales contaminantes, los cuales incluían níquel, plomo, cobre, manganeso y arsénico.

Sin embargo, a pesar de que probablemente la calidad de las aguas subterráneas no se haya visto significativamente impactada, como consecuencia del taponamiento de algunos cauces y de la base de los lagos con lodos vertidos tras la rotura, se estima que los patrones de flujo superficial y subsuperficial han podido verse alterados, así como las interacciones entre las aguas subterráneas y superficiales.

5.4. Fundão, Brasil – 2015

5.4.1. Contexto

Fundão corresponde a un depósito de relaves de la mina de hierro Germano, operada por Samarco, en el estado de Minas Gerais en Brasil. Fue construido progresivamente con el método de aguas arriba, y se localiza muy cerca de la localidad de Bento Rodríguez, a un poco más de 10 kilómetros de la ciudad de Mariana.

En noviembre de 2015, por la tarde, la presa comenzó a filtrar relaves y una hora después, se produjo su rotura, resultando en la liberación de 33 Mm^3 de relaves. La villa de Bento Rodríguez, localizada inmediatamente aguas abajo, se inundó rápidamente con el flujo de lodo. 17 días después, la corriente alcanzó el Valle de los Doce Ríos viajando 650 km hasta llegar al Océano Atlántico (Roche et al., 2017).

5.4.2. Factor hidrogeológico

El diseño de la infraestructura contemplaba depositar arenas cerca del muro de contención, el cual fue construido de empréstito. Las arenas serían acomodadas de manera de formasen un contrafuerte que mantendría los materiales más finos alejados del muro. Tal y como se señala en el informe de rotura (Morgenstern et al., 2016), este diseño requería un control exhaustivo de la saturación de agua en las arenas. Sin embargo, el sistema de drenaje no funcionaba

apropiadamente, producto de problemas durante la etapa final de la construcción del muro. Por consiguiente, el nivel de saturación de las arenas comenzó a elevarse, así como también su nivel freático, contribuyendo a la licuefacción de los relaves y a la rotura de la presa.

5.4.3. Impactos

Los impactos medioambientales de la rotura de esta presa de relaves son de los más catastróficos en la historia reciente, afectando de manera significativa la cuenca de los Doce Ríos y llegando incluso a impactar ecosistemas en el Océano Atlántico.

Dentro de las referencias revisadas no se han encontrado impactos a los sistemas de aguas subterráneas asociados a la rotura de esta presa. Sin embargo, se reconoce que al verse afectados los lechos de los ríos con lodo sedimentado en su base (Roche et al. 2017), es posible que la interacción natural entre el acuífero y los ríos se haya visto afectada.

5.5. Pedro Sotto Alba, Cuba

5.5.1. Contexto

La presa de relaves de la mina de níquel Pedro Sotto Alba, localizada en la provincia de Moa en Cuba, se asentó en la llanura de inundación del Río Moa, sobre depósitos aluviales del Cuaternario (Zandarín et al., 2008). Esta presa de relaves comenzó a operarse en la década de los 70.

5.5.2. Factor hidrogeológico

Dadas las bajas permeabilidades de los relaves, los niveles del agua dentro de la cubeta se encontraban siempre elevados, y ascendiendo aún más durante eventos de precipitación extraordinarios, como los de los años 1996 (722 mm en 48 horas) y 1998 (690 mm en 12 horas), afectando a la estabilidad de la presa (Zandarín et al., 2008).

6. DISCUSIÓN

Los depósitos de relaves son infraestructuras que se construyen por etapas y gran parte de su crecimiento se realiza cuando la operación ya se ha iniciado y, por consiguiente, también el aumento en la deposición de relaves. Como consecuencia de esta construcción por etapas, su diseño suele sufrir variaciones respecto del original (Blight y Fourie, 2004), modificando las necesidades de caracterización y monitoreo de su asentamiento y de los relaves que son vertidos. Sin embargo, tras iniciar la deposición de relaves, mejorar o complementar la caracterización de su fundación se convierte en una tarea más complicada.

Las roturas de Aznalcóllar (España) y Mount Polley (Canadá) comparten un factor común. En ambos casos, la investigación geológica deficiente o incompleta de la fundación contribuyó a su rotura. En Aznalcóllar, no se consideró el espesor de las margas observadas bajos los depósitos aluviales que constituían su sustrato, ni las condiciones hidrogeológicas

de las margas. Algo similar ocurrió en Mount Polley, donde no se consideró apropiadamente una capa continua de arcillas limosas encontradas unos cuantos metros bajo la superficie del suelo, las cuales eran muy sensibles a un exceso de carga.

La lección aprendida de ambos casos de estudio señala la importancia de una apropiada caracterización geológica e hidrogeológica de la fundación más allá de las unidades que se encontraran en contacto directo con la infraestructura y sus materiales. En definitiva, un buen estudio hidrogeológico previo a la construcción de un depósito de relaves debería identificar unidades que pudieran generar inestabilidad o condiciones hidrogeológicas particulares frente a las cargas crecientes que ejercerá el depósito sobre ellas.

Es universalmente reconocido que la caracterización de los relaves es fundamental durante las distintas etapas de un proyecto de depósito de relaves, así como el monitoreo de los niveles freáticos y/o presiones de poros al interior de la infraestructura lo es durante su operación. Sin embargo, la caracterización de la anisotropía en las propiedades hidráulicas dentro de una presa de relaves es una problemática menos discutida a pesar de tener un impacto significativo en el comportamiento hidrogeológico dentro del depósito de relaves.

La variación de la conductividad hidráulica a lo largo, ancho, y en profundidad de un depósito de relaves es el resultado de la combinación entre el método de descarga, la distribución espacial de las descargas en el tiempo y los procesos de compactación y consolidación tras la deposición. El perfil de propiedades hidráulicas de una infraestructura de este tipo es primordial para definir un plan de manejo integral de las aguas dentro de la infraestructura, ya sea para prevenir un ascenso en los niveles freáticos en zonas sensibles o para la recuperación optima de dicha agua para reutilizarla en el mismo proceso productivo.

Un ascenso en los niveles freáticos o las presiones de poro dentro de la infraestructura, y en particular, cerca del muro de contención, incide en la estabilidad y, por consiguiente, en el factor de seguridad de una presa de este tipo. La reducción de la estabilidad y del factor de seguridad de la presa pueden detener la operación, si se alcanzan niveles críticos que puedan provocar la rotura, desplazamientos diferenciales y/o licuefacción y esto puede ocurrir incluso si la vida útil de la mina no se ha completado y la capacidad máxima del depósito no se ha alcanzado.

Por otro lado, el contraste entre las propiedades hidráulicas dentro de la infraestructura y las de los materiales de apoyo o de asentamiento, es determinante en las direcciones de flujo de las aguas contactadas con los relaves, que potencialmente pueden constituir drenaje ácido de mina y contaminar el acuífero subyacente o sencillamente, modificar la calidad o las condiciones hidrogeológicas de las aguas subterráneas al

infiltrarse en el sustrato. De igual modo, las características naturales del acuífero y la alteración de sus gradientes hidráulicos producto de la instalación de un depósito de relaves determinarán la interacción de estas aguas subterráneas contactadas con sistemas de aguas superficiales, como lagos y ríos.

La comprensión de los fenómenos físicos y químicos que ocurren en el acuífero natural, las interacciones entre el acuífero, el depósito de relaves y los sistemas de aguas superficiales cercanos, va a permitir una adecuada gestión de las aguas, así como una apropiada planificación del monitoreo, contención de las potenciales filtraciones, definición de planes de alerta temprana, y las alternativas de mitigación y/o remediación.

Algunos de los procesos hidrogeológicos, producto de la interacción entre un depósito de relaves y el sistema de aguas subterráneas subyacente, se desarrollan principalmente en este último. Estos procesos incluyen las filtraciones de las aguas intersticiales hacia el acuífero, el desarrollo de niveles colgados que generan un cambio en la dirección de flujo de las filtraciones, el desarrollo de elevaciones locales en el nivel freático, generando un cambio en los gradientes y potenciales hidráulicos locales.

Por otro lado, hay algunos procesos que tienen lugar principalmente dentro de la infraestructura, como, por ejemplo, el aumento del nivel freático producto de la recarga por aguas subterráneas o de escorrentía superficial, facilitado por la carencia de un sistema de drenaje o de la instalación de sistemas impermeabilizantes que inhiben las filtraciones hacia el acuífero, pero también el drenaje de la infraestructura. Estas interacciones se traducen en un aumento de las presiones de poros, lo que, a su vez, da lugar a la reducción del factor de seguridad de la presa y empeoramiento de su estabilidad, y pueden provocar una rotura con vertido al medioambiente de relaves y aguas contactadas, generando pérdidas de vidas humanas, impactos ecológicos y elevados costos económicos.

Tres de los casos de estudio, se relacionan con deficiencias en los sistemas de drenaje de los depósitos. En el caso de Tapo Canyon, las presiones de poro se elevaron dentro del depósito producto de un bloqueo en el conducto principal de drenaje, mientras que en Aznalcóllar, se construyó una barrera impermeable de bentonita y cemento con el objetivo de evitar las filtraciones de aguas contactadas hacia el río, lo cual evitó, también, el drenaje del depósito, pero que, en contrapartida, aumentó la infiltración hacia los materiales del sustrato. Finalmente, en Fundão, la deficiencia del drenaje de la infraestructura condujo, también, a la elevación de los niveles dentro de la presa contribuyendo a la licuefacción de los relaves y la rotura.

Como una lección aprendida, los casos descritos permiten señalar que, el diseño de un depósito de relaves debe llegar a un equilibrio

en el que se permita el drenaje controlado de los elementos sensibles de la infraestructura, evitando problemas de estabilidad, al mismo tiempo que se minimizan las filtraciones o el impacto de estas hacia el sistema de aguas subterráneas.

El caso de Pedro Sotto Alba, donde la rotura se produce por un aumento de los niveles freáticos dentro de la presa, producto de eventos de precipitaciones importantes, permite reconocer que los procesos hidrogeológicos no deben ser estudiados de manera aislada de otros procesos, y que el conocimiento del régimen hidrológico del lugar en donde se emplaza la infraestructura, en conjunto con el entendimiento del sistema hidrogeológico, son fundamentales para desarrollar un diseño apropiado y evitar accidentes.

Es importante destacar que es común que se instalen elementos de baja permeabilidad en la base de los depósitos de relaves, como geomembranas o geotextiles o capas de sedimentos de grano fino, de modo de evitar la filtración de aguas desde el depósito hacia el acuífero. Las infraestructuras de este tipo deben ser exhaustivamente monitoreadas durante la operación y eventualmente, durante el cierre, debido a que la adición de aguas con los relaves o producto de precipitación directa y/o escorrentía superficial, suelen aumentan los niveles freáticos al interior del depósito, inhibiéndosela disipación de presión de poros. El monitoreo debe estar ligado a un plan de emergencia que contemple las acciones a seguir en caso de que los niveles freáticos alcancen un nivel crítico.

Finalmente, el caso de Tapo Canyon recuerda que el manejo de las aguas de la presa debe, necesariamente, contemplar el cierre y post cierre, a menos que se apliquen medidas de mitigación que permitan la evasión de este tipo de controles.

7. CONCLUSIONES

Este trabajo expone una revisión del estado del conocimiento asociado a las interacciones hidrogeológicas entre depósitos de relaves y los acuíferos aledaños. Se ha realizado una revisión teórica de lo que son estas infraestructuras, los materiales que las componen, su caracterización, los principales procesos por los que este tipo de infraestructura se relacionan con su entorno y, los posibles impactos que pueden producirse en el sistema de aguas subterráneas.

El contraste entre las propiedades hidráulicas a lo largo y ancho de un depósito de relaves y con su fundación, son factores determinantes en la existencia y elevación de un nivel freático dentro de la infraestructura y la conexión hidráulica entre éste y el acuífero subyacente.

El potencial y gradientes hidráulicos de línea base de un acuífero se ven siempre afectados, aunque sea de manera local, por la instalación de un depósito de relaves. La dirección de dichos gradientes influye de manera

significativa en los impactos que una infraestructura de este tipo puede ocasionar, por lo que deben ser profundamente estudiados. El desarrollo de un modelo conceptual que permita estimar las direcciones más probables de los flujos de aguas contactadas se hace necesario y eventualmente, también, un modelo numérico de flujo que permita evaluar la factibilidad de un proyecto, estimar los impactos y las correspondientes medidas de mitigación.

Una revisión de casos históricos de rotura de presas en los que algún factor hidrogeológico se vio involucrado en la rotura ha permitido reconocer la importancia de un estudio hidrogeológico de profundidad apropiada previo a la construcción y operación de un depósito de relaves. Por lo general, los factores hidrogeológicos no constituyen la principal causa de una rotura, sin embargo, contribuyen en la mayoría de los casos a que se produzca.

Entre las lecciones aprendidas tras el estudio de casos, se cuentan las siguientes:

- El estudio detallado de los materiales del asentamiento de un depósito de relaves es fundamental y debe realizarse más allá de solo los materiales que se encontrarán en contacto directo con los materiales de la infraestructura. En términos hidrogeológicos, el enfoque debe ser el reconocimiento de unidades con características particulares que puedan funcionar como barrera hidráulica por su baja conductividad o que puedan ser susceptibles de romper o sufrir deformaciones importantes producto de su debilidad y las cargas crecientes a las que se verán sometidas.
- Las unidades de baja conductividad hidráulica dentro de la infraestructura o en su sustrato pueden funcionar como barrera hidráulica limitando el drenaje dentro de la presa, aumentando los niveles freáticos, reduciendo su estabilidad de la misma y contribuyendo a la generación de condiciones desencadenantes de ruptura.
- Basado en el modelo conceptual hidrogeológico integrado de la infraestructura proyectada y el sistema de aguas subterráneas, se debe encontrar un equilibrio en el que se minimicen las filtraciones de aguas contactadas y/o drenaje ácido hacia el acuífero y eventualmente su descarga hacia cursos de aguas superficiales y se permita la liberación de presiones de poro al interior de la infraestructura.
- La planificación de la etapa de cierre de este tipo de infraestructura es muy importante, pues a pesar de que durante el cierre no se adicione agua junto con relaves al no existir explotación, las aguas meteóricas, así como también aguas de escorrentía superficial y subterránea, podrían elevar los niveles dentro de la infraestructura pudiendo afectar la estabilidad de la presa.

8. BIBLIOGRAFÍA

Ayala – Carcedo, F.J. (2004). La rotura de la balsa de residuos mineros de Aznalcóllar (España) de 1998 y el desastre ecológico consecuente del Río Guadiamar: causas, efectos y lecciones. Boletín Geológico y Minero, 115 (4): 711-738

APEGBC (2016). Professional Practice Guidelines - Site Characterization for Dam Foundations in BC. APEGBC Professional Practice Guidelines, V.1.2. 64 p.

Blight, G. Fourie, A. (2004). A review of catastrophic flow failures of deposits of mine waste and municipal refuse. En L. Picarelli (ed), Ocurrence and Mechanisms of Flow-Like Landslides in Natural Slopes and Earthfills, Proceed. Int. Workshop., Sorrento, 14-16 May:19-36. Patron: Bologna.

Blowes, D.W., Ptacek, C.J., Frind, E.O., Johnson, R.H., Robertson, W.D., Molson, J.W. (1994). Acid-neutralization reactions in inactive mine tailings impoundments and their effect on the transport of dissolved metals. Journal of the American Society of Mining and Reclamation, 429 – 438.

Carrera, I., Ayora, C., Alcolea, A. (2001). Barrera Geoquímica. Introducción. En Carrera y Mediavilla eds., Las aguas y los suelos tras el accidente de Aznalcóllar. Boletín Geológico y Minero, Instituto Geológico y Minero de España, Madrid, 111, 229-230.

Carvajal, M. (2018). Desarrollo de una metodología para análisis de estabilidad física de depósitos de relaves. Memoria para optar al título de ingeniera civil. Universidad de Chile.

Cosma, V., Lasc, G., Baraiac, O., Iancu, S. 2014. Construction, design, and evaluation of tailings dams for new mining projects.

Dennis, I., Pretorius, J., van Deventer, P., Steyl, G. (2008). Methods to assess the impacts of tailings dams on the groundwater system in South Africa. Journal of Mining and Metallurgy, 44 A (1) 59 -66

Dago G.S., Mermut A.R. (2013). Expansive Soils and Clays. InL Bobrowsky P.T. (eds) Encyclopedia of Natural Hazards. Encyclopedia of Earth Sciences Series. Springer, Dordrecht. https: //doi.org/10.1007/978-1-4020-4399-4-124.

Durkin, T. V., Herrmann, J.G. (1994). Focusing on the problem of mining wastes: An introduction to acid mine drainage. Reprint from EPA Seminar Publication no. EPA/625/R-95/007 “Managing Environmental Problems at Inactive and Abandoned Metals Mine Sites” presented at Anaconda, MT, Denver, CO, Sacramento, CA.

Eriksson, N. Adamek, P. (2000). The tailings pond failure at the Aznalcóllar mine, Spain. Environmental issues and

management of waster in energy and mineral production: proceedings of the Sixth International Conference on Environmental Issues and Management of Waste in Energy and Mineral Production: SWEMP 2000; Calgary, Alberta, Canada, May 30-June 2, 2000.

EPA (2000). Abandoned Mine Site Characterization and Cleanup Handbook.

Gao, H., Xu, Z., Wang, K., Ren, Z., Yang, K., Tang, Y., Tian, L., Chen, J. (2019). Evaluation of the impact of karst depression – type impoundments on the underlying karst water systems in the Gejiu mining district, southern Yunnan, China. Bulletin of Engineering Geology and the Environment 78, 4673-4688 (2019)

Golder Associates Ltd. (2015). Mount Polley Mining Corporation Post-event Environmental Impact Assessment Report. Appendix F: Mount Polley Tailings Dam Failure – Surface Water Quality Impact Assessment. pp. 1653–1984.

Harder, L. F., Stewart, J. P. (1996). Failure of Tapo Canyon Tailings Dam. Journal of Performance of Constructed Facilities, vol. 10, no. 3, pp. 109-114, 1996.

ICOLD, 2001. Tailings dams. Risks of dangerous occurences. Lessons learnt from practical experiences. Bulletin 121.

IEEIRP (2015). Independent Expert Engineering Investigation and Review Panel (2015). The Report on the Mount Polley Tailings Storage Facilities Breach. Vancouver, Province of British Columbia.

Johnson, AW., Gutierrez, M., Gouzie, D., Rex McAliley, L. (2016). State of remediation and metal toxicity in the tri-state Mining District, USA. Chemosphere 144: 1132 – 1141.

Kargar, M., Khorasani, N., Karami, M., Rafiee, G-R., Naseh, R. (2012). Study of Aluminum, Copper and Molybdenum Pollution in Groundwater Sources Surrounding (Miduk) Shahr-E-Babak Copper Complex Tailings Dam. World Academy of Science, Engineering and Technology, International Journal of Environmental, Chemical, Ecological, Geological and Geophysical Engineering, 5, 278-282.

Kossoff, D., Dubbin, W.E., Alfredsson, M., Edwards, S.J., Macklin, M.G., Hudson-Edwards, K.A., 2014. Mine tailings dams: characteristics, failure, environmental impacts, and remediation. Appl. Geochem. 51, 229–245.

Liang, J. And Elias, D. (2010). Seismic Evaluation of Tailing Storage Facility. Australian Earthquaje Engineering Society 2010 Conference, Perth, Western Australia.

Liu, C., Shen, Z., Gan, L., Xu, L., Zhang, K., Jin, T. (2018). The Seepage and

Stability Performance Assessment of a New Drainage System to Increase the Height of a Tailings Dam. Applied Sciences 8 no. 10: 1840.

López Pamo, E., Barettino, D., Ortiz, G., Arranz, I.C., Martinez Pledel, B. y Martin Rubi, J.A. (2001). Cartografia y cubicacion de los lodos mineros vertidos en la cuenca del rio Guadiamar y su caracterizacion quimica y mineraliogica. En Carrera y Mediavilla eds., Las aguas y los suelos tras el accidente de Aznalcollar. Boletin Geologico y Minero, Instituto Geologico y Minero de Espana, Madrid, 112, 95-102.

Lyu, Z., Chai, J., Xu, Z., Qin, Y., Cao, J. (2019). A Comprehensive Review on Reasons for Tailings Dam Failures Based on Case History. Advances in Civil Engineering 2019: 1-18.

Macklin, M.G., Hudson-Edwards, K. A., Jamieson, H. E. (1999). Physical stability and rehabilitation of sustainable aquatic and riparian ecosystems in the Rio Guadiamar, Spain, following the Aznalc´ollar mine tailings dam failure," in Mine Water and Environment, International Congress, pp. 13–17, International Mine Water Association, Wendelstein, Germany, 1999.

MEND, 2017. Study of Tailings Management Technologies. MEND Report 2.50.1

Ministry of Energy and Mines, British Columbia (2014). Mount Polley Mine. Tailings Storage Facility Breach.

Morgenstern, N. R., Vick, S. G., Viotti, C. B., Watts, B. D. (2016). Report on the Immediate Causes of the Failure of the Fundão Dam. 25 de Agosto de 2016 Crey Gottlieb Steen and Hamilton.

Oldecop, L. Zabala, F., Pacheco, R. L., Libardi, L. (2008). Funcionamiento hidráulico, estabilidad y mecanismos de rotura de presas de relaves mineros. ConferenceL V Congreso Argentino de Presas y Aprovechamientos Hidroeléctricos at: Tucuma Argentina.

Olías, M., Moral, F., Galván, L., Cerón, J. C. (2012). Groundwater contamination evolution in the Guadiamar and Agrio aquifers after the Aznalcóllar spill: assessment and environmental implications. Environmental monitoring and assessment, 184(6), 3629-364

Palancar, M. (2001). Marco Hidrologico. En Carrera y Mediavilla eds. Las aguas y los suelos tras el accidente de Aznalcollar. Boletin Geologico y Minero, Instituto Geologico y Minero de Espana, Madrid, 112, 24-48.

Priscu, C. (1999). Behavior of mine tailings dams under high tailings deposition rates. A thesis submitted to the Faculty of Graduate Studies and Research in partial fulfillment of the degree of Doctor of Philosophy, McGill University.

Quiroz, G. (2011). Metodología para realizar una evaluación hidrogeológica ambiental de un proyecto minero de sulfuros de cobre. Aplicación a un estudio de caso. Memoria para optar al título de Ingeniero Civil, Universidad de Chile.

Rana, N. M., Ghahramani, N., Evans, S. G., McDougall, S., Small, A., Take, W. A. (2021). A Comprehensive Global Database of Tailings Flows. Dataverse, V2.

Reid M.E. (2013). Pore-Water Pressure. In: Bobrowsky P.T. (eds) Encyclopedia of Natural Hazards. Encyclopedia of Earth Sciences Series. Springer, Dordrecht. http://doi.org./10.1007/978-1-4020-4399-4-272

Ren, K., Zeng, J., Liang, J., Yuan, D., Jiao, Y., Peng, C., Pan, X. (2020). Impacts of acid mine drainage on karst aquifers: Evidence from hydrogeochemistry, stable sulfur and oxygen isotopes. Science of The Total Environment, Volume 761, 2021, 143223, ISSN 0048-9697.

Rico, M. Benito, G. Salgueiro, R. Diez-Herrero, A. (2008). Reported tailings dam failures. A review of the European incidents in the worldwide context. Journal of Hazardous Materials, Volume 152, Issue 2, 2008, Pages 846-852, ISSN 0304-3894.

Roche, C., Thygesen, K., Baker, E. (Eds.) (2017). Mine Tailings Storage: Safety Is No Accident. A UNEP Rapid Response Assessment. United Nations Environment Programme and GRID-Arendal, Nairobi and Arendal.

Ruiz, E., Huamani, L., Paucar, J., Larota, J., Jimenez, C., Gallo, Y. (2021). Planning the Dewatering of a Tailings Storage Facility. Mine Water and Environment (2021) 40: 270 – 284.

Savard, M., Ahad, J., Gammon, P., Calderhead, A. (2012). A local test study distinguishes natural from anthropogenic groundwater contaminants near an Athabasca Oil Sands mining operation. 124 p.

Shoenberger, E. (2016). Environmentally sustainable mining: The case of tailings storage facilities. Resources Policy 49, pp. 119-128.

Smith, L. (2021). Hydrogeology and Mineral Resource Development. The Groundwater Project Guelph, Ontario, Canada. 69 p.

Stratchan y Goodwin (2015). The role of water management in tailings dam incidents. Proceeding Tailings and Mine Waste 2015. Vancouver, BC.

Vick, S. (1990). Planning, Design, and Analysis of Tailings Dams. 381 p.

USCOLD. (1994). Tailings Dam Incidents.

Zandarín, M.T. Oldecop, L. Rodríguez, R. (2008). Stability of a tailings dam considering the hydro-mechanical behavior of tailings and climate factors. I Unsaturated Soils: Advances in Geo-Engineering Publisher: Taylor & Francis Group, London.

Zhang, L.K.M Qin XQ, Tang, J.S., Liu, W., Yang, H. (2017). Review of arsenic geochemical characteristics and its significance on arsenic pollution studies in karst groundwater, Southwest China. Appl Geochem 77: 80-88.

WAP: *Water Acquisition Program.*

RESUMEN